

00387



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Centro de Investigaciones
en Ecosistemas

“Estrategia para el abordaje ecosistémico de
una investigación en restauración ecológica,
aplicada al caso del bosque tropical seco de
la región de Chamela”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

DOCTORA EN CIENCIAS

P R E S E N T A

Ana Laura Burgos Tornadú

DIRECTOR DE TESIS: Dr. Manuel Maass

Morelia, Michoacán



Agosto 2004



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MEXICO

**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
COORDINACIÓN**

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.
 NOMBRE: Ana Laura Burgos Tornado
 FECHA: 31-08-04
 FIRMA: [Firma]

Ing. Leopoldo Silva Gutiérrez
 Director General de Administración Escolar, UNAM
 Presente

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 9 de agosto del 2004, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de DOCTORA EN CIENCIAS de la alumna ANA BURGOS TORNADÚ con número de cuenta 97808343 y número de expediente 3971146, con la tesis titulada: "ESTRATEGIA PARA EL ABORDAJE ECOSISTÉMICO DE UNA INVESTIGACIÓN EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA, APLICADA AL CASO DEL BOSQUE TROPICAL SECO EN LA REGIÓN DE CHAMELA", bajo la dirección del Dr. Manuel Maass Moreno

- Presidente: Dr. José Sarukhán Kermez
- Vocal: Dra. Alicia Castillo Álvarez
- Vocal: Dr. Edmundo García Moya
- Vocal: Dr. Roberto Lindig Cisneros
- Secretario: Dr. Felipe García Oliva
- Suplente: Dr. José Alejandro Zavala Hurtado
- Suplente: Dr. Oscar Briones Villarreal

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
 "POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
 Cd. Universitaria, D.F., a 20 de agosto del 2004.

Dr. Juan José Morrone Lupi
 Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del interesado

A Eduardo, por todo.
A Betty, por estar ... siempre.
A Enzo, Bruno y Lucrecia, porque
iluminan cada día.

*"La complejidad necesita una estrategia.
La estrategia permite, a partir de una decisión inicial, imaginar un cierto número de
escenarios para la acción. Estos escenarios podrán ser modificados según las
informaciones que nos lleguen en el curso de la acción y según los elementos aleatorios
que sobrevendrán y perturbarán la acción."*

Edgar Morin
"Introducción al pensamiento complejo" (1990)

Agradecimientos

Sin duda la culminación de un doctorado constituye el fin de una etapa (¡larga por cierto!) y, como tal, es inevitable el repaso de los últimos años recorridos. Surgen personas que fueron moldeando cada momento, que posibilitaron el camino andado. Uno se convence, finalmente, de que en estos momentos históricos en los cuales, a veces, todo parece difícil e inútil, la presencia y calidez de la gente que nos rodea, se vuelve fundamental para darle sentido a esta aventura del conocimiento.

Quiero iniciar mis reconocimientos mencionando a mi tutor, el Dr. Manuel Maass. Me es difícil encontrar palabras adecuadas para expresar mi agradecimiento hacia Manuel. El crecimiento profesional que este postgrado me ha permitido, no hubiera sido el mismo sin su cercanía y guía. Sus ideas, su visión, su entusiasmo y su enorme generosidad me han enseñado muchas cosas: el amor por las ideas y emprendimientos nuevos, la audacia hacia lo desconocido y hasta el volver a creer en la ciencia en algunos momentos de desencanto.

Los años de trabajo de esta tesis también fueron acompañados por los miembros de mi Comité Tutoral, con quienes pude contar en todo momento: Dr. Felipe García-Oliva (¡cuanta paciencia!), Dr. José Sarukhán y Dr. Alejandro Zavala. A ellos, mi enorme, enorme agradecimiento por guiarme y ayudarme a disfrutar este camino de la ciencia.

La revisión de esta tesis por miembros del jurado, la Dra. Alicia Castillo y los Dres. Oscar Briones, Edmundo García Moya y Roberto Lindig, fue sumamente enriquecedora, gracias a la capacidad, conocimiento y dedicación de todos ellos, lo cual resultó en una corrección minuciosa y retroalimentación gratificante.

Sin duda la lista sigue. La comunidad del CIEco ha sido un entorno maravilloso, seguramente difícil de replicar, para aprender y aprender a pensar. Todos, créanme, han marcado a fuego mi formación académica en México. ¡Gracias a todos! Quiero mencionar, además, a los investigadores del Proyecto "Cuencas", particularmente a los Drs. Víctor Jaramillo, Angelina Martínez y Patricia Balvanera por el asesoramiento en temas puntuales.

Quiero hacer un reconocimiento especial al equipo de técnicos que posibilitaron el desarrollo del trabajo. Ellos son: Raúl Ahedo (administración y gestión), Salvador Araiza y Abel Verduzco (tareas de campo), Maribel Nava (laboratorios) y Heberto Ferreira (computo). Gracias a todos por su valioso apoyo.

Deseo agradecer también al Dr. Martín Arreola-Zarco por las enseñanzas referidas al medio rural. De igual forma, al Ing. Héctor Regla-Vázquez, Sec. de Asuntos Agrarios del Municipio de La Huerta en el año 2000, por el apoyo y atención dispensada. Mi reconocimiento a la amable y paciente atención del personal de la oficina de INEGI-Morelia al asesorarme en la

búsqueda de la información estadística Deseo agradecer especialmente a las familias campesinas que me abrieron sus puertas y sus parcelas para hacer posible este trabajo. Entre ellos al Sr. Benigno Sánchez de la loc. de Zapata, por su enorme apoyo a mi labor. Ellos me han mostrado que nuestra labor científica tiene más sentido aún, si podemos compartirla juntos.

La fase experimental (Capítulo V), demandó un arduo trabajo de campo, en el cual participaron muchas personas que la hicieron posible. Quiero agradecer especialmente a mis compañeros Tamara Ortiz y Humberto Rendón que colaboraron en tareas durante la preparación en vivero de plántulas. A Juan Flores (el Rayas), habitante del ejido de Villa, quién pacientemente me asistió en las tareas de campo. A los trabajadores de la Estación de Biología quienes facilitaron la preparación del experimento e hicieron de mi estancia muchos buenos momentos. Al vivero de la SAGARPA de Pino Suárez, (Jalisco), que donó 600 plántulas que fueron incluidas en el diseño experimental. Al Proyecto "Cuencas", mi enorme agradecimiento por haber impulsado esta etapa del estudio y sostenido económicamente los requerimientos de materiales y mano de obra para que sea ejecutada, mediante apoyos del CONACYT, la DGAPA y al CIEco. Deseo mencionar el apoyo de la Estación de Biología de Chamela a través de su director, Dr. Ricardo Ayala; y la colaboración de la Fundación Cuixmala, al facilitar sus terrenos para el establecimiento de una parte del experimento.

A Beto Rendón y Tamara Ortiz, reitero mi agradecimiento. Por coincidir en esa necesidad "interna" de devolver a los campesinos de la región tantas gentilezas, tiempo, paciencia y buenos tratos en el apoyo a nuestras tesis. Y por eso la Primera Visita a la Estación de Biología. ¡Amigos, ... gracias por coincidir!

Deseo mencionar el apoyo y hospitalidad que Maria Marta Chavarría, Felipe Chavarría y Roger Blanco, del Área de Conservación Guanacaste, me brindaron durante mi estancia en Costa Rica para conocer la experiencia de restauración del bosque allí realizada.

A Lyliana Rentería, Carlos Anaya, Noe Montaña y Beto Rendón: ¡mil gracias! por tantas horas de cubículo compartido, y por compartir la incertidumbre y el ánimo para cumplir objetivos que parecen arduos y lejanos (pero que ¡¡se cumplen!!).

Y finalmente, mi agradecimiento con todo mi corazón a Eduardo, mi compañero, mi bastón, mi amigo, mi vida. Su generoso apoyo en todo momento y su entrega han posibilitado el esfuerzo sostenido de tantos años de trabajo. Gracias por todo y por compartir la aventura de criar tres pequeñas fieras.

La realización de este postgrado fue posible gracias a la Dirección General de Estudios de Postgrado de la UNAM (DGEP) quien me asignó una beca para ello. También, el CONACYT a través del proyecto G-2724, apoyó económicamente a través de una beca los últimos meses de trabajo y realización de este manuscrito.

Burgos, A. 2004. Estrategia para el abordaje ecosistémico de una investigación en restauración ecológica, aplicada al caso del bosque tropical seco en la región de Chamela. Tesis de Doctorado en Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México; México, 196 pp.

Palabras clave: sucesión, manejo de ecosistemas, medio rural

Resumen

La fragmentación del conocimiento y el aislamiento entre la investigación y la práctica existentes en el área de la restauración ecológica motivaron el primer objetivo de este trabajo el cual fue diseñar una estrategia de investigación para promover un abordaje integral del fenómeno de estudio y promover un acercamiento entre el proceso de investigación y aquel para la toma de decisiones sobre el ambiente. El segundo objetivo fue aplicar dicha estrategia al estudio de la transformación y potencial recuperación del bosque tropical seco en la región de Chamela (Jalisco).

El soporte conceptual de la estrategia provino de varias fuentes: los principios del manejo de ecosistemas, el paradigma del pensamiento complejo, la tipología de investigación ecológica, los sistemas de información ecológica y los elementos de la teoría ecológica trascendentes para atender investigaciones en restauración ecológica. La estrategia quedó constituida por cuatro fases: 1) Diagnóstico ecológico de la condición transformada; 2) Información requerida para la toma de decisiones, 3) Experimentación y 4) Integración de la investigación. La estrategia resultó de carácter adaptativo, pues fue diseñada para operar en sucesivos ciclos de trabajo que permiten continuas aproximaciones al fenómeno de estudio contemplando diversos enfoques (descriptivo, experimental, construcción de modelos); propiciando la inserción de los productos de investigación en los contextos de manejo a través de diversos mecanismos (consideración de la información requerida para la toma de decisiones, reconocimiento de los circuitos de información en el socio sistema local; integración entre sectores; formulación de recomendaciones derivadas de la investigación, etc.) (Capítulo II).

Esta estrategia fue aplicada al estudio de las laderas transformadas desde bosque tropical seco a pradera con uso pecuario prolongado en la costa del Municipio de la Huerta (Jalisco), donde opera la Estación de Biología de Chamela, rodeada de ejidos y comunidades agrarias. Esta tesis completó un primer ciclo de trabajo (Capítulos III, IV, V y VI) y estableció un conjunto de consideraciones como punto de partida para uno nuevo (Capítulo VII).

La Fase de Diagnóstico (Capítulo III) fue desarrollada usando tres enfoques complementarios: a) la expansión de las escalas de tiempo y espacio en torno al sistema focal; b) la caracterización de las laderas convertidas a pradera, con énfasis en variables de su función hidrológica y c) la caracterización del sistema agrario del Municipio de La Huerta. La expansión de la escala temporo-espacial tuvo como objetivo describir los patrones de cambio en la vegetación asociados al uso del suelo e identificar los caminos sucesionales posibles en diferentes unidades del paisaje donde se encuentran insertas las laderas de estudio, con un horizonte temporal de 20 años. Esta descripción fue realizada con un modelo conceptual de estados de la vegetación y transiciones construido con un simulador de Redes de Petri y posteriormente verificado con narrativa ambiental, analizando la percepción de 28 habitantes locales de la costa del Municipio de la Huerta. Tres principales caminos sucesionales fueron detectados: a) el que ocurre en las zonas planas donde el bosque subcaducifolio fue reemplazado por agricultura, b) el que ocurre en las laderas donde el bosque seco fue reemplazado por praderas y c) el que ocurre en las crestas de los lomeríos donde se da la extracción selectiva de madera sin tumba rasa. Las áreas cultivadas y las praderas son estados antrópicamente sostenidos pero de no-equilibrio en el sistema, pues requieren de un régimen de disturbio continuado (desbrotes, fuego, herbicidas, ganado) para ser sostenidas y evitar su rápido tránsito a una configuración de monte espinoso persistente.

Para caracterizar la condición de pradera con uso pecuario prolongado (estado-P), se evaluaron 7 variables estado vinculadas a la función hidrológica a nivel de sitio: densidad aparente del suelo, infiltración, concentración de Carbono y porcentaje de arenas, temperatura del suelo superficial; demanda evaporativa e índice de atenuación. Otras variables-estado, referidas a la estructura de la vegetación fueron: la producción primaria neta aérea, la composición florística del pastizal, la cantidad de mantillo y la composición del banco de semillas por clases florísticas. Como referencia, se utilizaron laderas equivalentes con bosque tropical seco sin perturbar (estado-B). El estado-P exhibió valores significativamente mayores de densidad aparente, tiempo de infiltración, temperatura del suelo y demanda evaporativa y valores menores en la concentración de carbono y en el índice de atenuación, que el estado-B. Las variables estructurales como la producción primaria neta y el contenido del mantillo presentaron valores similares entre P y B, aunque mayores investigaciones se requieren para comprender la eficiencia energética de la condición de pradera. El banco de semillas en P no presentó un número relevante de semillas de árboles nativos de la selva. El sistema en su

estado P exhibe un deterioro de la capacidad para retener agua, constituyendo un ambiente hídrico-térmico potencialmente más restrictivo para la germinación y establecimiento de plántulas.

El tercer enfoque descriptivo reconoció el componente humano como parte del sistema para comprender las causas de la transformación, asociadas al medio rural. Se realizó una caracterización del sistema agrario del Municipio de la Huerta, mediante la construcción de una tipología de productores, a través de la subregionalización del municipio. Se utilizó la base de datos AGROS para construir 27 indicadores para las 10 Áreas Geoestadísticas Básicas en las cuales está dividido el municipio. Se realizó un análisis de componentes principales para ordenarlas según similitudes en torno a los módulos de crianza, cultivo, forestal, tenencia; incluyendo indicadores del subsistema de decisión (rasgos de la familia). Si bien el módulo de crianza de ganado bovino resultó fuertemente arraigado en todo el municipio, varias diferencias señalan que cuatro tipos de sistemas de explotación familia parecen estar presentes en La Huerta. El peso y magnitud del módulo de crianza y de la presencia del cultivo en las unidades de producción, así como la proporción del trabajo extra-finca de los pobladores y el acceso a la educación son algunas variables que destacaron para la construcción de la tipología

La segunda fase (Capítulo IV) desarrolló un análisis para promover la inserción de la actividad científica en el proceso de toma de decisiones. El análisis identificó, por un lado, la información requerida para la gestión de praderas, dirigida a recuperar algún atributo del bosque original. La información necesaria fue dividida en decisiones estratégicas, definiciones tácticas, del sistema de referencia y del proceso mismo de toma de decisiones. Por el otro, se identificaron los sectores sociales involucrados en el socio sistema de la región de Chamela, los cuales fueron asociados a las acciones que cada uno debe cubrir para impulsar el flujo de información para el manejo ambiental. Ambos análisis, junto al diagnóstico, permitieron orientar la generación de preguntas de investigación, en función del problema ambiental detectado, del destino elegido de la intervención y reconociendo los flujos de información que pueden ser enriquecidos con la información generada. La obtención de una comunidad secundaria en praderas, más diversa y con mayor valor maderable que las comunidades espinosas que aparecen tras el abandono de praderas, fue el objetivo planteado en este primer ciclo de investigación para abordar la fase experimental.

En la Fase Experimental (Capítulo V) se establecieron preguntas de investigación e hipótesis destinada a aumentar la comprensión de los condicionantes del establecimiento de plántulas en las praderas, utilizando como especies candidato árboles nativos de valor maderable: *Swietenia humilis*, *Caesalpinia platyloba*; *C. sclerocarpa*, *Cedrella sp.* *Cochlospermum vitifolium* también fue incluida. Los experimentos evaluaron la respuesta de plántulas y semillas incorporadas al suelo bajo los ambientes de bosque y pradera, donde los ambientes hídrico y térmico mostraron diferencias. También se evaluó el impacto de enmiendas edáficas sobre la estructura del suelo de las praderas y su efecto sobre la supervivencia de plántulas. A pesar de que las hipótesis de trabajo propusieron que las respuestas serían mejores en el ambiente de bosque que en la pradera, y en micro-sitios con enmiendas que en aquellos sin ellas, los resultados estadísticos no mostraron evidencias significativamente favorables a dichas hipótesis. En cambio, los resultados sugirieron que la orientación de la ladera fue un factor más determinante para favorecer la supervivencia que la cobertura (bosque-pradera), al menos, bajo las condiciones meteorológicas de años secos (500 mm). Las plántulas de laderas norte mostraron una mejor supervivencia que las de otras orientaciones, ya sea con cobertura de pradera o bosque. Las enmiendas edáficas aplicadas en las praderas fueron eficaces para el mejoramiento de las propiedades del suelo pues acercaron los valores de la densidad aparente, la concentración de carbono total y el tiempo inicial de infiltración de agua a los valores de referencia medidos en bosque sin perturbar. Sin embargo, estas mejoras en el suelo redundaron en mayores supervivencias en las laderas de orientación sur, sólo en términos de tendencias estadísticas, sin ser resultados concluyentes. Las plántulas en ladera con pradera de exposición norte no mostraron ninguna diferencia entre los micro-sitios con enmiendas o sin ellas. En términos sucesionales, las oportunidades creadas o no por años húmedos o secos; la orientación de la ladera; la cobertura bosque-pradera y el micro-sitio podrían ser, en ese orden, cuatro condicionantes jerárquicos del establecimiento de plántulas en laderas. La incidencia de factores bióticos, como la disponibilidad de propágulos, deben ser mejor explorados para evaluar esquemas de manejo sucesional antes de promover esfuerzos ligados a la modificación del ambiente abiótico, particularmente en laderas norte.

La Fase de Integración (Capítulo VI), estuvo enfocada sobre dos aspectos: a) la integración teórico-conceptual y, b) la integración entre los sectores científico y rural, el segundo de los cuales es el manejador directo de estos bosques. La integración conceptual se impulsó con la construcción de un modelo explicativo de la dinámica de la vegetación en bosques secos sin y con perturbaciones antropogénicas, el cual se basó en el comportamiento de la tasa de cambio de variables estructurales en función del tiempo. En este modelo la principal fuerza que dinamiza la vegetación en ausencia

de disturbios antropogénicos es la secuencia de años secos y húmedos; las altas tasas de cambio siguiendo a disturbios antropogénicos se explican por la liberación masiva de agua subsuperficial resultante de la ausencia de biomasa verde (ausencia de transpiración). El modelo explicativo fue acompañado de la identificación de los lazos de retroalimentación que operan en el sistema para establecer los estados de equilibrio (bosque, monte espinoso) y expulsar al sistema de puntos de no-equilibrio (pradera). Finalmente la integración intersectorial se promovió desde dos ángulos: a) con un compendio de recomendaciones de manejo de las laderas con pradera y b) con una actividad de enlace con algunas familias campesinas de la región de Chamela.

La aplicación de una estrategia permitió un abordaje ordenadamente integral y complementario de la investigación sobre el fenómeno de transformación y recuperación del bosque seco en la región de Chamela. Para un nuevo ciclo de trabajo debe considerarse: - la caracterización de las variables-estado en el estado de monte espinoso; - la realización de una caracterización más fina de los proyectos de las familias campesinas; - la gran importancia del "efecto ladera" y de la alta variabilidad interanual en las lluvias en el establecimiento de plantulas; - la experimentación con un mayor número de especies nativas de interés local; - la generación de hipótesis a partir del modelo explicativo de la dinámica de la vegetación en bosques secos;- el enriquecimiento del modelo explicativo con la inclusión de factores relacionados con la dinámica de los nutrientes; - una derivación de recomendaciones más inclusiva de aspectos sociales y económicos y su vinculación el circuito de información y el proceso de toma de decisiones y - la incorporación desde el diseño del proyecto, de actividades participativas a niveles locales (ejidos) y regionales (municipio) con los sectores ligados al manejo de los ecosistemas.

Burgos, A. 2004. Strategy for boarding an integrated ecological restoration research, applied on the case of tropical dry forest in the Chamela region.

Key words: succession, ecosystem management, rural sector

Abstract

Knowledge fragmentation and weak links between theory and practice that exist in restoration area motivated the first objective of this work. It was to design a research strategy to promote an integrated approach to study damaged ecosystems and impel the meeting of research process with decision-making process about environment. The second objective was to apply the strategy to study the transformation and potential recovery of tropical dry forest in the Chamela region (Jalisco State).

Conceptual support of the research strategy became of several sources: the ecosystem management principles, the paradigm of complex thinking, the typology of environmental ecological research, the ecological information system and main concepts of ecological theory relevant to restoration research. Strategy consisted in four phases conforming a cycle of scientific work: 1) Ecological diagnosis of transformed condition; 2) Detection of information gaps for decision making process, 3) Experimentation and 4) Research integration. Strategy resulted with an adaptive sense, since it allows applying the research in successive work cycles considering several approaches (descriptive, experimental, modeling). Strategy also contemplated the insertion of research products in the context of management by means of mechanisms such detection of information needs and identification of information circuit in local socio system; sectorial bringing up and management recommendations (Chapter II).

This strategy was applied to study slopes transformed from tropical dry forest to pasture for livestock in western Mexico (La Huerta Municipality - Jalisco). The Chamela Biological Station is located there, but rural communities occupy the region. This research completed a first cycle of work guided by the strategy (Chapters III, IV, V and VI). Finally, several considerations were identified for a new (Chapter VII).

Diagnosis phase (Chapter III) was developed using three complementary approaches: a) the scale expansion around focal ecosystem; b) the characterization of slopes evaluating state-variables and, c) the evaluation of rural system of the La Huerta Municipality.

The objective of scale expansion was to describe patterns of vegetation changes associated with land-use, to identify successional pathways. The description was obtained using a conceptual model of states and transitions built with a Petri net simulator. Environmental narrative was used to validate the model, analyzing the perception of 28 local inhabitants. Three main successional pathways were detected: a) forest replaced by agriculture in flatlands, b) pasture established on slopes and iii) wood extraction carried out without slash and burn on hills crests. If cultivated areas in flatland and pasture fields on slopes are not continuously maintained by farmers, thorny vegetation develops within one to three years. If left untouched, this secondary vegetation becomes a low forest dominated by *Acacia* and *Mimosa* sp. persisting for at least 20 years.

To characterize pasture condition (P-state), seven state-variables were evaluated, related with hydrological function: bulk density, infiltration, carbon concentration, texture, temperature of superficial soil, evaporative demand and attenuation index. Others state-variables were related with structure of vegetation: aboveground primary production, floristic composition, litter content and seed bank. As reference state, slopes with undisturbed tropical dry forest were also sampled (B-state). P-state showed higher values of bulk density, infiltration rate, soil temperature and evaporative demand, and lower values of carbon concentration and attenuation index than equivalent slopes in B-state. Seed bank in P-state didn't show native tree seeds. The values of vegetation variables such aboveground primary production and litter content in P state ranged near those in B-state, but future research are necessary to understand energetic efficiency of transformed condition. The ecosystem showed worst abiotic conditions in P-state than B-state. Potentially, P could be a more restrictive environment for the germination and establishment of seedlings.

The third descriptive approach for the diagnosis recognized human component of ecosystems for a better understanding of transformation causes. A typology of farmers was constructed, using 27 indicators that were ordered with a principal component analysis. Four main types of farmers were detected, related with sub regions within La Huerta Municipality. In spite of livestock breeding was the main activity; a heterogeneous rural reality was identified. Secondary and tertiary activities of peasants and education seem to be relevant indicators to establish differences between types.

The second phase (Chapter IV) developed an analysis to promote the insertion of research in the decision making process. On one hand, it identify information needs to manage pastures, when some attribute of native ecosystem was

selected to recovery. Information needs were divided in: strategic definitions, tactical decisions, selection of a reference state and knowledge about the processes of decisions themselves. Complementary approach analyzed social sectors involved in local socio-system, which were associated with actions that each one should cover to impel information fluxes. Both analyses and the initial diagnosis allowed orienting the selection of research questions, regarding the punctual environmental problem and recognizing the fluxes of information that must be enriched with research products. The selected goal in this first cycle of work to orient Experimental Phase was to obtain a secondary community, more diverse and with higher forestall value than thorny vegetation community that appeared after pasture abandonment.

In experimental phase (Chapter V), research questions and hypothesis were directed to increase understanding of successional dynamic in pasturelands. Native tree species with forestall value such *Swietenia humilis*, *Caesalpinia platyloba*; *C. sclerocarpa*, *Cedrella sp* were used as candidate-species. *Cochlospermum vitifolium* was also included. Experiments evaluated the relative performance of seedlings and introduce seeds in pasture and forest, where hydrologic and thermal environment showed differences. Impact of a remediation technique on soil structure and the effect on seedling survival was also evaluated. In spite of working hypothesis predicted that a better result should be obtain in forest and micro sites with remediation techniques, statistical results wasn't significant to sustain them. But, result suggested that slope orientation was a factor with a strong effect on survival, at less in years with a low precipitation (500 mm). Seedlings of north faced slopes with pasture showed a better survival than seedlings of other orientations, with pasture or forest covertures. Soil remediation techniques ameliorated soil properties since values of bulk density, carbon concentration and infiltration rate were more closed to reference values of forest. However, soil amelioration promoted higher seedling survival on treated micro sites on south faced slope, but only as statistical tendencies. Seedlings on north faces slopes didn't show a higher survival in treated micro-sites. In successional terms, opportunities creates by sequences of wet and dry years, slope orientation, covertures, and micro site-conditions could be four hierarquic conditionings of seedlings establishment when seeds are available. Incidence of biotic factors such seed availability, rest to be explored for evaluating intervention schemes, before promoting actions linked to abiotic environment modification, particularly in north faced slopes.

Integration phase (Chapter VI) focused on two aspects: a) Theoretical integration and c) sectorial bringing between scientific and rural sectors, the last was the main change agent of regional forest. Theoretical integration was impelling by the building of an explicative model about vegetation dynamic in tropical dry forest affected by anthropogenic disturbances. The model based in the change rate of structural variables along time. In the model, the main force that dynamism vegetation when anthropogenic disturbance were absent, is the sequence of dry and wet years. The high change rate observed following anthropogenic disturbances was explained by the liberation of massive water availability in sub-surface soil, consequence of green biomass elimination (transpiration absence). Explicative model was accomplish by the identification of feedback loops that work in the system to create equilibrium states (forest, thorny vegetation) or no-equilibrium conditions (pasture). Finally, intersectorial bringing was promoted with a linking activity with peasant families of Chamela region.

Strategy application allowed boarding in an integrative and complementary way, the research about the transformation of tropical dry forest and potential recovery of attributes in the Chamela region. A new cycle of work should must consider: - the characterization of thorny vegetation state; - the study of familiar strategies of rural inhabitants of the region; - the high importance of slope effect and the variability of annual rainfall on seedling establishment; - the experimentation with new candidate-species with use value; - the generation of hypothesis emerged of explicative model of vegetation dynamic; - the inclusion in the model of other factors such nutrient dynamic; - a more inclusive derivation of management recommendations of social and economical considerations and the link with decision making process; - and the incorporation since project formulation of participative activities with sectors linked to local ecosystem management.

INDICE GENERAL

CAPITULO I

Contexto y objetivos

Presentación	1
Breves consideraciones conceptuales	
1 - Restauración Ecológica y Ecología de la Restauración	3
2 - El enfoque sistémico	4
Objeto de estudio	
1 - El Bosque Tropical Seco	5
2 - Antecedentes: La Región de Chamela	
Objetivos de la investigación	
1 - Alcances de este trabajo	11
2 - Preguntas y objetivos	11
3 - Inserción institucional	13
Literatura citada	14

CAPITULO II

Abordaje de la investigación

Presentación	17
El concepto de Manejo de Ecosistemas y su importancia en la definición de una estrategia de investigación en restauración ecológica	
1 - Antecedentes del concepto	19
2 - Ideas subyacentes a la restauración ecológica	22
Estrategia para el abordaje ecosistémico de una investigación en restauración ecológica	
1 - Introducción	25
2 - Estructura y descripción de la estrategia	26
3 - Carácter adaptativo de la estrategia y su aplicación al caso de Chamela	38
Literatura citada	40

CAPITULO III

Primera fase: Caracterización y diagnóstico del sistema de estudio

Presentación	45
Cambios en la vegetación asociados al uso de la tierra en áreas ocupadas por Bosque Tropical Seco en el Occidente de México	
1 - Introducción	47
2 - Métodos	48
3 - Resultados	50
4 - Discusión	54
Literatura citada.....	57
Caracterización de laderas convertidas a pradera con largo tiempo de uso pecuario sustitutas del bosque tropical seco en la Región de Chamela	
1 - Introducción	59

2 - Materiales y Métodos	60
3 - Resultados y Discusión	66
4 - Diagnóstico Ecológico: restricciones para la auto recuperación del sistema	78
5 - Conclusiones	80
Literatura citada	81
Caracterización del sistema agrario del Municipio de La Huerta (Jalisco) en el contexto de la investigación en restauración ecológica del Bosque Tropical Seco	
1 - Introducción	83
2 - Materiales y Métodos	84
3 - Resultados	92
4 - Discusión	95
5 - Consideraciones finales	100
Literatura citada	101

CAPITULO IV

Segunda fase: Información científica para la toma de decisiones

Reconocimiento de necesidades de investigación para la toma de decisiones respecto a la gestión de las praderas con uso pecuario prolongado

1 - Introducción	103
2 - La situación en Chamela	104
3 - Necesidades de investigación para orientar la fase experimental	107
Literatura citada	110

CAPITULO V

Tercera fase: Experimentación

Condicionantes del establecimiento de individuos arbóreos en praderas con uso pecuario prolongado y en bosque tropical caducifolio

1 - Introducción	111
2 - Materiales y Métodos	113
3 - Resultados	122
4 - Discusión	134
5 - Condicionantes del establecimiento de plántulas	137
6 - Acciones para propiciar el enriquecimiento forestal en praderas	139
Literatura citada	140

CAPITULO VI

Cuarta fase: Integración de la investigación

Presentación	143
Modelo explicativo de la dinámica de la vegetación en el bosque seco de la Región de Chamela	
1 - Introducción	145
2 - Marco de referencia: Arreglo jerárquico de causas sucesionales	145
3 - Modelo explicativo sobre la dinámica de la vegetación para el bosque seco de Chamela	148
4 - Discusión	165

Literatura citada	167
Consideraciones ecológicas para la formulación de recomendaciones de manejo para las laderas con praderas con uso pecuario prolongado	
1- Introducción	169
2- Compendio de consideraciones ecológicas para formular recomendaciones	170
3 - Comentario final	175
Interacción entre sectores: Reflexiones desde una actividad de enlace con el campesinado local en la región de Chamela	
1 - Introducción	177
2- Descripción de una actividad con el campesinado local en la Estación de Biología de Chamela	177
3 - Balance: Reflexiones hacia el Manejo de Ecosistemas	179
Literatura citada	180

CAPITULO VII

Consideraciones finales

Aportes de esta tesis a las preguntas de investigación	183
Consideraciones finales para un nuevo ciclo de investigación	189

ANEXO

Sobretiro del artículo publicado derivado de esta tesis (Capítulo III, parte 1)
 "Vegetation changes associated with land-use in tropical dry forest of western Mexico". Agriculture, Ecosystem and Environment. En prensa. 2004.

Presentación

Dos facetas contradictorias del desarrollo social han sido legadas de la centuria pasada. Por un lado, un despliegue tecnológico que permite estudiar fenómenos mucho más allá de las fronteras de la percepción humana, como el desciframiento del genoma humano y la exploración del universo lejano. Por el otro, un avance en la destrucción de los ecosistemas naturales en los cuales la humanidad ha soportado su desarrollo histórico y de los cuales, aún, depende (Daily, 1997).

El daño progresivo que ocurre sobre los ecosistemas ha impulsado la necesidad de ejecutar acciones que permitan contrarrestar las actuales tendencias de deterioro. Sin embargo, los ecosistemas dañados son la expresión resultante de una intrincada red de relaciones ecológicas afectadas y condicionadas por factores culturales tales como necesidades económicas, prácticas sociales, decisiones políticas y aspectos históricos. Esta red entretejida de múltiples causas y efectos, ubica a los ecosistemas deteriorados dentro del campo de los fenómenos complejos (García, 1986).

La investigación dirigida a la recuperación de ecosistemas ha sido señalada como uno de los campos más importantes de la investigación ecológica actual (Hobbs y Harris, 2001; Ormerod, 2003) y varias razones se pueden mencionar para ello. El deterioro de los ecosistemas conlleva la alteración de funciones que, a distintas escalas de espacio y de tiempo, redundan ó redundará en peores condiciones de vida humana. A escalas locales, el deterioro impone efectos directos sobre comunidades campesinas o urbanas de pequeña magnitud, para las cuales la alteración en los ritmos hidrológicos, la pérdida de tierras productivas y fertilidad, y espacios culturalmente valorados, restringen severamente sus condiciones de vida actuales. A escalas regionales, las conexiones funcionales entre ecosistemas adyacentes y los efectos sinérgicos existentes en diversos procesos de deterioro progresivo, determinan que las consecuencias de un ecosistema dañado se trasladen espacialmente y se amplifiquen, involucrando mayores extensiones donde la vida humana se ve afectada. A escalas globales, la pérdida de biodiversidad y el cambio de uso de la tierra, magnificados a escala planetaria, establecen un escenario no sostenible en el largo plazo para la permanencia de la especie humana.

La investigación dirigida a la recuperación de ecosistemas dañados se ha desarrollado con mayor énfasis en los últimos 20 años en la comunidad científica europea y norteamericana, aunque su desarrollo ha respondido de manera diferencial de acuerdo a las particularidades históricas y de contexto de dichas comunidades científicas (Ormerod, 2003). Actualmente, la *Ecología de la Restauración* es reconocida como una disciplina próspera e innovadora, impulsada en gran medida por la Society for Ecological Restoration fundada en 1993 en los Estados Unidos (Ormerod, 2003). En México, la emergencia de esta disciplina es más incipiente y muchas facetas de la investigación en restauración ecológica y sus vínculos con las acciones efectivas de recuperación apropiadas para este país, deben aún ser abordadas, comprendidas y discutidas. Esta tesis intenta ser una contribución a la ciencia de la restauración en el contexto mexicano de su desarrollo.

Breves consideraciones conceptuales

1- Restauración Ecológica y Ecología de la Restauración

De acuerdo con la Sociedad para la Restauración Ecológica de Estados Unidos (SER), la *Restauración Ecológica* es el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2002). Es, por lo tanto, una forma de manejo diseñada y ejecutada en ámbitos como las agencias de gobierno, comunidades rurales y organizaciones no gubernamentales (Hobbs y Harris, 2001). La *Ecología de la Restauración*, por su parte, es una disciplina científica que desarrolla y pone a prueba el cuerpo teórico para reparar ecosistemas dañados (Palmer *et al.*, 1997; Figura 1).

El vínculo entre la teoría y la práctica ha sido reconocido como un ingrediente clave en el éxito de las iniciativas para recuperar sistemas dañados. Sin embargo, la interacción entre ambas es débil o inexistente, lo cual constituye una inquietud en el ambiente científico internacional (Palmer *et al.*, 1997; Allen *et al.*, 1997; Diggelen *et al.*, 2001; Hobbs y Harris, 2001; Pfadenhauer, 2001). México no es ajeno a esta situación, por lo cual un esfuerzo particular debe ser asignado para conectar la investigación en restauración ecológica con las necesidades de información de los interesados directos y tomadores de decisiones vinculados al manejo de los ecosistemas.

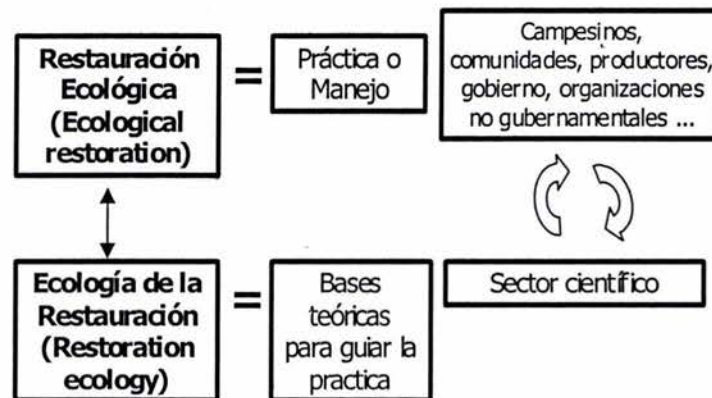


Figura 1. Esquema que señala las diferencias entre Restauración Ecológica y Ecología de la Restauración. La interacción entre ambas (flecha negra) es la situación más deseable. Ello demanda la conexión entre la teoría y la práctica y, por lo tanto, la circulación de la información (flechas blancas) entre el sector científico y los tomadores de decisiones o manejadores directos.

2 - El enfoque sistémico

La investigación para la recuperación de ecosistemas dañados, al igual que otras áreas de la investigación científica, actualmente sufre una fragmentación en el abordaje de los fenómenos que estudia. Esto es particularmente alarmante pues los ecosistemas dañados son ejemplos de sistemas complejos, entendidos como un conjunto de elementos con un sinnúmero de interacciones conviviendo a diferentes escalas espacio-temporales y múltiples dimensiones operando sobre ellos. Dicha complejidad desborda los enfoques tradicionales de la ecología, pues exige una reordenamiento intelectual para ser pensada, con un soporte epistemológico muy cercano a la visión sistémica.

Según Mario Bunge (1995), la visión sistémica es un enfoque que se caracteriza por concebir todo objeto como una totalidad compleja o como un componente dentro de un contexto complejo. Esta manera de formular y abordar los problemas evita las visiones unilaterales y las correspondientes soluciones simplistas. Y agrega: *"El Enfoque sistémico es una alternativa tanto al individualismo (atomismo) como al totalismo (holismo). Admite la necesidad de estudiar los componentes de un sistema pero no se limita a ellos. Y reconoce que los sistemas poseen características de las que carecen sus partes, pero aspira a comprender esas propiedades sistémicas en función de las partes del sistema y sus interacciones, así como en función de circunstancias ambientales. En otras palabras, el enfoque sistémico invita a estudiar la composición, el entorno y la estructura de los sistemas de interés"* (Bunge, 1995).

Puede señalarse que esta discusión es más de índole epistemológica que ecológica, y por lo tanto, ajena a esta tesis. Sin embargo, este trabajo de investigación ha sido fuertemente influenciado durante su gestación y ejecución por dos preocupaciones básicas para quien escribe: la aplicación de metodologías sistémicas para el abordaje de fenómenos ecológicos y la integración del conocimiento científico en el ámbito de la gestión de ecosistemas. Por lo tanto, la reflexión en torno al desarrollo del proceso de investigación bajo esas dos perspectivas es un componente siempre presente a lo largo de este trabajo.

Objeto de estudio

1 - El Bosque Tropical Seco

El objeto de estudio de esta tesis es el ecosistema de bosque tropical seco sometido a procesos de transformación que afectan su integridad ecológica. El bosque tropical seco, semi-caducifolio o estacional, tiene su distribución en la zona intertropical del planeta, en aquellas regiones donde la lluvia se expresa con un patrón claramente estacional. Son ecosistemas con interesantes adaptaciones acopladas a ritmos marcados en la disponibilidad de agua (Murphy y Lugo, 1986).

Según la base de datos de la UNEP-WCMC* (www.unep-wcmc.org) existen unos 3.18 millones de km² (318 millones de hectáreas) ocupados por bosques caducifolios o semi-caducifolios en el mundo. La principal masa de bosque seco se encuentra en África (70.6%) y en el Sur y Sureste de Asia (20.0%; Figura 2). Según la misma fuente, en términos globales, el 12.6% de estas tierras (397 837 km²) están sujetas a algún régimen de protección. En América Central y el Caribe, se mencionan 68 624 km² (6.8 millones de hectáreas) cubiertos con este tipo de bosque (Figura 3); sólo el 5.5% de este valor está sujeto a algún tipo de protección (Figura 4). Un análisis más detallado de la situación revela que en América Central sólo el 4.3% lo está, mientras que en los países caribeños esta protección cubre el 15.9% de su área (Puerto Rico).

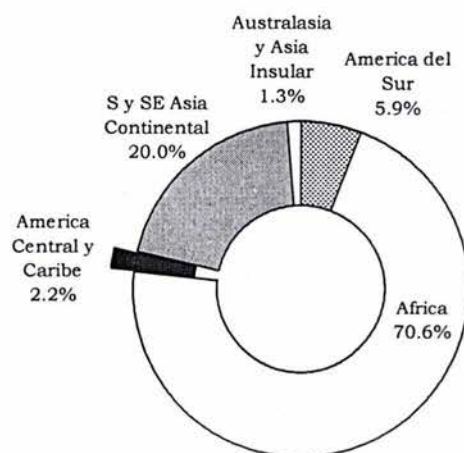


Figura 2. Repartición proporcional por continentes del área total ocupada por bosques caducifolios y semi-caducifolios. Fuente: UNEP-WCMC, 2002.

* UNEP-WCMC son las siglas de Word Conservation Monitoring Center, una oficina que trabaja para el United Nations Environment Programme (UNEP) para proveer información integrada y accesible sobre el estado de conservación de los bosques y otros ecosistemas del mundo.



Figura 3. Distribución del bosque tropical seco en América Central y el Caribe (Pennington *et al.*, 2000)

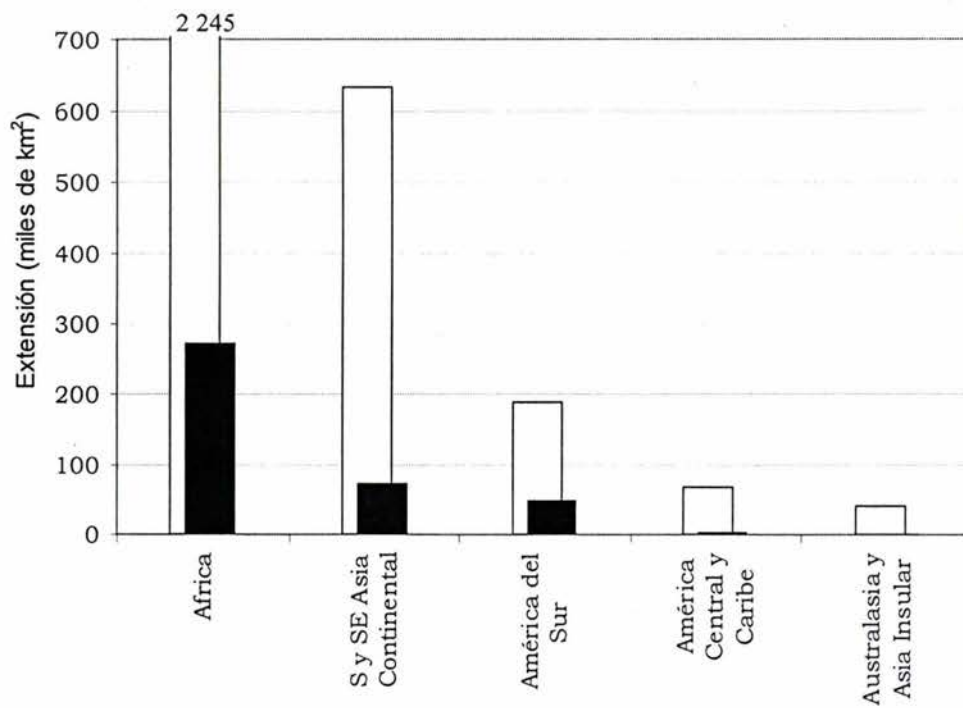


Figura 4. Áreas totales (barras blancas) y bajo protección (barras negras), en km² ocupadas en la actualidad por bosques caducifolios y semi-caducifolios por continentes. Fuente: UNEP-WCMC, 2002.

En México el bosque tropical seco se extiende por la vertiente del Océano Pacífico, la cuenca del Río Balsas; y en áreas discontinuas en la península de Yucatán, Veracruz y Tamaulipas (Figura 5; Trejo y Dirzo, 2000). Desde el año 1993, 13 300 hectáreas se encuentran protegidas en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (Jalisco). Más recientemente, en 1999, se creó la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (Morelos), la cual incorporó alrededor de 59 000 hectáreas de bosque protegido. Ambas instituciones tienen como propósitos fundacionales la conservación de la rica biodiversidad de los ecosistemas en dichas áreas, la generación de conocimientos científico y la incidencia en la sociedad con programas de educación ambiental (Dorado Ramírez, 2000; Noguera *et al.*, 2002).

La realidad de los países pobres y económicamente dependientes, dueños de los bosques secos, indica una baja probabilidad para el incremento de la extensión de las áreas protegidas indicadas en la Figura 4. Como otras experiencias indican, la preservación de la integridad de estos ecosistemas deberá buscarse en la armonización de la *obtención de productos primarios* (indispensable para la sobrevivencia de los usuarios directos), la *conservación* de núcleos protegidos y la *restauración* de sitios transformados, conformando una estrategia integral de manejo, guiada por la construcción de una nueva relación sociedad-naturaleza (Jordan III, 1995).

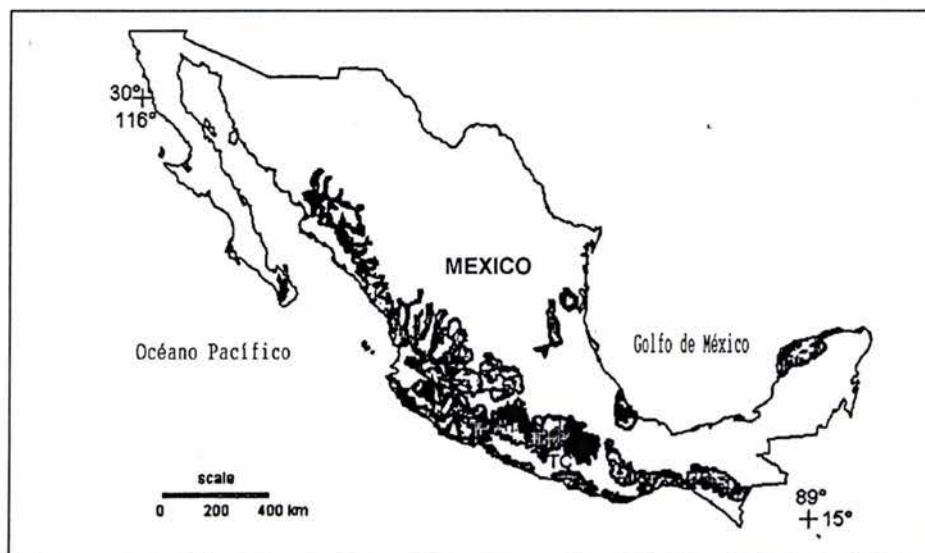


Figura 5. Distribución del bosque tropical seco en México (Trejo y Dirzo, 2000)

Cuadro 1. Listado de los trabajos generados desde la Estación de Biología de Chamela, sobre factores vinculados a las dimensiones ecológica y cultural de la gestión del bosque tropical seco en la Región de Chamela.

Tema de estudio	Cita
<i>Dimensión Ecológica</i>	
Evaluación de la aptitud climática de la región para la producción de maíz	De-Ita y Barradas, 1986
Valoración de la erosión producida por la conversión Dinámica del carbono, nitrógeno y materia orgánica en praderas	Maass <i>et al.</i> , 1988 García-Oliva <i>et al.</i> , 1994; García-Oliva y Mauss, 1998; García-Oliva <i>et al.</i> , 1999a; García-Oliva <i>et al.</i> , 1999b; Islas, 2003
Actividad de micorrizas en praderas con uso intensivo	Aguilar, 2000; Alvarez, 2002
Efecto de árboles remanentes en la dinámica de nutrientes del suelo	Nava <i>et al.</i> , 2000; Galicía, 2001
Efecto del borde selva-potrero en dinámica de nutrientes	Toledo, 2001
Efectos de los incendios sobre el suelo	González-Flores, 1992; Maass y Jaramillo, 1999;
Efecto de la perturbación en la dinámica de las raíces finas	Castellanos, 1997
Rebrote y repoblación luego de la eliminación del bosque nativo	Roth, 1996;
Efectos de la deforestación sobre el reservorio de semillas del suelo	Miller y Kauffman, 1998; Miller, 1999
Estructura de las comunidades vegetales en sitios sometidos a manejo	Ortiz, 2001
Evaluación del rebrote en una especie nativa extraída para su uso como vara jitomatera.	Rendón, 2002
<i>Dimensión Cultural</i>	
Descripción de los agro-sistemas regionales	De-Ita, 1983
Descripción del modelo ganadero en el trópico seco mexicano	Gutiérrez, 1993
Actitudes y percepciones hacia la conservación del ecosistema nativo	Magaña, 2003
Percepciones sociales sobre los servicios ecosistémicos	Martínez, 2003
Comunicación y participación social en los instrumentos legales del ordenamiento territorial regional	Pujadas, 2003
Actitudes del sector turístico regional hacia el ecosistema nativo	Godínez, 2003
Caracterización del socio-sistema vinculado al manejo del ecosistema del bosque seco	Castillo <i>et al.</i> , (en prensa).
Percepciones campesinas hacia el uso y restauración del bosque tropical seco	Cordero (en revisión)

2 – Antecedentes: La región de Chamela

La situación de la región

El sitio específico de trabajo de esta investigación fue la región de Chamela, en la Costa de Jalisco (*ver detalles de ubicación en el Capítulo III*). Allí está emplazada la Estación de Biología de Chamela, un centro de conservación e investigación administrado por el Instituto de Biología de la UNAM, el cual es parte de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala.

La transformación del bosque tropical seco a praderas* destinadas a la cría de ganado (potreros), tuvo su mayor expresión en esta región en los años 70, impulsada por políticas gubernamentales (Programa Nacional de Desmonte –PRONADE-). Esto motivó la instalación extendida de ejidos y comunidades agrarias que actualmente ocupan las áreas circundantes a la Estación de Biología y la Reserva (Castillo et al. *en prensa*; Capítulo III). Los habitantes locales están principalmente orientados a las actividades primarias y son, por lo tanto, el principal agente del cambio de cobertura vegetal en el paisaje (De Ita, 1983; Maass, 1995; Capítulo III).

Experiencias para la recuperación de rasgos del ecosistema original luego de la transformación no han sido documentadas para la región y tampoco se han promovido o establecido sistemas productivos que aprovechen el bosque, o componentes de él, en diseños agroforestales o silvo-pastoriles. Por el contrario, el mantenimiento de las praderas es un objetivo dirigido por los habitantes locales, quienes no identifican la recuperación del bosque nativo como una necesidad ni una prioridad. Tampoco existen, hasta el momento, programas impulsados desde el sector científico que trabaja en la región o desde agencias de gobierno, que propongan y estimulen acciones destinadas a recuperar rasgos estructurales o funcionales del bosque, propiciando modelos alternativos de uso de la tierra.

* El uso de los términos *pradera*, *pastizal* y *potrero* puede ser controversial pues varía de acuerdo a las escuelas y autores. En esta tesis, se nombra *pradera* a una comunidad dominada por gramíneas, la cual es producto de la intervención humana (ecosistema inducido antropogénicamente). Es un término que sólo hace referencia a la estructura de la vegetación. Se llama *potrero* a la misma comunidad vegetal pero haciendo implícito el uso o destino, el cual está orientado a la alimentación del ganado. El *pastizal*, término no utilizado en este trabajo, refiere a un ecosistema natural dominado por hierbas y gramíneas nativas.

Información disponible

Desde la creación de la Estación de Biología de Chamela en 1971, cientos de trabajos científicos allí realizados han sido publicados (Noguera *et al.*, 2002); la mayoría de ellos destinados a la descripción de la biología de especies y explicación de procesos ecológicos presentes en el ecosistema sin perturbaciones antropogénicas. La información generada constituye uno de los más valiosos bagajes para el conocimiento de este ecosistema en su estado conservado. Como contraparte, la investigación sobre el estado transformado ha sido mucho más escasa y reciente. Muestra de ellos son los pocos trabajos sobre esta temática existentes hasta el momento, en relación con los arriba mencionados. El Cuadro 1 reúne los trabajos realizados desde la Estación de Chamela, vinculados al manejo del bosque seco de la región. Especial énfasis se ha realizado en documentar los cambios en los estados y en las dinámicas de los nutrimentos por efectos de la conversión y del uso intensivo en las praderas sustitutas (García-Oliva *et al.*, 1994; García-Oliva y Maass, 1998, *entre otros*). El efecto del fuego, un agente que forma parte del régimen de disturbio antropogénico, ha sido también documentado (González-Flores, 1992; Maass y Jaramillo, 1999). La dimensión cultural de la transformación del bosque seco, expresada en el cambio de uso de la tierra, ha sido explorada de manera más acotada (De Ita, 1983; Gutiérrez, 1993). Más recientemente, se ha incursionado en documentar y describir algunos aspectos referidos a los actores sociales relacionados con la gestión del bosque seco en la región (Magaña, 2003; Martínez, 2003; Pujadas, 2003; Castillo *et al.*, en prensa).

Los trabajos mencionados no permiten, por sí solos, comprender todavía los procesos ecológicos y culturales que motivan la transformación/recuperación del bosque seco de esta región. Sin embargo, la cantidad y calidad de la información antecedente, convierten a Chamela, en una región con condiciones excepcionales para desarrollar investigaciones tendientes a la integración del conocimiento y a la comprensión de los fenómenos ocurriendo en este tipo de ecosistemas.

Objetivos de la investigación

1 – Alcances de este trabajo

El trabajo que se presenta en esta tesis no constituye en sí mismo un proyecto de restauración ecológica del bosque seco en la región de Chamela. Este es, en cambio, una contribución teórico-conceptual y experimental.

Dos componentes diferentes conformaron esta investigación. Por un lado, se apuntó a constituir un abordaje original de una investigación en restauración ecológica que fuera más integrador del proceso de investigación y del conocimiento generado; y que también propugnara un encuentro del proceso de investigación con los procesos de toma de decisiones de los manejadores de los ecosistemas dañados. Por el otro, este trabajo se concentró en adquirir información descriptiva y experimental sobre el fenómeno de transformación/recuperación del bosque tropical seco y en enriquecer, a través de modelos explicativos, la comprensión de la dinámica del ecosistema transformado para aportar al diseño de programas futuros de manejo.

2 - Preguntas y objetivos

Bajo las consideraciones previamente expuestas, las preguntas de investigación que guían esta tesis son las siguientes:

- 1) ¿Qué lineamientos deben considerarse en una investigación sobre el fenómeno de transformación/recuperación de ecosistemas, para propugnar un abordaje integral y complementario del fenómeno de estudio y para promover un encuentro de los productos de la investigación científica con las decisiones de manejo
- 2) ¿Qué condicionantes operan en las praderas resultantes de la transformación del bosque tropical seco en la región de Chamela para la recuperación de los rasgos estructurales ó funcionales presentes en el ecosistema original?
- 3) ¿Qué rasgos ecológicos y culturales deben considerarse en un programa de manejo de áreas transformadas destinado a la recuperación de rasgos estructurales ó funcionales del bosque tropical seco, en la región de Chamela?

Objetivos generales:

Establecer una estrategia que permita un abordaje ecosistémico e integral de una investigación en restauración ecológica.

Generar información para comprender aspectos ecológicos y culturales de la transformación y pérdida de integridad del ecosistema de bosque tropical seco, que sea pertinente para el diseño de programas de manejo que contemplen la recuperación de rasgos estructurales ó funcionales del ecosistema original.

Objetivos particulares:

1) Identificar un conjunto de lineamientos para el diseño de una estrategia de investigación en restauración ecológica, que propicie una perspectiva sistémica del fenómeno de estudio.

2) Aplicar dicha estrategia al estudio de áreas convertidas desde bosque tropical seco a praderas en la Región de Chamela (Jalisco), incluyendo:

a) La identificación de los caminos sucesionales que ocurren en las laderas transformadas a pradera y en los elementos del paisaje que conforman su contexto.

b) La caracterización ecológica de las condiciones existentes en las laderas convertidas de bosque a pradera sometidas a largo tiempo de uso pecuario, con énfasis en la descripción de su función hidrológica.

c) La comprensión de los factores culturales que ocasionan la conversión y pérdida de bosque tropical seco en el Municipio de La Huerta.

d) La evaluación de la efectividad de técnicas simples (enmiendas) para superar restricciones edáficas que afectan la dinámica del agua en el suelo.

e) La evaluación de la respuesta de propágulos vegetales introducidos en laderas convertidas a pradera, a las condiciones de micrositio existentes y a aquellas inducidas por intervención humana.

f) Una integración del conocimiento, generado y disponible a través de un modelo explicativo que permita enriquecer la comprensión de la dinámica de la vegetación ecosistema transformado, y aporte a la definición de pautas de manejo para la recuperación ó mantenimiento de rasgos del ecosistema original en la región.

Esta tesis está organizada de la siguiente manera. El Capítulo II presenta una estrategia de investigación en restauración ecológica, diseñada desde una perspectiva sistémica. Constituye un aporte a la primera pregunta de investigación y satisface el primer objetivo particular arriba señalado. Los Capítulos III, IV, V y VI despliegan la investigación de acuerdo a los lineamientos estratégicos propuestos en el Capítulo II. Sus alcances cubren la segunda y tercera pregunta de investigación y el segundo objetivo particular en cada uno de los 6 temas indicados (a a f). El Capítulo VII regresa sobre las preguntas generales de investigación y resume las conclusiones generales de la tesis. Cada Capítulo o parte de él, tiene independencia conceptual y puede ser leído como una unidad en sí mismo. Sin embargo, un especial esfuerzo fue asignado para obtener un producto de investigación con una fuerte cohesión interna, por lo que su lectura completa provee una mirada muy integrada sobre el tema de esta tesis.

3 - Inserción institucional

Esta Tesis se insertó en el marco del Proyecto "Estructura y funcionamiento de un Bosque Tropical Seco: Efectos de las perturbaciones a diferentes escalas", en marcha durante el periodo 1999-2004 (CONACYT G 2724-6). Dicho proyecto conformó una etapa de trabajo en el Proyecto "Cuencas Hidrográficas de Chamela", el cual está diseñado para su ejecución a largo plazo (Maass *et al.*, 2002). Todas las actividades realizadas han sido apoyadas económicamente por el CONACYT a través del mencionado proyecto.

Literatura citada

- Aguilar, F. M. 2000. Impacto de la roza-tumba y quema sobre la composición y actividad de los hongos micorrízicos arbusculares de una Selva Baja Caducifolia. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Álvarez, S. 2002. Efecto de la perturbación en la interacción micorrízica vesículo-arbuscular en un ecosistema tropical estacional. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Allen, E. B., W. W. Covington, D. A. Falk. 1997. Developing the conceptual basis for restoration ecology. *Restoration Ecology* 5, 275-276.
- Bunge, M. 1995. *Sistemas sociales y filosofía*. Editorial Sudamericana, Buenos Aires.
- Castellanos, A.J. 1997. Efecto de la roza, tumba y quema sobre la dinámica de las raíces finas de una selva baja caducifolia. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, DF México.
- Castillo, A., A. Magaña, A. Pujadas, L. Martínez, C. Godínez. En prensa en *Ecosystems*. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico.
- Daily, G.C. 1997. What are ecosystem services? En: Daily, G.C (ed.). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, EUA.
- De Ita-Martínez, C. 1983. Patrones de producción agrícola en un ecosistema tropical estacional en la costa de Jalisco. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- De Ita, C., V. Barradas. 1986. El clima y los patrones de producción agrícola en una selva baja caducifolia de la costa de Jalisco, México. *Biótica* 11, 237-245.
- Diggelen van, R., A. P. Grootjans, J. A. Harris. 2001. Ecological restoration: State of the art or state of the science? *Restoration Ecology* 9, 115-118.
- Dorado Ramírez, O. 2000. Conservación de la biodiversidad en el México rural: Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos. En: R Monroy, H. Colín y J.C. Boyas Delgado (eds.). *Los sistemas agroforestales de Latinoamérica y la Selva baja caducifolia en México*, UAEM-IIICA, Morelos, México.
- Galicia, L. 2001. Efecto de los árboles remanentes en la entrada de C y N al suelo en un ecosistema tropical estacional. Tesis de Doctorado en Ecología, Instituto de Ecología, UNAM, México.
- García, R. 1986. Conceptos básicos para el estudio de sistemas complejos. En. *Los problemas del conocimiento y la perspectiva ambiental del desarrollo*. Leff, E. (Ed.), Siglo Veintiuno Editores, México.
- García-Oliva, F., I. Casar, P. Morales, J.M. Maass. 1994. Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia* 99, 392 - 396.
- García-Oliva, F., J.M. Maass. 1998. Efecto de la transformación de la selva a pradera sobre la dinámica de los nutrientes de un ecosistema tropical estacional en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62, 39-48.
- García Oliva, F., R. Sanford Jr., E. Kelly. 1999a. Effects of slash-and-burn management on soil aggregate organic C and N in a tropical deciduous forest. *Geoderma* 88, 1- 12.
- García-Oliva, F., R.L. Sanford Jr., E. Kelly 1999b. Effect of burning of Tropical Deciduous forest soil in Mexico on the microbial degradation of organic matter. *Plant and Soil*. 206, 29-36.
- Godínez, C. 2003. Percepciones del sector turismo sobre el ambiente, los servicios ecosistémicos y las instituciones relacionadas con la conservación del ecosistema de selva baja caducifolia en la costa sur de Jalisco. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores, Universidad Nacional Autónoma de México, 117 pp.
- González-Flores, P. 1992. El manejo del fuego en el sistema de roza, tumba y quema en la selva baja caducifolia de Chamela, Jalisco. Tesis de Licenciatura en Biología, UNAM.

- Gutiérrez, A. 1993. La ganadería extensiva en el trópico seco mexicano: causas, consecuencias y manifestaciones en su medio social. Tesis de Licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, 125 pp.
- Hobbs, R.J., J.A. Harris. 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9, 239-246.
- Islas, P. 2003. Dinámica del Carbono y Nitrógeno del suelo en una pradera con uso intensivo en un Ecosistema Tropical Estacional Mexicano. Maestría en Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Jordan III, W.R. 1995. Ecological restoration and the conservation of biodiversity. En: Reaka-Kudla M.L., D.E. Wilson, E. O Wilson (eds.). *Biodiversity II*. Joseph Henry Press, EEUU.
- Maass, J. M. 1995.
- Maass, J.M., C. Jordan, J. Sarukhán. 1988. Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal of Applied Ecology* 25, 595-607.
- Maass, J.M., V. Jaramillo. 1999. Impacto de los Incendios en el Suelo. En: Santiago, H., M. Servín, H Rodarte, F. Garfías (eds). *Incendios forestales y agropecuarios: prevención e impacto y restauración de los ecosistemas*. PUMA/ UNAM, SEMARNAP e IPN pp: 45-51.
- Maass, J.M., V. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva, A. Pérez-Jiménez, J. Sarukhán. 2002. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. En: Noguera, F., J. Vega Rivera, A. García Alderete, M. Quesada (eds.). *Historia Natural de Chamela*, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, DF, México.
- Magaña. M. A. 2003. Actitudes y percepciones de productores rurales y sus familias hacia la conservación de la selva y el área natural protegida: Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.
- Martínez, L. 2003. Percepciones sociales sobre los servicios ecosistémicos en dos comunidades aledañas a la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, Tesis de Licenciatura, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.
- Miller, P. 1999. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 15, 179-188.
- Miller, P., J.B. Kauffman. 1998. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30, 538-546.
- Murphy, P., A. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematic* 17, 67-88.
- Nava-Mendoza, M., L. Galicia, F. García-Oliva. 2000. Efecto de dos especies de árboles remanentes y de un pasto en la capacidad amortiguadora del pH del suelo en un ecosistema tropical estacional. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 67, 17-24.
- Noguera, F., J. Vega Rivera, A. García-Alderete, M. Quesada. 2002. *Historia Natural de Chamela*, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, DF, México.
- Ormerod, S.J. 2003. Restoration in applied ecology: editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* 40, 44-50.
- Ortiz, T. 2001. Estructura arbórea en sitios perturbados y caracterizados por la presencia de *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir. *Var leiocarpa* (D.C.) BARNEBY, en el bosque tropical seco de la costa de Jalisco, México. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, DF México.
- Palmer, M.A., R. Ambroese, N. LeRoy Poff. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5, 291-300.
- Pennington, R.T., D. Prado; C. Pendry. 2000. Neotropical seasonally dry forest and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27, 261-273.

- Pfadenhauer, J. 2001. Some remarks on the socio-cultural background of Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 9, 220-229.
- Pujadas, A. 2003. Comunicación y participación social en el Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial de la Costa de Jalisco y la Reserva de la Biosfera Chamela - Cuixmala. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal, México.
- Rendón, H. 2002. Extracción de varas de *Croton septemnerivus* McVaugh. (Euphorbiaceae) de un bosque tropical caducifolio y efecto del corte en su capacidad de rebrote en la Costa de Jalisco, México. Maestría en Ciencias, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Colima, Colima, México.
- Roth, D. 1996. Regeneration Dynamics in response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest in Western Mexico. Master Science Thesis, Oregon State University.
- SER. 2002. The SER Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group. 2002. www.ser.org/.
- Toledo, A. 2001. Efecto de borde selva-potrero en la dinámica de nutrientes asociada a una especie arbórea dominante en un ecosistema tropical estacional. Tesis de Maestría, Instituto de Ecología, Jalapa, Veracruz, México
- Trejo, I; R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94, 133-142.

Presentación

Dos problemas, al menos, se derivan de las actuales prácticas de la investigación científica. Uno es la desmedida fragmentación del sistema científico, el cual, a modo de big-bang, ve alejarse o debilitarse los lazos entre ideas, conocimientos parciales, conceptos, instituciones, especialistas y especialidades. El segundo problema es la distancia existente entre la investigación científica (ecológica, social, biológica) y las decisiones sobre el medio, las cuales no son sustentadas en la gran mayoría de los casos, por el conocimiento ya disponible (Castillo y Toledo, 2000).

La investigación en restauración ecológica no es ajena a estas dos situaciones. La fragmentación es evidente en los abordajes minuciosos de fenómenos parciales los cuales, si bien terminan siendo conocidos a gran profundidad, permanecen aislados de sus contextos. También, la relación entre ecología de la restauración (teoría) y restauración ecológica (práctica) es débil, lo que ha sido destacado en la literatura de la disciplina (Allen *et al.*, 1997; Clark 1997; Diggelen *et al.*, 2001; Hobbs y Harris, 2001; Pfadenhauer, 2001). Aspectos como la necesidad de incluir la dimensión cultural en la comprensión de los procesos de degradación-recuperación de ecosistemas o la participación de científicos en la definición de las acciones de restauración son a menudo considerados.

La integración conceptual del conocimiento, la vinculación entre teoría y práctica y la inclusión de la dimensión cultural, son aspectos particularmente importantes para atender los fenómenos de transformación/recuperación de ecosistemas en México y otros países pobres o dependientes. La información disponible acerca de los ecosistemas transformados es escasa y los recursos científicos (humanos y económicos) para enfrentar estas limitaciones son insuficientes; por lo que se hace necesaria una optimización en el proceso de generación del conocimiento. Asimismo, las condiciones sociales de los que usualmente manejan los ecosistemas naturales (campesinos pobres, comunidades indígenas) son frecuentemente adversas (pobreza, exclusión), y los objetivos de restauración no son usualmente considerados en sus acciones. Las agencias dedicadas al medio rural, por otra parte, mal conocen o desconocen los alcances y aplicaciones potenciales del conocimiento científico disponible en esta área. Por lo tanto, un proceso de investigación que promueva el contacto

con los tomadores de decisiones también es requerido. A pesar de que los científicos son concientes de la desintegración conceptual y del aislamiento sectorial, la falta de una cultura interdisciplinaria y el aislamiento de las actividades académicas de situaciones reales de manejo son sesgos aún persistentes dentro de la comunidad científica en México (Castillo, 2000a; Castillo y Toledo, 2000).

Recientemente, un nuevo paradigma ha tomado forma para atender problemas vinculados a las acciones de la sociedad sobre la naturaleza. El manejo de ecosistemas, manejo integrado de recursos, manejo integrado de cuencas, por ejemplo, son varios términos que describen una misma aproximación, la cual intenta involucrar a todos los interesados en definir alternativas sustentables, para la interacción de las personas y el medio ambiente en el cual ellas viven (Szaro *et al.*, 1998; Margerum, 1999; Bellamy y Johnson, 2000). En particular, el término *Manejo de Ecosistemas* ha sido usado en Estados Unidos para identificar esta aproximación, que fue llevada aplicada en el diseño de políticas federales durante los años 90 (Haeuber, 1998; Lakey, 1998; Szaro *et al.*, 1998; Endter *et al.*, 1998; Imperial, 1999; Mc Ginnis *et al.*, 1999). Independientemente de los términos usados, estos nuevos enfoques son, hasta el momento, los mejores marcos de referencia para atender la complejidad que implica armonizar el desarrollo de las sociedades humanas con la permanencia en el planeta de los procesos biogeoquímicos que ocurren a distintas escalas y son indispensables para la vida humana. Es, por lo tanto, el marco de referencia más apropiado para definir los lineamientos de una estrategia para un abordaje sistémico y de vinculación de la teoría con la práctica, en una investigación en restauración ecológica.

Este Capítulo presenta dos partes. La primera explica en detalle los puntos de contacto entre el concepto de manejo de ecosistemas y las ideas subyacentes a la restauración ecológica. Es la justificación de porqué se eligió este marco conceptual para confeccionar la estrategia de abordaje de la investigación. La segunda parte describe y explica la estrategia elaborada, la cual guió la investigación en el área del bosque tropical seco en la región de Chamela (Jalisco).

El concepto de Manejo de Ecosistemas y su importancia en la definición de una estrategia de investigación en restauración ecológica

1 - Antecedentes del concepto

El concepto de manejo de ecosistemas se ha erigido como un marco de referencia paradigmático en los años 90, y como tal se ha definido en una variedad de caminos. La clásica definición de trabajo de Grumbine (1994) señala que *"el manejo de ecosistemas integra el conocimiento científico de relaciones ecológicas dentro de un complejo marco sociopolítico y de valores, hacia el objetivo general de proteger la integridad de los ecosistemas nativos a lo largo del tiempo"*. Lackey (1998), a su vez, describe al manejo de ecosistemas como *"la aplicación de información social y ecológica, opciones y restricciones para alcanzar beneficios sociales dentro de un área geográficamente definida y en un periodo especificado"*. Christensen et al. (1996), por su parte, hacen un mayor énfasis en la importancia de la investigación ecológica y el registro sistemático ("monitoreo"), estableciendo que el manejo de ecosistemas es *"el manejo conducido por objetivos explícitos, ejecutado por políticas, protocolos y prácticas y adaptable por registro sistemático e investigación basada en nuestra mejor comprensión de las interacciones ecológicas y procesos necesarios para sostener la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas"*. Otras definiciones señalan que el manejo de ecosistemas permanece como un concepto filosófico para tratar con escalas grandes de espacio, períodos largos de tiempo, acordando con el requisito de que las decisiones de manejo sean socialmente aceptables, económicamente factibles y ecológicamente sustentables (Rauscher, 1999).

Al margen de las muchas definiciones existentes, el manejo de ecosistemas puede describirse por un conjunto de principios interconectados, aplicados a un área de manejo determinada (Grumbine, 1994; Christensen y Franklin, 1997; Haeuber 1998; Lackey, 1998; Szaro et al., 1998). Para su presentación en esta sección, dichos principios se agruparon de acuerdo a su pertenencia en señalar cómo el manejo de ecosistemas: a) *concibe a los sistemas naturales*; b) *visualiza el proceso de toma de decisiones*; y c) *considera la actividad científica* (Cuadro 1, columna izquierda).

Para el Manejo de Ecosistemas, la *concepción de los sistemas naturales* está sostenida en cuatro principios (Principios 1 a 4). La *sustentabilidad ecológica*, es la referencia obligada; ya que el objetivo primario de este enfoque es proteger el sistema de sostén de

vida para las generaciones presentes y futuras. Además, un área destinada al manejo debe ser concebida como un sistema (*perspectiva sistémica*), considerando las partes y las conexiones existentes. El carácter abierto de los ecosistemas conduce a la necesidad de *expandir las escalas de tiempo y espacio* al considerar cualquier objetivo de manejo. El cuarto principio característico del manejo de ecosistemas es considerar a *los humanos como parte de los ecosistemas*. Por extensión del principio 1, la sustentabilidad buscada debe aplicarse a las sociedades y economías humanas, además de los ecosistemas y la biodiversidad (Szaro *et al.*, 1998; Cuadro 1, principios 1 a 4).

Para el Manejo de Ecosistemas, el *proceso de toma de decisiones*, está inscrito en la premisa de la participación de amplios sectores de la sociedad en la formulación de políticas y estrategias (Endter *et al.*, 1998). Esto incluye la *promoción de ámbitos multisectoriales* donde se construya el consenso entre interesados para el establecimiento de *objetivos socialmente definidos*. El *papel que las instituciones* tienen en la gestión de los ecosistemas es fuertemente reconocido, destacando que su coordinación y aún su reorganización puede ser requerida (Cortner *et al.*, 1998; Cuadro 1, principios 5 a 7).

Finalmente, el Manejo de Ecosistemas *considera a la actividad científica* como un componente basal de un proceso formal de *manejo adaptativo*, donde la planificación, la *investigación*, el *registro sistemático* y el ajuste son requeridos para mejorar la aplicación de políticas y el alcance de objetivos socialmente deseados en un área geográfica definida (Cuadro 1, principios 8 a 10). La necesidad de generación de conocimiento ecológico es central para este marco de referencia (Christensen *et al.*, 1996; Noss y Scott, 1997). Igualmente importante, aunque menos reconocido en la literatura, es la importancia de la generación de conocimiento científico en las áreas sociales (Endter *et al.*, 1998). En resumen, el *Manejo de Ecosistemas* aboga por la estrecha interacción entre la investigación y la gestión (Loeb *et al.*, 1998)

El concepto de manejo de ecosistemas así visto es de carácter evolutivo (Szaro *et al.*, 1998), pues ha recogido y sintetizado lo mejor de tres décadas de experiencias de la humanidad, estableciendo las bases de una nueva manera (sustentable, democrática, flexible y científicamente basada) de relacionarse con la naturaleza. Para la comunidad científica interesada en los problemas planetarios (cambio global, sustentabilidad, pérdida de biodiversidad, etc.) es un marco de referencia trascendente para definir una estrategia de investigación integradora, sistémica, que permita construir lazos entre la teoría y la práctica para incidir en las decisiones de manejo.

Cuadro 1. Correspondencia entre los 10 principios del manejo de ecosistemas e ideas subyacentes a la restauración ecológica, agrupados en tres rubros de acuerdo a como este marco de referencia concibe a la naturaleza, visualiza al proceso de toma de decisiones y considera la investigación científica.

Fuentes: ⁽¹⁾Haeuber (1998) ; ⁽²⁾Noss y Scott (1997); ⁽³⁾Parker y Pickett (1997) ; ⁽⁴⁾Ford *et al.* (1990); ⁽⁵⁾Cairns Jr. (1993) ; ⁽⁶⁾Saunders *et al.* (1993) ; ⁽⁷⁾Urbanska *et al.* (1998), ⁽⁸⁾Clark (1997); ⁽⁹⁾ Connelly *et al.*, (2002), ⁽¹⁰⁾Maguire (1995); ⁽¹¹⁾Allen *et al.* (1995); ⁽¹²⁾ Covington *et al.*, 1996 (2002), ⁽¹³⁾ Hart (2002); ⁽¹⁴⁾Bradshaw (1987).

Principios del Manejo de Ecosistemas ⁽¹⁾		Ideas subyacentes a la restauración ecológica (RE)
C O N C E P C I O N	1) SUSTENTABILIDAD	La RE apunta a reparar ecosistemas dañados teniendo en mente la obtención de ecosistemas ecológicamente sustentables ⁽²⁾ .
	2) PERSPECTIVA SISTEMICA	La RE debe ser vista como un proceso ecosistémico. Esto implica atender en un sitio dañado los flujos de materia, energía e información y sus procesos asociados; sus influencias e interconexiones espaciales (contexto); la evolución de componentes del sistema y su naturaleza dinámica, abierta y jerárquica ⁽³⁾ . Se requiere expandir las escalas de espacio y tiempo para detectar y evaluar los cambios, y para intervenir el sistema. Los límites ecológicos para aplicar programas de recuperación ecológica también deben armonizarse con los bordes administrativos, políticos y de propiedad. Tal es el caso de casos de la recuperación de cuencas, estuarios, manglares, etc. ⁽⁴⁾
	3) EXPANSION DE ESCALAS TEMPORO-ESPACIALES	Un programa de recuperación ecológica no podrá ser abordado si no se entienden y se controlan las causas del deterioro ⁽⁵⁾ . Estas están constituidas principalmente por la acción antropogénica sobre los ecosistemas ^(6,7) . La RE debe ser entendida como un proceso social ⁽⁷⁾ . Debe atender, además, los problemas sociales y económicos que dieron origen al daño, tanto para controlar sus causas como para propiciar sistemas alternativos que se acerquen más a un modelo sustentable de uso de la tierra.
	4) HUMANOS COMO PARTE DEL SISTEMA	La empresa de la restauración difícilmente pueda ser llevada a cabo sin los esfuerzos coordinados de usuarios directos de la tierra, ecólogos, políticos, etc. ⁽⁹⁾ . Esto demanda la construcción de un consenso para definir los objetivos estratégicos de la manipulación para un área determinada. La restauración <i>sensu stricto</i> , rehabilitación, reclamación o mejoramiento no son sólo precisiones semánticas, sino que llevan implícitos debates que deben ser resueltos en el seno de marcos de discusión amplios donde el proceso de toma de decisiones esté abierto a los múltiples interesados ⁽⁸⁾ . Un programa de restauración o rehabilitación difícilmente tendrá éxito si éste es implementado al margen del interés de la gente y fuera del consenso, pues la sustentabilidad de un manejo sano está enraizada en el soporte de los interesados ⁽⁹⁾ .
D E C I S.	7) COORDINACION INSTITUCIONAL	Las intenciones de "restaurar" son esgrimidas cada vez con mayor frecuencia por los organismos gubernamentales vinculados a los recursos naturales y constituye un campo favorable para la interacción entre agencias ⁽¹¹⁾ . La complejidad inherente al problema requiere un replanteamiento, reformulación y una fuerte coordinación de las instancias políticas que atienden y planifican sobre este objetivo.
	8) MANEJO ADAPTATIVO	Los científicos de la ecología de la restauración y los manejadores deben utilizar el paradigma del manejo adaptativo como mecanismo para mejorar su relación y conducir la acción ^(11,12) , ya que la actual base de conocimientos sobre el funcionamiento de los ecosistemas y la incertidumbre asociada a las dinámicas de los sistemas ecológicos no permiten comprender cabalmente ni predecir la respuesta a acciones de restauración o rehabilitación sobre ambientes dañados.
I N V E S T. C I E	9) REGISTRO SISTEMATICO (MONITOREO)	Los amplios tiempos de respuesta de los sistemas dañados a acciones de rehabilitación requieren de la implementación de labores de seguimiento que permitan analizar los cambios ocurridos a distintas escalas temporales. El registro sistemático constituye una herramienta clave para determinar el éxito o el fracaso de los esfuerzos de la intervención una vez que éste criterio ha sido clarificado. La información en tiempo-real ayuda a acciones correctivas inmediatas, ante, por ejemplo, eventos raros ⁽⁶⁾ .
	10) COLECTA DE DATOS	La RE requiere de conocimiento científicamente basado para alimentar el proceso de toma de decisiones ⁽¹³⁾ . La Ecología tiene la oportunidad de validar el conocimiento ecológico a la luz de problemas concretos y de utilizar aproximaciones experimentales. Por eso, la RE ha sido llamada "la prueba ácida de la ecología" ⁽¹⁴⁾ . Se requiere un arduo trabajo de análisis y síntesis para poder transferir desde el cuerpo conceptual de la ecología (en todos sus niveles de organización) elementos teóricos de relevancia en la restauración y para establecer experimentos adecuados.

2 - Ideas subyacentes a la restauración ecológica

Se ha señalado que los objetivos de la restauración ecológica son compatibles con los objetivos del manejo de ecosistemas (Covington *et al.*, 1996). Para explicar esta conexión, en esta sección se han rescatado de la literatura algunas referencias que representan el pensamiento subyacente a la restauración ecológica y se las ha equiparado con los principios constitutivos del manejo de ecosistemas arriba presentados (Cuadro 1; columna derecha).

Los principios relacionados con la concepción de la naturaleza (Cuadro 1, principios 1 a 4) están en la base del pensamiento en restauración, pues un planeta sustentable requiere junto con la prevención del daño, la recuperación de ecosistemas dañados (Brown y Lugo, 1994; Cairns Jr., 2001). Por tal motivo, Noss y Scott (1997) han propuesto que la conservación y la restauración ecológica son el corazón del manejo de ecosistemas. Parker y Pickett (1997) han señalado que la restauración ecológica es fundamentalmente un proceso ecosistémico, aunque otros autores hacen referencia a la restauración de suelos, de especies, etc. (Ormerod, 2003). La perspectiva sistémica es requerida por la restauración ecológica, pues cuando se estudia o se programan esquemas de recuperación, los efectos de la escala deben tenerse en cuenta y ser conscientes de la estrecha interdependencia de los procesos ecológicos a escalas de sitio, ladera, y cuenca (Fry y Main, 1993). Esto enfatiza la necesidad de expandir las escalas espaciales para comprender los problemas de deterioro de los ecosistemas. Por su parte, el componente humano está ligado al entendimiento de problemas de restauración por dos razones muy simples: es el principal agente de degradación de tierras y conforma la única solución para detener las tasas aceleradas de deterioro. La restauración ecológica se ha visualizado como un esfuerzo para reestablecer la relación entre la sociedad y la naturaleza no humana (Gross, 2000; Light, 2000).

Los principios del manejo de ecosistemas relacionados con el proceso de toma de decisiones (Cuadro 1; principios 5 a 7) contactan abiertamente con el pensamiento de la restauración y adquieren mayor trascendencia para la definición de las metas y objetivos de la restauración. La réplica del ecosistema original (restauración *sensu stricto*), o la rehabilitación para la obtención de productos forestales ó el aumento de la biodiversidad ó la recuperación de funciones para la provisión de servicios ecosistémicos como metas, son definiciones que deben alcanzarse por consensos multisectoriales entre los interesados. Clark (1997) y Walters (1997), entre otros, enfatizaron que la restauración ecológica es un proceso social, donde los factores humanos críticamente influyen los resultados de las acciones; anticipando fracasos si los interesados no participan en la definición de los objetivos de los

programas. Maguire (1995) sostuvo que mejorar la comprensión de los procesos ecológicos para la rehabilitación será valioso sólo si pueden ser implementados en decisiones de manejo. La falta de coordinación y organización institucional (legal, jurisdiccional, de estímulos) también ha sido señalada como un obstáculo a los objetivos de la restauración (Ford *et al.*, 1990).

En relación con la consideración de la investigación científica (Cuadro 1; Principios 8 a 10), y al igual que para otras situaciones de manejo, el éxito de cualquier emprendimiento sobre el ambiente, críticamente depende de la comprensión del sistema (Hart, 2002). Los ecólogos no sólo ayudan aprendiendo sobre el sistema, proveyendo información descriptiva y experimental para mejores decisiones, sino también pueden aportar en la comunicación en temas de restauración con público no experto (Carpenter y Gunderson, 2001). La investigación científica es requerida en el diseño de un correcto sistema de registro sistemático para evaluar el éxito de las acciones (Korb *et al.*, 2003). Asimismo, la restauración ecológica involucra la colaboración entre manejadores e investigadores, consistente con la aproximación del manejo adaptativo del *Manejo de Ecosistemas* (Covington *et al.*, 1996; Lessard, 1998). Allen *et al.* (1995) y Carpenter y Gunderson (2001) señalaron que es deseable para la restauración que la generación de conocimiento y su aplicación caminen juntos, pues a medida que los científicos aprenden sobre el sistema durante el proceso de restauración, se está en mejores condiciones de ajustar (adaptar) las estrategias de manejo.

En resumen, las ideas subyacentes a la restauración ecológica presentan afinidades indiscutibles con los principios del Manejo de Ecosistemas. Ella es una forma de manejo que complementa a la conservación y el aprovechamiento de productos primarios, conformando las herramientas de un nuevo esquema de relación sociedad naturaleza llamado Manejo de Ecosistemas. Estas son las mejores opciones conocidas para dar solución al problema ambiental del mundo actual. Por lo expuesto, los principios del Manejo de Ecosistemas han sido considerados en esta tesis como los mejores referentes para establecer una estrategia de investigación en restauración ecológica, que busque una visión integral del fenómeno de estudio y que pretenda impulsar la inserción de los productos de la investigación en el ámbito del manejo.

Estrategia para el abordaje ecosistémico de una investigación en restauración ecológica

1 - Introducción

Una estrategia para el abordaje de una investigación científica puede definirse como un conjunto de lineamientos que guían o conducen las sucesivas aproximaciones para alcanzar un objetivo científico determinado. Esta planificación del abordaje de la investigación es una herramienta poderosa porque permite vislumbrar la complejidad del fenómeno, reconocer las necesidades de información y organizar y prever el trabajo a lo largo del tiempo, entre diversos integrantes de un grupo y aún entre disciplinas. Permite establecer la relación entre productos de investigaciones parciales, establecer objetivos mediatos e inmediatos y optimizar esfuerzos y recursos.

La definición de una estrategia de investigación en recuperación de ecosistemas es especialmente deseable porque es un área disciplinaria muy dúctil, donde un largo listado de temas de investigación moviéndose entre varios niveles de organización, escalas y dimensiones puede sugerirse. Algunas guías de trabajo o protocolos han sido propuestas como herramientas útiles para organizar el proceso de investigación en restauración ecológica (Allen et al. 1995; Hobbs y Norton, 1996; Holmes y Richardson, 1999) ó para llevar a cabo proyecto específicos de restauración (Clewel et al., 2000; SER, 2002). El objetivo de esta sección es presentar una estrategia destinada a alcanzar un abordaje ecosistémico e integral de una investigación en restauración ecológica. Por los motivos explicados anteriormente (primera parte de este Capítulo), los principios del *Manejo de Ecosistemas* constituyeron el soporte conceptual sobre el cual se basó su elaboración. Otras aportes conceptuales fueron tomados del paradigma del pensamiento complejo (García, 1986; Morin, 1990, 1999;); de la tipología de investigación ecológica para la toma de decisiones (Underwood, 1998), y del marco del Sistema de Información Ecológica (Castillo, 2000a, 2000b), los cuales serán brevemente explicados a lo largo de la presente sección. La estrategia resultante presenta rasgos apropiados para ser aplicada en investigaciones sobre fenómenos de deterioro vinculados al medio rural. Investigaciones sobre fenómenos de degradación de ecosistemas vinculados a problemas urbanos (focos de contaminación, áreas verdes, etc.) posiblemente demanden perspectivas no consideradas en la presente estrategia.

2 - Estructura y descripción de la estrategia

La estrategia fue estructurada en cuatro consecutivas fases de trabajo, cada una de las cuales contribuye con una visión complementaria para el abordaje del fenómeno estudiado (Figura 1): a) una fase descriptiva acerca del ecosistema degradado, dañado o transformado (ecosistema focal); b) una fase enfocada a la identificación de preguntas de investigación pertinentes a una situación particular de manejo y al proceso de toma de decisiones asociado; c) una fase de investigación experimental y, d) una fase de integración conceptual y sectorial. La estrategia fue diseñada para operar en sucesivos ciclos, conformando una secuencia constructiva y adaptativa de trabajo científico (Figura 1, flechas gruesas).

Primera Fase: Caracterización y diagnóstico

La primera fase de trabajo es de carácter descriptivo, enfocada sobre el fenómeno de interés ó sistema focal. A pesar de ser un inicio obvio en cualquier actividad de investigación, esta descripción persigue el objetivo de identificar las restricciones del sistema y constituir un diagnóstico. Un diagnóstico puede entenderse como la combinación del examen de rasgos o atributos específicos del sistema con el conocimiento profesional, lo cual permite establecer hipótesis sobre las causas del comportamiento del sistema y detectar información requerida para lograr una mejor comprensión de las condiciones existentes en el sistema de estudio (Nava *et al.*, 1996).

Para caracterizar el sistema y alcanzar un diagnóstico, esta estrategia de investigación propone tres enfoques. El primero es la ubicación del ecosistema o fenómeno focal en su contexto, (identificando sus lazos espaciales); y bajo su contingencia (reconociendo la especificidad histórica, geográfica y de manejo histórico y actual; Parker y Pickett, 1997). Esta expansión de escalas de espacio y tiempo, apunta a detectar cómo pueden operar los condicionantes a un nivel jerárquico superior (suprasistema) sobre el fenómeno de estudio. Los métodos utilizados para lograr esta expansión pueden ser variados, aunque la construcción de modelos para describir patrones de cambio en la vegetación, la inclusión de la narrativa ambiental o el uso de percepción remota en series de fotografías aéreas pueden ser herramientas que pueden útiles para este tipo de expansiones.

El segundo enfoque para la caracterización, concentra su atención sobre el ecosistema focal, para descubrir los atributos estructurales ó funcionales que podrían estar restringiendo o condicionando su comportamiento. Si la información previa lo permite, el foco

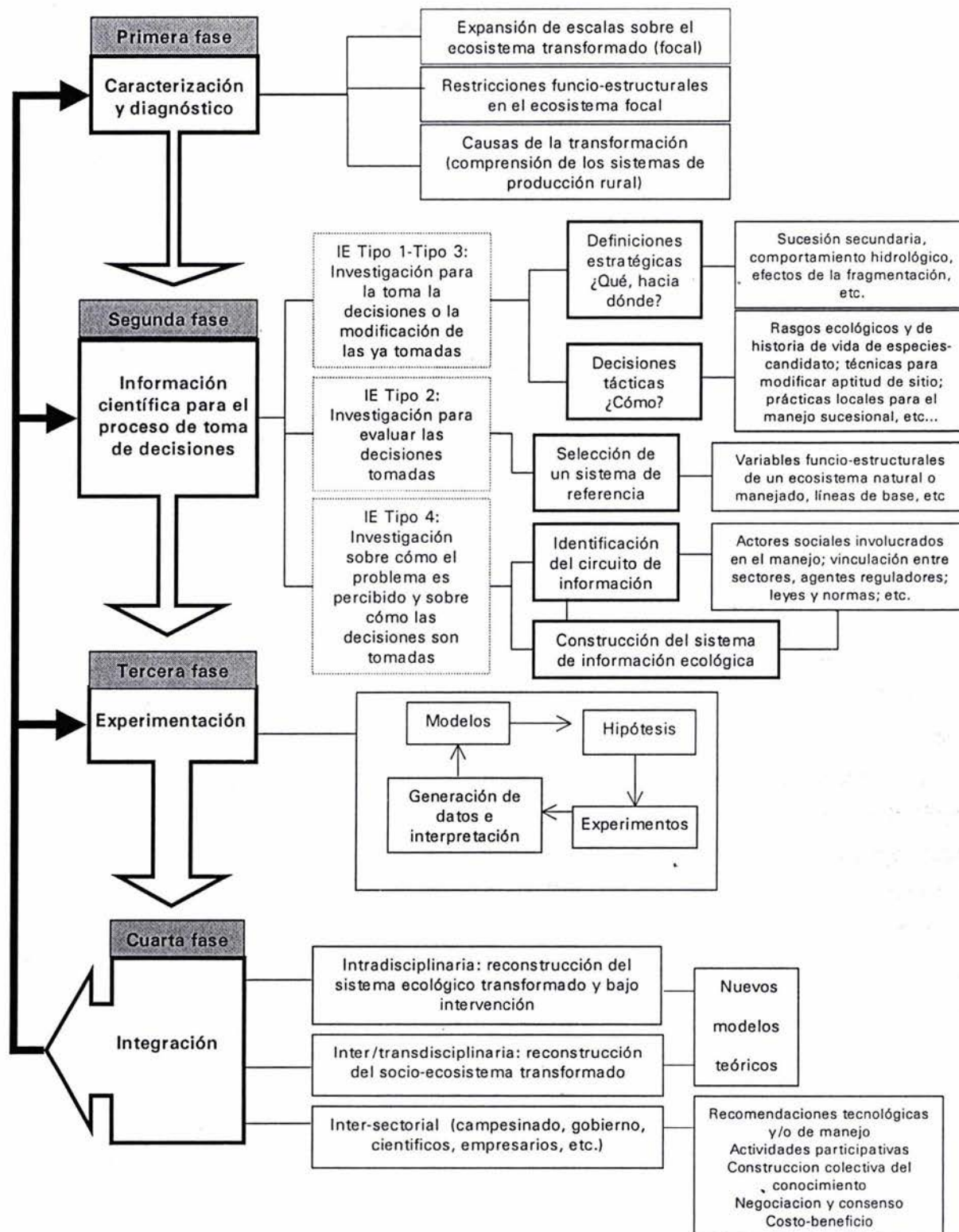


Figura 1. Estructura de una estrategia para conducir un proceso de investigación sobre ecosistemas degradados, dañados o transformados bajo el marco de referencia del Manejo de Ecosistemas, para estudios de caso en tierras rurales de México. IE: Investigación Ecológica. Hace referencia a los tipos 1, 2, 3 y 4, sugeridos por Underwood (1998) mostrados en la Figura 2.

puede realizarse sobre aquellos aspectos más restrictivos del sistema (procesos blanco), y la etapa inicial de diagnóstico puede acelerarse. La identificación de estos procesos o rasgos "blanco" es importante pues pueden conformar las líneas de base del ecosistema transformado, que son requeridas luego para medir y registrar el efecto de las acciones sobre el desempeño del sistema, conformando la restauración adaptativa (Zedler, 2000).

El último enfoque está dirigido a la identificación de las causas de la transformación del ecosistema natural. Es una perspectiva incluyente del factor humano, ya que él es el principal agente promotor de los disturbios sostenidos sobre los ecosistemas transformados. En el caso de los ecosistemas naturales mexicanos, la comprensión de los sistemas de producción rural adscritos al área de estudio, parece ser el componente humano más directamente involucrado con su transformación. La ciencia agronómica, ha desarrollado un interesante cuerpo conceptual para describir el medio rural, el cual puede ser concebido como un sistema (Osty, 1978). La construcción de tipologías y la caracterización de sistemas de producción permiten identificar los diferentes tipos de productores, de proyectos de familia, necesidades, expectativas y modos de relacionarse con la naturaleza de los actores sociales implicados en las decisiones de manejo (Sebillote, 1974; Osty, 1978; Landais, 1998). La comprensión de los sistemas de producción es deseable para alcanzar la armonización de los objetivos de la recuperación ecológica con aquellos objetivos productivos de los cuales la gente involucrada depende (Rauscher, 1999; Gross, 2000).

Las tres perspectivas arriba mencionadas comulgan con la concepción de la naturaleza propuesta por el Manejo de Ecosistemas (expansión de escalas, perspectiva sistémica y humanos como parte del sistema; Cuadro 1). Para la investigación sobre ecosistemas dañados, señalan tres miradas complementarias e integradoras sobre el mismo fenómeno para su reconocimiento y elaboración de un diagnóstico.

Como producto de esta fase, las restricciones y problemas del ecosistema focal pueden ser detectados y evaluados a distintas escalas de tiempo y espacio, con inclusión del componente humano. Este conocimiento así articulado se encuentra disponible para ser volcado en ámbitos donde se proceda a la toma de decisiones en torno al manejo de ecosistemas dañados (agencias de gobierno, comunidades campesinas, etc.). El diagnóstico también establece mejores condiciones para discutir las metas y objetivos, punto fundamental de cualquier programa dirigido a la recuperación ecológica. Para la investigación científica, constituye el punto de partida (tiempo cero) de investigaciones de carácter experimental dirigidas a modificar la trayectoria del sistema.

Segunda Fase: Información científica para el proceso de toma de decisiones

Desde la perspectiva del Manejo de Ecosistemas, dos principales componentes son reconocidos en toda situación de manejo: un subsistema ecológico y uno de manejo. Los científicos están más familiarizados con la estructura y función del primero más que con el segundo, aunque es necesario revertir este sesgo para facilitar la vinculación del conocimiento generado con su aplicación (Rauscher, 1999).

Desde la óptica del investigador científico, la definición de las preguntas de investigación constituyen el punto de partida de su labor. En este sentido, el diagnóstico ecológico permite generar una cantidad de variadas preguntas de investigación e hipótesis de trabajo. Para acercar la investigación científica a la aplicación del conocimiento, la selección de las preguntas de investigación debe estar en el marco de la información requerida para alimentar la toma de decisiones. Underwood (1998) presentó una reflexión muy interesante sobre los diferentes tipos de investigación ecológica en el contexto de las decisiones de manejo, que puede ayudar a esclarecer los caminos para rectificar el mencionado desconocimiento sobre el subsistema de manejo.

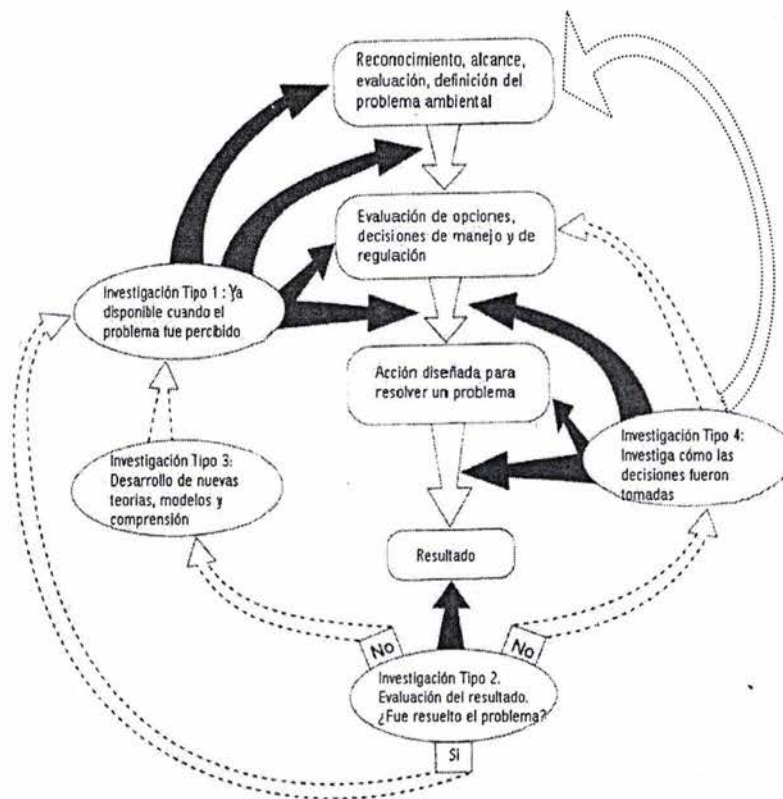


Figura 2. Relaciones entre los cuatro tipos de investigación y un esquema simplificado de pasos en el manejo de un problema ambiental. Las flechas vacías indican conexiones entre estadios del manejo, las flechas llenas muestran las conexiones de investigación y manejo. Las flechas punteadas identifican algunos de los circuitos recurrentes e interconexiones (Traducido de Underwood, 1998).

Underwood sugiere que existen cuatro tipos diferentes de investigación ecológica que son importantes y trascendentes para las decisiones sobre el ambiente (Figura 2). La investigación ecológica de Tipo 1, que es la mayormente realizada por la comunidad de ecólogos ligados a temas ambientales y es aquella realizada *para* el manejo, es decir, está dirigida, a alimentar las decisiones *antes* de que éstas sean tomadas. Los resultados de dicha investigación deben estar dirigidos a las necesidades de los manejadores en el momento en que ellos se han confrontado con un problema que requiere una nueva decisión de manejo. La investigación ecológica de Tipo 2 es la dirigida a examinar las consecuencias *luego* de que una decisión de manejo ha sido tomada, a través del seguimiento de variables claves (monitoreo). Los tipos de investigación 3 y 4 corresponden a la realizada *en respuesta* a las fallas en las decisiones de manejo. Si las fallas fueron por información científica previa incierta, incorrecta o inexacta, una nueva investigación con nuevos modelos e hipótesis es requerida (Investigación de Tipo 3). El cuarto tipo de investigación ecológica importante a la toma de decisiones ambientales es hacia el interior del proceso mismo de toma de decisiones cuando el problema no ha logrado ser resuelto. Puede agregarse, también, que la investigación de tipo 4 es trascendente para identificar las diferentes perspectivas en la identificación del problema ambiental. Diferentes actores sociales pueden interpretar de manera diferencial el mismo fenómeno partiendo de conocimiento, ideologías y creencias sostenidas en experiencias parciales. La comprensión de estas percepciones constituye un aspecto importante, pues afectan de manera crítica el proceso de toma de decisiones (Alicia Castillo, Com. personal; Adams *et al.*, 2003;). Cada tipo de investigación requiere de características particulares (Figura 2; ver Underwood, 1998).

El esquema sugerido por Underwood fue tenido en cuenta para diseñar la segunda fase de esta estrategia (Figura 1, Segunda Fase). En esta fase se reconocieron las áreas de decisión fundamentales para diseñar acciones de recuperación ecológica, es decir, las grandes preguntas que deben ser resueltas antes, durante y después del inicio de un proyecto de restauración y se clasificaron de acuerdo a la tipología de Underwood (1998).

La primera y más importante área de decisión, se refiere a las definiciones estratégicas, que surgen de la pregunta: ¿Cuáles son los estados (modos de existencia) o dinámicas que desean ser inducidas en el ecosistema transformado como meta final de las intervenciones (Clewell *et al.* 2000; SER, 2002) ? Es claro que las definiciones estratégicas no sólo responden a consideraciones académicas, pues las expectativas sociales y demás factores económicos y políticos pueden determinar los objetivos de los programas de gestión para la recuperación ecológica. Sin embargo, el sector científico puede ayudar a definir más precisamente los

objetivos estratégicos si adquiere una más acabada comprensión de la dinámica y comportamiento sucesional del sistema, del comportamiento hidrológico en cuencas completas, de los efectos de la fragmentación en las dinámicas locales y regionales, etc. (Aide *et al.*, 2000; Finegan y Delgado, 2000).

La segunda área se refiere a las decisiones tácticas, es decir: ¿Cuáles técnicas o paliativos son apropiados para modificar los componentes bióticos y abióticos del sistema transformado (i.e., decisiones tácticas) ? La investigación en restauración ha generado un importante cuerpo de información y experiencias acerca de este tema, que pueden ser clasificadas en aquellas que intervienen sobre los componentes bióticos y las que lo hacen sobre los componentes abióticos (Bradshaw, 1989). Sin embargo, información sitio-dependiente es requerida para la adecuada definición ó adaptación de estas técnicas, como rasgos ecológicos y de historias de vida de especies nativas en cada ecosistema; o la eficiencia de aplicaciones tecnológicas para particularidades de suelo, relieve, o condiciones específicas. Una revisión para sitios específicos, condiciones y especies usualmente es requerida para detectar faltantes de información y decidir preguntas de investigación para evaluar técnicas en la fase experimental (Tercera Fase).

Las dos preguntas arriba mencionadas requieren investigación ecológica de Tipo 1, con el fin de alimentar las decisiones para el manejo (Figura 1, Segunda Fase). Sin embargo, es posible que las decisiones estratégicas y tácticas adoptadas no arrojaron los resultados esperados. En este caso se abren varios temas que requieren nueva investigación porque la anterior no proveyó las respuestas correctas, lo cual corresponde a la Investigación ecológica de Tipo 3. Aunque los temas requeridos pueden ser similares a los abordados antes de la toma de decisiones, en este caso, la investigación va dirigida a revisar cual fue la información ecológica inválida, los modelos planteado incorrectos o mal elegidos. Para la restauración ecológica y ambiental en general, este tipo de investigación es la implicada en el manejo adaptativo y nuevos enfoques más creativos son necesarios para construir nuevos modelos, teorías e hipótesis; así como una mayor atención sobre las necesidades de los manejadores (Underwood, 1998).

La tercera area de decisión para un emprendimiento de recuperación ecológica se expresa en la siguiente pregunta: ¿Cómo evaluar el éxito de la intervención?, y requiere la selección de un sistema de referencia y un esquema de monitoreo. La necesidad de definir una referencia (sitio o estadio), no sólo para decidir los objetivos de las acciones, sino también para establecer el éxito de las medidas tomadas y diseñar un esquema de registro sistemático es un tema crucial de la ecología de la restauración (Wilkins *et al.*, 2003). La

identificación de la referencia, sin embargo, presenta dificultades teóricas (Harris, 1999). En general, los ecosistemas naturales son considerados buenos modelos para el diseño de sistemas sustentables de uso de la tierra (Ewel, 1999) y considerados la mejor referencia para la restauración ecológica. Sin embargo, en muchos casos no existen remanentes del ecosistema original (Lindig-Cisneros y Zedler, 2000) o la recreación de las condiciones originales requiere demasiado tiempo (Urbanska *et al.*, 1997). Considerando esta limitación, Pickett y Parker (1994) propusieron un conjunto de estadios alternativos como referencias, aunque Aronson *et al.* (1995), defendieron el uso de una referencia, aunque imperfecta o arbitraria, para evaluar y medir la trayectoria de un sistema manipulado. La selección de condiciones de referencia es necesaria para elegir los criterios y las variables importantes para evaluar en qué medida el sistema se aproxima a su referencia; es decir seguir los cambios y estudiar su trayectoria. La definición de una línea de base en un sistema transformado puede ser un criterio alternativo para dicho proceso. Cabe al sector científico resolver esta controversia para un sistema deteriorado particular, de manera de proveer a los tomadores de decisiones de criterios y herramientas conceptuales para un manejo ambiental lo más adecuado y acorde al conocimiento disponible hasta el momento. Este tipo de investigación puede clasificarse como de Tipo 2 (Figura 1, Segunda Fase; Figura 2).

Finalmente, la investigación ecológica de Tipo 4, aquella relacionada con el proceso mismo de toma de decisiones, está asociada a la comprensión de la configuración (estructura) y funcionamiento del socio-sistema local. Castillo (2000a, 2000b) ha propuesto un marco conceptual que parte de la aproximación de los sistemas de información para construir el llamado Sistema de Información Ecológica (SIE; Castillo 2000a), el cual identifica los sectores que participan en el manejo de ecosistemas y los circuitos posibles de la información fluyendo entre ellos (Figura 3). El SIE permite examinar el papel que desempeña la comunicación de la información ecológica dentro del contexto de la generación, diseminación y uso del conocimiento (Castillo 2000a, 2000b). El marco conceptual de Castillo es sumamente apropiado como base de la investigación de Tipo 4 (Underwood, 1998), requerida para entender la interacción entre la actividad científica y la gestión ambiental.

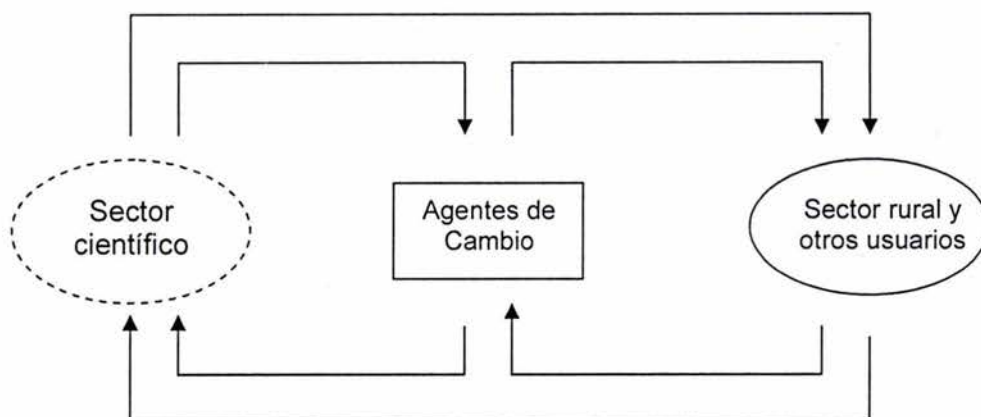


Figura 3. Marco conceptual preliminar que señala los sectores que integran el Sistema de Información Ecológica para el caso de México y las interacciones existentes entre ellos (flechas). Tomado de Castillo (2000a, 2000b)

La Figura 4 muestra los sectores identificados en el SIE, pero en el se han señalado de manera más detallada las etapas del circuito de la información, en relación con su generación, diseminación y uso. En ese esquema se reconoce que un problema de manejo ambiental puede ser detectado por cualquiera de los tres sectores (científico, agentes de cambio o no científico) ya sea por la identificación de dificultades para la toma de decisiones o decisiones ambientalmente inadecuadas, por la identificación de información demandada o por preguntas puntuales de investigación de interés para el manejo, respectivamente. Una vez detectado el problema, el sector científico debe identificar las preguntas específicas de investigación, generar nueva información por investigación en diversas áreas, e integrarla con el conocimiento disponible de la misma y otras disciplinas, de manera de poder establecer consideraciones socio-ecológicas para la formulación de recomendaciones de manejo (Figura 3, área blanca). El sector no científico, por su parte, debe ser receptivo a la información científica disponible para dar lugar a la construcción colectiva del conocimiento e integrarla a los procesos sectoriales de toma de decisiones, en la medida en que se acople a su realidad y percepción de la naturaleza. Las decisiones sectoriales pueden tener un impacto ambiental (aprovechamiento, transformación, contaminación, etc.), o estar destinadas a diseñar políticas públicas, reglas o normas; o a aplicar medidas de conservación o restauración (Figura 4, área punteada). El sector no científico también debe poder externar las dificultades existentes para la toma de decisiones (falta de información, incertidumbre, conflictos, percepciones encontradas, etc.) para que

sean canalizadas hacia el sector científico que puede generar información que facilite el proceso de toma de decisiones.

Los agentes de cambio, responsables de la diseminación de la información, deben poder formular recomendaciones científicamente basadas, apropiadas para cada actividad de los usuarios, así como canalizar las demandas sobre el conocimiento no disponible. En

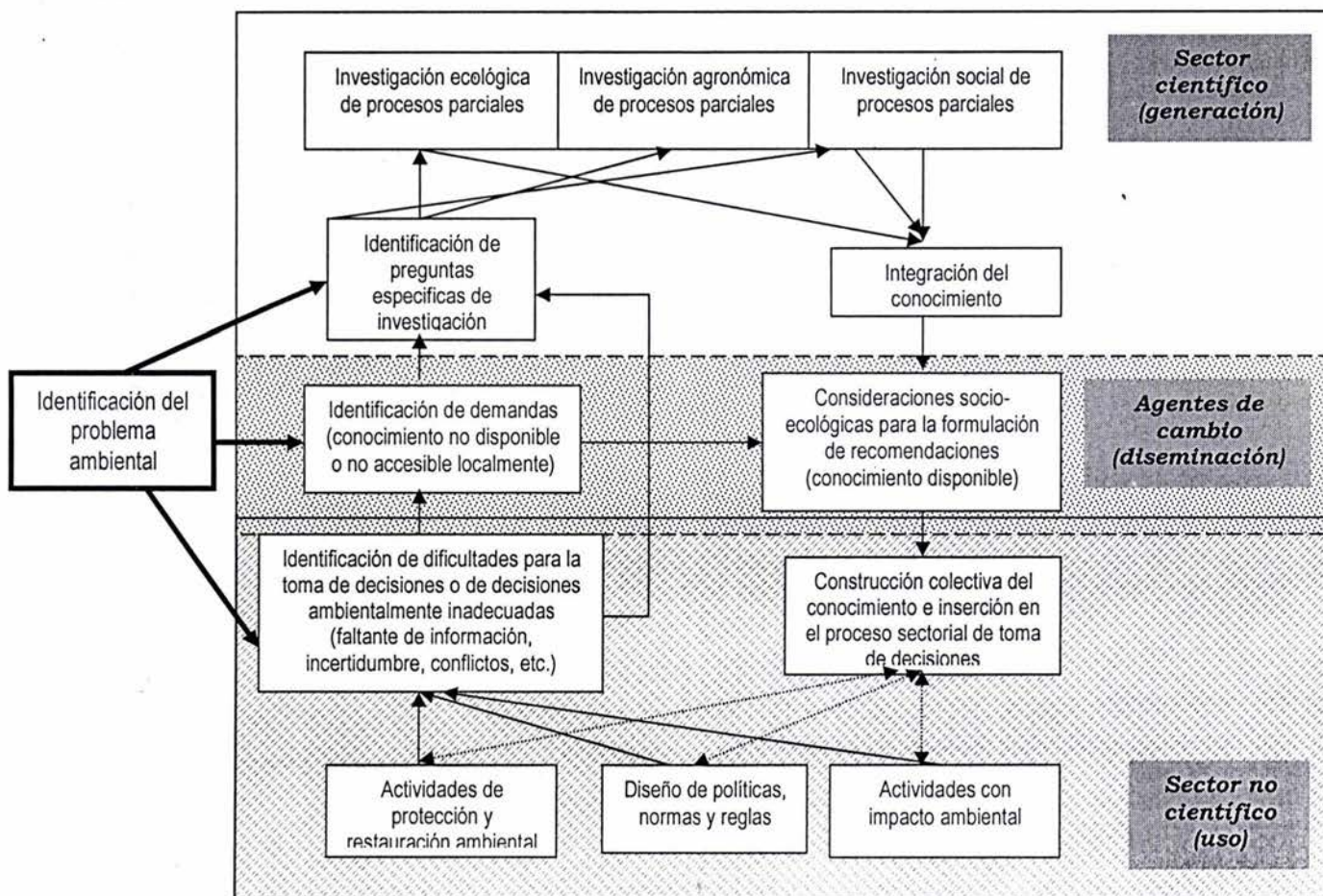


Figura 4. Esquema del circuito de información de acuerdo a los sectores vinculados al manejo detectados por el SIE (sector científico, agentes de cambio, sector no científico). Los cuadros indican las etapas del circuito de la información en un socio-sistema vinculado al manejo ambiental, en relación con la generación, diseminación y uso de la información. Las flechas indican los flujos potenciales de información. Las flechas puntuadas indican etapas donde los flujos requeridos son bidireccionales. El circuito de información puede iniciarse con la detección del problema ambiental, ya sea en términos de dificultades para la toma de decisiones o decisiones ambientalmente inadecuadas, de demandas concretas de información o de preguntas puntuales de investigación. Una vez detectado el problema, lo deseable es que existan canales abiertos y proceda el flujo de información en todas las etapas indicadas.

otros casos, la información faltante se debe a que no está localmente accesible y los agentes de cambio pueden cumplir el papel de ubicar, y facilitar a los usuarios dicha información demandada, en un formato apropiado. La modalidad más adecuada para constituir esta interfase de integración sectorial (agentes de cambio) no está aún resuelta para la realidad mexicana, aunque existen buenas experiencias como la de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán y el Colegio de la Frontera Sur, instituciones que promueven la comunicación entre científicos y actores sociales locales y el permanente intercambio de información, tecnología y experiencias de investigación (Castillo 2000a; Castillo y Toledo, 2000). La investigación sobre los actores, canales y flujos de información entre ellos, constituye un campo amplio de investigación que usualmente no es llevada a cabo por ecólogos, pero que les provee enormes beneficios para orientar su labor de investigación (Underwood, 1998) y para detectar conflictos cognitivos entre los actores (Adams *et al.*, 2003).

En resumen, esta estrategia propone que para promover la inserción de los productos de investigación en el contexto del manejo para la recuperación ecológica, la selección de las preguntas de investigación debe realizarse teniendo claridad sobre el área de decisión que se va a alimentar con la información generada. Asimismo debe reconocerse el tipo de información (1, 2, 3 y 4) que se va a producir de acuerdo a la situación de manejo y deben visualizarse los sectores sociales y canales involucrados en el flujo de información.

Tercera Fase: Experimentación

Los cuatro tipos de investigación propuestos por Underwood (1998) relevantes para alimentar un proceso de toma de decisiones pueden orientar las preguntas de investigación de la Fase Experimental. La Fase experimental se desarrolla bajo la lógica tradicional del método científico y no necesita ser explicada aquí (Figura 1, Tercera Fase; Underwood, 1997). Bajo los lineamientos de esta estrategia, las preguntas de investigación se encuentran fuertemente contextualizadas como resultado del diagnóstico obtenido en la Primera Fase y de acuerdo a los requerimientos de información (Investigación ecológica de Tipo 1, 2 3 y 4) para el proceso de toma de decisiones señalados en la Segunda Fase. Debe destacarse que la investigación experimental es fundamental para tomar mejores decisiones de manejo, pues proveen un mejor entendimiento de las relaciones causa-efecto provisto por la conducción

de experimentos conducidos por hipótesis (Havens y Aumen, 2000). Para la actividad académica es el momento en el cual los requerimientos de información para la toma de decisiones pueden contactar e incluso ser armonizadas con inquietudes de tipo teórico (Underwood, 1998).

Cuarta Fase: Integración de la investigación

Dice Edgar Morin (1999): "*Progresos gigantescos en los conocimientos han sido efectuados en el marco de las especializaciones disciplinarias en el transcurso del siglo XX. Pero estos progresos están dispersos, desunidos, debido justamente a esta especialización que a menudo quebranta los contextos, las globalidades, las complejidades*" ... "*En estas condiciones, las mentes formadas por las disciplinas pierden sus aptitudes naturales para contextualizar los saberes tanto como para integrarlos en sus conjuntos naturales*". La situación arriba descrita se expresa, de manera paradójica, en un momento histórico donde pocos problemas relevantes al género humano se ubican dentro de límites disciplinarios rígidos (Daily y Ehrlich, 1999). Para contrarrestar esta incapacidad adquirida por los científicos modernos y desandar el camino de la fragmentación, se deben buscar caminos de organización y síntesis del conocimiento generado y disponible. La integración es un corolario natural de los enfoques sistémicos. Sin embargo, la construcción de estos puentes intelectuales entre las ciencias de la vida, de la tierra, sociales e ingenieriles es extremadamente difícil (Redman, 1999).

Una de las etapas del circuito de la información presentado en la Figura 4, necesario para la disseminación de la información, es la integración del conocimiento científico. La Figura 5 muestra un esquema simple representando los niveles de integración del conocimiento científico en torno a fenómenos que vinculan la sociedad con la naturaleza (sistemas socio-ecológicos). La actual fragmentación del conocimiento existente, requiere iniciar por una integración intra-disciplinaria en el seno de la ecología, para la reconstrucción del funcionamiento del ecosistema estudiado. Similar camino se requiere para la reconstrucción del socio-sistema correspondiente, la cual debe propiciar, entre otras cosas, un entendimiento de las instituciones y diversos niveles jerárquicos de los ámbitos de toma de decisiones afectados al fenómeno de estudio (Endter *et al.*, 1998). La integración del socio-eco-sistema implica la mayor conectividad entre conocimientos parciales de los sistemas

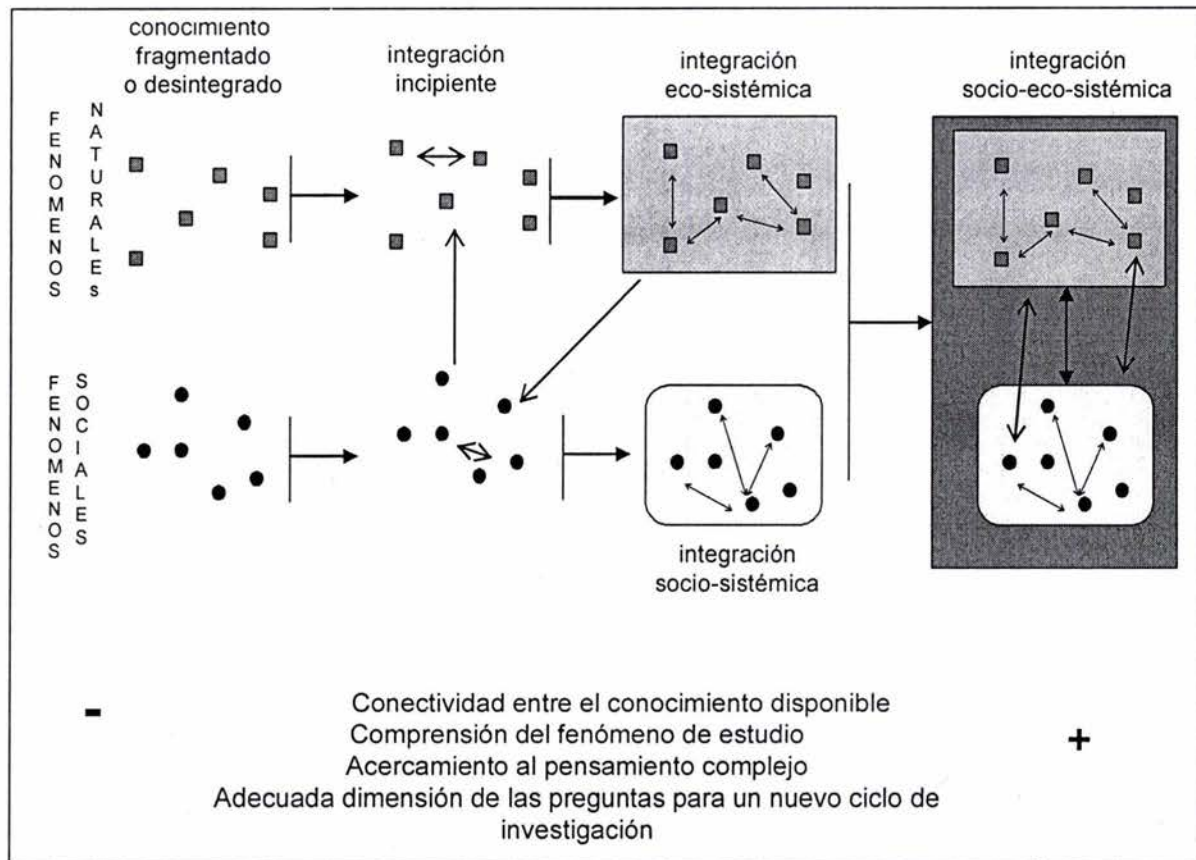


Figura 5. Esquema que representa los niveles de integración del conocimiento en torno a fenómenos que vinculan la sociedad con la naturaleza.

ecológicos y sociales hacia su interior y entre ellos. Las conexiones entre saberes producen nuevas preguntas de investigación, nuevas aproximaciones al problema, nuevas teorías y nuevas generalizaciones, y un acercamiento progresivo al pensamiento complejo (Pickett *et al.*, 1999; Figura 5).

Teniendo en cuenta las ideas esquematizadas en la Figuras 4 y 5, esta estrategia de investigación propone trabajar sobre tres esferas de integración: a) la intra-disciplinaria; b) la inter-disciplinaria y c) la inter-sectorial (Figura 1, Cuarta Fase). Como ya fue mencionado, la primera gira en torno a la generación de una síntesis del conocimiento al interior de la disciplina ecológica procurando la reconstrucción del ecosistema de estudio. La ecología es una ciencia extraordinariamente amplia que se liga con la geoquímica en el extremo abiótico y con la genética en el extremo biótico (Pickett *et al.*, 1999). La inclusión de escalas

temporal-espacial más amplias expresadas en disciplinas afines como la ecología del paisaje también es aquí considerada.

La segunda esfera de integración planteada es de carácter *interdisciplinaria*, donde la meta es plasmar avances en la comprensión del socio-ecosistema. Ambas esferas de integración (*intra e interdisciplinario*) son la arena para un juego de aproximaciones constructivas por un lado, generando conceptos, teorías, y modelos mentales para comprender el mundo observable, y aproximaciones críticas enfatizadas por el principio de falsificación de Popper por el otro, que obligan a evaluar la consistencia interna de esa comprensión y su ajuste al mundo observable (Pickett *et al.*, 1999). La visión sistémica aplicada a los fenómenos complejos, solo puede resultar de un trabajo que se plantee con una tarea interdisciplinaria, la cual debe ser encarada desde el inicio de la investigación, con la construcción de un marco conceptual común (marco epistémico) que permita la articulación de las disciplinas (García, 1986).

Sólo resta decir que la investigación para la recuperación de ecosistemas y el manejo de los ecosistemas de la Tierra en general, demandan un decidido uso de nuevas aproximaciones y soluciones que cruzan las fronteras tradicionales (Turner y Carpenter, 1999). De manera consistente con la perspectiva sistémica, el objetivo de la investigación interdisciplinaria es que el *todo* (esto es, el grupo interdisciplinario) es más que la *suma de las partes individuales*, i.e. las disciplinas aisladas (Likens, 1998).

La tercera esfera de integración considerada en esta estrategia es aquella requerida para posibilitar el flujo de información entre sectores, punto central al proceso de toma de decisiones (Segunda Fase; Figura 2) y sumamente relevante para la construcción colectiva del conocimiento, la negociación y la construcción de consensos. Esta *integración intersectorial*, es un camino para alimentar la modificación de los modelos no sustentables de manejo de la naturaleza.

3 - Carácter adaptativo de esta estrategia y su aplicación al caso de Chamela

La propuesta de investigación aquí presentada fue diseñada con apego a los principios del manejo de ecosistemas y otras valiosas perspectivas que fortalecen el proceso de generación de conocimiento y de su inserción en esquemas de manejo, en el contexto de la investigación para la recuperación ecológica.

Los tres niveles de integración de la cuarta fase, establecen lazos de retroalimentación sobre las tres primeras (Figura 1, Flechas gruesas), por lo que es una estrategia de carácter

adaptativo. Así, el proceso de investigación sufre un progresivo acoplamiento entre áreas dentro de la ecología, entre disciplinas científicas y entre sectores vinculados al manejo ambiental, conformando un ciclo iterativo de trabajo. Esta estrategia constituye una propuesta preliminar para la construcción de un marco conceptual común a diferentes disciplinas (marco epistémico) que se interesen en el problema de la restauración de ecosistemas. Un marco epistémico es el punto de partida del trabajo interdisciplinario (García, 1986), el cual conduce el trabajo desde el planteo mismo de la investigación hasta el análisis de los resultados y la reconstrucción del socio-ecosistema.

Como último comentario debe señalarse que cada una de las cuatro fases de trabajo, es abordable desde el enfoque de la investigación participativa, es decir, con la inclusión directa de los diferentes sectores interesados en el problema en cada una de ellas. La escuela de la investigación participativa ha desarrollado marcos conceptuales y metodologías apropiados que deben ser explorados para enriquecer esta propuesta con dicho enfoque.

Esta estrategia fue diseñada para desarrollar una investigación en áreas transformadas de bosque tropical seco a pradera en la Región de Chamela (Jalisco). Los lineamientos preliminares de ella fueron concebidos en los primeros estadios del proceso de investigación. Sin embargo, fue sufriendo sucesivos ajustes a medida que el propio proceso de investigación fue desarrollado. Por eso, fue principio y fue final de esta tesis. Su aplicación se encuentra desarrollada en los capítulos siguientes de este documento, las cuales constituyen las cuatro fases de un primer ciclo de la investigación, aplicadas al caso antes mencionado.

Literatura citada

- Adams, W. M., D. Brockington, J. Dyson, B. Vira. *Science* 302, 1915-1916.
- Aide, T.M., J. Zimmerman, J. B. Pascarella, L. Rivera, H. Marcano-Vega. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8, 328-338.
- Allen, E., D.A. Falk, W.W. Covington. 1995. Recommendations for increased restoration research funding by the National Science Foundation. Workshop on "Developing the Conceptual Basis for Restoration Biology". Research Paper N° 2. National Center for Ecological Analysis and Synthesis (NCEAS), Santa Barbara, California
- Allen, E.W., W. Covington, D. Falk. 1997. Developing the conceptual basis for restoration ecology. *Restoration Ecology* 5, 275-276.
- Aronson, J., S. Dhillon and E. Le Floc'h. 1995. On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: a reply to Pickett and Parker. *Restoration Ecology* 3, 1-3.
- Bellamy J. A., A. K. Johnson. 2000. Integrated resource management: moving from rhetoric to practice in Australian agriculture. *Environmental Management* 25, 265-280.
- Bradshaw, A. 1987. Restoration: an acid test for ecology. En: Jordan III, W.E, M.E. Gilpin, J.D. Aber, (eds.). *Restoration Ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bradshaw, A. 1989. Management problems arising from successional processes. En: *Biological habitat reconstruction*. Buckley, G.P. (ed.), Belhaven Press, Londres y Nueva York.
- Bradshaw, A. 1993. Restoration ecology as a science. *Restoration Ecology* 1, 71-73.
- Brown, S., A. E. Lugo. 1994. Rehabilitation of Tropical Lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2, 97-111.
- Cairns Jr., J. 1993. Ecological restoration: replenishing our national and global ecological capital. En: D. A. Saunders, R.J. Hobbs and P.R. Ehrlich (eds.). *Nature Conservation 3: Reconstruction of fragmented ecosystems*. Surrey Beatty & Sons, USA.
- Cairns Jr., J. 2001. Life support. *Forum for Applied Research and Public Policy* 16, 40-44.
- Castillo, A. 2000a. Ecological Information System: Analyzing the communication and utilization of scientific information in México. *Environmental Management* 25, 383-392.
- Castillo, A. 2000b. Communication and utilization of science in developing countries. *Science communication* 22, 46-72.
- Castillo, A., V. Toledo. 2000. Applying Ecology in the Third World: The case of México. *Bioscience* 5, 66-76.
- Carpenter, S.R., L.H. Gunderson. 2001. Coping with collapse: Ecological and social dynamic in ecosystem management. *Bioscience* 51, 451-457.
- Clark, M.J. 1997. Ecological restoration – the magnitude of the challenge: an outsider's view. En: Urbanska, K.M., N.R. Webb, P.J. Edwards (eds.). *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press.
- Christensen, N.L., A.M. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D' Antonio, R. Francis, J.F. Franklin, J.A. Macmahon, R.F. Noss, D.J. Parson, C.H. Peterson, M.G. Turner and R.GF. Woodmansee. 1996. The report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem management. *Ecological Applications* 6, 665-691.
- Christensen N.L., J.F. Franklin. 1997. Ecosystem Function and Ecosystem Management. En: Simpson R. D., N.L. Christensen Jr (eds.). *Ecosystem Function & Human Activities*. Chapman & Hall, London.
- Clewell, A.; J. Rieger, J. Munro. 2000. Guidelines for Developing and Managing Ecological Restoration Projects. A Society for Ecological Restoration Publication (disponible en www.ser.org)
- Connelly, N.A., B.A. Knuth, D.L. Kay. 2002. Public support for ecosystem restoration in the Hudson River Valley, USA. *Environmental Management* 29, 467-476.

- Cortner, H., M. Wallace, S. Burke, M. Moote. 1998. Institutions matter: the need to address the institutional challenges of ecosystem management. *Landscape and Urban planning* 40, 159-166.
- Covington, W., M. Moore, W. Niering, J. Walker. 1996. Adaptive ecosystem restoration and management: concepts and principles. USDA Forest Service, Referencia Internet: <http://www.fs.fed.us/eco/s10pre.htm>
- Daily, G.; P. Ehrlich. 1999. Managing Earth's Ecosystems: An interdisciplinary Challenge. *Ecosystems* 2, 277-280
- Diggelen van, R., A. P. Grootjans, J.A. Harris. 2001. Ecological Restoration: State of the art or state of the science? *Restoration Ecology* 9, 115-118.
- Endter-Wada, J. D. Blahna, R. Krannich, M. Brunson. 1998. A framework for understanding social science contributions to ecosystem management. *Ecological Applications* 8, 891-904
- Ewel, J.J. 1999. Natural systems as models for the design of sustainable systems of land use. *Agroforestry Systems* 45, 1-21.
- Finegan, B., D. Delgado. 2000. Structural and floristic heterogeneity in a 30 year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. *Restoration Ecology* 8, 380-393.
- Ford, K.E., K.A. Glatzel, R.E. Piro. 1990. Watershed planning and restoration: achieving holism through inter-jurisdictional solutions. En: Berger, J. (ed.). *Environmental Restoration*. Island Press, Washington D.C.
- Fry, G., A.R. Main. 1993. Restoring seemingly natural communities on agricultural land. En: Saunders D.A., R.J. Hobbs, P.R. Ehrlich (eds). *Nature Conservation 3: Reconstruction of fragmented ecosystems*, Surrey Beatty & Sons, USA.
- García, R. 1986. Conceptos básicos para el estudio de sistemas complejos. En: Los problemas del conocimiento y la perspectiva ambiental del desarrollo. Leff, E. (Ed.), Siglo Veintiuno Editores, México.
- Gross, M. 2000. Classical sociology and the restoration of nature. *Organization & Environment* 13, 277-291.
- Grumbine, R.E. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8, 27-38.
- Haeuber, R. 1998. Ecosystem management and environment policy in the United States: open window or closed door? *Landscape and Urban Planning* 40, 221-233.
- Hart, D.D. 2002. Role for scientists in community-based ecological restoration. *BioScience* 52, 643.
- Harris, R.R. 1999. Defining reference conditions for restoration of riparian plant communities: Examples from California, USA. *Environmental Management* 24, 55-63.
- Havens, K.E., N.G. Aumen. 2000. Hypothesis-Driven Experimental Research is Necessary for Natural Resource Management. *Environmental Management* 25, 1-7.
- Hobbs, R.J., D.A. Norton. 1996. Toward a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4, 93-110.
- Hobbs, R.J., J.A. Harris. 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the new Millennium. *Restoration Ecology* 9, 239-246.
- Holmes, P., D. Richardson. 1999. Protocols for restoration based on recruitment dynamics, community structure and ecosystem function: perspectives from South African Fynbos. *Restoration Ecology* 7, 215-230.
- Imperial, M. 1999. Institutional analysis and ecosystem-based management: The institutional analysis and development framework. *Environmental Management* 24, 449-465.
- Korb, J.E., W.W. Covington, P. Fulé. 2003. Sampling techniques influence understory plant trajectories after restoration: an example from ponderosa pine restoration. *Restoration Ecology* 11, 504-515.
- Lackey, R.T. 1998. Seven pillars of ecosystem management. *Landscape and Urban Planning* 40, 21-30.
- Landais, E. 1998. Modelling farm diversity. New approaches to typology building in France. *Agricultural Systems* 58, 505-527.
- Lessard, G. 1998. An adaptive approach to planning and decision-making. *Landscape and Urban Planning* 40, 81-87.

-
- Light, A. 2000. Ecological restoration and the culture of nature: a pragmatic perspective. En: Gobster P.H., R.B. Hull (eds.). *Restoring Nature*. Island Press. Washington, D.C.
- Likens, G. 1998. Limitations to intellectual progress in ecosystem science. En: *Success, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science*. Pace, M.L.; P.M. Groffman (eds.). Springer Verlag, New York.
- Lindig-Cisneros, R., J.B. Zedler. 2000. Restoring urban habitats, a comparative study. *Ecological restoration* 18, 185-194.
- Loeb, S., M. Lennarts, R. Szaro. 1998. The role of fish, wildlife and plant research in ecosystem management. *Landscape and Urban planning* 40, 131-139.
- Maguire, L. 1995. Decision Analysis: An integrated approach to ecosystem exploitation and rehabilitation decisions. En: Cairns Jr., J. (ed.) *Rehabilitating Damaged Ecosystems*. CRC Press Inc, Florida.
- Margerum, R. 1999. Integrated environmental management: The foundations for successful practice. *Environmental Management* 24, 15-166.
- Mc Ginnis, M.V., J. Wooley, J. Gamman. 1999. Bioregional conflict resolution: rebuilding community in watershed planning and organizing. *Environmental Management* 24, 1-12.
- Morin, E. 1990. *Introduction à la pensée complexe*. ESPF Editeur, Paris. Traducción al español por Marcelo Pakman. Ed. Gedisa, México.
- Morin, E. 1999. Los siete saberes necesarios para la educación del futuro. Traducción de Mercedes Vallejo-Gómez. EPD-99/WS/4; UNESCO, Francia.
- Nava, R.C., R. Armijo, J. Gastó. 1996. *Ecosistema: la unidad de la naturaleza y el hombre*. Editorial Trillas, México DF.
- Noss, R.F., J.M. Scott. 1997. Ecosystem protection and restoration: the core of ecosystem management. En: M. S. Boyce M.S., A. Haney (eds.). *Ecosystem Management: applications for sustainable forests and wildlife resources*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Ormerod, S. J. 2003. Restoration in applied ecology: editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* 40, 44-50.
- Osty, P. 1978. L' exploitation agricole vue comme un système. *Bulletin Technique d'Information de Ministère de l'Agriculture* 326, 43-49.
- Parker, V.T., S.T.A. Pickett. 1997. Restoration as an ecosystem process: implication of the modern ecological paradigm. En: Urbanska, K.M., N.R. Webb, P. J. Edwards (eds.) *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pfadenhauer, J. 2001. Some remarks on the socio cultural background of restoration ecology. *Restoration Ecology* 9, 220-229.
- Pickett, S.T.A., V.T. Parker. 1994. Avoiding the Old Pitfalls: Opportunities in a new discipline. *Restoration Ecology* 2, 75-79.
- Pickett, S. T.A., W. Burch, J.M. Grove. 1999. Interdisciplinary research: maintaining the constructive impulse in a culture of criticism. *Ecosystems* 2, 302-307.
- Rauscher, M.H. 1999. Ecosystem management decision support for federal forests in the United States: A review. *Forest Ecology and Management* 114, 173-197.
- Redman, Ch. L. 1999. Human dimensions of ecosystem studies. *Ecosystems* 2, 296-298.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs, P.R. Ehrlich. 1993. Reconstruction of fragmented ecosystems: problems and possibilities. En: Saunders D.A., R.J. Hobbs, P.R. Ehrlich (eds). *Nature Conservation 3: Reconstruction of fragmented ecosystems*, Surrey Beatty & Sons, USA.
- Sebillote, M. 1974. *Agronomie et agriculture. Essai d'analyse des tâches de l'agronome*. Cahier ORSTOM, Ser. Biol 24: 3-25, France.
- SER. 2002. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. *The SER Primer on Ecological Restoration* (disponible en www.ser.org).
- Szaro R.C., W.T. Sexton, C. R. Malone. 1998. The emergence of ecosystem management as a tool for meeting people's needs and sustaining ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 40, 1-7.

Capítulo II - Abordaje de la investigación

- Turner, M., S. Carpenter. 1999. Tips and Traps in interdisciplinary research. *Ecosystems* 2, 275-276.
- Underwood, A.J. 1997. *Experiments in ecology*. Cambridge University Press.
- Underwood, A.J. 1998. Relationships between ecological research and environmental management. *Landscape and Urban Planning* 40, 120-130.
- Urbanska, K., N.R. Webb, P.J. Edwards. Why restoration? En: Urbanska, K.M., N.R. Webb, P.J. Edwards, (eds.). *Restoration Ecology and Sustainable development*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Walters, B.B. 1997. Human ecological question for tropical restoration: experiences from planting native upland trees and mangroves in the Philippines. *Forestry Ecology and Management* 99, 275-290.
- Wilkins, S., D. Keith, P. Adam. 2003. Measuring success: evaluating the restoration of a grassy eucalypt woodland at the Cumberland plain, Sydney, Australia. *Restoration Ecology* 11, 489-503.
- Zedler, J.B. 2000. Restoration of biodiversity to coastal and inland wetlands. En: Gopal, B., W.J. Junk, J.A. Davis (eds.). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys, Leiden.

Presentación

El comportamiento y la recuperación de los ecosistemas deteriorados por actividades humanas son fenómenos de estudio de difícil aprehensión, debido a la cantidad de variables que influyen en su dinámica. El Capítulo II de esta Tesis propuso una estrategia para llevar a cabo una investigación sobre ecosistemas transformados afectados por acciones antropogénicas en el área de distribución del bosque tropical seco de México. En ella se propone desplegar la investigación en cuatro etapas secuenciales, siendo la primera de ellas la caracterización y diagnóstico del sistema de estudio.

En la región de Chamela (Municipio de La Huerta; costa de Jalisco), las laderas de los lomeríos bajos han sido frecuentemente convertidas desde bosque tropical seco a pradera*, para la instalación de pasturas con especies introducidas destinadas a la alimentación del ganado (potreros). A pesar de lo extensivo de las transformaciones ocurridas en esta región y la presencia evidente de este nuevo estadio del sistema, sus características ecológicas han sido estudiadas parcial y desagregadamente.

Para iniciar la investigación, el presente Capítulo realizó la caracterización y diagnóstico de las laderas que fueron transformadas de bosque seco a pradera. Siguiendo los lineamientos estratégicos propuestos en el Capítulo II, la caracterización fue realizada desde tres enfoques diferentes (ver Figura 1 en Capítulo II).

El primer enfoque se propuso expandir las escalas de espacio y de tiempo en torno al sistema focal, es decir, las laderas con pradera, dando origen a la parte 1 de este Capítulo. El segundo enfoque hizo centro en el objeto de estudio, estableciendo una caracterización ecológica a partir de variables-estado para describir el estadio de ladera de largo uso pecuario. Estas variables-estado fueron referidas a aspectos estructurales de la vegetación y a determinantes de la dinámica hidrológica de los sitios transformados (Parte 2 de este capítulo). El tercer enfoque se orientó a profundizar en la comprensión de las causas de la transformación del bosque seco a pradera, lo cual es una parte fundamental del problema

* El uso de los términos *pradera*, *pastizal* y *potrero* puede ser controversial pues varía de acuerdo a escuelas y autores. En esta tesis, se nombra *pradera* a una comunidad dominada por gramíneas, la cual es producto de la intervención humana (ecosistema inducido antropogénicamente). Es un término que sólo hace referencia a la estructura de la vegetación. Se llama *potrero* a la misma comunidad vegetal pero haciendo implícito el uso o destino, el cual es orientado a la alimentación del ganado. El *pastizal*, término no utilizado en este trabajo, refiere a un ecosistema natural dominado por hierbas y gramíneas nativas.

de la recuperación ecológica, pues ningún programa puede ser exitoso si no contempla los orígenes del daño e intenta su remoción o la armonización de los intereses de los actores sociales vinculados al problema. Así, la Parte 3 de este Capítulo es una contribución a la aplicación de herramientas interdisciplinarias para la investigación en recuperación ecológica en áreas rurales. En ella se presenta una tipología de los sistemas de producción presentes en el Municipio de la Huerta, con la identificación de los rasgos que pueden ser relevantes para la aplicación de acciones específicas de manejo tendientes a la recuperación de un ecosistema con rasgos similares al bosque nativo.

Cambios en la vegetación asociados al uso de la tierra en áreas ocupadas por bosque tropical seco en el oeste de México¹

1 - Introducción

La identificación y descripción de patrones de cambio en la vegetación asociados a acciones antropogénicas permite el reconocimiento de caminos sucesionales post-disturbio y las preferencias de manejo de los habitantes locales. Los modelos de cambio en la vegetación son frecuentemente usados como construcciones conceptuales para describir y explicar caminos sucesionales que resultan de fuerzas naturales o antropogénicas (Gentile *et al.*, 2001). Estos permiten predecir el curso de sucesiones particulares al especificar las relaciones entre mecanismos y caminos, explorar caminos alternativos en el futuro y conducir experimentos para poner a prueba nuestra comprensión de procesos clave (Pickett *et al.*, 1987; Lambin *et al.*, 2000).

Uno de los más extensos e importantes tipos de vegetación en México y América Central es el bosque tropical seco (Murphy y Lugo, 1995), distribuido a lo largo de la costa del Pacífico desde el Trópico de Cáncer, México (28° N) hasta el norte de Costa Rica (10° N) (Pennington *et al.*, 2000). La conversión de bosque tropical seco a pradera y tierras agrícolas ha sido una práctica común en la región y áreas con bosque intacto son escasas (Maass, 1995). Sólo el 27% del bosque tropical original permanece sin disturbios en México, el restante 73% presenta algún disturbio, alteración o degradación hasta la conversión total de estructura y función (Trejo y Dirzo, 2000).

El propósito de este estudio fue identificar y describir los patrones de cambio en la vegetación asociados al uso del suelo en la porción norte del área de distribución del bosque tropical seco en América. Los patrones son presentados basados en un modelo conceptual, el cual captura la dimensión temporal del fenómeno de estudio. La dimensión espacial está incluida en el modelo a través del arreglo de los diferentes procesos de cambio de acuerdo a componentes geomorfológicos del paisaje.

¹ Trabajo aceptado para su publicación. Burgos, A.; J.M. Maass. En prensa. Agriculture, Ecosystem and Environment. Esta sección en su formato de artículo se presenta al final de esta tesis. Notar que la versión en español incluye el Cuadro 2 y la Figura 3 que fueron eliminadas de la versión publicada.

2 - Métodos

El área de estudio se localizó en la Región de Chamela, (Jalisco, México; 19° N; 104° W), en los límites políticos del Municipio de La Huerta. Las comunidades rurales ocupan el 84 % de la extensión municipal (Cuadro 1). Praderas, cultivos y bosques manejados dominan el paisaje; el bosque tropical seco está siendo protegido como una parte de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. La geofoma dominante en el paisaje local son los lomeríos bajos, con una altitud media de 100 m.s.n.m y pendientes que se ubican entre 4 y 35°. Los valles y tierras planas son geofomas muy escasas (Rodríguez, 1999).

Entre los años 1977 y 2000, se registró una temperatura media de 24.6 y un promedio de precipitaciones anuales de 788 mm, con el 80% de la lluvia cayendo entre junio y noviembre (García-Oliva *et al.*, 2002). El balance climático demostró un déficit hídrico continuo, excepto para el mes de septiembre (Figura 1). El escurrimiento superficial fue esporádico (Cervantes *et al.*, 1988), los suelos someros (30 cm) son dominados por texturas gruesas (Regosoles). La capacidad de campo del perfil del suelo es 75 mm.

Cuadro 1. Características generales del Municipio de La Huerta (Región de Chamela, Jalisco)

Extensión total (ha)		174,971
Longitud de costa (km)		66
Area total ocupada por ejidos (ha)		147,376
Bosque tropical seco protegido en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (ha)		13,142
Uso de la tierra (% en 1990)	Praderas	60.1
	Cultivos con riego	0.8
	Cultivos sin riego	7.3
	Bosque tropical seco	29.5
	Otro	2.3
Número de unidades de producción rural		2,895
Tamaño medio de las unidades de producción rural (ha)		39,5
Población total (2000)		22,827
Actividades económicas (% en 1990)	Primarias (agricultura y ganadería)	50.0
	Secundarias (industria)	15.0
	Terciarias (servicios)	35.0

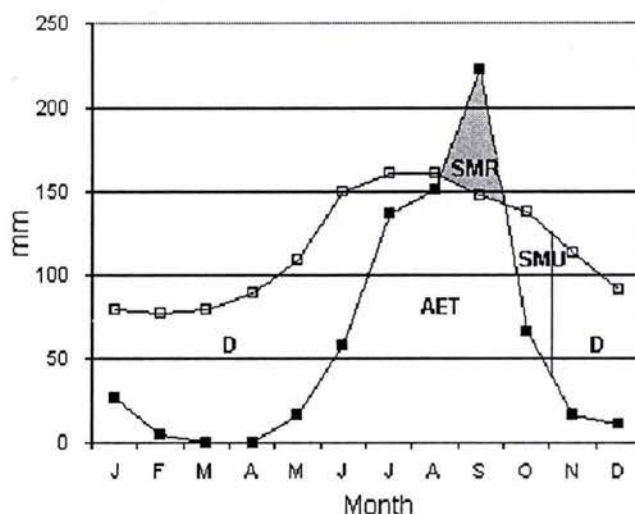


Figure 1: Balance hídrico en la Región de Chamela (México). (■) : precipitación media entre 1977 – 1988; (□) evapotranspiración media potencial para el intervalo 1984-1988. D: Déficit de humedad; AET: Evapotranspiración Real; SMR: Recarga de la humedad del suelo; SMU: Utilización de la humedad del suelo).

El bosque tropical seco (**TDF**) ocupa laderas y superficies cumbreles y el bosque tropical subcaducifolio (**TSF**) se expresa en tierras planas y áreas riparias (Lott, 1987; 1993). Excepto poblaciones prehispánicas de muy baja magnitud, la ocupación humana inició hace 30 años. La construcción de la Carretera Federal durante los años 70 promovió el establecimiento de campesinos migrantes desde los estados circundantes (De Ita, 1983). Las actividades rurales claramente dominan la economía de La Huerta (Cuadro 1).

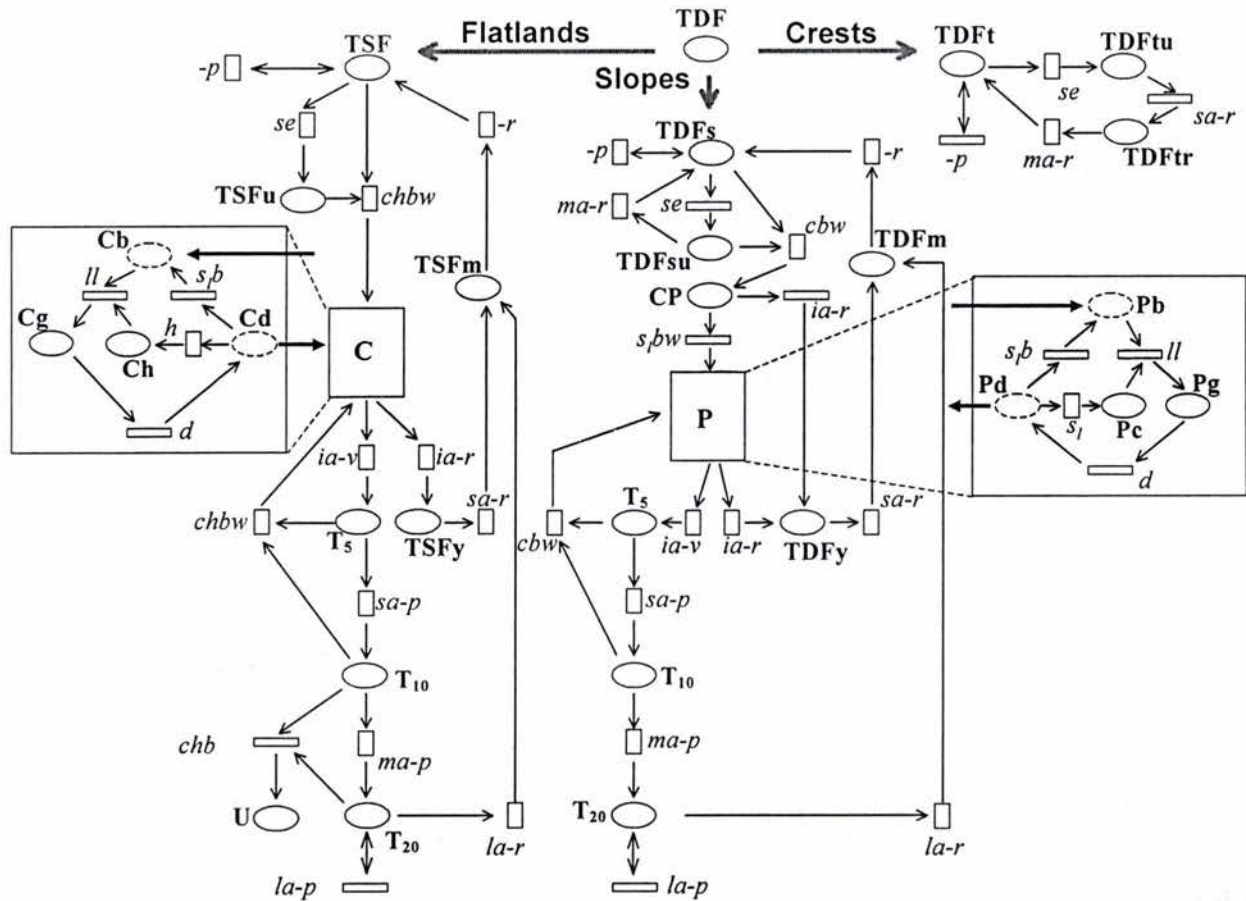
El modelo conceptual usado para describir los patrones de cambio en la vegetación consistió en un diagrama de estados y transiciones. El modelo fue construido usando las Redes de Petri (DNAet Software; UTC, 1995), una herramienta de modelaje gráfico y matemático para representar sistemas de eventos discretos con eventos concurrentes o paralelos (Peterson 1977; Murata, 1989). Como una herramienta grafica, las redes de Petri ayudan a la comunicación visual de manera similar a graficos de flujos, diagramas de bloque y redes. Como una herramienta matemática, una red de Petri tiene propiedades que resultan de su ejecución, por lo que es posible establecer ecuaciones de estado, algebraicas y otros modelos matemáticos que gobiernan el comportamiento del sistema (Murata, 1989). Una red de Petri contiene dos tipos de nodos: círculos (llamados sitios) y barras (llamados transiciones), los cuales están relacionados con arcos que conectan un sitio con una transición y viceversa. (Peterson, 1977). Un círculo representa un estado en la vegetación del paisaje y una barra un evento que promovió un cambio de estado, en un intervalo de tiempo de 40 años.

Una versión inicial del modelo conceptual fue construida con base en estudios previos sobre la conversión del bosque tropical seco en la región (De Ita, 1983; De Ita y Barradas, 1986; Gutiérrez, 1993; Maass, 1995). Esta versión preliminar fue confrontada con la percepción de los habitantes locales. Para ello se utilizó el método de la narrativa ambiental, el cual recoge las historias y percepción anecdótica de un narrador estrechamente asociado a un área determinada y tomado como fuente para trabajos científicos (Robertson *et al.* 2000). La aplicación de este método para validar el modelo fue apropiada porque: 1) las rutas sucesionales fueron principalmente dirigidas por acciones humanas; 2) la información sobre los cambios en la vegetación fue cualitativa y 3) los procesos de conversión fueron recientes (< 40 años). La información sobre los cambios fue obtenida mediante entrevistas a profundidad registradas en cinta realizadas a los habitantes locales. Los individuos entrevistados fueron hombres > 40 años, viviendo y trabajando en el área. La muestra consistió de 28 entrevistas distribuidas en 11 localidades a lo largo de la costa del Municipio de La Huerta. Tres clases etarias fueron consideradas: 41-50; 51-60 y 61-70, con 9, 6 y 13 entrevistas, respectivamente. Una versión mejorada del modelo fue construida basada en el consenso de la percepción científica y la de los habitantes locales.

Para identificar niveles de incertidumbre en la ocurrencia de algún camino, se aplicó un análisis de frecuencia de las respuestas, considerando tres categorías: i) ocurre, ii) no ocurre iii) desconocido; a cada uno de los caminos del modelo.

3 - Resultados

Un gráfico de redes de Petri describió los patrones generales de cambio en la vegetación en La Huerta (Figura 2). La escala temporal del análisis se expresó en "años", salvo para los estadios de cultivo (C) y pradera (P), en los cuales se usó la escala "estacional". En este último caso, una sub-red (rectángulo) fue usada para representar el cambio en la escala temporal. Los círculos punteados indican que un estado es el estado de entrada desde la red principal hacia la sub red o el estado de salida desde una sub-red hacia la red principal. Dado que la geomorfología determinó el tipo de uso de la tierra, el componente espacial del modelo fue dado por tres rutas independientes de cambios en la vegetación: a) tierras planas, áreas riparias y valles (izquierda en la Figure 2); b) laderas y superficies cumbresales de pequeños lomeríos (centro); y c) superficies cumbresales de lomeríos altos (derecha). Una mención de las principales especies vegetales presentes en los estados TSF, TDF, C, P y T se presenta en el Cuadro 2.



- C: Cultivos
- CP: Cultivo/pradera
- TDF: Bosque tropical seco
- P: Pradera
- TSF: Bosque tropical subcaducifolio
- T: Vegetación espinosa
- U: Urbanización
- b: quemado
- c: cortado
- d: seca
- g: verde
- h: con labores
- m: bosque secundario maduro
- r: regenerado
- s: ladera
- t: superficies cumbreales de lomeríos altos
- u: empobrecido
- y: bosque secundario joven
- 5, 10, 20: años de abandono

- a: abandono
- b: quema
- c: corte*
- d: sequía estacional
- h: utilización de maquinaria pesada
- i: muy corto plazo (1-5 años)
- l: largo plazo (> 20 años)
- ll: lluvia estacional
- m: mediano plazo (10-20 years)
- p: persistencia
- r: regeneración
- s: corto plazo (5-10 años)
- sl: tumba
- se: extracción selectiva
- v: invasión
- w: siembra

Figura 2. Modelo conceptual de cambios en la vegetación asociados al uso del suelo en la región de Chamela (México). ○ :Estados en al vegetación del paisaje; □ : Eventos que promueven el cambio de estado. El rectángulo indicad un cambio en la escala temporal de años a estaciones (dentro del rectángulo).

Cuadro 2. Lista de las principales especies presentes en los estados representados en la Figura 2. Fuentes: : ⁽¹⁾Lott *et al.*, 1987 ; ⁽²⁾Lott, 1993; ⁽³⁾Miller y Kauffman, 1998a; ⁽⁴⁾Ortiz, 2001; ⁽⁵⁾Balvanera *et al.*, 2002; ⁽⁶⁾Maass, 1995; ⁽⁷⁾De Ita, 1983; ⁽⁸⁾Miller y Kauffman, 1998b.

Estado	Geoforma	Especies dominantes
Bosque tropical semicaducifolio (TSF)	Valles, areas riparias y zonas planas	⁽¹⁾ ⁽²⁾ <i>Astronium graveolens</i> ; <i>Thouinidium decandrum</i> ; <i>Brosimum alicastrum</i> ; <i>Bursera arborea</i> ; <i>Tabebuia donnell-smithii</i> ; <i>T. rosea</i>
Bosque tropical seco (TDFs)	Pendientes	⁽¹⁾ ⁽²⁾ ⁽⁴⁾ <i>Guapira macrocarpa</i> , <i>Lonchocarpus eriocarinalis</i> , <i>L. constrictus</i> ; <i>Bursera instabilis</i> , <i>Cordia alliodora</i> , <i>Amphipterygium adstringens</i> , <i>Ceiba aesculifolia</i> , <i>Jatropha standleyi</i> , <i>Crescentia alata</i> , <i>Lysiloma microphyllum</i> , <i>Spondias purpurea</i> , <i>Trichillia trifolia</i>
Bosque tropical seco (TDFt)	Crests	⁽⁵⁾ <i>Plumeria rubra</i> , <i>Gliricidia sepium</i> , <i>Lonchocarpus eriocarinalis</i> , <i>Ipomoea wolcottiana</i> , <i>Caesalpinia platyloba</i> , <i>Comocladia engleriana</i>
Pradera (P)	Slopes and crests of low hills	⁽⁶⁾ <i>Panicum maximum</i> , <i>Cenchrus ciliaris</i>
Cultivos (C)	Valleys and flat areas along springs	⁽⁷⁾ <i>Zea mays</i> (corn), <i>Sorghum bicolor</i> (sorgo), <i>Mangifera indica</i> (mango), <i>Cocos nucifera</i> (coconut)
Vegetacion espinosa (T ₁)	Valles, areas riparias y zonas planas	⁽²⁾ ⁽⁸⁾ <i>Acacia farnesiana</i> , <i>Guazuma ulmifolia</i>
Vegetacion espinosa (T ₁)	Pendientes y crestas de lomerios bajos	⁽²⁾ ⁽³⁾ ⁽⁴⁾ <i>Mimosa arenosa</i> , <i>Caesalpinia eriostachys</i> , <i>Piptadenia constricta</i> , <i>Cordia alliodora</i> , <i>Cochlospermum vitifolium</i> , <i>Cnidiosculus spinosus</i>

Las tierras planas y los piedemontes fueron las geoformas que primero fueron afectadas por actividades humanas (Figura 2, izquierda). Algunos aserraderos fueron instalados en los años 60, promoviendo una extracción selectiva (se) de madera, principalmente de e 60's, *Tabebuia donell-smithii* Rose y *T. rosea* (Bertol.) DC. Durante los años 70, la vegetación original empobrecida (TSFu) fue cortada, usando maquinaria pesada y luego quemada (chbw) para destino agrícola (C). El riego sólo es usado en < 1% del área. Las tierras planas pasan por un estadio de barbecho durante la estación seca (diciembre a mayo; Cd); tierra labrada al final de la estación seca (Ch); y con cultivos durante las lluvias (junio - noviembre; Cg). Maíz y frijol fueron usados en los primeros años de la conversión, pero árboles frutales (coco, mango y limón) fueron posteriormente introducidos. Las áreas planas también son usadas para el cultivo de especies forrajeras (sorgo y maíz enano). El estadio de

cultivo (**C**) fue detectado como inestable en el sistema. En tierras abandonadas (*ia-v*), vegetación espinosa aparece en un corto plazo (**T₅**), principalmente con *Acacia farnesiana* (huizache) (L.) Willd. El rebrote de la vegetación leñosa fue rápido, alcanzando los 2 m en 1-2 años luego del corte. Luego de 5 años, una vegetación espinosa cubre la tierra y persiste por 5-10 años (*sa-p*), sin grandes cambios en la composición de especies (**T₁₀**). El árbol *Cordia elaeagnoides* DC (barcino) puede ser detectado sólo en sitios abandonados durante 10-20 años (*ma-p*). Las áreas invadidas por vegetación espinosa (**T₅** y **T₁₀**) en algunos casos son recuperadas para cultivo, aunque esta acción demanda una importante disposición de energía (*chbw*). En tierras cultivadas por un muy corto plazo (5 años) y luego abandonadas, el bosque original regenera luego de la (*ia-r*) desde los tocones remanentes, hacia el estadio de bosque tropical semi-caducifoli secundario (**TSFy**). En la Región de Chamela, la mayor parte de la vegetación original en las tierras planas ha sido transformada y se encuentra en el estadio **C** y sus cambios estacionales. Las áreas planas convertidas en vegetación espinosa y próximas a los asentamientos, pueden ser cortadas para fines de urbanización (**U**).

La vegetación de las laderas y superficies cumbreles de lomeríos bajos cambió fundamentalmente durante los años 70 (Figure 2, centro). La mayoría de los árboles nativos no son deseados para explotación forestal y solo algunos componentes leñosos fueron extraídos del bosque conservado durante el proceso de tumba (*se*). La tumba de la vegetación nativa en las laderas fue llevada a cabo con hacha y machete (*cbw*). Un efímero estadio de cultivo de maíz (**CP**) usualmente precedió el establecimiento de la pradera (**P**). Los campesinos locales adoptaron *Panicum maximum* Jacq. (pasto guinea) y en menor medida *Cenchrus ciliaris* L. (pasto buffel). El pasto producido durante la estación húmeda suministra forraje (**Pg**) hasta el final de la estación seca, algunas veces hasta marzo-abril (**Pd**). Al final de la estación seca, los campesinos usualmente cortan los rebrotes desde tocones (**Pc**) y, algunas veces, queman los residuos (**Pb**). Cuando una pastura fue abandonada luego de varios ciclos de uso (*ia-v*), la vegetación espinosa aparece rápidamente sobre las laderas, con el árbol *Mimosa arenosa* (Willd.) (sierrilla) como dominante (**T₅**). Esta vegetación es persistente durante 10–20 años (**T₁₀** -**T₂₀**). Las zonas invadidas pueden ser rozadas y limpiadas nuevamente para la reintroducción de pastos, acción que conlleva un alto costo de energía (*cbw*). En laderas más alejadas de los asentamientos, la vegetación natural (**TDFs**) permanece conservada (*-p*), aunque extracción selectiva de árboles también puede tener lugar (*se*; **TDFsu**), para usos domésticos y de tareas de campo (e.g. cercas, herramientas, construcción,

etc.). Debido al rebrote desde tocones (*ma-r*), estos bosques empobrecidos (**TDFsu**) pueden retornar a un estadio similar al inicial en el mediano plazo (**TDFs**).

En praderas abandonadas con menos de 5 años de uso, el rebrote desde tocones puede ocurrir (*ia-r*), y el sistema transita a un estadio de bosque tropical seco secundario (**TDFsy**).

Finalmente, en las superficies cumbrales, el bosque usualmente persiste, pero no del todo intacto (Figura 2, derecha). Como en las áreas alejadas, madera para usos domésticos y del campo es extraída selectivamente (*se*) y el rebrote de árboles es frecuente (*sa-r*, *ma-r*). Bosque conservado (**TDFt**) persiste sólo en las superficies cumbrales menos accesibles (*-p*),

Durante la fase de validación del modelo, más del 80% de los entrevistados acordaron con los caminos sucesionales, ocurriendo en el corto y mediano plazo (< 20 años; Figura 3). Sin embargo, la narrativa relacionada con los caminos de largo plazo (la transición de recuperación > 20 años), tuvo mayor incertidumbre. La transición desde **T₂₀** a **TSFm/TDFsm** (Figura 2; izquierda y centro) mostró el menor acuerdo (respuesta de "no ocurre" o "desconocido"), con sólo el 20% de aceptación en su ocurrencia. Por lo tanto, no hay una clara evidencia acerca del proceso sucesional más allá de esa extensión temporal.

4 - Discusión

A partir de los cambios observados en el uso de la tierra, resultó evidente que el manejo actual en la Región de Chamela promueve un paisaje con comunidades espinosas persistentes, asociadas con la pérdida de componentes nativos, en el mediano y posiblemente largo plazo. Roth (1996), Miller y Kaufmann (1998a) y Ortiz (2001) ya reportaron una abundancia de árboles de acacia y mimosa en sitios luego de disturbios antropogénicos. Sin embargo, la extensión de este fenómeno (costa del Municipio de La Huerta) y la persistencia de estas comunidades en la Región de Chamela no habían sido previamente documentadas. Varias condiciones podrían explicar este patrón sucesional, por ejemplo, la ausencia de rebrote desde especies nativas debido al uso del fuego (Miller y Kaufmann, 1998b), la baja aptitud de los sitios para el establecimiento de árboles nativos y la escasa presencia de semillas de estas especies (Roth, 1996).

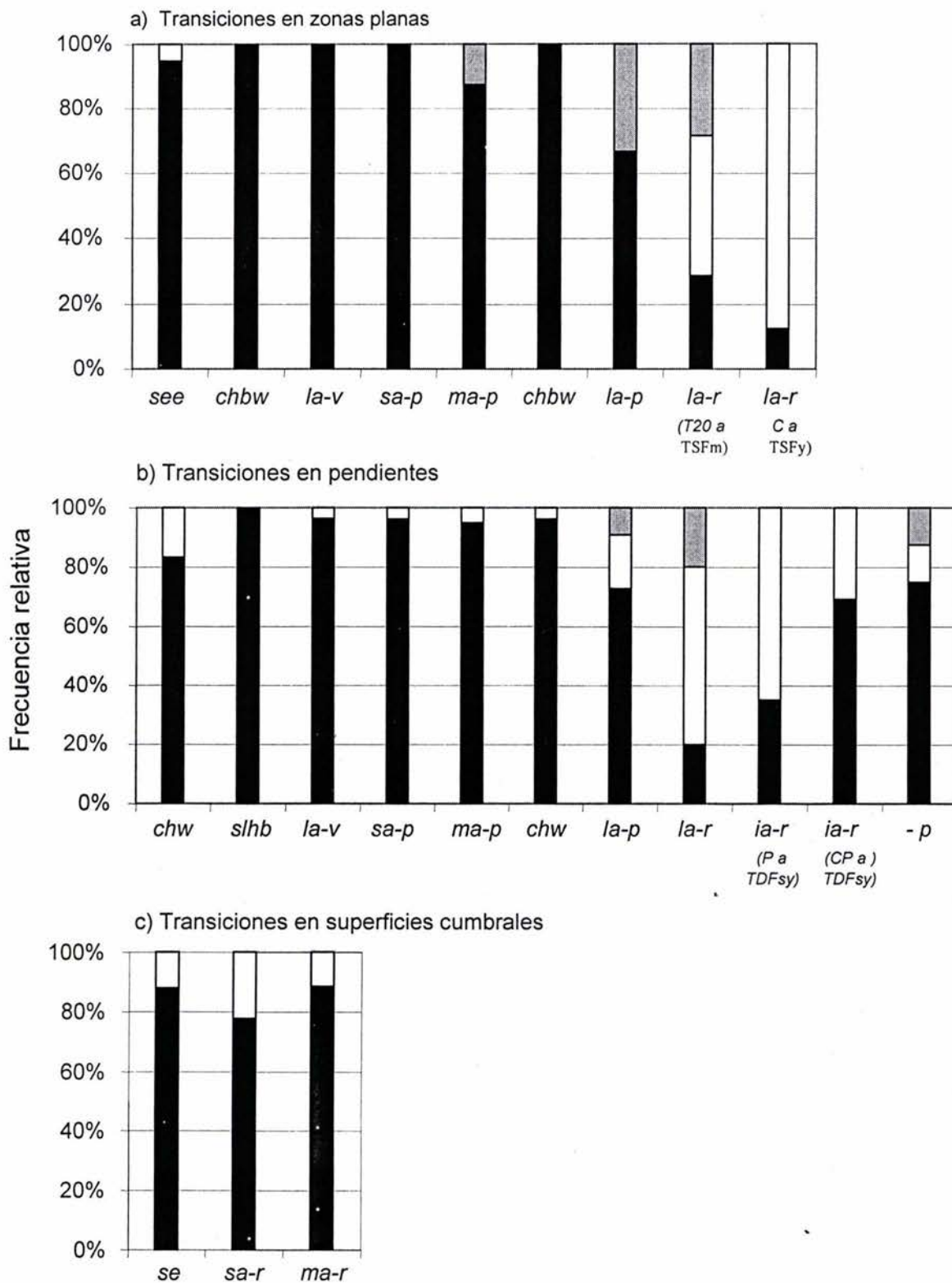


Figura 3. Análisis de frecuencias de las entrevistas realizadas para analizar la incertidumbre asociada a cada camino sucesional. Se muestran porcentajes de respuestas bajo las categorías “ocurre” (barras negras); “no ocurre” (barras blancas) y “no sabe” (o una respuesta contradictoria; barras grises). Los rótulos del eje X corresponden a las transiciones mostradas en la Figura 2.

La tipología de estadios en el bosque de la Region de Chamela fue muy similar a aquella observada en Jaiqui Picado, un bosque tropical seco en República Dominicana, ubicado a una latitud y con lluvias anuales similares a Chamela (Roth, 1999). En Jaiqui Picado, las diferencias estructurales entre tipos de bosque fueron asociadas a pasadas actividades agrícolas, las cuales no sólo indujeron la disminución de especies nativas, sino también promovieron una alta abundancia de especies espinosas. La recuperación del bosque tropical seco en América Central también fue reportado para Guánica en Puerto Rico (Murphy *et al.*, 1995), Chacocente-Chinantega en Nicaragua (Sabogal, 1992) y Guanacaste en Costa Rica (Janzen, 2000a), aunque los cambios en la vegetación siguiendo a disturbios antropogénicos intensivos no fueron aún evaluados en dichos sitios. En Guánica, por ejemplo, la recuperación natural luego de un disturbio puntual seguido de abandono, ocurrió principalmente desde rebrote, y el establecimiento de nuevos individuos fue más dependiente de la lluvia de semillas que de aquellas provenientes del reservorio del suelo (Murphy *et al.*, 1995). En Guanacaste, un sitio con el doble de lluvia anual que Chamela, el bosque seco regeneró sobre tierras planas cuando el fuego fue totalmente suprimido (Janzen, 2000a,b). El reclutamiento de plántulas en torno a árboles nucleares fue frecuentemente observado en Guanacaste (Janzen, 2000a), como ocurre en el bosque tropical húmedo en México (Guevara y Laborde, 1993).

La descripción de patrones de cambio en la vegetación asociados al uso de la tierra, puede facilitar las comparaciones entre sitios. El uso de la narrativa ambiental permitió una expansión de la escala temporal, y la inclusión de consideraciones acerca del manejo de la tierra que ayudan a la investigación ecológica (Roth, 1999).

Como un primer paso, una descripción cualitativa de los cambios en la vegetación asociados al uso de la tierra ayuda a comprender las tendencias generales en los patrones sucesionales del bosque tropical seco. El modelo conceptual no permite realizar predicciones. Sin embargo, las redes de Petri como herramienta de simulación, permite moverse desde un modelo meramente cualitativo a uno con capacidades de simulación, es decir, hacia la construcción de modelos predictivos más cuantitativos (Gillet *et al.*, 2002). Un análisis detallado de la frecuencia de las transiciones será necesario para desarrollar funciones de probabilidad con vistas a generar recomendaciones en términos de la conservación y restauración del bosque tropical seco.

Literatura citada

- Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Siebe C., Islas, A., 2002. Patterns of β -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* 13,145-158.
- Cervantes, L., Maass, J. M., Domínguez, R., 1988. Relación lluvia-escurrimiento en un sistema pequeño de cuencas de selva baja caducifolia. *Ingeniería Hidráulica en México* III, 38-43.
- De Ita, C., 1983. Patrones de producción agrícola en un ecosistema tropical estacional en la costa de Jalisco. T. Lic., Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- De Ita, C., Barradas, V., 1986. El clima y los patrones de producción agrícola en una Selva Baja Caducifolia de la Costa de Jalisco, México. *Biótica* III, 237-246.
- García Oliva, F., Camou, A., Maass, J.M., 2002. El clima de la Región Central de la Costa del Pacífico mexicano. In: Noguera, F., Vega, J., Quesada, M., García Alderete, R.N. (Eds.), *Historia Natural de Chamela*, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México., pp. 3-10.
- Gentile, J.H., Harwell, M.A., Cropper Jr. W., Harwell, C.C., De Angelis, D., Davis S., Ogden, J.C., Lirman, D., 2001. Ecological conceptual models: a framework and case study on ecosystem management for South Florida sustainability. *Sci.Total Environ.* 274, 231-253.
- Gillet, F., Besson, O., Gobat, J.M., 2002. PATUMOD: a compartment model of vegetation dynamics in wooded pastures. *Ecol. Modell.* 147, 267-290.
- Guevara, S., Laborde, J., 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species. *Vegetatio* 107/108, 319-338.
- Gutiérrez, A.R., 1993. La ganadería extensiva en el trópico seco mexicano: causas, consecuencias y manifestaciones en su medio social. T. Lic. , Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- INEGI, 2000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Anuario del Estado de Jalisco, México.
- Janzen, D., 2000a. Costa Rica's Area de Conservación Guanacaste: a long march to survival through non-damaging biodiversity and ecosystem development. In: Norway/UN conference on the Ecosystem Approach for sustainable use of Biological Diversity. Norwegian Directorate for Nature Research and Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway, pp. 122-132.
- Janzen, D., 2000b. How to grow a wildland: the gardenification of nature. In: Raven, P.H., Williams, T., (Eds.), *Nature and Human Society*. National Academy Press, Washington D.C., pp. 521-529.
- Lambin, E.F., Rounsevell, M.D.A., Geist, H.J., 2000. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? *Agric. Ecosyst. Environ.* 82, 321-331.
- Lott, E., 1993. Annotated Checklist of the Vascular Flora of the Chamela Bay Region, Jalisco, Mexico. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences* N° 148.
- Lott, E., Bullock S., Solís-Magallanes, A., 1987. Floristic diversity and structure of Upland and Arroyo forests of coastal Jalisco. *Biotropica* 19, 228-235.
- Maass, J.M., 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. In: Bullock, S., Mooney, H.A., Medina, E. (Eds.), *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 399-422.

-
- Miller, P.M.; Kauffman, J.B., 1998a. Effect of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. *For. Ecol. Manage.* 103, 191-201.
- Miller, P.M., Kauffman, J. B., 1998b. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a Tropical Deciduous Forest. *Biotropica* 30, 538-546.
- Murata, T., 1989. Petri Nets: Properties, analysis and applications. *Proceedings of the IEEE (The Institute of Electrical and Electronics Engineers)* 77, 541-580.
- Murphy, P.G., Lugo, A., 1995. Dry forests of Central America and the Caribbean. In: Bullock, S., Mooney, H., Medina, E. (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 9-34.
- Murphy, P.G., Lugo, A.E., Murphy, A.J., Nepstad, D. C., 1995. The Dry Forests of Puerto Rico's South Coast. In: Lugo, A., Lowe, C. (Eds.), *Tropical Forest: Management and Ecology*. Ecological Studies 112, Springer-Verlag, pp. 178-209.
- Ortiz, T., 2001. Estructura arbórea en sitios perturbados y caracterizados por la presencia de *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir. var. *leiocarpa* (D.C.) Barneby, en el Bosque Tropical Seco de la Costa de Jalisco, México. T. Lic., Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, DF; México.
- Pennington, R.T., Prado D.E., Pendry, C. A., 2000. Neotropical seasonally forests and Quaternary vegetation changes. *J. Biogeogr.* 27, 261-273.
- Peterson, J., 1977. Petri Nets. *Computing Surveys* 9, 223-252.
- Pickett, S.T.A., Collins S.L., Armesto, J.J., 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Vegetatio* 69, 109-14.
- Robertson, M., Nichols P., Horwitz, P., Bradby, K., MacKintosh, D., 2000. Environmental narratives and the need for multiple perspectives to restore degraded landscapes in Australia. *Ecosys. Health* 6, 119-133.
- Rodríguez, R., 1999. Cartografía morfogenética jerárquica a tres escalas del área del microbloque "El Colorado", Chamela, Jalisco. T. Lic. , Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, DF; México.
- Roth, D. 1996. Regeneration dynamics in response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest of western Mexico. M.S.Th. Oregon State University, Corvallis, OR; USA.
- Roth, L. 1999. Anthropogenic change in subtropical dry forest during a century of settlement in Jaiquí Picado, Santiago Province, Dominican Republic. *J. Biogeogr.* 26, 739-759.
- Sabogal, C., 1992. Regeneration of tropical dry forest in Central America, with examples from Nicaragua. *J. Veg. Sci.* 3, 407-416.
- Trejo I., Dirzo, R., 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in México. *Biol. Conserv.* 94, 133-142.
- UTC, 1995. DNAnet: A Petri Net Concurrent Systems Modeling Tool. Data Network Architectures Laboratory, University of Cape Town, South Africa.

Caracterización de laderas convertidas a pradera con largo tiempo de uso pecuario sustitutas del bosque tropical seco en la Región de Chamela

1 - Introducción

El punto de partida de la investigación y práctica de la rehabilitación de ecosistemas es la comprensión pre-operativa del sistema, es decir, la definición de sus atributos antes de que las medidas correctivas sean aplicadas. Esta tarea de carácter descriptivo es fundamental, pues permite la detección de las restricciones del sistema a su recuperación natural; la elección de técnicas adecuadas de acuerdo a las condiciones existentes para conducir el sistema hacia un estadio deseado de acuerdo a algún criterio; el claro establecimiento de los valores contra los cuales se medirán los efectos de la manipulación y la generación de hipótesis sobre los posibles estadios futuros del sistema (predicción).

Desde una perspectiva sistémica, una descripción o caracterización ecológica es realizada a través de la identificación de variables-estadio, es decir, rasgos mensurables de la estructura o funcionamiento del sistema (atributos) que son relevantes para definir su funcionamiento y son propios de un modo de existencia determinado (estadio). Esta caracterización, interpretada a la luz de principios ecológicos e información adicional, permite conformar un *diagnóstico* para comprender el comportamiento del sistema estudiado (Nava *et al.*, 1996).

La costa de Jalisco, área de distribución del bosque tropical seco en México, ha sido afectada por un manejo basado en la tumba de grandes extensiones forestales y la quema del material leñoso, para el establecimiento de praderas* pecuarias o potreros (Maass, 1995). El manejo local sobre los potreros consiste en la aplicación de un régimen de disturbio basado en desbroses y quemas recurrentes (González-Flores, 1992). Cuando este régimen de disturbio es sostenido durante periodos de más de 5 años, el abandono de las praderas (estadio-P₁₀) conlleva la transición del sistema a una configuración de monte espinoso (estadio-E en Figura

* El uso de los términos *pradera*, *pastizal* y *potrero* puede ser controversial pues varía de acuerdo a escuelas y autores. En esta tesis, se nombra *pradera* a una comunidad dominada por gramíneas, la cual es producto de la intervención humana (ecosistema inducido antropogénicamente). Es un término que sólo hace referencia a la estructura de la vegetación. Se llama *potrero* a la misma comunidad vegetal pero haciendo implícito el uso o destino, el cual es orientado a la alimentación del ganado. El *pastizal*, término no utilizado en este trabajo, refiere a un ecosistema natural dominado por hierbas y gramíneas nativas.

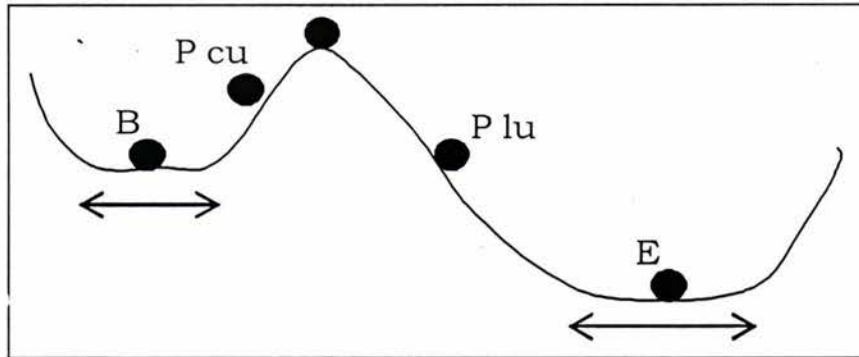


Figura 1. Representación esquemática del comportamiento sistémico del bosque tropical seco en la Región de Chamela. B: bosque; P cu: pradera con corto tiempo de uso pecuario (2-3 años); P lu: pradera con largo tiempo de uso pecuario (> 5 años); E: monte espinoso persistente (> 20 años).

1; Capítulo III-1). Este estadio difiere estructuralmente del bosque nativo, pues presenta predominio de una o pocas especies; altura de hasta 4 m, individuos de diámetro pequeño y multicaules, producto del rebrote vegetativo (Ortiz, 2001). La comprensión de los condicionantes de esta respuesta sucesional es necesaria para definir propuestas de gestión y rehabilitación de áreas forestales transformadas.

El primer objetivo de este trabajo fue obtener una caracterización ecológica de las laderas convertidas desde bosque tropical seco a praderas con largo tiempo de uso pecuario (estadio-P_{lu}), analizando variables-estado relevantes en relación con el estadio de referencia de bosque conservado (estadio-B; Figura 1). El segundo objetivo fue realizar un diagnóstico ecológico del estadio-P_{lu}, para identificar y discutir los condicionantes existentes que lo hacen proclive a transitar hacia la configuración de monte espinoso (estadio-E).

2 - Materiales y métodos

Sitio de estudio

El área general de trabajo correspondió a la costa del Municipio de La Huerta (Jalisco), en las inmediaciones de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala. El estudio se realizó en tres laderas con pradera pertenecientes a lomeríos diferentes ubicados en la localidad de Zapata y en el Arroyo Cajones cercano al Río Cuitzmala (km 40 y 48 Ruta Federal N° 200, Barra de Navidad-Puerto Vallarta; Figura 2). Laderas equivalentes con bosque conservado fueron

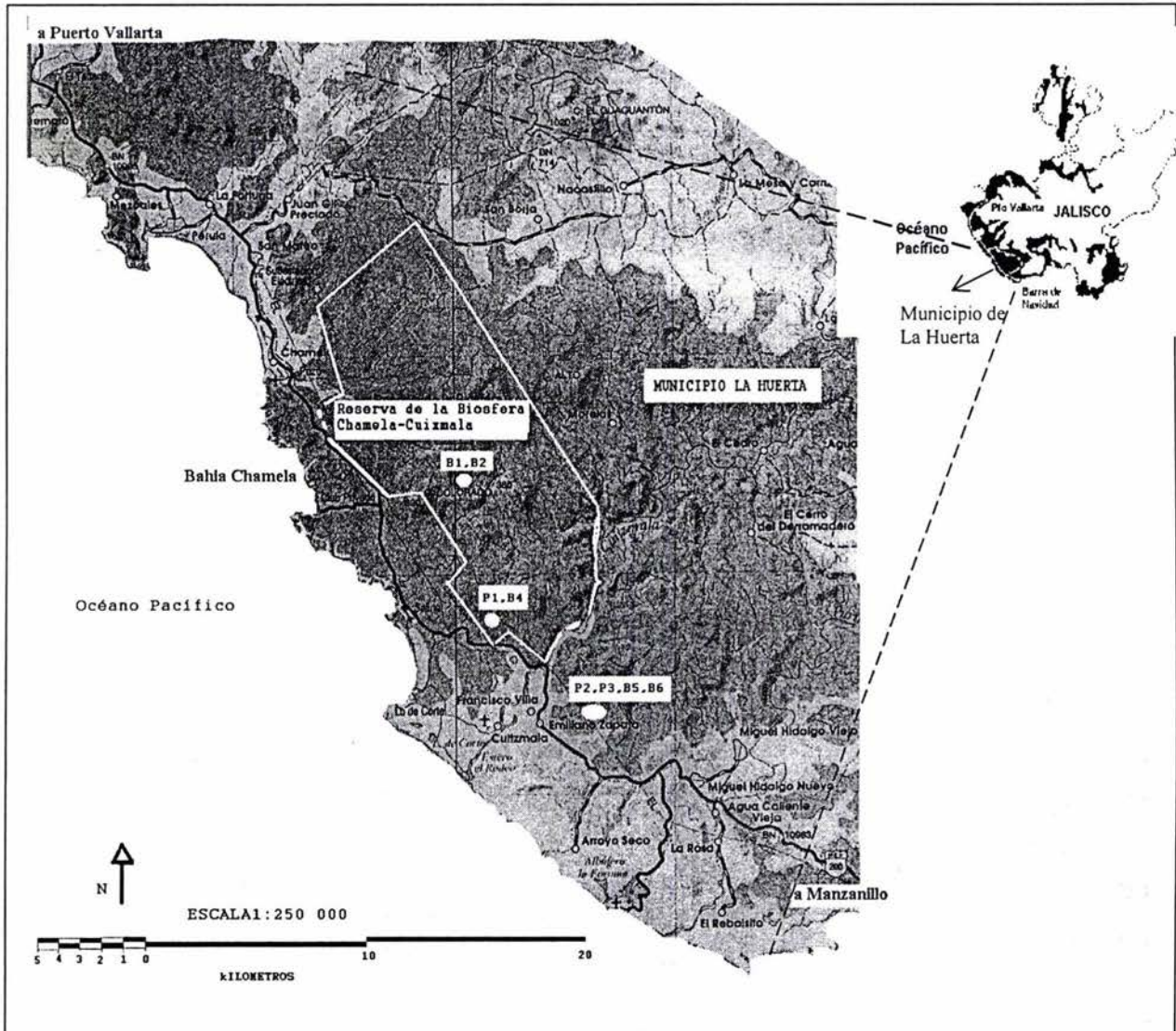


Figura 2. Ubicación del área de estudio. Arriba: ubicación del Municipio de La Huerta en la costa de Jalisco. Abajo: detalle del Municipio de la Huerta y ubicación de las laderas de estudio: B₁ y B₂ laderas con bosque conservado en la Estación de Biología de Chamela; P₁ y B₄ laderas con pradera y bosques respectivamente en el Puesto Teopa (Arroyo Cajones) de la Fundación Cuixmala; P₂, P₃, B₅ y B₆ laderas con pradera y con bosque en el Ejido de Zapata. Mapa tomado de la Carta Topográfica E 13-2-5 (Manzanillo) 1: 250 000.

incluidas en el muestreo para la obtención de valores de referencia. Otros datos de referencia fueron seleccionados de la bibliografía disponible.

El muestreo se realizó durante los años 1999, 2000 y 2001, con precipitaciones anuales de 1131, 545 y 435 mm, respectivamente, los cuales constituyen valores extremos respecto al promedio histórico para la Región de Chamela (788 mm, período 1977-2000; García-Oliva et al., 2002).

Métodos

La unidad espacial de caracterización fue la ladera, dado que ésta es la geoforma dominante en el paisaje y sometida a uso como potrero. Para ello, el muestreo de las variables-estado estuvo basado en un diseño estratificado el cual consideró tres sectores por ladera: uno alto (cercano a la superficie cumbral), uno a la mitad de la pendiente y uno bajo (próximo al pie de ladera).

La información recabada fue:

- i) Sobre la especificidad del sitio (contingencia) en relación a su topografía e historia de uso.
- ii) Sobre variables-estado vinculadas a la función hidrológica del ecosistema
- iii) Sobre variables-estado vinculadas a la estructura de la vegetación

i) Especificidad del sitio (contingencia)

En cada sector (alto, medio y bajo) se determinó la orientación, la pendiente, y la presencia de árboles remanentes y se realizó un levantamiento micro-topográfico de detalle. Se realizaron entrevistas a profundidad con los gestores de cada ladera para reconstruir la historia de manejo y de disturbio.

ii) Variables-estado vinculados a la función hidrológica

Los procesos relacionados con el flujo del agua en bosques tropicales secos constituyen el principal determinante funcional del ecosistema. Por ello, se eligieron como variables-estado siete atributos vinculados a la dinámica hidrológica a nivel de sitio y micro-sitio. Estas fueron: 1) densidad aparente del suelo en superficie (0-10 cm); 2) textura del suelo superficial (0-5 cm); 3) concentración de Carbono total en superficie (0-5 cm); 4) concentración de Carbono total en el estrato de 5-10 cm; 5) tiempo de Infiltración sobre suelo seco; 6) temperatura superficial del suelo, y 7) demanda evaporativa a 30 cm sobre la superficie del suelo.

Para todas las variables se tomaron cuatro mediciones en puntos al azar en cada estrato (sector de ladera; n = 12 por ladera). La condición de referencia se obtuvo en áreas con bosque nativo pertenecientes al mismo lomerío (para arenas) o de similar orientación y pendiente (para concentración de carbono). La presencia de arenas es un rasgo sensible a particularidades de origen de los cerros y la dinámica de la materia orgánica del suelo es altamente susceptible a las condiciones de temperatura y humedad a nivel de sitio (García-Oliva, com. pers.). Para los valores de referencia para las variables infiltración, temperatura

del suelo y demanda evaporativa se eligieron laderas con bosque conservado en la Estación de Biología de Chamela (ver adelante).

La densidad aparente del suelo (δ) se midió por el método del cilindro (100 mm de alto y 48.5 mm de diámetro interno), con su correspondiente corrección de humedad.

El contenido porcentual de arenas (%A) se estimó para el estrato 0-5 y 5-10 cm de suelo, utilizando muestras de 5 g de suelo, pasadas por tamiz de 2 mm, dispersadas con hexametáfosfato de sodio al 5%; colocadas en agitador durante 19 horas y lavadas sobre tamiz de 50 μm (Elliott *et al.*, 1991).

La concentración de Carbono total (%C) se estimó para los estratos 0-5 y 5-10 cm del suelo de una muestra pulverizada en mortero de ágata, secada en estufa a 60° durante 48 horas y colocada en autoanalizador de Carbono (CM 5012 Coulometrics, UIC).

La velocidad inicial de infiltración (I) fue evaluada sobre suelo completamente seco (mes de enero, mediados de estación seca) con un cilindro de PVC de 20 cm de alto por 10.3 cm de diámetro interno el cual fue introducido 4.5 cm en el suelo. La incorporación de 500 cm^3 de agua generó un frente hidráulico inicial de 6 cm, y se midió el tiempo de demora en ser infiltrada en su totalidad. La utilización del método del infiltrómetro de doble anillo resulta de difícil aplicación en estos sitios, por la presencia de pendientes pronunciadas y la distancia existente a sitios con agua accesible.

La temperatura del suelo en superficie (T_s) fue medida con un sensor modelo ST1 (Delta-T Devices) colocado de manera horizontal debajo de la capa más superficial del suelo (1 cm). Se tomaron cuatro mediciones consecutivas por estrato, cuidando los tiempos de estabilización del instrumento para la lectura. Para comparar sitios a partir de mediciones en días distintos, estas se realizaron en días de cielo despejado entre las 13 y las 14 horas (hora de verano) durante el mes de julio, momento del año de mayor homogeneidad en la recepción de radiación neta entre distintos elementos del paisaje.

Para evaluar la demanda evaporativa (D) de manera simultánea en todas las laderas de interés se construyeron atmómetros domésticos, tipo Piche (Shaw, 1994). Estos dispositivos consistieron de un tubo de ensayo de vidrio, colocado boca abajo sobre un papel de filtro (Whatman 40) de 41 mm de diámetro, sostenido con un brazo externo apoyado sobre un tapón de goma. Los dispositivos no presentaban pérdidas por otro medio que no fuera la evaporación desde el papel de filtro. Un soporte de aluminio de 30 cm del suelo sostuvo los tubos desde su parte superior, manteniéndolos a una distancia menor a 20 cm del suelo. Los atmómetros son instrumentos sumamente sensibles a condiciones de viento (V. Barradas,

com. pers.). Sin embargo en todos los casos, los instrumentos se ubicaron por debajo del plano 0 de velocidad del viento, el cual es desplazado alrededor de 2/3 veces la altura de la vegetación y es estimado para pastos de hasta 1 m en 0.66 m (Oke, 1978). Suponemos, entonces, que la demanda evaporativa detectada por estos instrumentos es atribuible fundamentalmente a la temperatura del aire circundante a ellos y no a efectos del viento. Se establecieron cuatro lapsos de medición entre los años 2000 y 2001, compuestos por series de entre 3 y 5 días consecutivos, en los cuales se instalaron 4 o 5 atmómetros por sector de ladera. El dato de agua evaporada acumulada por lapso fue convertido a $l\ m^{-2}$ (mm de agua) de acuerdo a la superficie expuesta del papel filtro. El momento de inicio (Día 1) y el final (Día n) de lectura fue realizado con desfases de hasta un máximo de 5 horas entre laderas. El agua evaporada durante ese lapso (en mm totales) fue transformada a tasas horarias ($mm\ h^{-1}$) promedio para cada lapso, considerando sólo horas diurnas (8 a 18).

Para estandarizar los datos y remover el efecto de la exposición y la pendiente y poder comparar sólo las demandas evaporativas de los ambientes de bosque y de pradera, se estimó para cada ladera la Insolación Potencial (IP) para cada lapso evaluado. Esto se realizó con el programa Joule (Ezcurra *et al.*, 1991; Galicia *et al.*, 1999), el cual usa el método de Gates para estimar con un paso diario la cantidad de energía recibida por una superficie en $Kw\ m^{-2}\ d^{-1}$ a partir de datos de orientación y pendiente, y de transmitancia de la atmósfera. Los valores de transmitancia utilizados fueron los reportados por Barradas (1991) como datos promedio mensuales para la región de Chamela. La IP acumulada para cada lapso de muestreo fue expresada como energía promedio disponible en tasas horarias ($KW\ m^{-2}\ h^{-1}$) y convertida a valores de agua evaporada utilizando el valor del calor latente de vaporización del agua a 30° ($\lambda_{30} = 2.43\ MJ\ Kg^{-1}$) como factor de conversión. La estandarización de los valores de agua evaporada en cada ladera se realizó con la construcción de un índice de atenuación (A):

$$A_n = 1 - D_n/IP_n$$

donde A (adimensional) expresa una medida de la atenuación que sufrió el valor observado de agua evaporada respecto a la insolación potencial para el lapso n; D ($mm\ h^{-1}$) es el agua promedio evaporada observada para el lapso n; e IP ($mm\ h^{-1}$) es la energía potencial, expresada en agua evaporada, recibida por la superficie para el lapso especificado. El índice A, establece una valoración relativa del agua evaporada en cada ladera sobre su propia condición de insolación potencial. El comportamiento de A es simple: si se acerca a 1, el agua evaporada observada es mucho menor que la potencial para ese mismo sitio, lo cual indica la existencia de factores importantes de atenuación. Estos factores son básicamente

de dos tipos: la nubosidad y la superficie activa del sistema (dosel). En este análisis se supone que la condición de nubosidad durante el mismo lapso para todas las laderas de análisis es equivalente. La distancia que separa los sitios de muestreo es menor a 20 kilómetros, y si bien existen fenómenos muy locales de nubosidad, esta puede considerarse "homogénea" en el área de estudio, para lapsos de varios días. Las diferencias en A para un mismo lapso entre ladera pueden ser atribuidas, entonces, a los efectos de la presencia del dosel.

iii) Variables-estado vinculadas a la estructura de la vegetación

Se evaluaron cuatro variables-estado de la estructura vegetal: 1) producción primaria neta aérea del pastizal para la estación de crecimiento; 2) composición florística definiendo las clases pastos y hierbas; 3) cantidad de mantillo presente en el suelo, y 4) composición del banco de semillas en las clases pastos, hierbas dicotiledóneas y árboles-arbustos.

Para determinar la producción primaria neta aérea anual, se instalaron en el mes de mayo del 2000 en cada sector de ladera, un par de parcelas de 10 m x 10 m rodeadas por cerco de púas. El pasto seco presente en las parcelas al momento de su establecimiento (mayo 2000) fue eliminado mediante la roza con machete. En el mes de noviembre del año 2000 se realizó la cosecha de la biomasa en pie dentro de las parcelas cercadas, utilizando cuadros al azar de 0.50 x 0.50 m (n = 10; 5 por parcela). La biomasa verde fue separada en las clases florísticas pastos y hierbas y secada en horno a 70 grados durante 48 h. Una segunda cosecha se realizó en noviembre de 2001. Cabe aclarar que el crecimiento del estrato herbáceo entre diciembre y las primeras lluvias del mes de junio es sumamente escaso en este ecosistema.

El mantillo del suelo fue colectado también en el mes de noviembre (años 1999 a 2001) en 10 cuadros al azar similares a los anteriores (0.50 m x 0.50 m); pero asignados por fuera de las parcelas excluidas en cada sector de ladera. En cada cuadro se cortó la biomasa viva y se recolectó en bolsa separada, el mantillo presente en el suelo. Debido a la estructura en macollos del pasto y a la persistencia del material muerto agarrado a su base, se consideró como mantillo, todo resto vegetal muerto (seco) suelto en el suelo o que pudo ser desprendido manualmente sin esfuerzo de la base del macollo. El mantillo fue limpiado de grava y secado en estufa a 70 grados durante 48 h.

El reservorio de semillas fue evaluado con base en un muestreo de suelo (n = 10; para cada estrato) realizado en el mes de mayo de los años 2000 y 2001, momento correspondiente al final de estación seca. El dispositivo de muestreo consistió en un cilindro de

11.1 cm de diámetro interno, el cual fue enterrado hasta los 3.5 cm de profundidad y permitía coleccionar el suelo superficial. Existieron casos de suelo muy duro y compactado donde el dispositivo prácticamente no pudo ser enterrado, coleccionando todo el suelo superficial que fue posible. Las muestras de suelo fueron colocadas en recipientes planos con vermiculita y mantenidas húmedas en laboratorio durante 20 días. Al final de este lapso se contabilizaron los brotes identificando si se trataban de pastos, hierbas dicotiledóneas ó árboles-arbustos.

Análisis de datos

El valor de las variables-estado es considerado como promedios y medidas de dispersión para cada ladera experimental; calculados a partir de un muestreo estratificado con $n = 3$; correspondiente a los tres sectores de ladera (alto, medio y bajo). Un cálculo independiente de la media fue realizado previamente para cada estrato a partir de un $n = 4$ para variables del ambiente físico y un $n = 10$ para variables estructurales (Myers y Shelton, 1980). La comparación entre laderas de los estadios de potrero con largo tiempo de uso pecuario (P_{lv}) y de bosque conservado (B), se realizó con pruebas no paramétricas análogas a la prueba de t (Mann-Whitney), de análisis de varianza (Kruskal-Wallis) y de comparaciones múltiples no-paramétricas tipo Tukey (Zar, 1986). Los paquetes estadísticos utilizados fueron Systat 7.0 y Statgraphics 4.0.

3 - Resultados y Discusión

Aspectos contingentes

Las tres laderas con potrero elegidas presentaron más de 20 años desde la tumba del bosque original, con uso recurrente del fuego, introducción de ganado y cortes anuales sobre los tejidos leñosos de rebrote (Cuadro 1). Con base en su historia de uso y a la clasificación arriba mencionada, se las consideró estadio- P_{lv} .

La ladera P_1 fue sometida a sucesivas quemas y pastoreo desde la tumba del bosque nativo (1978 ó 79). Desde 1993, a la fecha de este reporte, el área se encuentra manejada por la Fundación Cuixmala y si bien es mantenida como pradera para pastoreo de ganado caprino y bovino, su mantenimiento es realizado por corte del material leñoso de rebrote, pero sin la aplicación de fuego. La ladera P_2 ha tenido un uso continuo como potrero desde

Cuadro 1. Características generales de las laderas utilizadas para el diagnóstico del estado de Pradera de largo uso (P).

Factor	P ₁	P ₂	P ₃
ASPECTOS HISTORICOS Y DE MANEJO			
Año de tumba del Bosque original	1978 ó 79	1975	1975
Historia de la cobertura secundaria	1) Pradera 2) Pradera c/ elementos arbóreos dispersos	Pradera (ininterrumpidamente)	1) Pradera extensa 2) Monte espinoso 3) Pradera re-sembrada
Régimen de disturbio antrópico: Desbrote	1 y 2) Anual 1) Recurrente 2) Suspensión de fuegos desde 1993.	Anual Cada tres o cuatro años, pero sin quemas durante el periodo de este muestreo	1) Anual; 2) Abandono 3) Anual
Fuego			1) Recurrente 2) Abandono 3) Quema en 1999 y 2001
Ganado	1) s/d de carga ganadera 2) Caprino (110-140 UA) Bovino (3 – 4 UA), sin rotación	Bovino (40 UA) en rotación	1) s/d de carga ganadera 2) Abandono 3) Bovino (10 UA) al tercer año desde la re-siembra de <i>P. maximum</i>
Otros elementos de manejo	Presencia de algunos elementos arbóreos particularmente en el pie de la ladera (<i>Acacia farnesiana</i> , <i>Guazuma ulmifolia</i> y <i>Cordia alliodora</i>)	Árboles introducidos en los cercos; escasa tolerancia selectiva dentro del potrero	Nula tolerancia selectiva; ausencia absoluta de elementos arbóreos
Severidad relativa respecto al uso del fuego	baja	media	alta
Severidad relativa respecto al pastoreo	alta	media	baja
Manejo ocurrido inmediatamente antes del muestreo	Roza de rebrote con tolerancia de árboles maduros	Roza de rebrote raso	Roza de rebrote raso y quema

Cuadro 1 (continuación). Características generales de las laderas utilizadas para el diagnóstico del estadio de Pradera con uso pecuario prolongado (P).

Factor	P ₁	P ₂	P ₃
ASPECTOS TOPOGRÁFICOS			
Exposición (°)	259 (O-SO)	354 (N)	185 (S)
Long. de la ladera (m)	100	85	180
Pendiente promedio (°)	17	23	16
Pendiente por sector			
alto	26	26	16.5
medio	13	24	16.5
bajo	10	17	13.5
Forma de la ladera	Cóncava	ligeramente cóncava	recta
Insolación Potencial (en MJ m ⁻² año ⁻¹ / en mm agua equivalente):			
Anual	5979 / 2440	3514 / 1428	6417 / 2619
Julio	482 / 197	446 / 182	434 / 177
Noviembre	456 / 182	90 / 36	609 / 248
AISLAMIENTO			
Área abarcada por el diagnóstico (m ²)	4720	5270	10080
Delimitado por	Vegetación arbórea a ambos laterales,	Potreros a ambos laterales, discontinuados por líneas de drenaje,	Potreros a ambos laterales discontinuados por líneas de drenaje; árboles remanentes en cresta
Árboles con DAP > 10 cm dentro del sitio de estudio	<i>Acacia farnesiana</i> , <i>Guazuma ulmifolia</i> , <i>Cordia alliodora</i>	<i>Leucaena lanceolata</i>	Ninguno

la tumba del bosque original en 1975, y fue sometida a cortes anuales y fuegos recurrentes cada tres o cuatro años. Asimismo, pertenece a una unidad de producción familiar en la cual se maneja un hato de alrededor de 40 unidades animales en rotación a lo largo del año.

La ladera P₃ fue utilizada como potrero durante los primeros 10 años desde la tumba del bosque en 1975, aunque luego fue abandonada y ocupada rápidamente por vegetación

espinosa (E, en Figura 1). El ejidatario procedió a su recuperación como potrero en 1998, para lo cual recurrió a la roza del monte con motosierra, picado y quemas hasta reducir la biomasa leñosa. Luego se sembró pasto Guinea (*Panicum maximum* Jacq.) y se procedió a la quema en los años 1999 y 2001, durante la época seca, para introducir al ganado al tercer año.

Las tres laderas pertenecen a lomeríos bajos (< 100 m.s.n.m.), con una longitud menor a 200 m desde la cresta al pie de ladera. La pendiente promedio para la ladera completa se ubica entre 16 y 26°; aunque en general son más abruptas en el sector alto, presentando una forma cóncava. Las tres presentan orientaciones distintas (Oeste, Norte y Sur), lo cual repercute en una Insolación Potencial Anual (IPA) diferencial, ya que las laderas oeste y sur reciben el 80% más de radiación solar en términos anuales que las de la orientación norte (Cuadro 1).

Las laderas P₂ y P₃ presentaron un mayor aislamiento respecto a masas de bosque nativo, pues colindan lateralmente con otras áreas de pradera, aunque sus superficies cumbresales presentaron algunos individuos arbóreos aislados. La ladera P₁, en cambio, estuvo delimitada por bosque a ambos laterales y constituye un parche de pastizal de alrededor de media hectárea, con presencia de algunos elementos arbóreos dispersos (*Acacia farnesiana* (L.) Willd., *Guazuma ulmifolia* Lam. y *Cordia alliodora* [(Ruiz & Pav.) Oken]).

Si bien las tres laderas se encuentran en el estadio P_{IV}, existen particularidades que las hacen diferentes en términos de la homogeneidad óptima requerida para la realización de análisis estadísticos. Sin embargo, ninguna de ellas presenta una historia de intervención (De Ita, 1983; González-Flores, 1992; ver Capítulo III-2) o geomorfología (Galicia, 1992, Rodríguez, 1999) excepcionales para la región estudiada.

Análisis de Variables-Estado

Variables-Estado vinculadas al balance hídrico a nivel de sitio

La densidad aparente del suelo (DA) en las tres laderas de pradera (P₁, P₂ y P₃) mostró valores significativamente mayores que la DA en las laderas del estadio-B (bosque conservado) tomadas como referencia (B₁, B₂ y B₅; Figura 3a, izq.). El valor promedio de la DA para el estadio-P_{IV} fue de 1.41 g cm⁻³ (D. E.= 0.09, para n = 3 laderas), con un intervalo entre

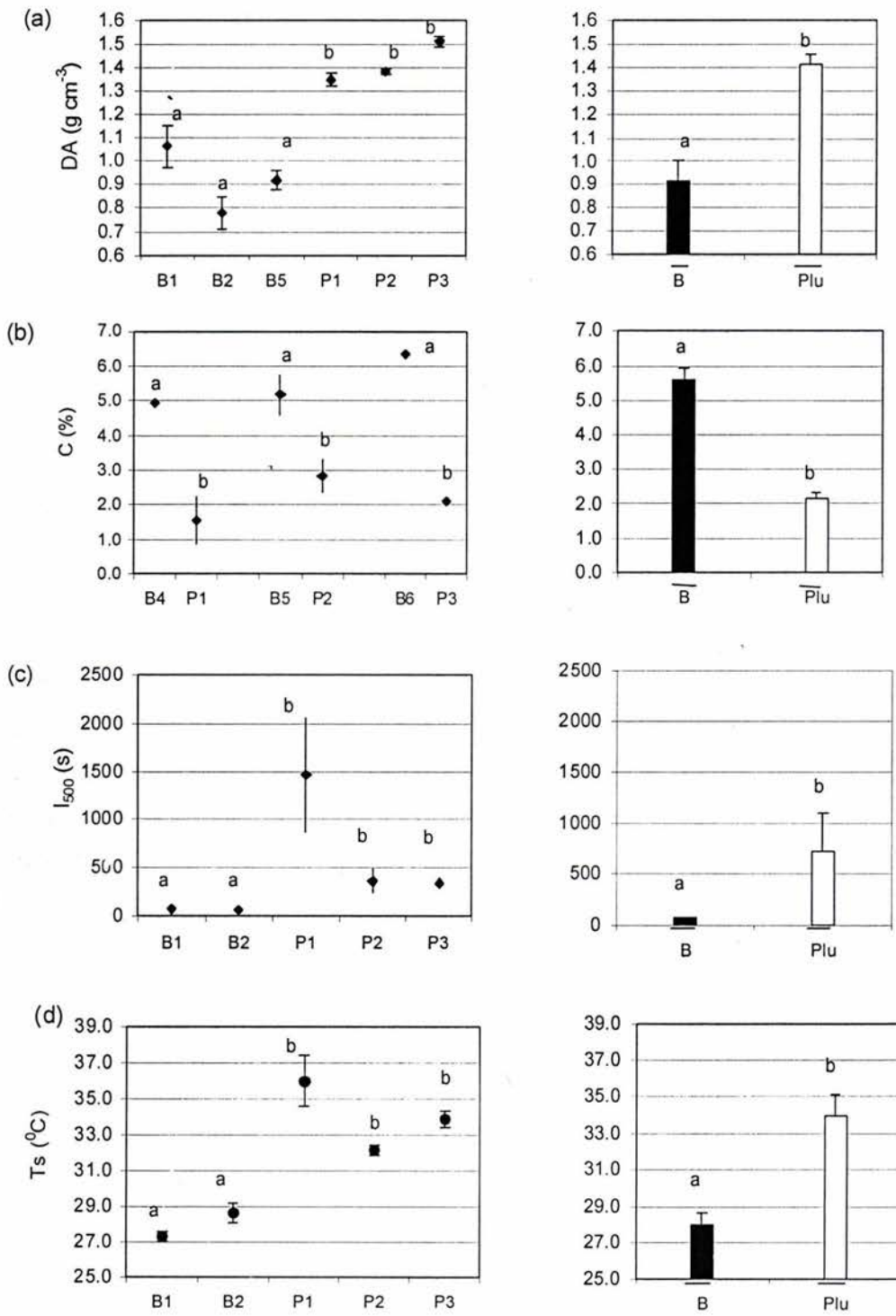


Figura 3. Valores promedio para variables-estado en los estadios de praderas de largo uso (Plu) y bosque conservado (B). Gráficas del lado izquierdo: datos promedio para las laderas P₁, P₂ y P₃ del estado-Plu y para las laderas de referencia B₁, B₂, B₄, B₅ y B₆, utilizadas para cada caso (explicación en el texto). Gráficas del lado derecho: Valores promedio (con barras de error estándar) para los dos estadios evaluados. a) Densidad aparente (DA); b) Concentración de carbono total (C), c) Tiempo de infiltración de 500 cm³ de agua (I₅₀₀); d) Temperatura del suelo (Ts). Las laderas correspondientes al estado B, pueden variar de acuerdo a la variable que se está comparando.

1.35 y 1.51. La DA media para suelos del estadio-B fue 0.92 g cm^{-3} (D. E. =0.14; n = 3 laderas), con promedios por ladera entre 0.77 y 1.06. Las diferencias entre las seis laderas fueron significativas ($H = 53.62$, $p < 0.001$) y la prueba tipo-Tukey no paramétrica detectó dos grupos significativamente separados correspondientes a los estadios P_{10} y B (Figura 3a, derecha). García-Oliva y Maass (1998) también reportaron incrementos similares en DA en suelos de praderas de 11 años de uso.

El contenido relativo de arenas (%A) en muestras pertenecientes a un mismo lomerío, pero con distinta cobertura no mostró un patrón claro que permita detectar evidentes procesos de pérdida de sedimentos finos en los sitios con conversión a pradera (datos no presentados). Los contenidos de arenas son altos en todas las condiciones, de manera consistente con las características originales de los suelos de la región. La movilidad de las partículas finas al interior de una ladera puede estar condicionada por sus características micro-topográficas (García-Oliva *et al.*, 1995). Por lo tanto, la presencia de procesos erosivos y su magnitud no pudo ser inferida a partir de datos como los obtenidos.

La concentración de carbono total (%C) en las laderas con pradera (P_1 , P_2 y P_3) fue significativamente menor que en laderas con Bosque de orientación equivalente elegidas para la comparación (B_4 , B_5 y B_6) tanto en superficie como en profundidad (Figura 3 b, izq.). Las amplitudes abarcaron 1.56 - 2.82 % para el estadio- P_{10} en superficie (0-5 cm) y 0.96 - 1.84 en profundidad (5-10 cm). El estadio-B presentó valores porcentuales de C entre 4.93 - 6.33 y 2.85 - 4.21, para superficie y profundidad, respectivamente. Los valores promedio de C superficial, considerando todas las orientaciones son de 2.16 (ES: 0.37) y de 5.48 (ES: 0.43) para P_{10} y B, respectivamente (Figura 3 b, der.). La disminución de los contenidos de C en sitios con diferentes coberturas es consistente con lo reportado por García-Oliva *et al.* (1999); quienes observaron disminuciones de hasta 30% en el C del suelo superficial (0-5 cm) en praderas de 10 años respecto a bosque sin perturbar de similar orientación y pendiente.

El tiempo promedio de infiltración (I) de 500 cm^3 de agua en suelo seco mostró una fuerte heterogeneidad en las laderas con pradera, ubicándose entre 347 y 1459 segundos (laderas P_2 y P_1 , respectivamente). La infiltración en las laderas de bosque fue sustancialmente más homogénea con valores promedio de 63 y 73 segundos (laderas B_1 y B_2). Los valores promedios para las cinco laderas experimentales presentaron diferencias significativas entre laderas ($KW = 46.186$; $p < 0.001$); con dos grupos homogéneos correspondientes a los estadios- P_{10} y B (Figura 3 c; izquierda). Los valores promedio para ambos estadios fueron de 723.8 segundos (ES: 368) y de 68 (ES: 5), respectivamente (Figura 3 c, derecha).

La temperatura del suelo (T_s) medida en días despejados del mes de julio entre las 13 y 14 horas presentó valores promedio de 36.0, 32.1 y 33.9 °C para las laderas P₁, P₂ y P₃ respectivamente; y de 27.3 y 28.6 °C para las laderas B₁ y B₂ (Figura 3 d izq.). La prueba de Kruskal Wallis detectó diferencias significativas entre las cinco laderas (KW = 50.708; p < 0.001), y éstas se agruparon distinguiendo claramente los estadíos P₁ y B (Figura 3 d derecha), cuyos promedios generales son de 34 °C (ES: 1.1) y 28 °C (ES: 0.7), respectivamente. Debe aclararse que a pesar de ser 5 laderas con Insolación Potencial Anual muy diferente (Cuadro 1), el lapso del mes de julio analizado presenta valores de Insolación Potencial diarios suficientemente homogéneos como para hacerlas comparables.

Las tasas evaporativas (D) por ladera fueron medidas en cuatro lapsos entre 1999 y 2001, dos de ellos correspondientes al mes de julio y dos al mes de noviembre; las cuales fueron promediadas como tasas horarias (mm h⁻¹) considerando las horas diurnas (8 a 18 h). Al igual que para la temperatura del suelo antes analizada, los lapsos del mes de julio (2000 y 2001) son los más apropiados para una comparación entre laderas debido a la mayor homogeneidad en la insolación potencial mensual en dicho mes (Cuadro 1). En ambos años evaluados, las tasas horarias evaporativas para el mes de julio fueron menores en el ambiente del suelo en las laderas del estadío B que en P (Figura 4 a). Por ejemplo, en julio 2001, la D fue

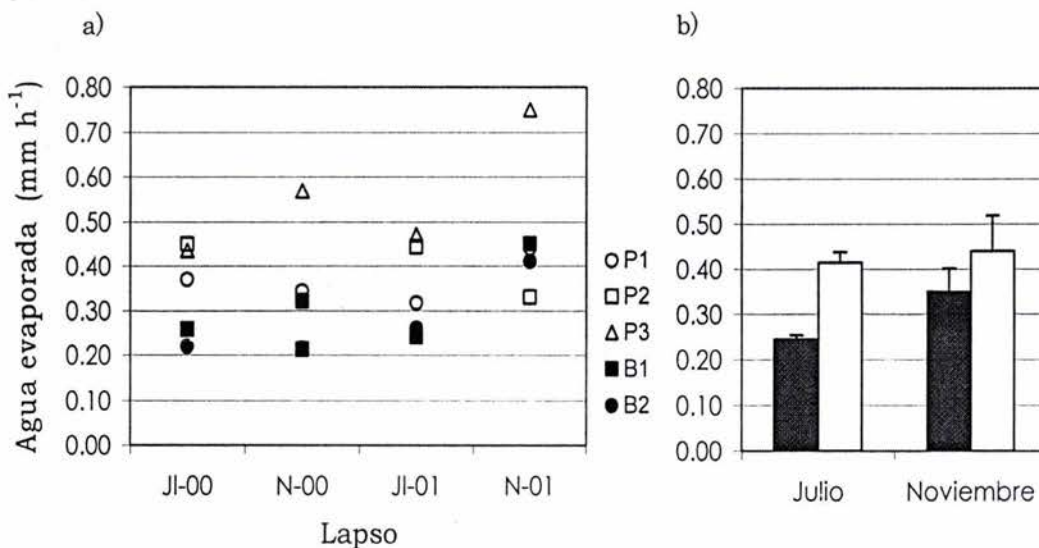


Figura 4. Tasas horarias (horas diurnas; 8 a 18) de agua evaporada medida con el sistema de atmómetros. En a) Para cuatro lapsos de muestreo en julio y noviembre del 2000 y julio y noviembre del 2001, para cada una de las laderas experimentales: P₁ (círculo blanco); P₂ (cuadrado blanco); P₃ (triángulo blanco); B₁ (cuadrado negro); B₂ (círculo negro). En b) Datos promedio para las laderas con pradera (P₁, P₂ y P₃, barras blancas) y para las laderas con bosque (B₁ y B₂, barras negras). Las barras muestran el error estándar.

de 0.32, 0.34 y 0.47 mm h⁻¹ para P₁, P₂ y P₃ y de 0.24 y 0.26 mm h⁻¹ para B₁ y B₂, respectivamente (Figura 4 a). Las diferencias entre estos valores son importantes en términos hidrológicos. Por ejemplo, la D promedio en el estadio-B durante el mes de julio del 2001, representó una evapotranspiración potencial en el entorno de germinación y crecimiento del estadio-B de 2.5 mm d⁻¹ (considerando horas diurnas de 8 a 18). En ese mismo lapso, la tasa evaporativa (D) en el estadio-P_{lv} equivalió a 4.1 mm d⁻¹, representando un incremento del 64 %. Durante el mes de noviembre, el efecto de orientación de ladera parece ser más importante que las diferencias entre estadios. Considerando valores promedios para la D al inicio de la estación húmeda (julio 2000 y 2001) y al final (Noviembre 2000 y 2001), la prueba de Mann-Whitney detectó diferencias significativas entre los estadios B y P_{lv} en el primero de los momentos (U' = 24; p = 0.010; χ^2 6.626 con g l = 1), pero no en el último (noviembre; U = 9; p = 0.522; χ^2 = 0.409 con g l = 1; Figura 4 b). Esto es notable al observar el comportamiento de D en la ladera P₂ (de orientación norte) que presentó el valor más bajo en el mes de noviembre de ambos años evaluados, siendo aún menor que D en las laderas B, de orientación sur (Figura 4 a). Cabe señalar que durante el mes de julio es cuando se desatan los procesos vinculados al reclutamiento de nuevos individuos (germinación y establecimiento) y, en términos de la moderación del estrés hídrico, el dosel podría jugar un papel determinante.

Los datos estandarizados bajo el índice de atenuación (A), el cual indica una mayor atenuación cuando se acerca a 1, alcanzaron valores de 0.6 en las laderas B₁ y B₂, pero sólo de 0.3 en el caso de las laderas P_{lv} (Figura 5 a). La ladera P₂, presentó un comportamiento anómalo, pues el índice A adquirió valores negativos en los lapsos del mes de noviembre. Esto significa que el agua evaporada observada es mayor que la explicada por la radiación solar recibida. Probablemente, estas tasas mayores de evaporación, sean el resultado de efectos de advección que operan sobre la atmósfera por encima de la pradera en las laderas con exposición norte. Esto indicaría que las demandas evaporativas potenciales estimadas por el Programa Joule podrían, en todos los casos, estar subestimadas, dado que éste sólo considera la radiación solar potencialmente recibida por una superficie. El valor promedio del índice A por estadio en cada lapso evaluado, fue significativamente mayor para el estadio-B que para P_{lv} en ambas épocas del año (Figura 5 b), aunque las diferencias fueron estadísticamente más pronunciadas durante julio (U = 24, p = 0.011; con χ^2 = 6.545 con g l = 1) que durante noviembre (U= 21, p= 0.054; con χ^2 = 3.704 con 1 g l).

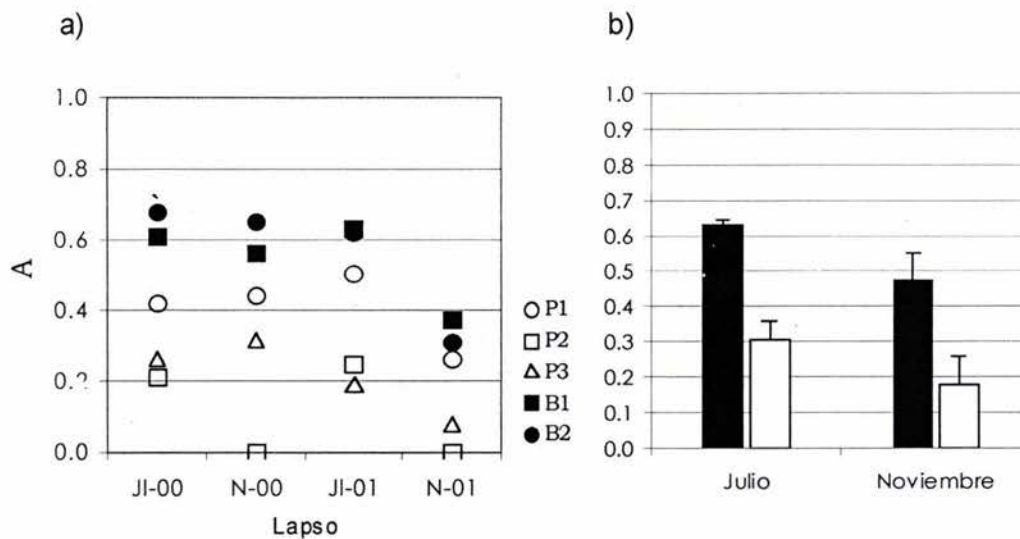


Figura 5. Índice de atenuación (adimensional; ver texto) para los lapsos de muestreo de julio y noviembre 2000 y julio y noviembre 2001. En a) Datos calculados para las laderas experimentales: P₁ (círculo blanco); P₂ (cuadrado blanco); P₃ (triángulo blanco); B₁ (cuadrado negro); B₂ (círculo negro); y b) Valores promedio para los mismos lapsos calculados para el bosque conservado (barras negras) y la pradera de largo uso (barras punteadas).

Variables-Estado vinculadas a la estructura de la vegetación

La producción primaria neta aérea (PPNA) para los dos años registrados se ubicó entre un mínimo de 362 g m⁻² (ES: 58) de materia seca en la ladera P₃ (año 2001) y un máximo de 716 g m⁻² (ES: 90) en la ladera P₂ (año 2001). De manera consistente entre años, se observó que PPNA en P₂ > P₁ > P₃; sin diferencias estadísticamente significativas entre años (Figura 6). La PPNA promedio por ladera (ambos años) fue de 697, 581 y 402 g m⁻² año⁻¹ para P₂, P₁ y P₃, respectivamente; biomasa perteneciente entre el 80 y 99 % al pasto Guinea. Cabe mencionar que existe una bien documentada relación positiva entre PPNA y la precipitación anual en pastizales a escalas espaciales y temporales (Rosenzweig, 1968; Sala *et al.*, 1988; Paruelo *et al.*, 1999). Las lluvias anuales alcanzaron sólo los 545 y 435 mm para 2000 y 2001 respectivamente; valores ubicados muy por debajo del promedio regional (788 mm para la serie 1977 – 2000; García-Oliva *et al.*, 2002). La PPNA en el bosque no fue evaluada durante los años de este muestreo. Los datos disponibles son los reportados por Martínez-Yrizar *et al.* (1996), quienes estimaron la productividad primaria neta aérea en una pequeña cuenca de la Estación de Biología Chamela (Cuenca I) para un periodo de 10 años (1982-1992), en los cuales alternaron años muy secos (1985 = 366 mm) y años húmedos (1989 = 880 mm) y

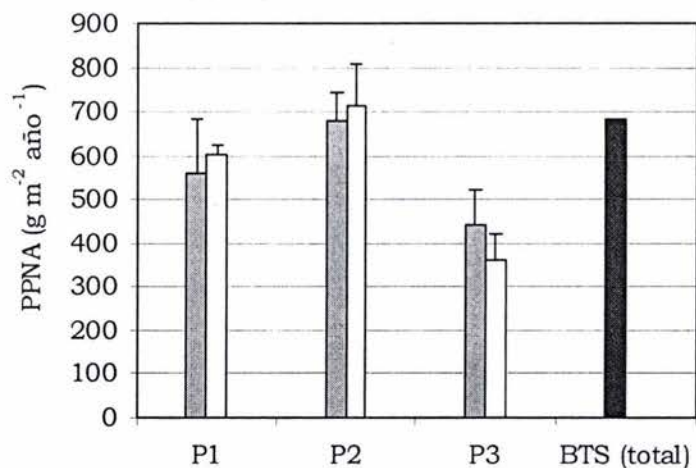


Figura 6. Producción primaria neta aérea (PPNA; media con barras de error estándar; $n = 10$ por estrato; para 3 estratos) para la estación de crecimiento del año 2000 (barras grises) y 2001 (barras blancas). La barra negra indica el valor de la productividad primaria neta aérea total (incluyendo hojas, tallos, incremento leñoso y biomasa perdida por herbivoría); promedio para 10 años para el Bosque Tropical Seco de la Cuenca I en la Estación de Biología de Chamela (datos tomados de Martínez-Yrizar et al., 1996).

reportaron valores medio de $682 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Figura 6); aunque de estos sólo $381 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ correspondieron a hojarasca del estrato arbóreo y producción del sotobosque, mientras que los restantes $301 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ se debió al incremento en leño y biomasa consumida por herbivoría. Estos datos de PPNA no son completamente apropiados para establecer comparaciones entre los estadíos B y P_{IV}. Los datos aquí mostrados de PPNA en praderas sustitutas del bosque seco son los primeros documentados para la región. Más investigaciones son necesarias para establecer realmente la eficiencia energética de los ecosistemas resultantes de la transformación del bosque original.

Los contenidos de mantillo en el suelo en las laderas evaluadas en el mes de noviembre de los años 1999, 2000 y 2001 presentaron valores promedio por ladera en un intervalo entre trazas (ladera P₃) y 370 g m^{-2} (ladera P₂; Figura 7). La cantidad de mantillo en las praderas bajo uso depende de factores como la PPNA del (o los) años anteriores, la remoción de biomasa por apacentamiento, la tasa de descomposición y el uso del fuego. Por ejemplo, la ladera P₂, que tuvo un esquema homogéneo de manejo durante los tres años con pastoreo y ausencia de fuego, presentó un contenido de mantillo similar entre años con un intervalo de

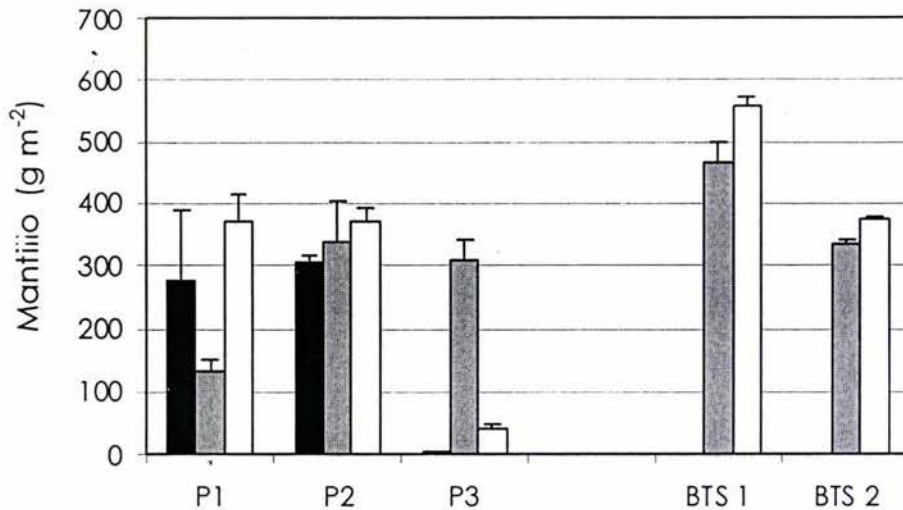


Figura 7. Cantidad de mantillo (media y error estándar; $n = 10$ por estrato; para 3 estratos) en laderas con pradera bajo uso para los años 1999 (barras negras); 2000 (barras grises) y 2001 (barras blancas). Se muestran valores de referencia de mantillo medido en el mes de noviembre durante los mismos años en dos pequeñas cuencas con bosque conservado de la Estación de Biología de Chamela (BTS 1 = Cuenca I; BTS 2 = Cuenca IV) (Martínez-Yrizar, datos no publicados).

primeros dos años, aunque se acercó a P₂ en el año 2001 (Figura 7). La ladera P₃, por su 307 g m⁻² (ES: 11) en 1999 y 370 g m⁻² (ES: 24) en 2001 (Figura 7). La ladera P₁, no afectada por fuego, pero sí por una alta presión de pastoreo presentó valores menores que P₂ en los primeros dos años, aunque se acercó a P₂ en el año 2001 (Figura 7). La ladera P₃, por su parte, fue sometida a fuego en mayo 1999 y en mayo 2001. El muestreo en el mes de noviembre de esos años indica que durante el mismo año de la quema, la incorporación de mantillo al suelo es mínimo (Figura 7). Sin embargo, un año de ausencia de fuego en el mes de mayo (año 2000) permitió la acumulación de mantillo en cantidades similares a la ladera P₂ hacia el mes de noviembre. Aparentemente, la recuperación de mantillo en praderas ocurre de un año a otro, en casos de ausencia de uso del fuego y de pastoreo, similarmente a lo que ocurre en el bosque conservado (F. García-Oliva, com. pers.). Galicia (2001) reportó que la descomposición del mantillo de *Panicum maximum* bajo su propia cobertura fue de un 75% de su masa inicial al cabo de 330 días, posiblemente facilitada por la fragmentación inicial propiciada por una alta insolación. La cantidad de mantillo en el suelo es una variable-estado relevante, porque se ha observado que éste juega un papel importante, aun más que el dosel, en la inhibición del movimiento superficial de sedimentos debido a tormentas intensas que son abundantes en la región (García-Oliva y López-Blanco, 1998). Maass *et al.* (1988) demostraron que la cobertura del suelo con hojarasca reduce la erosión y pérdida de

nutrimentos en parcelas experimentales con maíz en la misma región, sobre suelos similares. Por lo tanto, las laderas con praderas son más vulnerables a la erosión si el período de lluvias entre junio y noviembre, fue precedido en mayo del mismo año por el uso del fuego. Si esta situación coincide con un año de alta precipitación, los riesgos de erosión podrían aumentar considerablemente. La aplicación conjunta de fuego y ganado (principal agente de compactación del suelo en este sistema), pueden promover una alta vulnerabilidad del sistema a la erosión. En los años sucesivos al uso del fuego, la vulnerabilidad del sistema a la erosión en relación con la presencia de mantillo posiblemente se vea reducida si el fuego no vuelve a ser utilizado. Las laderas del estadio P_{IV} no afectadas por fuego, presentaron una cantidad de mantillo en el mes de noviembre ubicado dentro del rango de valores de mantillo medido en el mismo lapso (2000 y 2001) en una pequeña cuenca con bosque conservado en la Estación de Biología de Chamela (334 y 375 g m⁻² en la Cuenca IV; Martínez-Yrizar, datos no publicados). Sin embargo, se ubicaron por debajo de la cantidad de mantillo de la Cuenca I; en un muestreo equivalente en el mismo sitio de trabajo (464 y 557 g m⁻²; Figura 7). Nuevamente, mayores estudios son necesarios para comprender la dinámica en la producción de mantillo del ecosistema transformado a pradera.

Las semillas germinadas en muestras de suelo del mes de mayo (años 2000 y 2001), las cuales son una expresión del reservorio de semillas observada bajo condiciones de laboratorio, se ubicó entre las 530 y 1819 semillas m⁻² en el año 2000; y entre 1071 y 5491 en el año 2001 (Figura 8). En los dos años se observó que el número total de semillas germinadas en $P_3 > P_1 > P_2$. La ladera P_3 evidenció en sus reservorios de semillas el proceso de "empastado" (manejo local para la reintroducción de pasto). En este sentido; el año 2001, el cual no fue afectado por fuego antecedente y fue dejado en descanso de pastoreo, exhibió un incremento llamativo en el número total de semillas presentes y en la proporción de semillas de pasto. De los tres grupos funcionales analizadas (pastos, hierbas dicotiledóneas y árboles), la clase árboles estuvo pobremente representada, con un promedio por ladera máximo de 1.9 semillas m⁻² en P_2 durante el año 2000. Estos resultados son consistentes con el trabajo de Roth (1996) quien observó una presencia de 1.5 % de semillas de árboles en muestras de suelo de praderas cercanas a bosque. El reservorio de semillas es de por sí un sistema altamente dinámico y difícil de evaluar. Sin embargo, sólo con fines descriptivos puede señalarse que en el mes de mayo (momento previo a la estación húmeda que inicia en junio) ni la cantidad, ni la identidad florística de las semillas germinadas en estas muestras obtenidas en pradera, señalaron al suelo como un reservorio importante de propágulos deseados para la regeneración del bosque nativo en estos sitios.

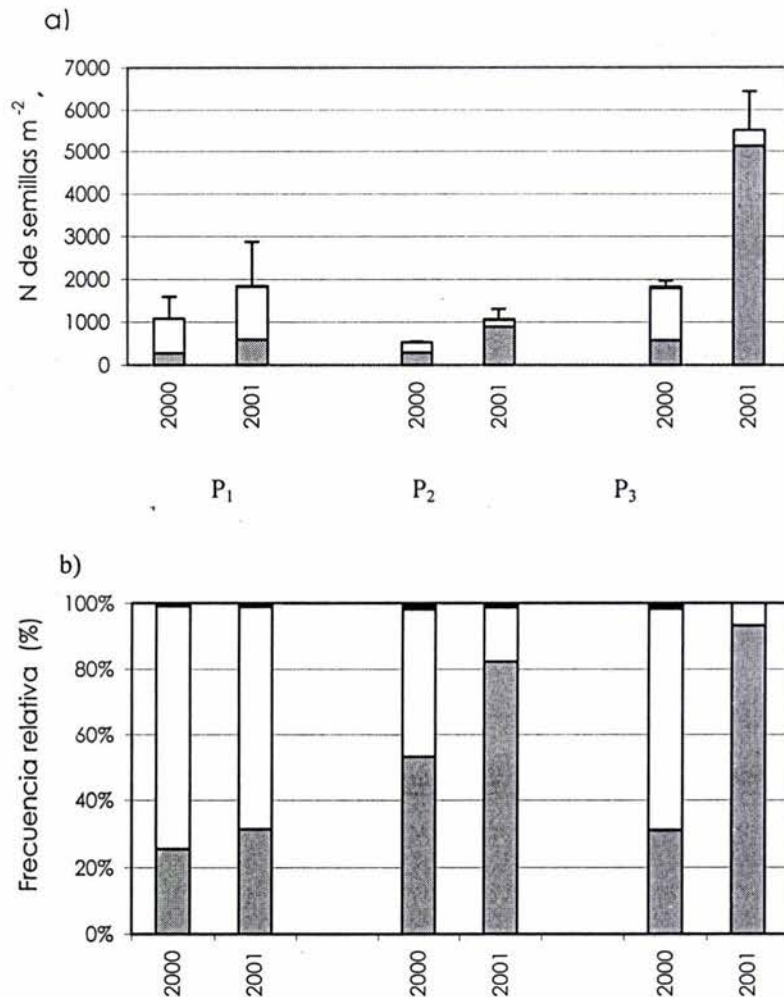


Figura 8. Contenido medio de semillas por ladera con pastizal P1, P2 P3. En a) Número total de semillas m^{-2} (media y error estándar; $n = 10$), para los años 2000 y 2001 (barra izquierda y derecha de cada par, respectivamente). En b) Presencia relativa de semillas en el suelo para los años 2000 y 2001. En ambas graficass e discriminan tres grupos funcionales: pastos (sector gris); hierbas dicotiledóneas (sector blanco) y árboles (sector negro). Muestras tomadas en el mes de mayo de los años 2000 y 2001.

4.- Diagnóstico ecológico: restricciones para la auto-recuperación del sistema

La caracterización del sistema en el estadio-P_{IV} brindó elementos para discutir los condicionantes del comportamiento sucesional exhibido por este sistema e identificar algunas restricciones para la auto-recuperación del sistema siguiendo a disturbios antrópicos sostenidos y de largo plazo. Sin embargo, otros factores como el papel de los nutrientes, biota edófica o de la avi-fauna dispersora restan aún por ser evaluados.

De acuerdo a esta caracterización, el estadio-P_{IV} exhibió un deterioro de la capacidad del sistema para retener agua para el consumo vegetal; el cual se agrava durante aquellos

años en los cuales se realizan quemas en mayo-junio. La presencia dominante de laderas pronunciadas que favorecen los procesos de escurrimiento y la alta evapotranspiración potencial presente en la región, requieren de la preservación de los mecanismos que promueven el ingreso y retención de agua en el suelo (presencia de mantillo, rápida infiltración, baja densidad aparente del suelo, contenido de carbono que promueve la estabilización de macro agregados). Los cambios ocurridos en P_{lv} podrían generar ambientes hídricos más exigentes, pues luego de la emergencia de la plántula, la disponibilidad de agua es uno de los principales factores que determinan el establecimiento de plántulas (González-Zertuche *et al.*, 2000). Similarmente, los cambios en el ambiente térmico (mayor temperatura del suelo y demanda evaporativa) pueden afectar el establecimiento de plántulas, como fue observado en la emergencia y desarrollo de plántulas de cacahuete (*Arachis hypogaea*; Awal e Ikeda, 2002). Lamentablemente existe poca información sobre las condiciones que regulan la germinación y establecimiento de las especies arbóreas de bosque seco, pero es posible que los efectos sinérgicos de los cambios del ambiente hídrico y térmico constituyan fuertes restricciones al establecimiento de nuevos individuos en laderas.

La baja presencia de propágulos sexuales de especies arbóreas nativos detectados en los reservorios de semillas en P_{lv} podría ser una restricción adicional al deterioro edáfico, para la autorecuperación del ecosistema. El patrón de uso de la tierra en esta región promueve la eliminación de individuos arbóreos maduros de zonas planas y laderas, aunque admite la presencia de especies que ocupan sitios marginales como superficies cumbrales (ver este Capítulo, parte 1) resistentes a esas condiciones más secas. Los flujos de propágulos de árboles de especies nativas disponibles en el paisaje pueden verse restringidos. Las especies *Acacia* y *Mimosa*, abundantes en el estadio de monte espinoso (Miller y Kauffman, 1998; Ortiz, 2001), parecen cobrar ventaja de las condiciones existentes y dominar las oportunidades de establecimiento desde semillas. Por ejemplo, las semillas de *Acacia farnesiana* (L) Willd. (huizache) presentaron una tasa de germinación 12.4 veces más rápida cuando fueron escarificadas en laboratorio (Cervantes *et al.*, 1996). Los frutos de esta especie (vaina) son consumidos como forraje por el ganado durante la época seca y ampliamente dispersados por el paisaje, posiblemente, propiciando su rápida germinación.

El bosque tropical seco es un ecosistema que, aún en su estadio conservado, presenta pocas oportunidades para el establecimiento de nuevos individuos arbóreos desde semilla. Se ha documentado que la repoblación vegetativa es un mecanismo ampliamente presente que propicia la recuperación rápida de la estructura aérea de la comunidad vegetal luego de disturbios leves o puntuales, superando a la incorporación de individuos desde semillas

(Murphy *et al.*, 1995). Sin embargo, la vida de tejidos remanentes es inversamente proporcional a la recurrencia de eventos de fuego (De Rouw, 1993). La flora de la región de la Costa Sur de Jalisco, parece presentar una muy alta sensibilidad al fuego. Miller y Kaufman (1998) registraron una alta mortalidad de individuos rebrotados luego de la tumba del bosque conservado, cuando aplicaron fuego experimental. Repetidos fuegos, como los aplicados a lo largo de la historia de manejo de las laderas experimentales, parecen favorecer un empobrecimiento de especies y mayores abundancias relativas de unas pocas especies tolerantes (Miller y Kaufman, 1998).

Para propiciar áreas diversamente forestadas en las laderas con pradera, la introducción de propágulos (sexuales o vegetativos) de árboles nativos de escasa distribución en el paisaje antropógeno parece ser el manejo apropiado a seguir para el mantenimiento de la biodiversidad en los ecosistemas perturbados. Estas acciones, así como la respuesta a la modificación de propiedades estructurales del suelo a pequeñas escalas deben ser evaluadas desde un enfoque experimental

5 - Conclusiones

Las laderas con pradera con uso pecuario prolongado y sometidas al manejo local frecuente en la costa del Municipio de La Huerta (Jalisco), presentaron un ambiente hídrico-térmico con rasgos restrictivos más pronunciados que el bosque original. Ello, sumado a la baja presencia de semillas de árboles nativos, probablemente propiciado por el tipo de relieve y el patrón resultante del uso de la tierra en la región, constituyen condicionantes que restringen fuertemente la presencia de nuevos individuos de árboles nativos en las comunidades vegetales secundarias.

Si bien estos resultados no resultaron excepcionales a los patrones generalmente observados en praderas sustitutas de bosques tropicales, es importante destacar que en el marco de las investigaciones en restauración ecológica, es necesario establecer diagnósticos claros que permitan verificar los supuestos sobre las restricciones que operan en el estadio transformado del ecosistema. Este diagnóstico, junto con la toma de decisiones acerca de las metas perseguidas con la recuperación (restauración *sensu stricto*, aumento de biodiversidad, comunidades para uso silvo pastoril, etc.), son pasos determinantes para decidir las enmiendas y acciones específicas de la intervención.

Literatura citada

- Awal, M.A.; T. Ikeda. 2002. Effects of changes in soil temperature on seedling emergence and phenological development in field-grown stands of peanut (*Arachis hypogaea*). *Environmental and Experimental Botany* 47, 101-113.
- Barradas. V. 1991. Radiation regime in a tropical deciduous forest in Western Mexico. *Theoretical and Applied Climatology* 44, 57-64.
- Cervantes, V., J. Carabias, C. Vazquez-Yanes. 1996. Seed germination of woody legumes from deciduous tropical forest of southern Mexico. *Forest Ecology and Management* 82, 171-184.
- De Ita, C., 1983. Patrones de producción agrícola en un ecosistema tropical estacional en la costa de Jalisco. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- De Rouw, A. 1993. Regeneration by sprouting in slash and burn rice cultivation, Tai rain forest, Cote d'Ivoire. *Journal of Tropical Ecology* 9, 387-408.
- Elliot, E.T., A.C. Palm, D.E. Reuss, C.A. Monz. 1991. Organic matter contained in soil aggregates from a tropical chronosequence: correction for sand and light fraction. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 34, 443-451.
- Ezcurra, E., C. Montaña, S. Arizaga. 1991. Architecture, light interception and distribution of *Larrea* species in the Monte desert, Argentina. *Ecology* 72, 23-34.
- Galicía, L. 1992. Variabilidad de la forma de pendiente en una cuenca tropical estacional. Tesis de Licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, México DF.
- Galicía, L. 2001. Efecto de dos especies de árboles remanentes en la entrada de C y N al suelo en una pradera de un ecosistema tropical estacional. Tesis de Doctorado, Instituto de Ecología, UNAM, DF, Mexico.
- Galicía, L., J. López-Blanco, A. Zarco-Arista, V. Filips, F. García-Oliva. 1999. The relationship between solar radiation interception and soil water content in a tropical deciduous forest in Mexico. *Catena* 36, 153-164.
- García-Oliva, F., Maass J.M. & Galicía L. 1995. Rainstorm analysis and rainfall erosivity of a seasonal tropical region with a strong cyclonic influence on the Pacific Coast of Mexico. *Journal of Applied Meteorology*. 34: 2491-2498.
- García-Oliva, F., J. López-Blanco. 1998. Soil erosion monitoring by sheetwash processes in different hillslope positions of a small watershed in Chamela, México. *Proceeding of The 16th World Congress of Soil Science*, Montpellier, Francia.
- García-Oliva, F., M. Maass. 1998. Efecto de la transformación de la selva a pradera sobre la dinámica de los nutrientes en un ecosistema tropical estacional en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62, 39-48.
- García-Oliva, F., R. L. Stanford Jr., E. Kelly. 1999. Effects of slash and burn management on soil aggregate organic C and N in a tropical deciduous forest. *Geoderma* 88, 1 – 12.
- García-Oliva, F., A. Camou; J. M. Maass. 2002. El clima de la región central de la costa del Pacifico mexicano. En: Noguera, F., J. Vega, A. García-Alderete, M. Quesada (eds.). *Historia Natural de Chamela*, Instituto de Biología UNAM, México DF.
- González-Flores, P. 1992. El manejo del fuego en el sistema de roza, tumba y quema en la selva baja caducifolia de Chamela, Jalisco. Tesis de Licenciatura en Biología, UNAM.
- González-Zertuche, L., A. Orozco-Segovia, C. Vázquez-Yanes. El ambiente de la semilla en el suelo: su efecto en la germinación y en la sobrevivencia de la plántula. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 65, 73-81.

-
- Maass, J. M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. En: Seasonally Dry Tropical Forests. Bullock S.; H. Money, E. Medina (eds.), Cambridge University Press.
- Maass, M., C. Jordan, J. Sarukhón. 1988. Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal of Applied Ecology* 25, 595-607.
- Martínez-Yrizar, A., J.M Maass, A. Pérez-Jimenez y J. Sarukhán. 1996. Net primary productivity of a tropical deciduous forest ecosystem in Western México. *Journal of Tropical Ecology* 12, 169-175.
- Miller, P.M., J.B. Kauffman. 1998. Effects of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 103, 191-201.
- Murphy, P.G., A. Lugo, A. Murphy, D. Nepstad. 1995. The Dry Forest of Puerto Rico's South Coast. En: Lugo, A., C. Lowe, (eds.) *Tropical Forests: Management and ecology*. Ecological Studies 112. Springer-Verlag, Nueva York, pp 178-200.
- Myers, W.L., R.L. Shelton. 1980. Survey methods for ecosystem management. John Wiley and Sons, New York.
- Nava, R.; R. Armijo; J. Gastó. 1996. Ecosistema: la unidad de la naturaleza y el hombre. Ed. Trillas, México, D.F.
- Oke, T.R. 1978. Boundary Layer Climates. Routledge, London-New York.
- Ortiz, T. 2001. Estructura arbórea en sitios perturbados y caracterizados por la presencia de *Mimosa arenosa* (Willd.) Por. var. *leiocarpa* (D.C.) Barneby en el Bosque Tropical Seco de la Costa de Jalisco, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias UNAM; México.
- Paruelo, J.; W. Lauenroth; I. Burke; O. Sala. 1999. Grassland Precipitation-use efficiency values across a resource gradient. *Ecosystems* 2, 64-68.
- Rodríguez, R., 1999. Cartografía morfogenética jerárquica a tres escalas del área del microbloque "El Colorado", Chamela, Jalisco. Tesis de Licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Rosenzweig, M.L. 1968. Net primary productivity of terrestrial ecommunities: prediction from climatological data. *American Naturalist* 102, 67-74.
- Roth, D. 1996. Regeneration dynamics in response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest of western Mexico. MS Thesis, Oregon State University, Corvallis, OR.
- Sala O., W. Parton, L. Joyce, W. K. Lauenroth. 1988. Primary production of the central grassland region of the United States. *Ecology* 69, 40-45.
- Shaw, E. 1994. Hydrology in practice. Chapman y Hall.
- Zar, J. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Inc., New Jersey, EUA.

Caracterización del sistema agrario del Municipio de La Huerta (Jalisco) en el contexto de la investigación en restauración ecológica del Bosque Tropical Seco

1 - Introducción

El deterioro de los ecosistemas forestales mexicanos se ha convertido no sólo en una preocupación de índole académica en el área de la ecología, sino también en un componente de la agenda de las oficinas de gobierno. Aunque diversas iniciativas fueron llevadas a cabo en México, los programas de reforestación y restauración de bosques del país no han mostrado los niveles de éxito esperados (Cervantes *et al.*, 1996). Para encontrar caminos de acción más efectivos, se debe lograr una mejor comprensión del fenómeno de degradación/recuperación, desde una perspectiva incluyente tanto de los aspectos ecológicos como culturales del problema.

La investigación para la recuperación ecológica es un área relativamente nueva dentro de la ecología, que encuentra sus bases conceptuales en la llamada *Ecología de la Restauración*. Esta nueva disciplina ha reconocido extensamente el carácter multi-dimensional (ecológico, social, histórico, económico y político) del problema de la degradación/recuperación de ecosistemas (Clark, 1996; Pfadenhauer, 2001). Sin embargo, la búsqueda de herramientas conceptuales y teóricas que atraviesen estas fronteras disciplinarias muestra aún un desarrollo limitado.

En México y otros países pobres ó dependientes, gran parte del problema de degradación tiene que ver con la conversión de ecosistemas naturales a agro-ecosistemas. Por tal motivo, el Capítulo II de esta tesis propuso que, en esos casos, la comprensión del medio rural es uno de los aspectos que deben ser incluidos en una investigación sobre ecosistemas degradados. Esto permite incluir la dimensión cultural en el diagnóstico del sistema deteriorado, identificar los agentes promotores del daño y comprender la lógica y necesidades subyacentes de los actores vinculados directamente al manejo. Esta clase de estudio requiere de un enfoque interdisciplinario que utilice herramientas conceptuales de la agronomía en la interpretación de un fenómeno usualmente estudiado por la ecología.

El bosque tropical seco es uno de los ecosistemas más amenazados en México, ya que sólo el 27% de su área de distribución original permanece como bosque conservado (Trejo y Dirzo, 2001). La pérdida de estos ecosistemas nativos se debe a los cambios ocurridos en el

uso de la tierra, lo cual conlleva a la pérdida de biodiversidad y cambios en la estructura y funcionamiento de este ecosistema. Por ejemplo, se ha documentado que la selva convertida a praderas y sometidas a largo tiempo de uso pecuario, luego del abandono transitan a estadios donde la comunidad vegetal es de estructura más simple (menor biodiversidad, menor estatura y diámetro, ramificados desde la base; Ortiz, 2001; ver Capítulo III-1). Por su parte, las zonas planas (áreas riparias y planicies), ocupadas originalmente por Selva Mediana Subcaducifolia, son áreas utilizadas con fines agrícolas, por lo que han sido afectadas por tasas aceleradas de deforestación (Miranda, en preparación).

El Municipio costero de La Huerta (Estado de Jalisco) estuvo originalmente ocupado completamente por bosque tropical seco (Rezdowski, 1980). Allí se encuentra emplazada la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, principal centro de conservación y estudio de este ecosistema en el país. Como parte de un abordaje integral en la investigación en recuperación ecológica del bosque tropical seco en esta región, y ante la necesidad de vincular la comprensión de la recuperación de ecosistemas dañados con las causas de su deterioro se ha desarrollado el presente trabajo cuyo principal objetivo es caracterizar el sistema agrario del Municipio de la Huerta. El estudio se orientó a construir una tipología de sistemas de producción presentes en el Municipio.

2 - Materiales y Métodos

Marco conceptual

Para facilitar el puente interdisciplinario, esta sección define brevemente los principales conceptos utilizados en este trabajo.

La célula de estudio del medio rural es la *Unidad de Producción*, comprendida como el lugar donde se desarrollan los procesos de producción agropecuaria bajo la dirección de un centro de decisión. Cuando el centro de decisión es una familia, se define entonces una *Unidad de Producción Rural Familiar*. En México, la estructura ejidal/comunal de tenencia de la tierra conlleva a la dominancia de esta modalidad de unidades de producción.

Los enfoques sistémicos del medio rural consideran que una unidad de producción familiar no es una yuxtaposición de talleres y medios, sino que es un sistema, es decir un conjunto de elementos que interactúan entre sí, incluyendo los componentes estructurales de la unidad productiva y el grupo familiar, integrados a su vez en un entorno (Osty, 1978). Este sistema así concebido es llamado *Sistema de Explotación- Familia*, el cual puede ser reconstruido con la

caracterización de sus tres componentes (Bonneviale *et al.*, 1989): 1) el subsistema de operación, es decir, los aspectos estructurales de la unidad agropecuaria - hectáreas, cabezas de ganado, tractores, etc. - ; 2) el subsistema de decisión, donde se consideran los objetivos y el proyecto de la familia campesina, que definen el comportamiento estratégico de la unidad agrícola y; 3) el subsistema de información, esto es, el bagaje de información que el campesino maneja para tomar las decisiones sobre el sistema de operación; lo cual incluye su conocimiento, empírico o adoptado, sobre los procesos ecológicos que operan (Figura 1). El sistema de Explotación-Familia no funciona aislado, sino que se encuentra en relación permanente y múltiple con su ambiente o entorno. Este ambiente físico, socioeconómico y cultural no es sólo un ensamble de factores externos al sistema que perturban, influyen o determinan las decisiones adoptadas. Este ambiente es también un ensamble de actores y de instituciones con las que el productor mantiene relaciones de intercambio, de solidaridad o conflicto. El entorno constituye, por lo tanto, el lugar de acción del productor, conformado por restricciones que limitan o estímulos que favorecen sus posibilidades de acción y que alimentan la definición de sus estrategias (Bonneviale *et al.*, 1989).

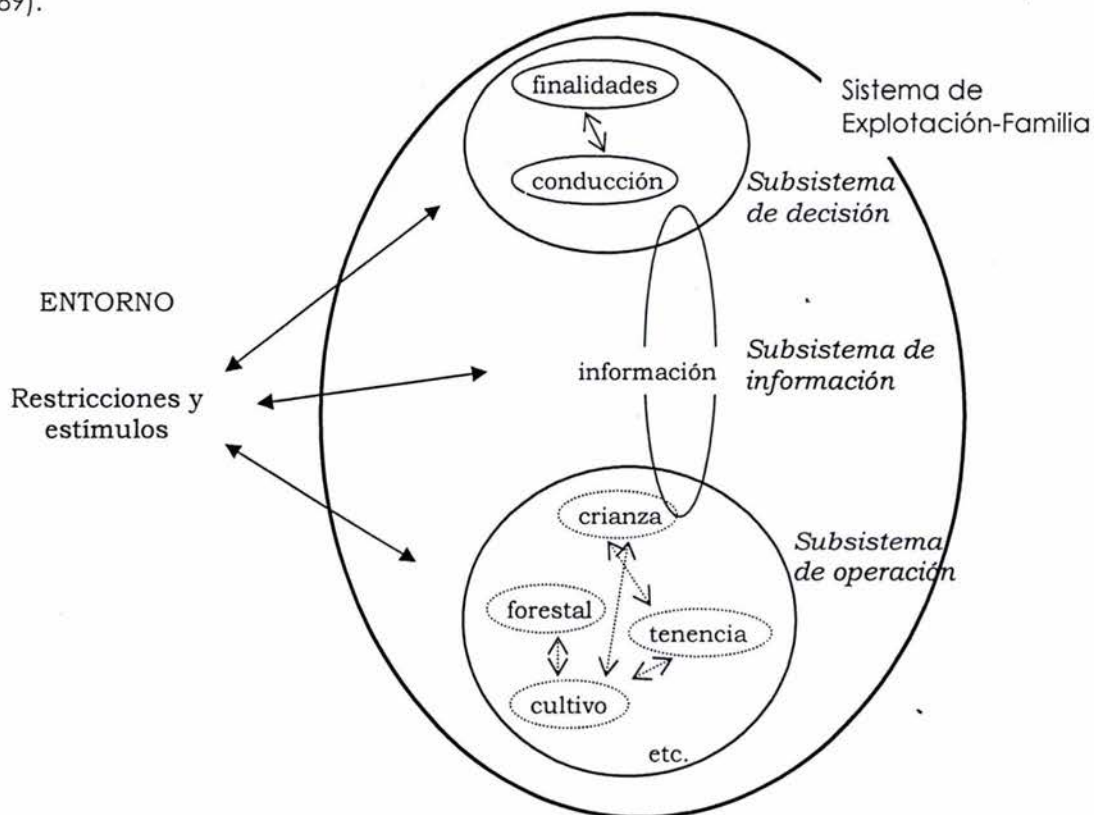


Figura 1. Representación del Sistema de Explotación-Familia, según la aproximación global de la explotación agrícola (escuela francesa). Las flechas indican interacciones entre el entorno y el sistema y entre los módulos interiores de cada subsistema. Los tres subsistemas se encuentran enlazados configurando un sistema complejo. Modificado de Bonneviale *et al.*, (1989).

El estudio agregado de unidades de producción en una comunidad, localidad o región permite caracterizar el *Sistema Agrario* local (Leonard, 1993). Sin embargo, una región agrícola no es homogénea, pues los campesinos no producen necesariamente en las mismas condiciones económicas, ecológicas y sociales, sino que se evidencian diferencias con respecto a sus intereses, los medios que poseen, los rasgos ambientales de su entorno inmediato, el marco de relaciones sociales en el cual trabajan y sus reacciones frente a las propuestas tecnológicas. Al reconocer los diferentes tipos de productores de una región se puede construir una tipología que permite reconocer las diferencias entre productores, dando cuenta de la diversidad de criterios y posibilidades de gestión y localizar los grandes modos de transformación de los ecosistemas (Dufumier, 1993; Landais, 1998). La construcción de tipologías es, por lo tanto, una herramienta valiosa para la comprensión de una realidad compleja; que contribuye tanto al diagnóstico del medio rural, como a la definición de políticas públicas adecuadas para el abanico de realidades existentes (Pillot, 1993; Landais, 1998).

El deterioro ambiental asociado al cambio de uso de la tierra ha inducido una nueva corriente de reflexión, la cual reconoce en las actividades agrícolas y en el campesinado, otras funciones adicionales a la de la producción agropecuaria. Estas "nuevas funciones" tienen que ver con la regulación del impacto sobre los ecosistemas y el paisaje, el manejo rural comunitario para la conservación, ordenamiento territorial y planificación de uso de la tierra, preservación de áreas vinculadas a regulación hidrológica y otros servicios ambientales, por ejemplo (Landais, 1998). Este enfoque amalgama los intereses de la investigación agronómica y ecológica, en dos conceptos que aunque no son nuevos, permanecen vigentes para el problema de la restauración en México: *desarrollo* y *sustentabilidad*. Cabe aclarar que la *restauración ecológica* es la forma de manejo de los ecosistemas destinada a frenar y revertir los procesos de deterioro desatados por acciones antropogénicas (Bradshaw, 1997). Ella es concebida como un componente del paradigma de la sustentabilidad, por lo que forma parte, junto a la obtención de productos primarios y la conservación de procesos ecológicos y de biodiversidad, de una estrategia integral de manejo conocida como *Manejo de Ecosistemas* (ver Capítulo II).

Sitio de estudio

Este estudio se realizó en el Municipio de La Huerta (19° 29' N; 104° 38' O - Estado de Jalisco; Figura 2), donde se localizan la Estación de Biología de Chamela (UNAM) y la

Fundación Ecológica Cuixmala, quienes son las institucines responsables de la gestión de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala. La extensión municipal es de 174 971 hectáreas y la población total es de 22 811 habitantes (INEGI, 2000; Cuadro 1). El clima es cálido, estacional con lluvias entre junio y octubre, de una marcada variabilidad interanual, con una media histórica de 788 mm (1977-2000), en un intervalo de 453 y 1393 mm (García Oliva *et al.*, 2002). El relieve es accidentado, con una altitud media de 500 m.s.n.m., dominado por lomeríos. El bosque tropical seco (BTS) es la vegetación dominante, aunque bandas de bosque tropical sub-caducifolio pueden expresarse en zonas riparias de arroyos permanentes y transitorios (Lott, 1993). Los rasgos climáticos y topográficos son muy homogéneos al interior del municipio.

El Municipio de La Huerta pertenece a la Región Costa de Jalisco, la cual fue objeto a finales de los años 90 del *Ordenamiento Ecológico* (POET, 1999) y del *Plan Maestro para el desarrollo integral del sector agropecuario* (JICA-SAGARPA, 1995). En términos generales, La Huerta presenta un nivel de desarrollo socioeconómico bajo, baja densidad de población (13 habitantes km⁻²) y un 89% de iletrados (INEGI 2000; Cuadro 1).

Cuadro 1. Principales descriptores socioeconómicos y agropecuarios a escala municipal para el Municipio de La Huerta (Jalisco). UP: Unidades de producción Rural (INEGI, 2000)

Descriptor	Dato (1, 2, 3)
Superficie total municipal (ha)	174 971
Superficie ocupada por UP rural (ha)	107 272
Total de UP	2895
Total de UP con actividad agropecuaria o forestal	2607
Extensión media de las UP (ha)	39.5
Tenencia de la tierra:	
ejidal o comunal (%)	73.7
privada	24.6
estatal*	1.7
Población total (1990, 2000)	20 678, 22 811
Densidad de población (hab. km ⁻² ; 1990, 2000)	11.8, 13.0
Alfabetismo (%; 1990)	84.7
Actividades económicas:	
Primarias	50
Secundarias	15
Terciarias	35
% UP que recolectan productos forestales	18.4
% UP que venden su producción forestal	0.009

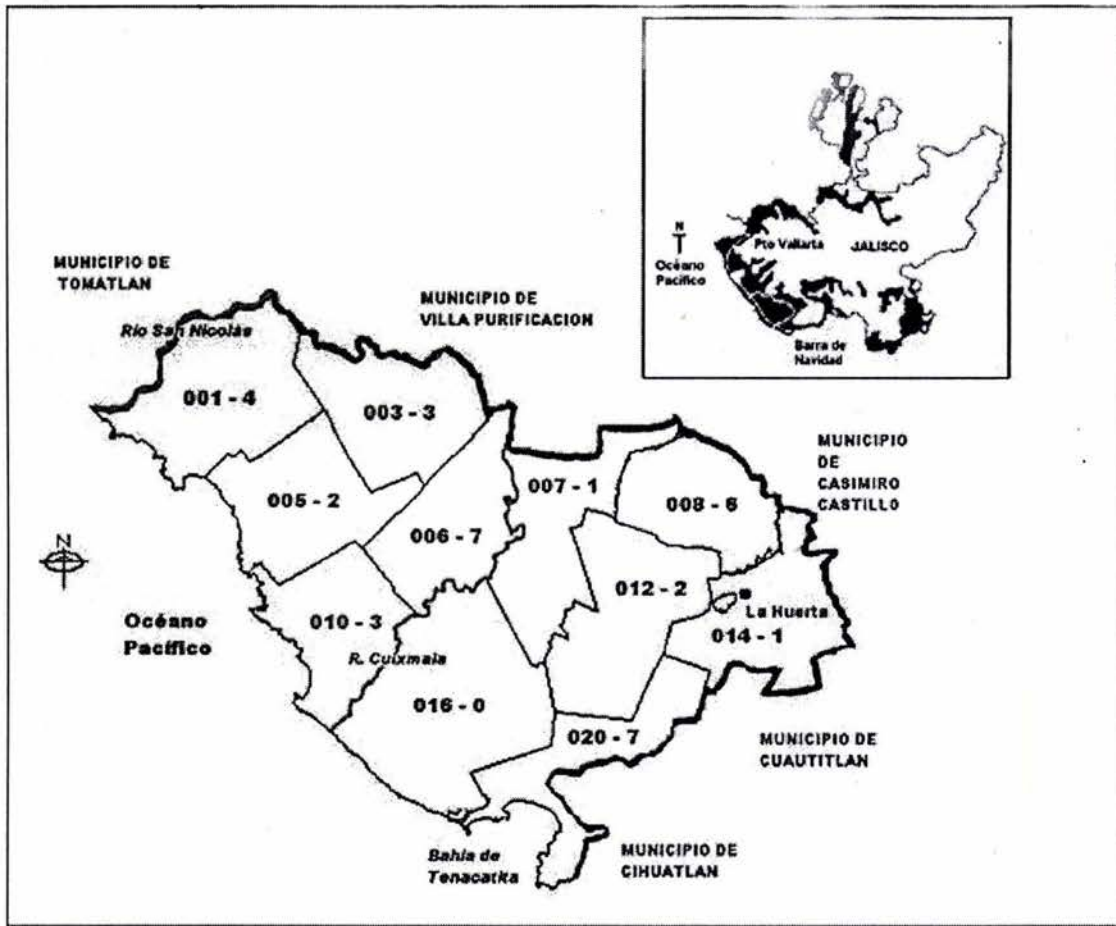


Figura 2. Ubicación del Municipio de La Huerta en el Estado de Jalisco; y delimitación de las Areas Geostadísticas Básicas (AGeBs). Los números corresponden a los rótulos asignados en la base de datos AGROS (1996).

El perfil productivo de La Huerta y los municipios circundantes, está basado en la crianza de ganado bovino sostenido en la utilización de pasturas implantadas por tumba y quema del bosque original y en pastos naturales (Gutiérrez 1993; JICA-SAGARPA, 1995). Durante la época húmeda se permite el libre pastoreo de los terneros hasta el agotamiento del pastizal según la producción de cada año y posteriormente, a los 8-12 meses o con un peso de 180-200 kg se envían a los campos de engorde de Guadalajara, Nuevo León y Tamaulipas (JICA-SAGARPA, 1995). El modelo ganadero y la sustitución del bosque por praderas fueron fuertemente impulsados desde las agencias de gobierno en los años 70 (Programa Nacional de Desmonte – PRONADE en el año 1977). Sin embargo en los años 90, estas agencias

incorporaron enfoques de revalorización del ecosistema nativo (SEMARNAT, 1993). En general, y debido a las restricciones climáticas, los cultivos agrícolas tienen una incidencia menor dentro del subsistema de producción. A nivel municipal, la utilización del bosque nativo con fines forestales comerciales es sumamente escasa (Cuadro 1).

La propiedad de la tierra es predominantemente ejidal o comunal, con un porcentaje a escala municipal del 74%. Las unidades de producción rural (UP) pueden ser, en su mayoría, clasificadas como de carácter familiar con extensiones promedio para el municipio de 39.5 hectáreas (Cuadro 1).

Análisis de datos

Los datos básicos fueron obtenidos de la Base de Datos AGROS (1996), la cual provee información obtenida en el VII Censo Agrícola del año 1991. Lamentablemente, el Censo Agropecuario correspondiente al año 2001 no fue publicado a la fecha de este trabajo. La unidad censal fue la Unidad de Producción Rural (UP), aunque AGROS provee un primer nivel de agregación de estos datos conformados en las llamadas AGeB ó Area Geoestadística Básica². Para La Huerta, la información total del municipio se encontró reunida en 11 AGeBs. De la Base de Datos AGROS se obtuvieron 236 variables referidas a información agropecuaria para cada AGeB, con las cuales se elaboraron 27 indicadores (Cuadro 2). Ellos funcionaron como descriptores de los subsistemas de operación (20 indicadores), de información (4 indicadores) y de decisión (3 indicadores). El subsistema de operación fue a su vez desagregado en los módulos de tenencia de la tierra (2 indicadores), crianza (9 indicadores), cultivo (6 indicadores) y forestal (3 indicadores). Los valores de cada indicador fueron sometidos a procedimientos de estandarización; la mayoría de ellos con una base porcentual o con la elaboración de índices.

Para evaluar el carácter familiar de las UP en cada AGeB, se realizó un análisis preliminar, el cual se basó en el cálculo del porcentaje de superficie de UP de carácter ejidal/comunal y en la extensión media de las UP. En este análisis, la AGeB 010-3 presentó marcadas diferencias respecto al resto del Municipio (Figura 2). Estas consistieron en un bajo porcentaje de tierra como propiedad ejidal (sólo un 15.4%), una extensión media de las Unidades de Producción muy grande en relación con la media municipal (154 hectáreas), y la ausencia de asentamientos humanos (Figura 3). Estos rasgos surgen de la presencia de propiedades

Cuadro 2. Lista de indicadores estandarizados utilizados en el análisis de componentes principales y en la caracterización de los Sistemas de Explotación-Familia. Los indicadores fueron clasificados en aquellos descriptores de los subsistemas de operación con sus módulos tenencia, crianza, cultivo y forestal; y en descriptores del subsistema de información y del de decisión. UP: Unidad de Producción Rural.

Nombre del Indicador	Unidades	Descripción del indicador	Subsistema que caracteriza
supejid	%	Superficie ejidal en relación con el área total ocupada por UPs en cada AGEb	Operación (Tenencia de la tierra)
supmedia	hectáreas	Superficie total de las UP sobre el número total de UP	
criaanim	%	Total de UP que crían animales sobre el número de UP con actividad agropecuaria o forestal	Operación (Módulo de Crianza)
criabov	%	Total de UP con ganado bovino en relación con el total de UP que crían animales (* 100)	
ganadul	Cabezas de ganado vacuno	Total de existencias ganaderas mayores de 3 años (machos y hembras) en relación con el total de UP que crían ganado bovino	
ganaestab	%	Total de existencias bovinas estabuladas o semiestabuladas en relación con el total de existencias ganaderas (*100)	
hato	Cabezas de ganado vacuno	Total de existencias ganaderas en relación con el número de UP que crían ganado bovino	
instalga	%	UP que usan instalaciones ganaderas en relación con el total de UP con cría de animales	
siembrapas	%	Total de UP que siembran pastos perennes en relación con el total de UP que tienen cultivos perennes (*100)	
ventagan	%	Total de UP que declararon vender su producción ganadera en relación con el total de UP que crían animales (*100)	

Cuadro 2. Continuación

Nombre del Indicador	Unidades	Descripción del indicador	Subsistema que caracteriza
diveranu	adimensional	Sumatoria de las UP con presencia de diferentes cultivos anuales distintos al maíz, en relación con el total de UP que siembran cultivos anuales	Operación (Módulo de cultivo)
diverper	adimensional	Sumatoria de las UP con presencia de cultivos perennes distintos al pasto en relación con el total de UP que siembran cultivos perennes	
mecanagr	adimensional	Número de UP que usan tractores en relación con el número de UP que usan animales de tiro	
riego	%	Superficie bajo riego en relación con la superficie de riego mas la de temporal (*100)	
suplabor	%	Total de UP que tienen superficie de labor en relación con el total de UP (*100)	
suplem	%	UP que cultivan sorgo forrajero o caña en relación con las UP con superficie de labor (*100)	
ventaagi	%	Total de UP que declararon vender su producción agrícola en relación con el total de UP con superficie de labor (*100)	
recolec	%	Total de UP que recolectan productos forestales en relación con el total de UP con actividad agrícola o forestal (*100)	Operación (Módulo Forestal)
supbosqu	%	Superficie reportada con bosques sobre superficie total de las UP (*100)	
volumen	m ³	Volumen obtenido de maderas tropicales en un año	
abandono	%	UP sin actividad agropecuaria o forestal sobre el total de UP (*100)	Decisión
camion	%	UP con camionetas > 2 ton en relación con el número de UP con actividad agropecuaria o forestal (*100)	
carfam	adimensional	Cantidad de mano de obra no pagada en relación con la mano de obra empleada	
extrafin	%	Población Económicamente activa (PEA) dedicada a actividades secundarias o terciarias PEA total (* 100)	
analf	%	Población mayor de 15 años que no lee sobre el total de población mayor de 15 años (*100)	Información
créditos	%	Total de UP que obtuvieron créditos o préstamos sobre el total de UP con actividad agropecuaria o forestal (*100)	
edbasica	%	Población mayor de 15 años con educación primaria completa sobre el total de población mayor de 15 años (*-100)	

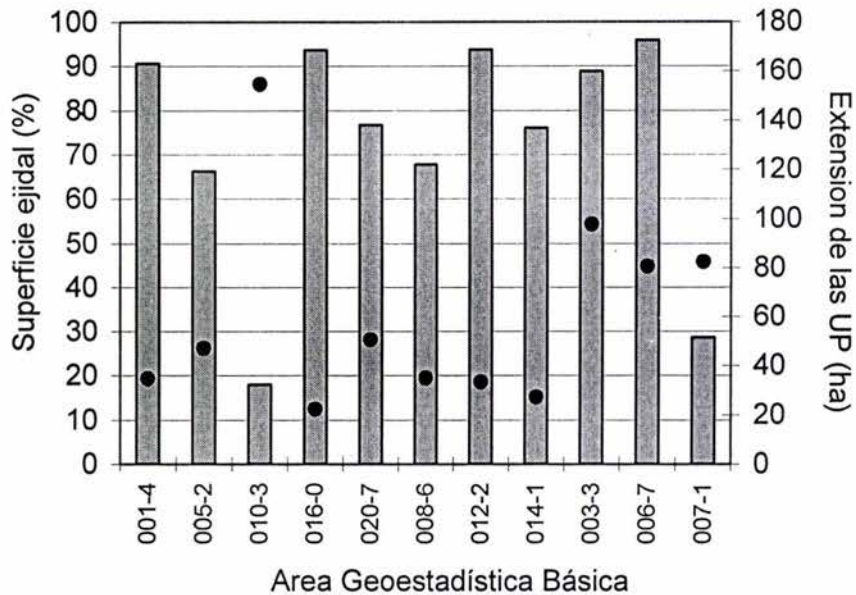


Figura 3. Análisis preliminar para evaluar el carácter familiar de las Unidades de Producción Rural (UP en el Municipio de La Huerta, a escala de Área Geoestadística Básica (AGeB). Sobre el eje izquierdo (barras): porcentaje de la superficie total ocupadas por UP, cuya tenencia es de carácter ejidal/comunal. Sobre el eje derecho (círculos negros), extensión media de la UP por AGeB.

privadas, las cuales a partir de 1993 conformaron la Fundación Cuixmala. Por tal motivo, esta AGeB fue retirada del análisis.

Para constituir la tipología que describe el sistema agrario de La Huerta, se aplicó, un análisis de componentes principales estandarizado y centrado (PC-ORD, Versión 4.01) con base en los 27 indicadores; considerando las restantes 10 AGeBs. Para caracterizar cuantitativamente cada tipo de sistema de explotación-familia y ponderar su importancia al interior del municipio, los datos censales de base fueron reagrupados de acuerdo al ordenamiento surgido del análisis.

3 - Resultados

Los valores de los 27 indicadores estandarizados para las 10 AGeBs analizadas se presentan en el Cuadro 3. El análisis de componentes principales explicó con los tres primeros ejes el 67 % de la variación de estos datos. El primer eje explicó el 31.1% de la variación, donde los indicadores que más aportan fueron "mecanagr" (i.e. el número de UP que usan tractores en relación con el número de UP que usan animales de tiro) con signo positivo y "siembrapas" (el total de UP que siembran pastos perennes en relación con el total de UP

CUADRO 3. Valores estandarizados de los 27 indicadores usados en la caracterización de las AGEs del Municipio de La Huerta. La descripción de cada uno de ellos se presenta en el Cuadro 1.

AGEB	supejid	supmedia	criaanim	criabov	ventagan	hato	ganadul	siempas	ganestab	instalgan	suplem	suplavor	ventaagi
001-4	90.6	34.9	80.6	66.9	34.1	22.6	11.1	91.5	3.7	35.5	1.2	83.0	25.8
005-2	66.3	47.2	83.0	78.7	42.6	19.7	10.3	93.3	8.9	45.9	0.0	89.2	17.1
016-0	93.6	22.5	90.5	53.8	23.3	20.9	11.2	71.3	5.2	28.1	2.1	86.3	36.4
020-7	76.7	50.7	84.6	62.5	56.8	31.9	15.2	83.6	3.4	30.7	0.0	87.2	45.3
008-6	67.8	35.2	70.2	54.0	52.0	32.7	16.8	78.2	8.1	28.8	6.3	91.1	78.7
012-2	93.7	33.5	84.7	60.0	44.3	19.9	10.0	96.2	8.1	55.3	0.0	91.6	59.0
014-1	76.1	27.3	74.7	47.7	40.4	31.3	17.8	50.9	24.4	26.0	19.2	81.1	79.4
003-3	88.8	97.8	95.7	70.0	67.8	21.5	11.3	100.0	6.0	23.3	1.1	95.8	25.0
006-7	95.8	80.6	89.0	80.0	72.3	33.2	16.8	100.0	3.7	27.7	0.0	90.5	35.8
007-1	28.6	82.4	84.5	70.7	70.7	47.2	32.2	100.0	4.4	47.6	0.0	61.0	47.9

AGEB	diveranu	diverper	riego	mecanagr	recolec	subposqu	volumen	camion	abandono	carfam	creditos	extrafin	analf	edbasica
001-4	0.27	0.25	5.8	1.8	10.2	17.8	3924	9.7	7.5	1.21	30.2	36.4	17.8	18.6
005-2	0.09	0.20	0.1	2.3	4.8	4.7	423	7.5	6.4	1.71	37.4	40.6	19.8	18.4
016-0	0.21	0.58	15.9	3.7	44.4	0.2	395	20.9	9.2	1.82	28.6	50.4	11.8	25.1
020-7	0.09	0.43	1.2	2.9	20.2	0.0	4	16.3	4.6	1.88	33.7	53.2	14.8	29.6
008-6	0.17	0.31	4.7	5.6	4.2	0.8	10	9.0	6.6	1.23	23.3	14.9	18.2	22.0
012-2	0.01	0.03	4.0	1.5	22.3	0.0	757	3.7	6.5	1.42	22.9	8.3	22.6	7.4
014-1	0.42	0.65	1.3	6.0	5.9	0.0	82	8.6	12.5	1.21	22.4	33.6	12.6	23.1
003-3	0.00	0.23	0.3	0.4	5.3	3.6	109	3.2	2.1	2.50	31.9	15.2	32.8	12.6
006-7	0.00	0.27	0.1	0.9	9.6	0.8	79	6.8	1.4	1.77	30.1	7.1	15.7	31.5
007-1	0.02	0.12	2.1	1.1	3.1	0.7	12	8.2	37.0	2.05	26.8	2.4	11.2	25.7

que tienen cultivos perennes; Cuadro 4) con signo negativo. El segundo eje explicó el 23.7 % de la variación en los datos, explicada principalmente por tres indicadores: "ganadul" (i.e. total de existencia ganadera > 3 años, en relación con el total de UP que crían ganado), "hato" (total de existencias ganaderas en relación con el número de UP que crían ganado); y "supejid" (superficie ejidal en relación con el área total ocupada por UP; Cuadro 4). El tercer eje, que explicó el 13.6 % de la variación de los datos, estuvo conformado como principales variables con los indicadores "camion" (número de UP con camionetas > 2 ton en relación con el número de UP con actividad agropecuaria), "edbasica" (población > 15 años con educación primaria completa sobre el total de población > 15 años) y "analf" (porcentaje de población iletrada; Cuadro 4).

Cuadro 4. Coeficientes de los componentes correlacionados con los primeros tres ejes del análisis de componentes principales considerando los 27 indicadores.

Indicador	Eje 1	Eje 2	Eje 3
supejid	0.0499	0.3167	-0.1320
supmedia	-0.2970	-0.1128	0.0021
criaanim	-0.2160	0.1443	0.1143
criabov	-0.2972	0.0357	0.1123
ganadul	-0.0460	-0.3703	0.1336
ganaestab	0.2133	-0.1057	-0.2563
hato	-0.0318	-0.3681	0.1245
instalgan	-0.1022	-0.0291	-0.0303
siembrapas	-0.3260	0.0494	0.0275
ventgan	-0.2504	-0.2136	-0.0818
diveranu	0.2150	0.1772	0.2669
diverper	0.2677	-0.0081	0.1204
mecanagr	0.3097	-0.0904	-0.0755
riego	0.1718	0.1411	0.2073
suplem	0.2575	-0.1302	-0.1895
suplabor	-0.0061	0.2760	-0.2587
ventaagi	0.2086	-0.2198	-0.2459
recolec	0.0663	0.2126	-0.0560
supbosqu	-0.0264	0.1938	0.1329
volumen	0.0269	0.2074	0.1197
abandono	-0.0168	-0.2907	0.1803
camion	0.1824	0.0481	0.3806
carfam	-0.2407	-0.0153	0.1135
extrafin	0.1780	0.1789	0.2595
analf	-0.1791	0.1815	-0.3022
creditos	-0.1698	0.1582	0.2519
edbasica	0.0567	-0.1686	0.3228

La representación gráfica de los primeros dos ejes del análisis (Figura 4), permitió interpretar la existencia de cuatro grupos, los cuales son referidos con los rótulos de Tipos A, B, C y D.

El primer grupo (Tipo A) quedó conformado por las AGeBs 001-4, 016-0 y 020-7, las cuales muestran la presencia más importante del módulo de cultivo dentro del subsistema de producción; y un módulo de crianza de baja envergadura, es decir hatos pequeños con pocos individuos adultos (Figura 4). Estas AGeBs también exhibieron un bajo nivel de analfabetismo y alta proporción de pobladores con estudios básicos concluidos, así como una alta proporción de camionetas de carga > 2 toneladas en relación con el número de UP (Cuadro 3). El segundo grupo (Tipo B) quedó conformado por las AGeBs 008-6 y 014-1. En ellas se detectó una orientación productiva mixta, dado que el módulo de cultivo está bien representado, pero el módulo de crianza es de gran envergadura (hatos grandes). Interpretados bajo el Eje 1, los Tipos A y B se diferencian de las restantes AGeBs. Interpretados bajo el Eje 2, se diferencia un tercer grupo (Tipo C), compuesto por las AGeBs 003-3, 005-2,

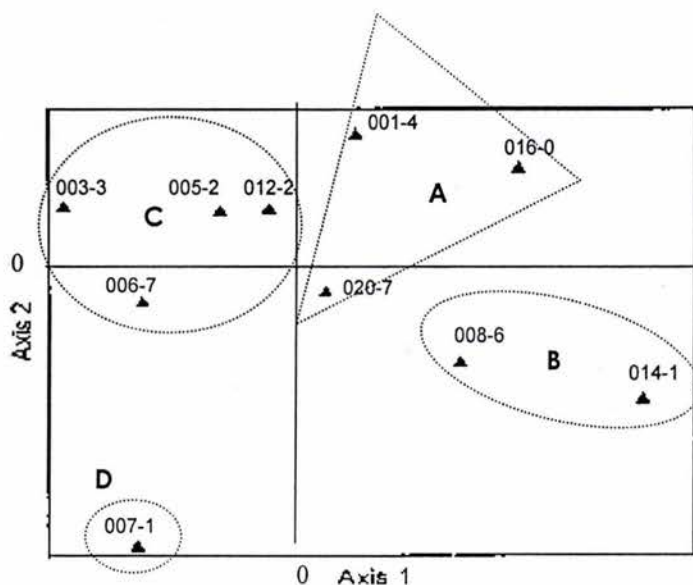


Figura 4. Representación gráfica de los primeros dos ejes del análisis de componente principales, para las 10 AGeBs del Municipio de la Huerta, ordenadas de acuerdo a 27 indicadores.

012-2 y 006-7 que presentaron un peso menor del módulo de cultivo al interior de sus sistemas de producción y resultaron mucho más orientados a la ganadería, aunque la envergadura del módulo de crianza fue pequeña. Finalmente, el cuarto grupo (Tipo D) estuvo compuesto sólo por la AGeB 007-1, cuyo sistema de producción es ganadero y de gran envergadura.

El sistema agrario del Municipio de La Huerta presentó diferencias en el carácter de los Sistemas de Explotación-Familia a escala de AGeBs; configurando cuatro Tipos. La caracterización cuantitativa de cada tipo se logró por el reagrupamiento de los datos censales para los grupos de AGeBs derivados del análisis de componentes principales (Cuadro 5 y Figura 5).

4 - Discusión

Tipología de Sistemas de Explotación-Familia en el Municipio de La Huerta

Los Sistemas de Explotación-Familia Tipo A y Tipo B presentaron similitudes en cuanto al peso relativo del módulo de cultivo al interior del sistema de producción y en relación con el módulo de crianza (Figura 6 a). En ambos tipos, las UP son de pequeña extensión (29 y 31.1 ha respectivamente); alrededor de un 78% de UP con siembra de pasturas y con sólo un 50% de las UP con cría de animales dedicada al ganado bovino (Figura 5 a). También ambos tipos presentaron altos índices relativos de mecanización agrícola (3.0 y 5.8, respectivamente). Las diferencias entre estos dos tipos aparecieron evidentes en el tamaño promedio de los hatos en cada UP, los cuales contaron con 20.9 Unidades Animales en el Tipo A, de las cuales sólo 11.3 fueron adultos (Figura 6 b) y con hatos con un tamaño promedio de 32.0 unidades, con 17.3 adultos en el Tipo B. Otras diferencias entre ambos se reflejaron en los indicadores *extrafinca* y *camión*, los cual presentaron los mayores valores del municipio en el Tipo A (48.6 % y 20.9, respectivamente); y 32.2 % y 8.8 para esos indicadores en el Tipo B.

El Sistema de Explotación-Familia Tipo C fue el perfil de productor con menores recursos, fuertemente orientado a la ganadería de baja escala. Las UP presentaron una superficie media de 51.7 hectáreas; un 72 % más extensas que las de los Tipos A y B. En este tipo, el 96.7 % de la UP presentó siembra de pastos perennes; el 68.4 % de las UP que crían animales incluye al ganado bovino (Figura 6 a), aunque los hatos en promedio están constituidos por 22.0 individuos de los cuales sólo 11.0 son adultos (Figura 6 b). Este Tipo exhibe los mayores índices de iletrados del Municipio (22.2 %), y sólo 13.2 % de adultos con estudios básicos (primaria) concluidos, y la menor disponibilidad de transporte con capacidad de carga (4.9 %); el trabajo *extrafinca* es de menor impacto que en esos tipos A y B (20.6 %).

Cuadro 5. Caracterización cuantitativa de los Tipos de Sistemas de Explotación detectados en el Municipio de La Huerta, originados por reagrupamiento de los datos censales a escala de AGeB tomados de AGROS (1996). Para significado de los indicadores ver Cuadro 2.

Indicador	Subsistema que describe	Sistema de Explotación-Familia			
		Tipo A	Tipo B	Tipo C	Tipo D
<i>supmedia</i>	Operación (tenencia)	29.0	31	51.7	82.4
<i>supejidal</i>		89.8	72	86.6	28.6
<i>mecanagr</i>	Operación (cultivo)	3.0	5.8	1.2	1.1
<i>siempas</i>	Operación (cultivo/crianza)	78.3	78.0	96.7	100.0
<i>criabov</i>	Operación (crianza)	53.8	50.7	68.4	70.7
<i>hato</i>		20.9	32.0	22.0	47.2
<i>ganadol</i>		11.5	17.3	11.3	32.2
<i>camion</i>	Decisión	20.9	8.8	4.9	8.2
<i>extrafin</i>		48.6	32.2	20.6	2.4
<i>analf</i>	Información	11.8	12.7	22.2	11.2
<i>edbasica</i>		25.1	23.0	13.2	25.7
Subregión dentro del municipio		costa	cabecera	interior (salvo AGeB 005-2)	interior
Orientación económica		Mixta con ganadería de baja envergadura	Mixta con ganadería de alta envergadura	Ganadera con bajos recursos	Ganadera con altos recursos

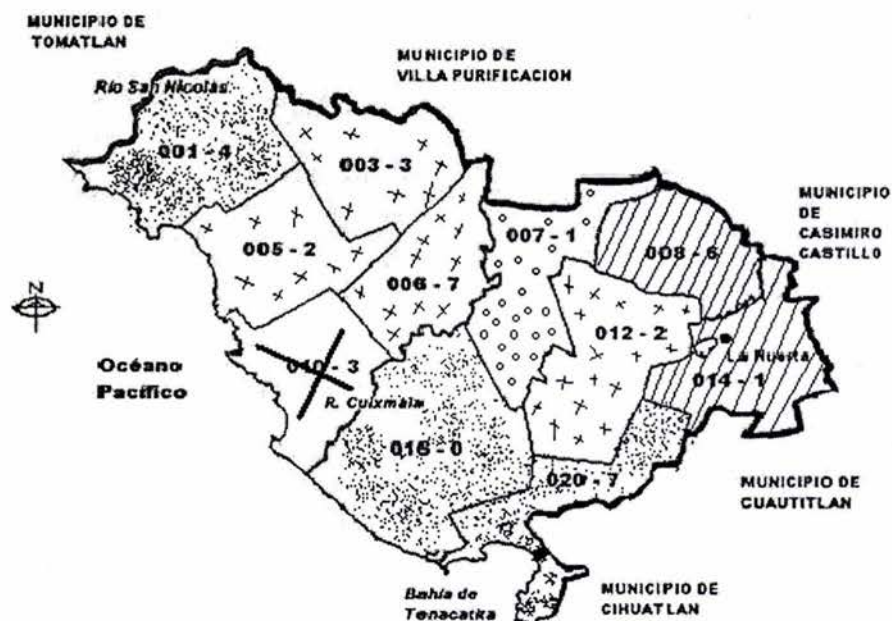


Figura 5. Ubicación de las AGeBs que conforman los Tipos A (punteado), B (rayas), C (cruces) y D (círculos). La AGeB 010-3 fue retirada del análisis.

El Sistema de Explotación Tipo D, constituido por una AGeB está, al igual que el Tipo C, fuertemente orientado a la ganadería, donde el 100% de las UP siembran pastos perennes y el 70.0 % de las UP con cría de animales incluye ganado bovino (Figura 6 a). Sin embargo, las UP presentan una extensión media de 82.4 hectáreas con una baja presencia de la propiedad de tenencia ejidal/comunal. Asimismo, los hatos medios fueron de 47.2 individuos con 32.2 animales adultos. El nivel de analfabetismo y educación básica son similares al Tipo A, mostrando los mejores niveles del Municipio en estos indicadores (11.2 y 25.7 %, respectivamente). Los Tipos C y D constituyeron modelos de menor diversificación productiva que los de Tipo A y B.

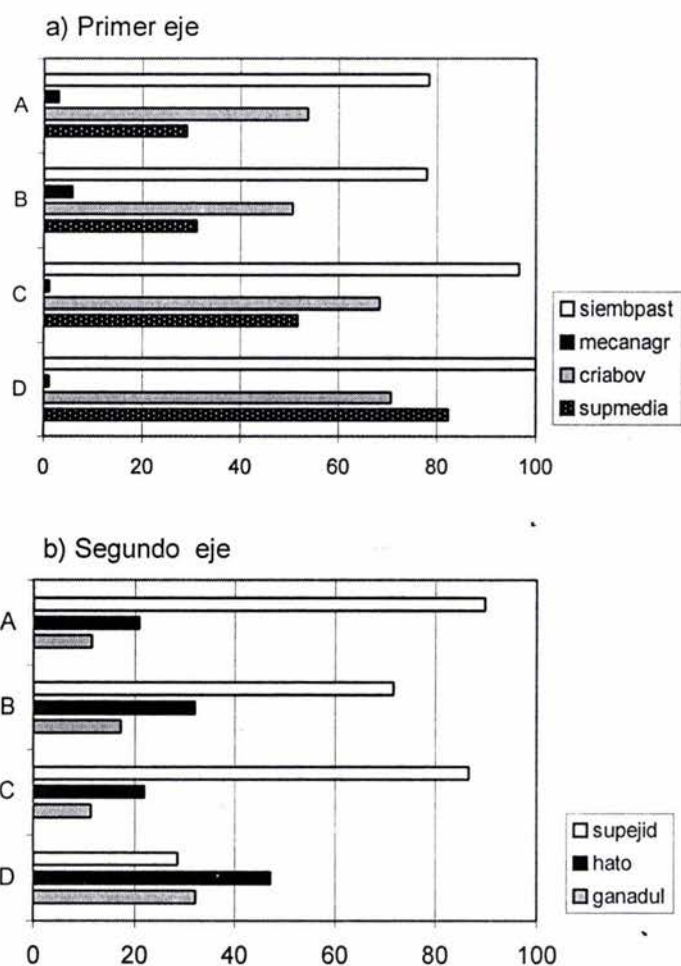


Figura 5. Valores de los indicadores mejor correlacionados los dos primeros ejes, generados por reagrupamiento de los datos censales obtenidos de la Base de Datos AGROS. Para el significado de los indicadores, ver Cuadro 2.

Respecto a la representatividad de cada Tipo, el Sistema de Explotación- Familia Tipo A estuvo conformado por 1242 UP, equivalente al 44% de las UP del municipio. Sin embargo, por ser el Tipo de Sistema con UP de menor extensión sólo ocupó el 34 % (36 030 ha) de la superficie municipal incluidas dentro de las UP rural (Cuadro 1). El Tipo C por su parte, si bien representó el 23% de la UP municipales (649 unidades), ocupó el 31 % de las tierras municipales ocupadas por UP. Los Tipos A y C, entonces, representan los Sistemas de Explotación más extendidos dentro de la Huerta.

Las diferencias en las modalidades productivas aparecen asociadas a subregiones dentro del territorio municipal. Así, las AGeBs pertenecientes al Tipo A están localizadas a lo largo de la Costa Municipal (001-4;016-0 y 020-7); aquellas incluidas en el Tipo B pertenecen a la subregión de la cabecera municipal (008-6 y 014 -1) y las AGeBs de los Tipos C (003-3, 006-7, 005-2 y 012-2) y D (007-1) se ubicaron en el Interior del Municipio (salvo la AGeB 005-2 ; Figura 5).

Los Sistema de Explotación-Familia Tipo A y B ubicados en las subregiones costera y cabecera del municipio, se han desarrollado por las aptitudes del relieve en esas áreas. Las AGeBs del Tipo B cuentan con el mayor antecedente histórico de desarrollo agrícola del municipio, pues el poblado que derivó en cabecera municipal cuenta con actividad antrópica al menos desde 1883, cuando fue declarado comisaría del Municipio vecino de Purificación (Historia Municipal del Estado de Jalisco, 1975), constituyendo el primer polo de desarrollo del municipio. La subregión de la costa no fue poblada sino hasta los años 60. El potencial turístico de la subregión se ha desarrollado paulatinamente en respuesta a los polos de Barra de Navidad y Puerto Vallarta (Godínez, 2003; Castillo *et al.*, en prensa). Esto explica el alto impacto del trabajo extra finca en los Sistemas de Explotación Tipo A. Los Tipos C y D con menores alternativas productivas y de comercialización, probablemente consideren el mantenimiento de las pasturas como un logro; ya que demanda un esfuerzo sostenido para las familias campesinas (Capítulo III, parte 1). La existencia de un estrato arbóreo es percibido como contrario a esos intereses, pues el pasto Guinea (*Panicum maximum* Jacq.) introducido en la región tiene un metabolismo C₄ con altos puntos de saturación en luz (Chazdón, 1978) y es poco tolerante a la sombra. Para conciliar los intereses de los Sistemas de Explotación Tipo C y D con la preservación de la integridad del bosque nativo, se requiere una mayor investigación sobre especies forrajeras nativas o alternativas tolerantes a la sombra que permitan la constitución de sistemas silvo-pastoriles.

El manejo forestal en el Municipio de La Huerta

Las actividades forestales en el Municipio tuvieron una muy baja presencia en los Sistemas de Explotación-Familia, por lo que el análisis de componentes principales no incluyó los indicadores del modulo forestal como variables importantes de ordenación (Cuadro 4). Sin embargo, dada la importancia del bosque seco en el tema de esta tesis, dicho módulo merece un análisis a partir de los datos considerados para este trabajo.

En todo el Municipio, un total de 480 UP reportaron la recolección de productos forestales (Figura 7), aunque no se observó un patrón claro ó congruente con la tipología construída. La mayor parte de las UP con recolección de productos forestales (75.4 %) se concentró en las AGeBs 016-0 y 012-2. Sin embargo, sólo 12 UP reportaron vender su producción forestal, de las cuales 7 se ubicaron en las AGeBs 001-4 y 005-2. Si bien los datos de volúmenes de madera extraída declarados no son confiables, las estadísticas indican que el total de productos forestales extraídos alcanzó los 5791 m³ en el año 1991 y que las AGeBs 001-4 y 005-2 concentraron el 75.1 % de dicho volumen (Cuadro 3). Estas dos AGeBs, que presentan la mayor proporción de superficie con bosque natural, están ubicadas en el extremo noroeste del municipio (Figura 5).

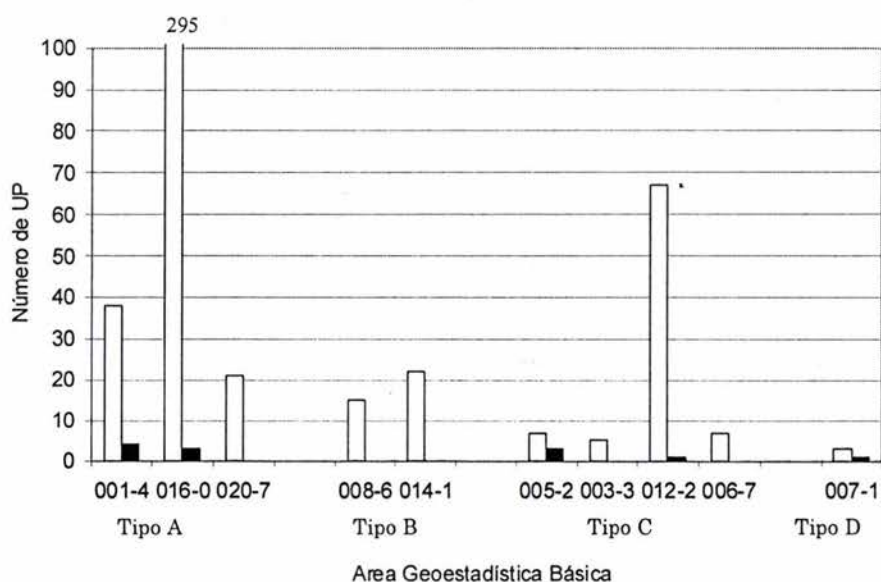


Figura 7. Número de Unidades de Producción Rural (UP) dedicadas a la recolección de productos forestales (barras blancas) y a la venta de su producción forestal (barras negras) en cada Area Geoestadística Básica del Municipio de La Huerta, ordenadas de acuerdo a la tipología del Cuadro 5. Códigos numéricos referidos a la Figura 2.

Posiblemente, la concentración del volumen de madera extraído está vinculado a la actividad extractiva de varas de la especie *Croton septemnerius* utilizadas como tutores en plantaciones jitomateras de Sinaloa y cuyos centros de acopio suelen establecerse en la vecina localidad de Morelos (Municipio de Tomatlán; Rendón, 2002). No se cuenta con información disponible para comprender mejor el alcance de las actividades de recolección de las UP de las AGeBs 016-0 y 012-2. Las restantes AGeBs no presentaron relevancia ni en el número de UP con actividades de recolección, ni en los volúmenes extraídos (Figura 7). Estos datos llaman la atención respecto a la muy baja incidencia del módulo forestal dentro del sistema de Explotación-Familia, a pesar de ser una región con una presencia dominante de bosques nativos sobre las tierras ejidales. Una investigación más detallada es necesaria para caracterizar a mayor profundidad las características del manejo del bosque nativo dentro de los sistemas de Explotación-Familia en las cuatro subregiones identificadas.

5 - Consideraciones finales

Este trabajo proveyó una caracterización de las modalidades de producción del sistema agrario del Municipio de La Huerta. Las diferencias detectadas en los Sistemas de Explotación-Familia pusieron de manifiesto que, si bien la ganadería es una actividad importante, el sistema agrario del municipio de La Huerta no puede ser tratado como una realidad homogénea. Para su mejor comprensión, el presente análisis debe ser enriquecido con la caracterización del subsistema de decisión (objetivos y estrategia familiar), la cual no pudo incorporarse al presente análisis por falta de indicadores adecuados. Sin embargo, dicho subsistema es de especial trascendencia en términos del relevo generacional requerido para avanzar en esquemas de mejor manejo forestal y de recuperación de ecosistemas dañados.

La realización de estudios para mejorar la comprensión del medio rural no es una práctica frecuente en las investigaciones en restauración ecológica. Sin embargo, es una fuente de trabajo interdisciplinario amplia y enriquecedora entre ecólogos y agrónomos y merece ser mejor explotada. Los ecólogos de la restauración deben reconocer que la preservación y recuperación de ecosistemas nativos en México está, en gran parte, en manos de ejidos y comunidades agrarias que fungen como los custodios de este patrimonio natural. Por lo tanto, la efectividad de los programas de conservación/recuperación de los bosques tropicales dependerá no sólo de las directivas técnico-ecológicas adecuadas para ello, sino también de una mejor comprensión del medio rural.

Literatura citada

- AGROS. 1996. Base de Datos Digital del VII Censo Agrícola Ganadero. Datos por Area Geoestadística Básica, Instituto Nacional de Estadísticas, Geografía e Informática, México.
- Bonneville, J.R.; Jussiau, R., E. Marshall. 1989. Approche Globale de l' Exploitation Agricole. INRAP, Francia.
- Bradshaw, A. 1997. What do we mean by restoration? En: Urbanska, K; Weeb, N. R. y Edwards, P.J. Eds. Restoration Ecology and Sustainable Development. Cambridge University Press, Cambridge, 8-14.
- Brossier, J. 1987. Système et Système de production. Cahiers ORSTOM Série Sciences Humaines 23: 377-390.
- Castillo, A., A. Magaña, A. Pujadas, L. Martínez, C. Godínez. En prensa en Ecosystems. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico.
- Cervantes, V.; V. Arriaga y J. Carabias 1996. La problemática socioambiental e institucional de la reforestación en la Región de La Montaña, Guerrero, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 59: 67-80.
- Chazdón, R.L. 1978. Ecological aspects of the distribution of C4 grasses in selected habitats of Costa Rica. Biotropica 10: 265-269.
- Clark, M.J. 1997. Ecological restoration – the magnitude of the challenge: an outsider's view. En: Urbanska, K.M., N.R. Webb, P.J. Edwards (eds.). Restoration Ecology and Sustainable Development. Cambridge University Press.
- Dufumier, M. 1993. La importancia de la tipología de las unidades de producción agrícola en el análisis diagnóstico de realidades agrarias. En: Navarro G. H.; Colin J. P. y Milleville P. Eds. Sistemas de producción y Desarrollo agrícola. ORSTOM-CONACYT, México, 211-218
- García-Oliva, F., Camou, A. y Maass J. M. 2002. El clima de la Región Central del Pacífico Mexicano. En: Noguera, F.; Vega J. H.; Quesada, M. y García-Alderete R. N. Eds. Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM (En prensa).
- Godínez, C. 2003. Percepciones del sector turismo sobre el ambiente, los servicios ecosistémicos y las instituciones relacionadas con la conservación del ecosistema de selva baja caducifolia en la costa sur de Jalisco. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores, Universidad Nacional Autónoma de México, 117 pp.
- Gutiérrez, A.R. 1993. La ganadería extensiva en el tropicazo seco mexicano: causas, consecuencias y manifestaciones en su medio social. Tesis de Licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, 125 pp.
- INEGI. 2000. Anuario Estadístico del Estado de Jalisco. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.
- JICA-SAGARPA. 1995. Estudio plan maestro para el desarrollo integral del sector agropecuario en la Costa de Jalisco. Reporte Intermedio, Documento obtenido en INIFAP, Campo Experimental Costa Sur.
- Landais, E. 1998. Modelling farm diversity. New approaches to typology building in France. Agricultural Systems 58: 505-527.
- Leonard, E. 1993. Cuando el análisis en términos de sistemas de producción se enfrenta a la dimensión macroeconómica. En: Navarro G. H.; Colin J. P. y Milleville P. Eds. Sistemas de producción y Desarrollo agrícola. ORSTOM-CONACYT, México, 107-110
- Lott, E. 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela Bay Region, Jalisco, Mexico. Occasional Papers of the California Academy of Sciences, California.

-
- Miranda, A. En preparación. Deforestación y fragmentación del hábitat: consecuencias ecológicas sobre la fauna de mamíferos del bosque tropical seco en el Occidente de México. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM, México DF.
- Ortiz, T. 2001. Estructura arbórea en sitios perturbados y caracterizados por la presencia de *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir. Var *leiocarpa* (D.C.) BARNEBY, en el bosque tropical seco de la costa de Jalisco, México. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, DF México.
- Osty, P. 1978. L' exploitation agricole vue comme un système. Bulletin Technique d'Information de Ministère de l'Agriculture 326: 43-49.
- Pfadenhauer, J. 2001. Some remarks on the socio-cultural background of Restoration Ecology. Restoration Ecology 9: 220-229.
- Pillot, D. 1993. Reflexiones sobre la diversidad de los enfoques sistémicos en el medio rural. En: Navarro G. H.; Colin J. P. y Milleville P. Eds. Sistemas de producción y Desarrollo agrícola. ORSTOM-CONACYT, México, 21-35.
- POET, 1999. Plan de Ordenamiento Ecológico Territorial de la Región Costa de Jalisco, Documento Interno.
- Rendón, H. 2002. Extracción de varas de *Croton septemnerivus* McVaugh. (Euphorbiaceae) de un bosque tropical caducifolio y efecto del corte en su capacidad de rebrote en la Costa de Jalisco, México. Maestría en Ciencias, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Colima, Colima, México.
- Rzedowsky, J. 1980. Vegetación de México. Ed. Limusa, México, D.F.
- Trejo, I; R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. Biological Conservation 94, 133-142.

Reconocimiento de necesidades de investigación para la toma de decisiones respecto a la gestión de praderas con uso pecuario prolongado

1 - Introducción

Los impactos de las acciones humanas sobre el ambiente son la culminación de procesos de toma de decisiones que, de manera jerárquica, se producen a distintos niveles del sistema social. Estos, acoplados a la red de interacciones que ocurren en los sistemas ecológicos, conforman los ahora llamados "sistemas adaptativos complejos" (CAS por su sigla inglesa), cuya comprensión requiere nuevas herramientas teóricas en desarrollo (Hartvigsen *et al.*, 1998; Holling, 2002). Debido a la importancia de las interacciones entre los sistemas sociales y ecológicos, los nuevos marcos conceptuales (manejo de ecosistemas, manejo integrado de recursos) visualizan al proceso de toma de decisiones y la participación de interesados como un elemento central en la búsqueda de consensos y la resolución de conflictos en torno a la naturaleza (Haeuber, 1998; Mc Ginnes *et al.*, 1999; Rauscher, 1999; Byron y Curtis, 2002). Asimismo, se ha hecho un reconocimiento explícito sobre la importancia de que dicho proceso de toma de decisiones sea alimentado por información científica (Lessard, 1998; Hart 2000; Havens y Aumen, 2000). El compromiso de organizar el conocimiento disponible y generar información faltante para esos fines recae, entonces, sobre el sector científico. Sin embargo, la definición de necesidades de información, su producción y su disposición en un formato para su utilización no son tareas simples (Timmerman *et al.*, 2000).

Varias experiencias de manejo de ecosistemas se registran en la literatura, realizadas en Australia y Estados Unidos, donde atención especial se ha puesto a la construcción de ámbitos participativos y a la toma de decisiones científicamente basadas (Byron y Curtis, 2002). En la región de Chamela y, posiblemente el resto de México, la situación no es la misma, pues los ámbitos intersectoriales donde puedan tener cabida procesos inclusivos de toma de decisiones y donde pueda detectarse información necesaria, son sumamente escasos.

La estrategia que guió esta investigación rescató la tipología de Investigación ecológica ambiental (Underwood, 1998), la cual resultó útil para esclarecer el tipo de investigación necesaria para alimentar la toma de decisiones sobre el ambiente. También se propuso que el análisis del circuito de la información entre sectores interesados en el manejo ambiental es necesario para identificar los canales y flujos de información que pueden enriquecerse con la investigación realizada (Capítulo II, parte 2).

En este Capítulo, estos elementos conceptuales se aplicaron para analizar la situación en la región de Chamela y promover la inserción del proceso de investigación en la toma de decisiones sobre el ambiente, básicamente desde dos ángulos: detección de necesidades de investigación e identificación de los flujos de información. Debe enfatizarse que el acuerdo entre interesados para definir el destino de las acciones de recuperación es una parte medular del proceso de toma de decisiones (decisiones estratégicas; Capítulo II, Figura 1-Segunda Fase) que también contribuye a definir el tipo de información científica requerida para alcanzar las metas acordadas.

2 - La situación en Chamela

En esta sección se realizaron dos ejercicios. El primero fue detectar y ordenar, de acuerdo a la tipología de Underwood (1998; ver Capítulo II, Figura 2), la información requerida para enriquecer la gestión de praderas con uso pecuario prolongado destinada a recuperar algún atributo del bosque nativo (biodiversidad, constitución de hábitat, biomasa forestal con valor comercial, mejoramiento de la función hidrológica, etc.). El segundo ejercicio apuntó a reconocer los flujos de información necesarios entre los sectores sociales presentes en la región (ver Capítulo II, Figura 4) e identificar cuáles pueden ser enriquecidos por el trabajo realizado.

El Cuadro 1 reúne algunos de los temas que, a criterio de quien escribe, constituyen información faltante trascendente para construir el soporte científico para el proceso de toma de decisiones en torno a la gestión del bosque tropical seco transformado. Estos temas fueron clasificados de acuerdo a los tipos de investigación sugeridos por Underwood (1998), y asociados a su correspondiente área de decisión. Debe señalarse que la existencia de un proceso real y participativo de toma de decisiones, permite al sector científico dimensionar, precisar y reconocer con mejores elementos, la prioridad o incumbencia de cada uno de

Cuadro 1. Temas generales importantes para la gestión de las praderas sustitutas del bosque tropical seco en la región de Chamela, ordenados de acuerdo a la tipología de investigación ecológica de Underwood (1998; ver capítulo II).

Tipo de Investigación Ecológica sensu Underwood (1998)	Área de decisión	Información relevante para construir el soporte científico y acompañar el proceso de toma de decisiones
Tipo 1 (disponible para del manejo) + Tipo 3 (destinada a revisar la información que alimentó las decisiones, pero que no produjeron resultados esperados)	Definiciones estratégicas <i>¿Hacia que estado o condición se desea conducir el sistema transformado?</i>	<ul style="list-style-type: none"> * Dinámica sucesional del sistema transformado * Modelos sobre comportamiento hidrológico en cuencas transformadas bajo uso intensivo * Efectos de la fragmentación en la dinámica del paisaje regional
Tipo 2 (cómo evaluar las consecuencias del manejo)	Decisiones Tácticas <i>¿Cómo, con que acciones puntuales se guiará el sistema en cada etapa?</i>	<ul style="list-style-type: none"> * Rasgos de historia de vida y respuestas eco-fisiológicas de especies-candidato. * Técnicas puntuales para modificar factores abióticos en el sistema transformado (agua, luz, nutrientes, contaminantes, etc.) * Esquemas específicos de manejo (pastoreo, fuego, descanso, etc.)
Tipo 4 (cómo son las percepciones de los actores en la identificación del problema y cómo las decisiones son tomadas)	Selección de un sistema de registro sistemático <i>¿Contra qué y cómo se medirá el éxito de la intervención?</i>	<ul style="list-style-type: none"> * Rasgos del ecosistema original ó remanente * Definición de líneas de base * Definición de las variables y las metodologías de muestreo adecuadas para el monitoreo
	Proceso de toma de decisiones <i>¿Cómo se toman las decisiones sectoriales e intersectoriales en el socio sistema local?</i>	<ul style="list-style-type: none"> * Características del socio-sistema: circulación de la información, conflictos, vinculación, instancias de control, etc. * Actores sociales ligados al manejo: diferentes percepciones del problema ambiental, necesidades, expectativas, modos de producción, estrategias familiares, mercados regionales de productos nativos

estos temas, de acuerdo a las características específicas de la situación y de los sectores involucrados.

El nivel de desarrollo de los temas identificados en el Cuadro 1 alcanzados por el sector científico que trabaja en Chamela es muy variable.

La mayor cantidad de información disponible está referida a los rasgos de la estructura y función del bosque tropical seco sin perturbar (Maass *et al.*, 2002), lo cual es importante para establecer las condiciones del sistema de referencia (Cuadro 1; Investigación Ecológica de Tipo 2). Otra área de más reciente desarrollo es la relacionada con el socio sistema local abordada por la Dra. Alicia Castillo (CIEco, UNAM) y su equipo de trabajo, para contribuir a la comprensión de las percepciones de los actores sociales (Cuadro 1; Investigación de Tipo 4). Sus investigaciones están permitiendo comprender debilidades de vinculación y necesidades de los actores sociales involucrados en cuanto al circuito de la información (Castillo *et al.*, en prensa; Godínez, 2003; Magaña 2003; Martínez 2003; Pujadas

2003). Asimismo, los trabajos del laboratorio de la Dra. Laura Barraza (CIEco, UNAM), por su parte, pretenden incrementar el entendimiento en torno al conocimiento ambiental en diferentes sectores de la sociedad rural de la región. La integración de estos elementos permitirá, en el corto plazo, un importante salto hacia la definición de los caminos adecuados para la construcción de ámbitos plurales e inter-sectoriales donde podrán detectarse preguntas de investigación socialmente validadas. Los temas relacionados con la investigación de Tipo 1 y 3 han sido menos desarrollados en la región de Chamela y fuera del contexto del manejo (Capítulo I; Cuadro 1).

Para reconocer los canales de información por los que debe fluir la información científica para enriquecer las decisiones sobre el ambiente se regresó sobre el análisis del circuito de la información (Capítulo II; Figura 4); esta vez para determinar la situación específica de la región de Chamela (Figura 1). Castillo *et al.* (en prensa) identificaron los sectores que conforman el socio-sistema local; donde el sector científico está representado por la Estación de Biología de la UNAM. Otros organismos científicos investigan en la región, como el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias ubicado en la cabecera municipal (La Huerta). La región es área de influencia de la Universidad de Guadalajara (UdeG), desde la cual eventualmente se realiza investigación en temas sociales. Entre los potenciales usuarios de información se encuentra el sector rural, principal agente de transformación del bosque, y el sector turístico de desarrollo aún incipiente pero en aumento (Godínez, 2003). El área es afectada por instituciones que norman el uso de la tierra. Tal es el caso de la legislación proveniente de la SEMARNAT, a través del Proyecto de Ordenamiento Ecológico Territorial (en 1999), el primero ejecutado en el país por dicho organismo (Pujadas, 2003) y la SAGARPA que aplica estímulos para las explotaciones agropecuarias. Asimismo, las entidades ocupadas de aplicar normas son el Municipio de La Huerta y los ejidos. Estas últimas como unidades administrativas y de gestión, pueden generar sus propios reglamentos internos para crear normas colectivas de uso del espacio. En el área opera una Organización No gubernamental, la Fundación Ecológica Cuixmala, cuya misión es la conservación y protección del bosque. En la región no hay un sector que desempeñe el papel de agente de cambio, aunque potencialmente, la Fundación Cuixmala podría serlo.

En la Figura 1, las cajas sombreadas señalan las etapas en el circuito de la información que pueden ser incluidas en este trabajo. Los flujos de información que pretenden ser enriquecidos son señalados con flechas negras gruesas.

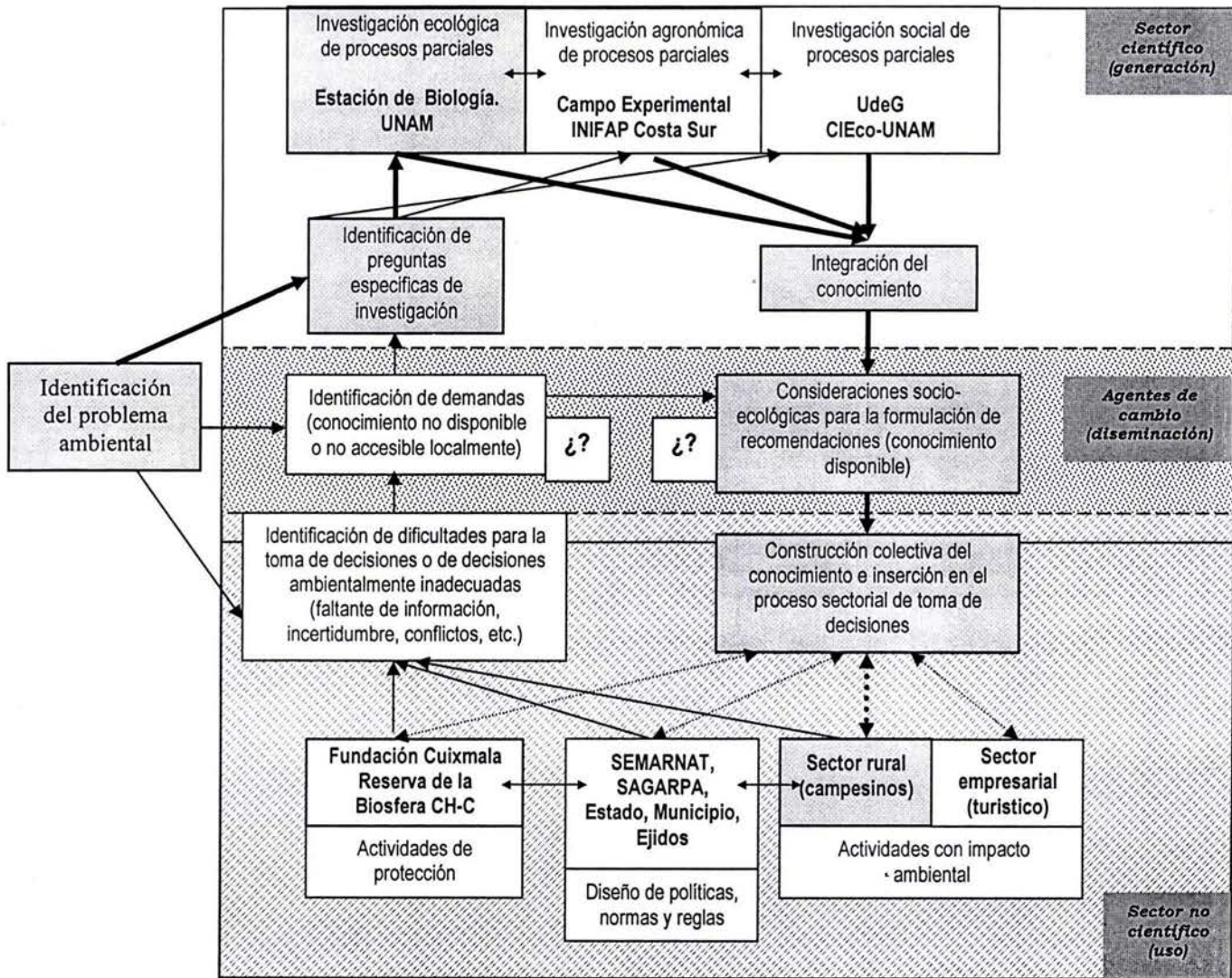


Figura 1. Circuito ideal de la información y papel que desempeña cada uno de los sectores en la generación, diseminación y uso de la información en relación con la gestión del bosque tropical seco en la región de Chamela (ver explicación general en Capítulo II). Las cajas en gris claro y las flechas gruesas señalan las etapas y flujos que quieren ser enriquecidos por este trabajo. La identificación de sectores se basó en Castillo *et al.*, (en prensa).

3 – Necesidades de investigación para orientar la fase experimental.

El análisis de este capítulo ayudó a ubicar y definir las preguntas de investigación para la siguiente fase experimental. Para ello, se tomaron en cuenta las consideraciones que a continuación se detallan.

Problema ambiental detectado:

- 1) El abandono de praderas ubicadas en laderas con uso pecuario prolongado, presenta un comportamiento sucesional caracterizado por una rápida ocupación por individuos leñosos de especies invasoras; conformando comunidades persistentes de baja diversidad de especies. Aun no se han propuesto modelos explicativos de este fenómeno que permitan plantear hipótesis sobre el comportamiento sucesional del ecosistema.
- 2) Dicho estado de pradera presenta los siguientes rasgos: suelos más compactados, menores contenidos de materia orgánica y demora en los tiempos iniciales de infiltración; así como mayor demanda evaporativa en relación con su insolación potencial y mayor temperatura del suelo en superficie, respecto al bosque conservado. Por tal motivo, las condiciones del ambiente hídrico-térmico de estas praderas para la instalación de plántulas, parecen ser más exigentes y restrictivas que las presentes en el bosque conservado. A pesar de la extensa literatura existente acerca de prácticas de mejoramiento de microsítios; en la región de Chamela no se han efectuado evaluaciones de técnicas puntuales para la modificación del medio abiótico. Similarmente, la información acerca de la respuesta de propágulos de especies arbóreas nativas a las condiciones de pradera es aún escaso, incluso para especies con reconocido valor de uso (Sachman, 2001).
- 3) El modelo ganadero tiene un arraigo dominante en el municipio de la Huerta; aunque es heterogéneo entre regiones. La región de la costa es donde éste tiene menor presencia al interior del sistema de producción (mayor importancia del módulo de cultivo y del trabajo extra finca; ver Capítulo III-3). Asimismo, el manejo forestal es mínimo en toda el municipio, pero la región de la costa norte de La Huerta presenta mayor actividad forestal. Las recomendaciones para el manejo forestal con especies nativas en praderas abandonadas (o con poco uso) tendientes a la conservación de la biodiversidad nativa y al aumento del valor maderable de las comunidades secundarias, pueden encontrar una recepción potencial alta, al menos, en esta subregión en comparación con el resto del Municipio de la Huerta.

- *Destino deseado para orientar la recuperación de la condición transformada:*

Obtener una comunidad secundaria en laderas luego del abandono de praderas, enriquecida con especies de árboles nativos para propiciar un aumento de la biodiversidad y un incremento en el valor maderable de la comunidad vegetal.

- *Necesidades de investigación abordadas en la siguiente fase experimental:*

- 1) Aumentar la comprensión de la dinámica sucesional en praderas abandonadas (Investigación ecológica de Tipo 1; decisiones estratégicas).
- 2) Explorar la respuesta de especies de árboles nativos de valor maderable (Investigación ecológica de Tipo 1; decisiones tácticas).
- 3) Explorar la efectividad de técnicas de mejoramiento de propiedades edáficas aplicadas en las praderas, que permitan mejorar los condicionantes del ambiente hídrico del suelo (Investigación ecológica de Tipo 1; decisiones tácticas).

- *Preguntas específicas de investigación para abordar en la fase experimental*

- 1) ¿Los cambios ocurridos en el ambiente hídrico-térmico en las praderas sustitutas del bosque tropical seco, constituyen restricciones más adversas en el ambiente de pradera que las existentes en el ambiente de bosque conservado para el establecimiento de individuos de árboles nativos?
- 2) ¿Las especies de árboles nativos de valor maderable pueden tolerar las condiciones de pradera en su fase de establecimiento?
- 3) ¿La aplicación de enmiendas edáficas en las praderas, que mejoren la estructura del suelo, redundará en un mejor ambiente de germinación y sobrevivencia para propágulos de especies arbóreas nativas introducidos?
- 4) ¿Qué interpretación puede realizarse de los resultados de experimentos con plántulas de árboles nativos, para enriquecer la comprensión del comportamiento sucesional del ecosistema?
- 5) ¿Qué interpretación de resultados experimentales puede realizarse para formular recomendaciones de manejo de las praderas pecuarias?

Literatura citada

- Byron, I., A. Curtis. 2002. Maintaining volunteer commitment to local watershed initiatives. *Environmental management* 30, 5-67.
- Castillo, A., A. Magaña, A. Pujadas, L. Martínez, C. Godínez. En prensa en *Ecosystems*. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico.
- Haeuber, R. 1998. Ecosystem management and environment policy in the United States: open window or closed door? *Landscape and Urban Planning* 40, 221-233.
- Hart, D.D. 2002. Role for scientists in community-based ecological restoration *BioScience* 52, 643.
- Havens, K.E., N.G. Aumen. 2000. Hypothesis-Driven Experimental Research is Necessary for Natural Resource Management. *Environmental Management* 25, 1-7.
- Hartvigsen, G., A. Kinzig; F. Peterson. 1998. Use and analysis of complex adaptive systems in Ecosystem science: Overview of special section. *Ecosystems*, 427-430.
- Holling, C.S. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological and social systems. *Ecosystems* 4, 390-405.
- Godínez, C. 2003. Percepciones del sector turismo sobre el ambiente, los servicios ecosistémicos y las instituciones relacionadas con la conservación del ecosistema de selva baja caducifolia en la costa sur de Jalisco. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores, Universidad Nacional Autónoma de México, 117 pp.
- Lessard, G. 1998. An adaptive approach to planning and decision-making. *Landscape and Urban Planning* 40, 81-87.
- Maass, J.M.; V. Jaramillo; A. Martínez-Yrizar; F. García Oliva; A. Pérez Jiménez; y J. Sarukhán. 2002. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. En: F. Noguera; Vega-Rivera, J.; García Alderete, A. y Quesada M. (Eds.) *Historia Natural de Chamela*, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México ; México D.F.
- Magaña. M. A. 2003. Actitudes y percepciones de productores rurales y sus familias hacia la conservación de la selva y el área natural protegida: Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.
- Martínez, L. 2003. Percepciones sociales sobre los servicios ecosistémicos en dos comunidades aledañas a la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, Tesis de Licenciatura, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.
- Mc Ginnis, M., J. Wooley y J. Gamman. 1999. Bioregional conflict resolution: Rebuilding community in watershed planning and organizing. *Environmental Management* 24, 1-12.
- Pujadas, A. 2003. Comunicación y participación social en el Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial de la Costa de Jalisco y la Reserva de la Biosfera Chamela - Cuixmala. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal, México.
- Rauscher, H.M. 1999. Ecosystem management decision support for federal forests in the United States: A review. *Forest Ecology and Management* 114, 173-197.
- Sachman, R. B. 2001. Dinámica de Nitrógeno y Carbono en la Restauración de un sitio perturbado de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. Tesis de Licenciatura, UNAM, DF.
- Timmerman, J. G., J. Ottens, R. Ward. 2000. The information cycle as a framework for defining information goals for water -quality monitoring. *Environmental Management* 25, 229-239.
- Underwood, A.J. 1998. Relationships between ecological research and environmental management. *Landscape and Urban Planning* 40, 120-130.

Condicionantes del establecimiento de individuos arbóreos en praderas con uso pecuario prolongado y en bosque tropical caducifolio

1 - Introducción

Los cambios ocurridos en la vegetación siguiendo a disturbios naturales o antropogénicos, es decir el proceso sucesional, constituyen fenómenos naturales que han llamado recurrentemente la atención. En términos teóricos, la búsqueda de explicaciones a las causas de dichos cambios y de los factores que condicionan su temporalidad y dirección ha constituido una inagotable fuente de trabajo intelectual (Clements, 1916; Gleason, 1917; Eagler, 1954; Odum, 1969; McIntosh, 1981; Pickett *et al.*, 1987a; Pickett *et al.*, 1987b; Pickett y McDonnell, 1989; *por mencionar sólo algunos*). En términos prácticos, el manejo de la sucesión ha formado parte de la relación hombre-naturaleza para la obtención de una gran diversidad de productos y funciones y es, en la actualidad, un componente importante para la planificación estratégica del manejo (Luken, 1990).

La comprensión de los procesos de sucesión secundaria es de especial interés para reconstruir ecosistemas dañados (Bradshaw, 1983; 1989). Por tal motivo, la estrategia de investigación que guió esta tesis ha incluido a la investigación en sucesión secundaria como uno de los aportes requeridos como información científica, para sustentar el proceso de toma de decisiones cuando un programa de recuperación ecológica desea ser desarrollado (Investigación de Tipo 1) o cuando los modelos ó teorías ya disponibles utilizados en la toma de decisiones requieren ser revisados (Investigación de Tipo 3; ver Capítulo II).

La sucesión secundaria en bosques tropicales secos no es, todavía, del todo comprendida (Murphy y Lugo, 1986; Gerhardt y Hytteborn, 1992; Kennard, 2002). Muchas potenciales preguntas de investigación surgen de este vacío de información (Capítulo IV). Los modelos sucesionales basados en la dinámica de claros y la definición de especies serales temprana y tardías apropiados para otros tipos de bosques, no describen adecuadamente

los cambios observados en la vegetación siguiendo a disturbios naturales y antropogénicos en los bosques tropicales estacionales (Swaine *et al.*, 1990; Gerhardt, 1993; Kennard, 2002).

En la región de Chamela, costa de Jalisco, grandes extensiones de bosque tropical seco han sido convertidas a praderas para uso ganadero (Gutiérrez, 1993). En esta tesis se ha documentado que las praderas de uso pecuario prolongado son proclives a transitar rápidamente a un estado de monte espinoso cuando el régimen de disturbio antropogénico es suspendido (Capítulo III - parte 1). Este nuevo estadio presenta una estructura de baja diversidad de especies, con predominio de una o pocas especies de rasgos espinosos y tallos delgados, que persiste al menos durante 20 años (Ortiz, 2001). Para detectar las restricciones del sistema y explorar las causas de este comportamiento sucesional, en esta tesis se caracterizó el estadio de las praderas con largo tiempo de uso pecuario a través de un conjunto de variables relevantes (variables-estado; Capítulo III - parte 2). Dicha caracterización mostró que en estas praderas, el ambiente hídrico-térmico del entorno de la germinación y del crecimiento de plántulas (sitio y microsítio) se encuentra modificado en relación con aquel existente en bosque conservado. Se corroboró, asimismo, la baja disponibilidad de propágulos de especies arbóreas nativas en el reservorio de semillas del suelo, un resultado también documentado en el trabajo de Roth (1996), quien documentó una presencia de sólo el 1.5 % de semillas de árboles en muestras de suelo de praderas cercanas a bosque. La introducción de propágulos es una de las acciones obvias reconocidas para dirigir un ecosistema dañado hacia una configuración deseada (Luken, 1990).

El análisis realizado en el Capítulo IV definió la meta perseguida por la intervención experimental en este ciclo de trabajo, el cual fue la obtención de una comunidad secundaria enriquecida con especies de árboles nativos, para propiciar un aumento de la biodiversidad y un incremento en el valor maderable de la comunidad vegetal. Para alcanzar dicho propósito, una mejor comprensión de las condicionantes para el establecimiento de individuos arbóreos en estas praderas fue requerido.

Este capítulo persiguió dos objetivos. El primero fue comparar el efecto de las condiciones del ambiente hídrico-térmico en praderas y bosques, sobre el establecimiento de especies arbóreas nativas. El segundo objetivo fue evaluar si el mejoramiento de la estructura del suelo de las praderas a través de enmiendas, favorece la germinación y supervivencia de propágulos de especies arbóreas nativas. Los resultados fueron discutidos para establecer hipótesis sobre los condicionantes del establecimiento de plántulas en este ecosistema, con o sin perturbaciones antropogénicas. Finalmente, los resultados se discutieron en el marco de

las acciones prácticas oportunas para propiciar la recuperación del sistema en el sentido deseado.

2 - Materiales y Métodos

Sitio de trabajo

El área general de trabajo corresponde a la costa del Municipio de La Huerta (19 N; 104 O) en la Región de Chamela (Jalisco) donde está emplazada la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Los rasgos climáticos generales son una precipitación promedio de 788 mm, concentrada entre junio y noviembre, con una marcada variabilidad interanual, con extremos en los años 1985 (453 mm) y 1992 (1393 mm; García-Oliva *et al.*, 2002). La temperatura media anual es de 24.6°C, con una pequeña amplitud mensual. El paisaje está conformado por lomeríos bajos con escasas zonas planas, donde el 70% del área corresponde a laderas (Rodríguez, 1999). El tipo de vegetación dominante es el bosque tropical seco en las laderas y la selva mediana subcaducifolia en las planicies o áreas riparias (Lott *et al.*, 1987). La flora nativa está compuesta por 227 especies de árboles y más de 800 de arbustos, hierbas y bejucos; distribuidos diferencialmente en el paisaje de acuerdo a la disponibilidad de agua (Lott, 2002; Lott y Atkinson, 2002). La gran mayoría de las especies son caducifolias, aunque sus patrones fenológicos varían de acuerdo a su posición en el paisaje (Bullock *et al.*, 1990). El bosque caducifolio propiamente dicho se expresa en las laderas y zonas altas de los lomeríos e inicia la senescencia de sus hojas en el mes de noviembre. Los pies de ladera y zonas planas o riparias están ocupados por vegetación sub-caducifolia que retiene sus hojas hasta el mes de marzo (Lott *et al.*, 1987). Fuera de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, la mayor parte de la cobertura vegetal original ha sido sustituida por agro-ecosistemas, con plantaciones agrícolas en las zonas planas, y con praderas dominadas por pasto Guinea (*Panicum maximum* Jacq.) en las laderas (Capítulo III- parte 1).

Los suelos sobre laderas con bosque conservado en la región han sido clasificados como Entisoles (Solís, 1993), es decir suelos someros sobre materiales no consolidados; con texturas gruesas; y bajo contenido de materia orgánica (3.5 %). Presentan una baja capacidad de almacenaje de agua, pues tienen una limitada capacidad de campo (20 %) y son de poca profundidad (10 a 30 cm; Galicia, 1992). Un suelo con bosque conservado en las laderas con características promedio bajo bosque conservado, puede retener, en promedio, una lámina de agua de hasta 75 mm (Burgos, 1999).

Las laderas utilizadas como material experimental en este trabajo fueron caracterizadas en el Capítulo III (parte 2). Las laderas con pradera mostraron una mayor densidad aparente y una menor concentración de carbono total y capacidad de infiltración inicial de agua, en relación con las laderas equivalentes con bosque no perturbado. También presentaron mayores temperaturas del suelo medida a las 13 horas en un día despejado del mes de julio y mayores tasas horarias de evaporación a 30 cm del suelo. Las laderas

Cuadro 1. Características de las cinco laderas experimentales pertenecientes al estado de pradera con largo tiempo de uso pecuario (Plu) y al de bosque conservado (B) (para detalles metodológicos, ver Capítulo III, parte 2)

Atributo	Plu ₁	Plu ₂	Plu ₃	B ₁	B ₂
Cobertura	Pradera con árboles aislados	Pradera extensa	Pradera extensa	Bosque primario	Bosque primario
Historia de uso:					
Año de la tumba:	1978-79	1975	1975	-	-
Agentes históricos de disturbio:	Cortes y fuegos recurrentes, sobre-pastoreo	Corte anual, fuego cada 3 o 4 años pastoreo	Corte, fuego, pastoreo	Sin perturbación antropogénica	Sin perturbación antropogénica
Orientación (°)	259 (O-SO)	354 (N)	185 (S)	199-245 (SO)	89-97 (E)
Pendiente promedio (°)	17	23	16	20	17
Insolación Potencial Anual *:					
En MJ m ⁻² año ⁻¹	5979	3514	6417	6530	6115
En mm de agua evaporada	2440	1428	2619	2665	2516
Que determinan el ambiente hídrico del suelo:					
Dens. Apar. (g cm ⁻³)	1.35	1.38	1.51	1.06	0.78
Tasa de infiltración de 500 cm ³ de agua (s)	1351.8	365	347	73.2	63.2
Concentración C superficial (%)	1.56	2.82	2.11		5.63
Que determinan el ambiente térmico del suelo:					
Temperatura del suelo superficial 13 h (°C):	36.0	32.1	33.9	27.3	28.6
Evaporación observada/potencial (mm h ⁻¹) en:					
Julio 2001	0.32/0.64	0.44/0.57	0.47/0.59	0.24/0.65	0.26/0.68
Noviembre 2001	0.44/0.62	0.33/0.11**	0.75/0.83	0.45/0.73	0.41/0.62

* Insolación Potencial Anual simulada por el Programa Joule (Ezcurra et al., 1991).

** El valor observado resultó mayor que el estimado, posiblemente por efectos de advección (ver discusión en Capítulo III - parte 2).

experimentales no fueron homogéneas en cuanto a sus orientaciones, lo cual redundó en una mayor insolación potencial en aquellas de orientación sur y suroeste que las expuestas al norte (Cuadro 1). El ambiente lumínico en las laderas con bosque conservado no fue medido, aunque este no es un factor reconocido como determinante como agente estructurador de los procesos de este ecosistema (Murphy y Lugo, 1986).

Hipótesis de trabajo

Se plantearon tres grupos de hipótesis de trabajo.

El primer grupo predice que tanto la germinación de semillas introducidas como la supervivencia de las plántulas será mayor en el ambiente del bosque conservado (estadio-B) que en el ambiente de la pradera con largo tiempo de uso (estadio-Plu; Cuadro 2).

El segundo grupo de hipótesis propone que en el ambiente de pradera, los propágulos (semilla o plántulas) introducidos en micro-sitios con mejoras estructurales del suelo ofrecerán mejores respuestas que aquellos introducidos en sitios sin ellas (Cuadro 3).

Cuadro 2. Hipótesis de trabajo y resultados estadísticos obtenidos para explorar la rigurosidad relativa del ambiente hídrico-térmico en los estados de pradera y de bosque conservado para la germinación de semillas y la supervivencia y crecimiento de plántulas de árboles nativos. Plu: es la ladera compradera de largo tiempo de uso pecuario.

HIPÓTESIS DE TRABAJO [H _i]	Hipótesis Nula (H ₀)	Prueba estadística	Resultado
a) La germinación <i>in situ</i> , enraizamiento y supervivencia de plántulas jóvenes (< 10 cm) de especies de árboles nativos, de semillas introducidas en pradera, será mayor en sitios con enmiendas que mejoran la aptitud hidrológica del suelo (G _{Pt}) que en sitios sin enmienda alguna (G _P).	G _{Pt} = G _P	Prueba de t- pareada	t = 3.409 p = 0.009
b) La supervivencia de plántulas de especies de árboles nativos trasplantadas a la pradera, será mayor en aquellos sitios donde se hayan aplicado mejoras edáficas (S _{Pt}) que en sitios sin ellas (S _P).	S _{Pt} = S _P	Prueba de t- pareada Chi-cuadrado (χ ²) con Contrastes	t = 2.561 p = 0.034 (vector 1 1 1 -1 -1 -1 para P ₁ , P ₂ , P ₃ , P _{1t} , P _{2t} , P _{3t}) χ ² = 4.985 p = 0.025

Cuadro 3. Hipótesis de trabajo y resultados estadísticos obtenidos para explorar el impacto de mejoras estructurales del suelo en el estado de pradera sobre las respuestas de propágulos introducidos.

HIPÓTESIS DE TRABAJO [H _i]	Hipótesis Nula (H ₀)	Prueba estadística	Resultado
a) La germinación de semillas, enraizamiento y/o supervivencia inicial de plántulas jóvenes (< 10 cm) de especies de árboles nativos será menor en sitios ubicados en pradera (G _P) que en bosque (G _B)	G _P = G _B	ANOVA anidado de segundo orden	F _{1,3} = 6.822 p = 0.026
		ANOVA anidado de segundo orden	Con P _{1u2} F _{1,3} = 0.209; p = 0.657
	S _P = S _B		Sin P _{1u2} F _{1,2} = 8.402; p = 0.020
b) La supervivencia de plántulas introducidas de especies de árboles nativos será menor en la pradera (S _P) que en el bosque (S _B)		Chi-cuadrado (χ ²) con Contrastes	Con P _{1u2} (vector 1 1 1 -1.5 -1.5 para P ₁ , P ₂ , P ₃ , B ₁ , B ₂) χ ² = 0.224; p = 0.636
			Sin P _{1u2} (vector 1 0 1 -1 -1 para P ₁ , P ₂ , P ₃ , B ₁ , B ₂) χ ² = 8.000; p = 0.005

El tercer grupo de hipótesis se formuló considerando dos premisas. La primera fue que las especies que muestren una germinación más rápida en condiciones de laboratorio, serán las que tengan mejor respuesta en todos los ambientes y condiciones de micrositio evaluadas (bosque, pradera y pradera mejorada; Cuadro 4, Hipótesis a, b y c). La segunda premisa se basó en la propuesta de Borchert (1994) quien observó que las especies de maderas blandas (densidad de madera < 0.8 g cm⁻³) tienen adaptaciones estructurales que les permiten sobrevivir mejor en lugares secos del paisaje que las especies de maderas duras (densidad de madera > 0.8 g cm⁻³; Cuadro 4, Hipótesis d y e).

Diseño experimental y experimentos

Esquema general - El material experimental consistió de cinco laderas; tres de ellas con pradera con largo tiempo de uso pecuario (P₁, P₂ y P₃; en Ejido Zapata y Puesto Cajones de la Fundación Cuixmala) y dos laderas con bosque sin perturbar (B₁ y B₂; Estación de Biología de

Cuadro 4. Hipótesis de trabajo y resultados estadísticos obtenidos para determinar la respuesta diferencial de las especies al ambiente hídrico-térmico de bosque y pradera; y ante las mejoras edáficas en pradera.

HIPÓTESIS DE TRABAJO [H _i]	Hipótesis Nula (H ₀)	Prueba estadística	Resultado
<p>Premisa 1: Debido a los cortos tiempos de residencia del agua superficial en este ecosistema (Burgos, 1999); las especies cuyas semillas tengan una respuesta rápida de humectación responderán mejor en todos los ambientes, que aquellas de humectación más lenta. Por lo tanto:</p>			
a) Las especies cuyas semillas tengan respuesta rápida de humectación (G _r), presentarán más plántulas emergentes que aquellas de humectación más lenta (G _l), tanto en el estado B, como en el estado P _{lu} .	Tanto en B como en P _{lu} : G _r = G _l	Kruskall – Wallis	En B: U = 700.5; p = 0.000 En P _{lu} : U = 1434.0; p = 0.000
b) Las semillas de germinación rápida (Gr) introducidas en la pradera, germinarán más en micrositios con mejoras edáficas (GPm), que en sitios sin ellas (GP).	Para Gr: GPm = GP	Prueba de Wilcoxon	Z = 2.49; p = 0.006
c) Las semillas de germinación lenta (Gl) presentarán diferencias entre ambos micro-sitios.	Para Gl: GPm = GP	Prueba de Wilcoxon	Z = 0.813; p = 0.416
<p>Premisa 2: Las especies de maderas blandas (densidad de madera < 0.8 g cm⁻³) tienen adaptaciones estructurales que les permiten sobrevivir mejor en lugares secos del paisaje que las especies de maderas duras (densidad de madera > 0.8 g cm⁻³). Por lo tanto:</p>			
d) Las especies de maderas blandas tendrán mayor supervivencia en el estado-P _{lu} (S _p) que en el estado-B (S _B).	S _p = S _B	Chi-cuadrado (χ ²) con Contrastes	Ver resultados en Cuadro 6
e) Las especies de maderas duras tendrán mayor supervivencia en el estado-B (S _B) que en el estado-P _{lu} (S _p).	S _p = S _B	Chi-cuadrado (χ ²) con Contrastes	

Chamela). En cada ladera con pradera se ubicaron tres sectores: parte alta, media y baja de la ladera. En cada sector de ladera, se establecieron dos parcelas que consistieron en exclusiones de 10 x 10 m, ambas separadas 5 metros entre sí, protegidas con cerca y alambre de púa para evitar el pastoreo (Figura 1). En una de ellas se realizaron las enmiendas edáficas y en la otra el suelo no fue modificado. En las laderas con bosque conservado, se delimitó una parcela sin manipular el suelo, también en cada sector de la ladera (alta, media y baja, Figura 1). Dentro de cada parcela se establecieron 18 rectángulos (1 m x 0.50 m) llamados camas de siembra, utilizando un esquema alternado (tresbolillo); donde las camas de

siembra fueron ubicada en el sentido de las curvas de nivel, con una distancia entre ellas de 2 metros. El experimento quedó conformado por 24 parcelas experimentales: seis en el ambiente de bosque conservado y dieciocho en la pradera, de las cuales nueve tuvieron enmiendas edáficas y nueve permanecieron sin ellas.

Aplicación de enmiendas edáficas – En mayo del 2000 (fin de la estación seca), se eligió al azar una parcela de cada par en las laderas con pradera. En todas sus camas de siembra se aplicó una técnica simple de preparación de sitio. Esta consistió en el picado de una capa de suelo de 20 cm de profundidad con limpiado de piedras y materiales gruesos; y en el

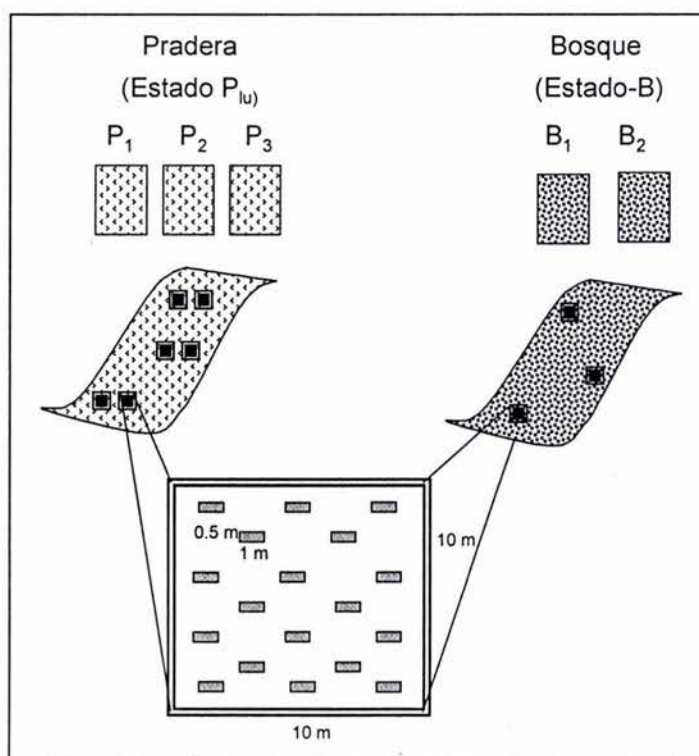


Figura 1. Esquema del diseño experimental. Se utilizaron cinco laderas; tres con praderas con largo tiempo de uso pecuario (P₁, P₂ y P₃) y dos con bosque conservado (B₁ y B₂). En las laderas de bosque se establecieron tres parcelas experimentales de 10 m x 10 m (cuadros negros), una en cada sector de ladera. En las laderas con pradera se establecieron 6 parcelas en un diseño pareado, dos por cada sector de ladera. En todas las parcela se estableció un diseño en trespelillo (esquema alternado) para señalar los sitios de introducción de propágulos, conformando 18 “camas de siembra” de 1 m x 0.5 m (rectángulos grises). En las laderas con pradera, una de las parcelas de cada par, fue elegida para aplicar enmiendas edáficas en todas las camas de siembra.

agregado superficial de hojarasca fragmentada proveniente de un bosque no perturbado, aplicando 1/3 costal de 20 kg (equivalente a 0.036 m³/m²) definido arbitrariamente por cuestiones logísticas. En julio de 2001 (un año después de la aplicación de la técnica), se eligieron al azar en cada parcela intervenida tres o cuatro camas de siembra (de las dieciocho tratadas) y, con un nucleador de 10 cm de profundidad, se obtuvieron dos muestras de suelo en el centro de cada una de ellas. Una muestra de suelo de cada par fue utilizada para determinar la densidad aparente (δ) y la otra para Carbono Total (%C) en dos profundidades (0-5 cm y 5-10 cm). Un muestreo similar fue aplicado en cuatro puntos al azar, dentro de la parcela no intervenida de cada par. La δ fue determinada por el método del cilindro (100 mm de alto y 48.5 mm de diámetro interno), con su correspondiente corrección de humedad. El C se estimó para los estratos 0-5 y 5-10 cm del suelo de una muestra pulverizada en mortero de ágata, secada en estufa a 60° durante 48 horas y colocada en analizador de Carbono (CM 5012 Coulometrics, UIC). En el mes de enero de 2002, mediados de la estación seca, se obtuvo una medida relativa de la capacidad de infiltración del suelo bajo condiciones secas. Esto fue evaluado midiendo el tiempo que demoran en ingresar al suelo seco, 500 cm³ de agua, aplicados dentro de un cilindro de PVC de 20 cm de alto por 10.3 cm de diámetro interno (83.3 cm²) el cual fue introducido 4.5 cm en el suelo. Para esta variable, se eligieron al azar cuatro camas de siembra dentro de las parcelas donde se aplicó la técnica y cuatro sitios al azar en las parcelas donde no fue aplicada.

Introducción de propágulos - En todas las parcelas experimentales con pradera (manipuladas y no manipuladas) y de bosque, se seleccionaron al azar cinco camas de siembra. En ellas se introdujeron veinte semillas de cada una de las siguientes especies: *Caesalpinia eriostachys* Benth. (iguanero); *Lysiloma microphyllum* Benth. (tepemezquite) y *Tabebuia rosea* Bertol. (rosa morada). Las semillas de estas especies no requieren escarificación mecánica ni química para iniciar su humectación. Las colectas de semillas se realizaron en uno o dos individuos adultos por especie y luego fueron cuidadosamente seleccionadas (eliminando semillas con daño físico; forma, tamaño y color anómalos). De las semillas seleccionadas, cien de ellas se tomaron al azar para evaluar su viabilidad y establecer su demora en humectación y germinación bajo condiciones de laboratorio (saturación de humedad en atmósfera y sustrato). La introducción de semillas en las camas de siembra seleccionadas se realizó en el mes de julio del año 2001 (inicios de lluvias). Para evitar la depredación de semillas y plántulas emergentes se las protegió con una jaula de alambre mosquitero galvanizado. Sesenta días

posteriores a la introducción, se contabilizaron las plántulas de cada especie presentes en cada cama de siembra.

En el mes de enero de 2000 se inició la preparación en vivero de plántulas de tres especies nativas a partir de semillas colectadas en la zona: *Cochlospermum vitifolium* (Willd.; panicua); *Swietenia humilis* Zucc.(cóbano) y *Caesalpinia sclerocarpa* Standl. (ébano). Estas especies fueron elegidas por tener densidades de madera y características ecológicas distintas. *S. humilis* y *C. sclerocarpa* tienen un importante valor de uso por su alta calidad de madera. *C. vitifolium* tiene una madera muy blanda y crece en sitios abiertos y perturbados. Las semillas de *C. sclerocarpa* y *C. vitifolium* fueron mecánicamente escarificadas (ligero lijado de la testa), geminadas en cajas de Petri y trasladadas a bolsas negras de 20 x 30 cm con sustrato arenoso, con dosis inicial de fertilizante granulado y mantenidas bajo riego entre los meses de marzo y agosto. Al momento del trasplante la altura aproximada de las plántulas fue de 50, 25 y 55 cm para panicua, cóbano y ébano, respectivamente. Dos especies más *Caesalpinia platyloba* S. Wats.(coral) y *Cedrela* sp. (cedro) fueron incluidas en el experimento gracias a su donación por un vivero estatal (SAGARPA - Pino Suárez, Jalisco). *C. platyloba* es una especie muy apreciada localmente para usos rurales (postes). *C. odorata* es reconocida localmente por su valor maderable para la construcción de muebles.

Estas fueron recibidas en bolsas negras más pequeñas (10 x 20 cm) y suelo arcilloso; con una altura aproximada al momento del trasplante de 60 y 20 cm, respectivamente. El trasplante a las parcelas experimentales ocurrió en septiembre de 2000. En cada parcela se introdujeron 50 plántulas (10 de cada especie), distribuidas en grupos de 3 o 4 individuos por cama de siembra (de 0.5 m²). La combinación de especies por cama de siembra fue asignada al azar, pero el mismo esquema resultante fue aplicado en las 24 parcelas experimentales. Aproximadamente cada dos meses se registró la supervivencia de las plántulas: noviembre 2000; febrero, mayo, julio y octubre 2001 y enero 2002. El seguimiento incluyó dos estaciones húmedas (jul-nov 2000 y jul-nov 2001) y dos secas (nov 2000-mayo 2001 y nov 2001- enero 2002).

Análisis de datos

Efectos de las enmiendas sobre algunas características del suelo – Para evaluar los efectos de las enmiendas edáficas sobre la densidad aparente del suelo, la concentración de carbono total y el tiempo inicial de infiltración en el suelo de las laderas con pradera, se mantuvo el

supuesto de que cada ladera constituye un gradiente ambiental en términos del uso del espacio por el ganado (mayor compactación en el pie de ladera que en la parte alta) y de los procesos de movimiento de sedimentos. Por tal motivo, se utilizó la prueba de t-pareada de Wilcoxon (no paramétrica) para detectar diferencias entre las parcelas con técnica y sin ella, sin que el efecto de la técnica sea enmascarado por diferencias de sitio (Zar, 1996). Para cada variable, el análisis estuvo compuesto por nueve pares de valores correspondientes a los promedios por parcela ($n = 4$) para cada variable medida.

Respuesta a los ambientes de pradera y bosque (Hipótesis de Cuadro 1) - Para realizar comparaciones entre los ambientes de pradera y bosque en cuanto al número de semillas totales germinadas *in situ* y la supervivencia de plántulas introducidas, se aplicó un análisis de varianza anidado de segundo orden. Este análisis se aplica cuando el material experimental utilizado difiere en sus características y cuando el tratamiento no puede repetirse en todas las unidades experimentales por la naturaleza de la variable de interés. En estos casos, el efecto de la variable de interés puede confundirse con los efectos de la heterogeneidad natural de las unidades de estudio (Sokal y Rohlf, 1969; Lindman, 1992; Montgomery, 1995). Las laderas utilizadas necesariamente presentaron otras diferencias además de la cobertura vegetal bosque-pradera, como su orientación, por lo cual el factor de interés – cobertura – no puede replicarse en la totalidad de ellas. En este análisis, se consideraron un factor "A" que se quiere comparar; llamado - "cobertura" - de dos niveles: pradera (P) y bosque (B) y un segundo Factor "B", llamado "ladera", el cual se encuentra anidado en el Factor "A" - "cobertura" - . Para todos los análisis se utilizaron los programas Systat 6.0 y Statgraphic 4.0.

Respuesta de los propágulos a las enmiendas edáficas en pradera - Para comparar el número de semillas totales germinadas y la supervivencia de plántulas entre las parcelas con pradera con mejora edáfica o sin ella, se utilizó la prueba de t-pareada no paramétrica de Wilcoxon (Zar, 1996).

Análisis de la supervivencia por contrastes – El análisis comparativo de tasas de supervivencia se realizó adicionalmente con el método propuesto por Sauer y Williams (1989), el cual se ejecutó con el programa CONTRAST (Hines y Sauers, 1990). Este análisis propone que las tasas de supervivencia son mejor comparadas con la utilización del estadístico Chi-cuadrada (χ^2) el cual es calculado con base en una matriz de contrastes C, un vector columna de tasas de supervivencia (S) y su matriz de varianza-covarianza. El Programa demanda para su rutina el

ingreso de valores de tasas de supervivencia a comparar y sus errores estándar. CONTRAST realiza un primer análisis, donde la siguiente hipótesis nula es puesta a prueba:

$$H_0: s_1 = s_2 = s_3 = \dots = s_n$$

donde s_n son las tasas de supervivencia de interés. Si H_0 es rechazada, el programa admite la realización de comparaciones múltiples entre esas tasas. Este análisis se hace mediante el ingreso de vectores contrastes (suma algebraica de constantes positivas y negativas con la única restricción de que su sumatoria sea igual a 0) que señala cuáles tasas desean ser comparadas y cuáles desean ser excluidas de cada comparación (indicadas con 0).

3 - Resultados

Condiciones meteorológicas durante el experimento

El experimento se desarrolló durante los años 2000 y 2001. Estos dos años presentaron precipitaciones por debajo del promedio anual de lluvias, encontrándose entre los años más secos de la serie de datos 1983-2002; con 545 y 440 mm para 2000 y 2001, respectivamente (Figura 2 a). En el año 2000 ocurrieron 51 días con lluvias, con totales diarios ubicados entre 1 y 58 mm. En el año 2001 ocurrieron 37 días con lluvias, con totales diarios ubicados entre 1 y 57 mm (Figura 2 b). En el mes de marzo del 2001 ocurrió un evento de 23 mm, el cual es extraordinario para el patrón histórico regional de lluvias. La estación húmeda inició a mediados de julio del 2001 (eventos del 10 al 22 de julio) y el último evento del año capaz de recargar el agua del suelo ocurrió el 11 de septiembre 2001 (30 mm; Figura 2 b). La supervivencia registrada abarca el lapso comprendido entre el 1 de junio de 2000 y el 31 de enero de 2002, durante el cual cayeron 973 mm de lluvia.

Respuestas de las especies ingresadas como semillas

- Características germinativas de las especies

La Figura 5 muestra el tiempo de germinación y viabilidad para el conjunto de semillas utilizadas en el experimento. Las semillas de *Caesalpinia eriostachys* (iguanero) tuvieron una muy alta y rápida germinación en laboratorio, alcanzando un 92.5% de germinación durante las primeras 48 horas y un 100% de germinación final al cabo del cuarto día de imbibición continua. Las semillas de *Lysiloma microphyllum* (tepemezquite) mostraron un ritmo más lento, con un 21% de radículas emergentes a las 48 horas y una germinación final del 85% al noveno día. En contraste, las semillas de *Tabebuia rosea* (rosa morada), no presentaron emergencia de radícula en las primeras 48 horas. El 10% de las semillas rompieron su latencia al séptimo día de humedad continua y el mayor pico de germinación se presentó entre el séptimo y octavo día (alcanzando un 29 %). La ruptura de latencia se presentó de manera gradual requiriendo de hasta 16 días continuos de ambiente saturado para hacerlo. La viabilidad final de esta especie fue relativamente baja, alcanzando un 53 % terminal al día 16.

La facilidad en la germinación de estas tres especies en sustrato y atmósfera saturada a temperatura ambiente puede señalarse como $C. eriostachys > L. microphyllum > T. rosea$.

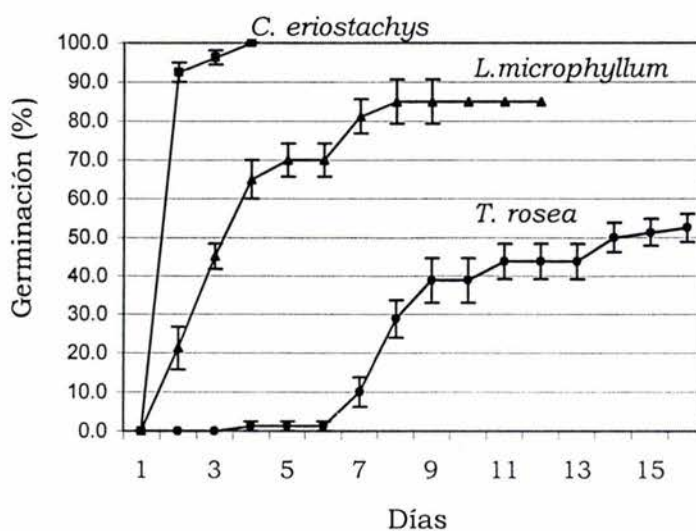


Figura 5. Tiempo promedio de germinación (en días) en condiciones de laboratorio y viabilidad para las semillas utilizadas experimentalmente (n = 8 cajas, con 10 semillas cada una). Las barras muestran el error estándar; cuando no aparecen son más pequeñas que el marcador).

- Emergencia global *in situ* en ambiente de bosque y pradera

La germinación global, es decir, el número de plántulas emergentes desde semillas sembradas pertenecientes a las tres especies y vivas al cabo de 60 días, presentó un valor promedio por ladera de 31 y 25 individuos/parcela (sobre 300 semillas introducidas) en las laderas B₁ y B₂, respectivamente (Figura 6); alcanzando un promedio global para el ambiente de bosque de 28 individuos/parcela (ES: 3; n = 2). En las tres laderas con pradera, se obtuvieron promedios por ladera de 20, 4 y 15 individuos/parcela para P₁, P₂ y P₃, respectivamente (Figura 6); con un promedio global para el ambiente de pradera de 13 individuos/parcela (ES: 5; n = 3). Los promedios globales considerados sobre el total de 300 semillas inicialmente introducidas en cada parcela, corresponden al 9 y 4 % de germinación global para bosque y pradera respectivamente. El ANOVA anidado de segundo orden (Factor A = cobertura; Factor B = ladera (cobertura)) detectó que las diferencias son significativas para el Factor "Cobertura", pero no lo son para el Factor "Ladera" (Cuadro 5a). Una interpretación más adecuada de estos datos se puede realizar con el análisis por especies (ver más adelante).

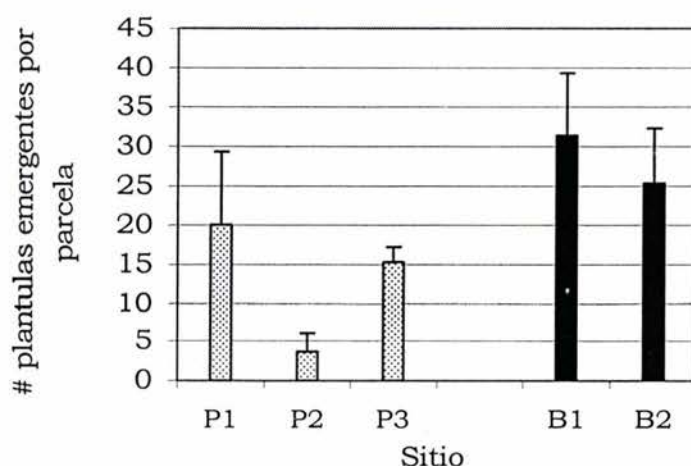


Figura 6. Número promedio de plántulas emergentes *in situ* por parcela experimental, para cada ladera de pradera (P₁, P₂ y P₃) y de bosque (B₁ y B₂). Datos promedio con base en n = 3 (el número de parcelas por ladera). Las barras representan el error estándar.

Cuadro 5. Resultados del Análisis de Varianza anidado para detectar: a) el efecto de la cobertura (pradera, bosque) sobre la emergencia de plántulas desde semillas sembradas; b) el efecto de la cobertura (pradera, bosque) sobre la supervivencia total de plántula introducidas y c) el efecto de la cobertura sobre la supervivencia total de plántulas, removiendo del análisis la ladera P₂ (salida del Systat 7.0)

a)

COBERTURA\$ (2 levels)

B, P

LADERAS\$ (5 levels)

b1, b2, p1, p2, p3

Dep. Var: GERTOT N: 15

Multiple R: 0.719

Squared multiple R: 0.516

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
COBERTURA\$	846.400	1	846.400	6.822	0.026
LADERA\$ (COBERTURA\$)	478.667	3	159.556	1.286	0.332
Error	1240.667	10	124.067		

b)

COBERTURA\$ (2 levels)

B, P

LADERAS\$ (5 levels)

b1, b2, p1, p2, p3

Dep. Var: SOBTOT N: 15

Multiple R: 0.909

Squared multiple R: 0.826

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
COBERTURA\$	0.002	1	0.002	0.209	0.657
LADERA\$ (COBERTURA\$)	0.382	3	0.127	15.779	0.000
Error	0.081	10	0.008		

c)

COBERTURA\$ (2 levels)

B, P

LADERAS\$ (4 levels)

b1, b2, p1, p3

Dep. Var: SOBTOT N: 12

Multiple R: 0.800

Squared multiple R: 0.640

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
COBERTURA\$	0.043	1	0.043	8.402	0.020
LADERA\$ (COBERTURA\$)	0.030	2	0.015	2.921	0.112
Error	0.041	8	0.005		

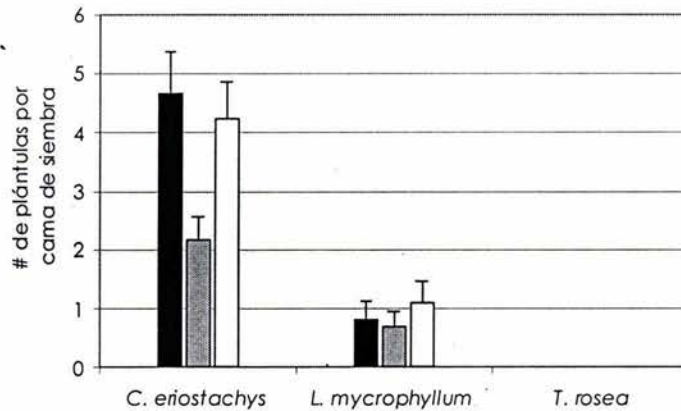


Figura 7. Número promedio de plántulas emergentes en cada cama de siembra ($n = 30$ en el entorno de bosque y $n = 45$ en el entorno de pradera con y sin enmienda edáfica), calculado para cada especie utilizada en los tres entornos de germinación: Bosque (barras negras); pradera (barras grises) y pradera con mejora edáfica (barras blancas). La especie *T. rosea* no reportó germinación en ninguna de las tres condiciones. Número inicial de semillas por cama de siembra y por especie: 20

- Emergencia diferencial por especie en ambiente de bosque y pradera

La emergencia de plántulas *in situ* en las camas de siembra para las especies blanco, presentó un patrón consistente con la velocidad de imbibición en laboratorio. *C. eriostachys*, la especie de menores requerimientos de humedad, presentó mayor germinación que *L. microphyllum* tanto en el ambiente de bosque como en el de pradera. En cambio, ninguna semilla de *T. rosea* germinó en ambos ambientes (Figura 7). Estos datos apoyan la hipótesis de trabajo formulada (Cuadro 4, Hipótesis a) para el conjunto de especies utilizadas en este experimento. Mayores experimentos deben realizarse para explorar su validez al conjunto de especies arbóreas de la flora de Chamela.

Respuestas de los propágulos a los ambientes de pradera y bosque

- Supervivencia global de plántulas

La supervivencia global registrada por ladera fue de 30, 70 y 26% (Media global = 42, DS = 24) para el ambiente de pradera (laderas P₁, P₂ y P₃), y de 34 y 47 % (Media global = 41; DS = 9) para el ambiente de bosque (Figura 8). El Cuadro 5 b muestra el ANOVA anidado, donde no se detectan diferencias significativas en la supervivencia de plántulas en el Factor

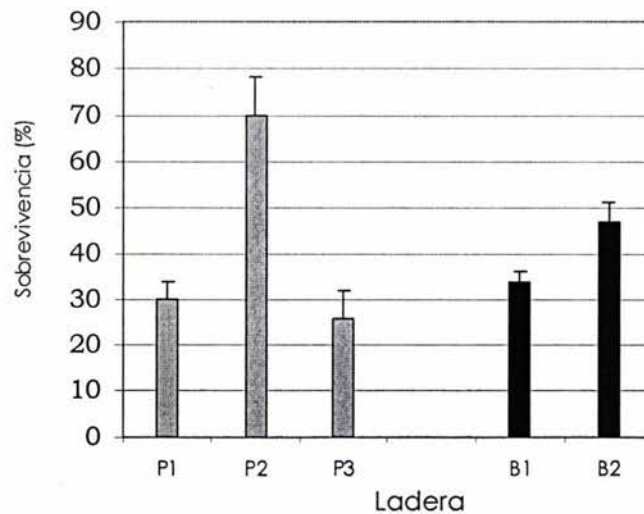


Figura 8. Supervivencia global por ladera experimental en el ambiente de pradera (P₁, P₂ y P₃) y en el de bosque (B₁ y B₂). Se muestra el valor promedio (n = 3), con las barras de error estándar.

"Cobertura" (Bosque y Pradera; F: 0.209; p: 0.657; Cuadro 5 b). Similar resultado se obtuvo con el método de los contrastes comparando ambos ambientes ($\chi^2 = 0.224$, p = 0.636; Cuadro 1). En cambio, el Factor B ("ladera") sí fue significativo en el ANOVA anidado ($F_{1,3} = 15.779$; p: 0.000; Cuadro 5 b). La ladera P₂, de orientación norte y baja insolación potencial relativa, presentó valores de supervivencia media considerablemente más altos que las otras cuatro laderas experimentales (Figura 8). Para corroborar la influencia de la ladera P₂ sobre el promedio global para el ambiente de pradera, ésta fue retirada del análisis estadístico. En este caso, el Factor cobertura presentó diferencias significativas en la supervivencia de plántulas ($F_{1,2} = 8.402$; p = 0.020), con un promedio global mayor en las laderas del ambiente de bosque (41 %) que aquellas pertenecientes al ambiente de pradera (28 %). El Factor secundario "ladera" en este segundo ANOVA anidado no presentó diferencias significativas ($F_{13} = 2.921$; p = 0.112; Cuadro 5c). Exactamente el mismo resultado se obtuvo al analizar las tasas de supervivencia por medio de contrastes, (vector 1 0 1 -1 - 1, para las laderas P₁, P₂, P₃, B₁ y B₂; $\chi^2 = 8.000$; p = 0.005; Cuadro 2).

Estos resultados mostraron que, al menos bajo las condiciones de escasas precipitaciones ocurridas durante este experimento, la orientación de la ladera fue un factor aún más determinante para la supervivencia de plántulas que el ambiente hídrico-térmico existente en los ambientes de bosque y pradera. En laderas de orientación equivalente, sin embargo (como las P₁, P₃, B₁ y B₂; ver Cuadro 2), la supervivencia fue menor en el ambiente

de pradera que en el de bosque. De igual manera que en el apartado anterior, la interpretación completa de estos resultados debe hacerse junto con los datos discriminados por especie, lo que se presenta a continuación.

- Supervivencia diferencial entre especies

Los patrones esperados sugeridos en las hipótesis de trabajo que relacionan la supervivencia con la densidad de madera de las especies (Cuadro 4, Hipótesis d y e), no se expresaron en los datos obtenidos en este experimento. La supervivencia de todas las especies, independientemente de su densidad de madera, fue mayor en la ladera P₂ que en las laderas restantes de los ambientes pradera y bosque (Figura 9). Posiblemente, este factor estructural vinculado a rasgos ecofisiológicos de las especies, sea más determinante en individuos adultos donde el tamaño de los vasos es un rasgo de adaptación a diferentes estrategias de los árboles en relación con el compromiso entre la rápida adquisición de agua del suelo y la necesidad de evitar la ruptura de la columna de agua ascendente (cavitación) cuando el potencial agua del suelo alcanza valores muy negativos (Kramer y Boyer, 1995)

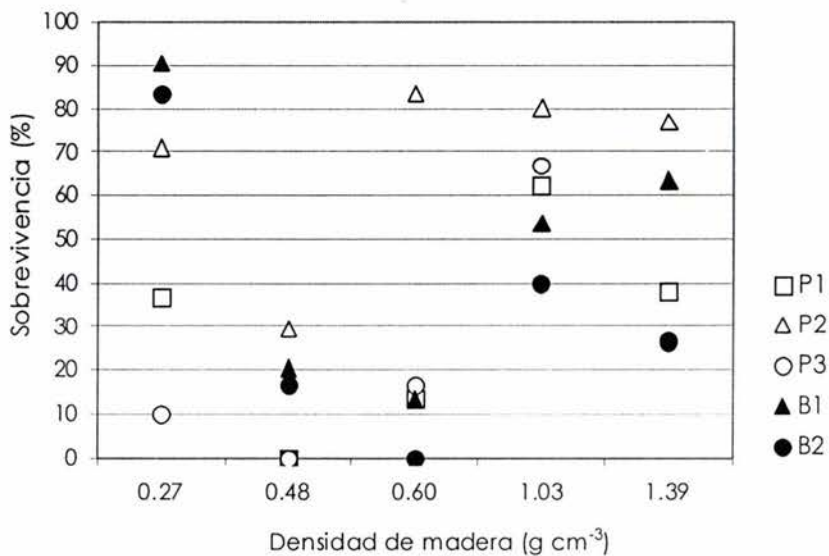


Figura 9. Supervivencia global de las plántulas por ladera y por especie, ordenadas por la densidad de madera: *C. vitifolium* (0.27), *Cedrela sp.* (0.48), *S. humilis* (0.60), *C. platyloba* (1.03), *C. sclerocarpa* (1.39). Densidad de la madera tomada de Barajas-Morales (1987).

Cuadro 6. Resultados del análisis por contrastes para la comparación de tasas de supervivencia por especie. Las comparaciones múltiples se ejecutan si el análisis general detecta diferencias significativas entre alguna de las tasas evaluadas.

Hipótesis Nula	<i>C. vitifolium</i>	<i>Cedreia sp.</i>	<i>S. humilis</i>	<i>C. platyloba</i>	<i>C. sclerocarpa</i>
$S_{p1} = S_{p2} = S_{p3} = S_{b1} = S_{b2}$	$\chi^2 = 495.51$ $p = 0.000$	$\chi^2 = 4.521$ $p = 0.340$	$\chi^2 = 642.40$ $p = 0.000$	$\chi^2 = 8.777$ $p = 0.067$	$\chi^2 = 66.375$ $p = 0.000$
Comparaciones múltiples:					
$S_{p123} = S_{b12}$	$\chi^2 = 63.57$ $p = 0.000$		$\chi^2 = 13.825$ $p = 0.000$		$\chi^2 = 0.066$ $p = 0.798$
$S_{p13} = S_{p2}$	$\chi^2 = 31.44$ $p = 0.000$		$\chi^2 = 70.413$ $p = 0.000$		$\chi^2 = 7.253$ $p = 0.007$
$S_{p13} = S_{b12}$	$\chi^2 = 136.00$ $p = 0.000$		$\chi^2 = 0.700$ $p = 0.403$		$\chi^2 = 2.136$ $p = 0.144$
$S_{p2} = S_{b12}$	$\chi^2 = 2.70$ $p = 0.101$		$\chi^2 = 106.604$ $p = 0.000$		$\chi^2 = 4.482$ $p = 0.034$
Interpretación ecológica del análisis estadístico (observar Figura 11)	La supervivencia fue mayor en el ambiente de bosque que en pradera, aunque el factor herbivoría afectó los resultados finales	La supervivencia fue similarmente baja en las 5 laderas experimentales independientemente de la exposición o tipo de cobertura.	La orientación de la ladera fue un factor más importante para la supervivencia que el ambiente pradera o bosque, con una mejor supervivencia en la ladera de orientación norte.	La supervivencia fue similarmente alta en las 5 laderas experimentales, independientemente de la exposición o tipo de cobertura	La orientación de la ladera fue más determinante que la cobertura, con una mayor supervivencia en la ladera con orientación norte.

Las diferencias en la supervivencia global antes detectadas entre los ambientes de pradera y bosque fueron solo el reflejo de la mejor supervivencia de *C. vitifolium*, la cual tuvo una muy alta supervivencia en el bosque (Figura 9, Cuadro 6). Debe aclararse que algunas de sus plántulas en las laderas con pradera fueron afectadas por la actividad de algún animal pequeño que las desenterró para comer el bulbo en la época seca, el cual retiene una buena cantidad de agua. Las restantes cuatro especies no mostraron diferencias significativas en la supervivencia final entre las laderas de pradera (P_1 y P_3) y las de bosque (B_1 y B_2).

De las cinco especies utilizadas, las de mayor supervivencia a las condiciones experimentales fueron *C. platyloba* y *C. vitifolium*; *C. sclerocarpa* mostró una supervivencia media. Exceptuando la ladera P_2 , la supervivencia de *S. humilis* fue baja, independiente del tipo de cobertura. *Cedrela* sp. fue la especie de menor supervivencia global de las cinco aquí utilizadas (Figura 9).

Efecto de las enmiendas edáficas y respuestas de los propágulos

- Efectos de las enmiendas edáficas sobre el suelo

La densidad aparente del suelo, la concentración de carbono total y el tiempo inicial de infiltración de agua, evaluados un año después de la aplicación de la enmienda mostraron modificaciones favorables en las parcelas manipuladas. La δ disminuyó en las parcelas intervenidas con valores promedio de 1.24 y 1.40 g cm⁻³ en el suelo de parcelas con y sin técnica, respectivamente (Cuadro 7). El C total en superficie (0-5 cm) aumentó desde 2.2 % en las parcelas sin enmienda a 2.7 % en las parcelas intervenidas. Similar respuesta se observó en el estrato 5-10 cm. La tasa de Infiltración se redujo drásticamente con la preparación del sitio, presentando valores promedio de 202 s y 714 s para el ingreso de 500 cm³ de agua en sitios con y sin intervención, respectivamente. Las tendencias favorables en las tres propiedades físicas el suelo difirieron en su magnitud. Así, la técnica tuvo un efecto importante en la disminución de los tiempos iniciales de infiltración, con una mejora equivalente a un 670 % respecto al valor de referencia del bosque. Sobre la densidad aparente, el impacto fue moderado, con un acercamiento del 17.4 % al valor de referencia; las concentraciones de carbono mostraron, en cambio, una mejoría relativa muy leve (Cuadro 7).

Cuadro 7. Efectos de las enmiendas en las propiedades estructurales del suelo aplicadas en las parcelas de laderas con pradera. P_i: pradera intervenida; P₀: control, B: valores de referencia. Los valores de P_i y P₀ corresponden al promedio de las 9 parcelas experimentales consideradas; de cada una de las cuales se obtuvieron tres muestras de suelo (error estándar en paréntesis). Los resultados estadísticos corresponden a la prueba de t-pareada (Wilcoxon).

Propiedad del suelo	P _i	P ₀	N	Resultado estadístico	B *	Índice de Impacto (P _i - P ₀)/B * 100
Densidad aparente (g cm ⁻³)	1.24 (0.04)	1.40 (0.03)	9	Z = 2.547 p = 0.011	0.92 (0.08)	-17.4
Carbono Total 0-5 cm (%)	2.67 (0.14)	2.20 (0.25)	9	Z = -1.836 p = 0.066	5.48 (0.43)	8.6
Carbono Total 5-10 cm (%)	2.03 (0.18)	1.51 (0.17)	9	Z = -1.836 p = 0.066	3.53	14.7
Tiempo de infiltración de 500 cm ³ agua (s)	202 (41)	714 (256)	9	Z = 1.955 p = 0.051	68.2 (5)	-670.6

- Emergencia *in situ* desde semillas ingresadas

La emergencia de plántulas desde semillas introducidas en las parcelas con y sin tratamiento de las laderas con pradera reportó una respuesta positiva frente a las mejoras estructurales del suelo, con un promedio de 24 individuos/parcela (ES: 9; n = 3) en aquellas con mejoras edáficas, frente a un promedio de 13 individuos/parcela (ES: 5; n = 3) en las parcelas sin ellas (Figura 7). Estas diferencias resultaron estadísticamente significativas en la prueba de t-pareada aplicada (t = 3.409; p = 0.009; Cuadro 3).

La sensibilidad de las especies experimentales a las mejoras edáficas, también fue consistente con la velocidad de humectación en laboratorio. La prueba de Wilcoxon detectó que la mejora edáfica en la pradera incrementó significativamente la germinación sólo en semillas de *C. eriostachys* (z = 2.49; p = 0.006; Cuadro 4, Hipótesis b). Las restantes dos especies no reportaron diferencias significativas entre las camas de siembra con y sin tratamiento.

- Supervivencia global de las plántulas trasplantadas

Las parcelas con mejoras edáficas mostraron, en general, mayores supervivencias que sus correspondientes pares sin mejora alguna (Figura 10). Las tasas medias de

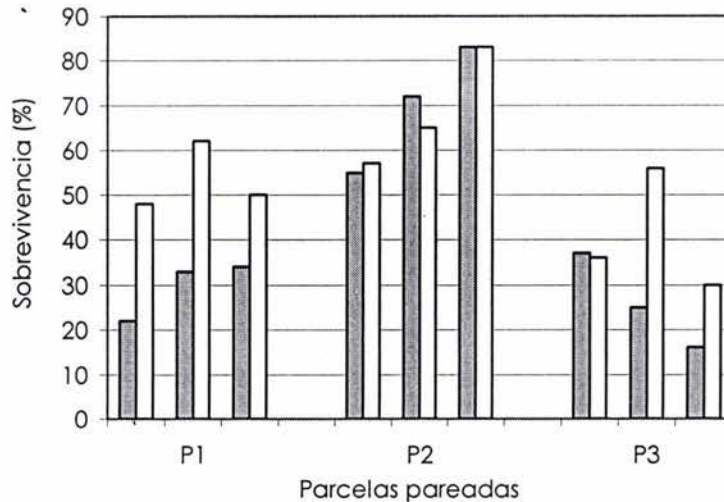


Figura 10. Supervivencia global observada en los 9 pares de parcelas pareadas en las laderas con pradera (P₁, P₂ y P₃), para la condición con tratamiento (barras blancas) y control (barras punteadas).

supervivencia global resultaron de 54 % en las parcelas tratadas y de 42 % en aquellas sin aplicación de enmiendas ($t = 2.561$; $p = 0.034$; Cuadro 3). Similar resultado se obtuvo con el método de los contrastes ($\chi^2 = 4.985$; $p = 0.025$; Cuadro 3). En las laderas de mayor exposición solar (Plu₁ y Plu₃), las mejoras edáficas promovieron, en general, mayores tasas de supervivencia global. En la ladera P₂, la mejora estructural del suelo no promovió aumentos relevantes en la de por sí alta supervivencia (Figura 10).

- Supervivencia diferencial entre especies en pradera con mejoras edáficas

El análisis estadístico de las tasa de supervivencia por especies no reportó resultados significativos en la mayoría de los casos, aunque sí se observaron algunas tendencias (Cuadro 8, primera fila)). *S. humilis* fue la única especie cuyo aumento en la supervivencia fue significativo de acuerdo a este análisis, reportando una supervivencia promedio de 59 y 39% con y sin mejora edáfica, respectivamente. La especie con mejor desempeño en estas laderas fue *C. platyloba* con una supervivencia promedio de 86 % en la condición con mejora edáfica y 60% en la condición sin ella. *C. sclerocarpa* mostró un 62 y 48 % de supervivencia en la condición con mejora edáfica y sin ella, respectivamente; en ninguno de los dos casos estas diferencias fueron estadísticamente significativas (Cuadro 8).

Cuadro 8 Valores de las tasas de supervivencia promedio para las tres laderas con pradera con mejora edáfica y sin ella. Se muestran los resultados del análisis por contrastes para comparar esas tasas de supervivencia, el cual debe reportar diferencias significativas en la hipótesis general para luego poder efectuar los contrastes deseados.

Supervivencia promedio por tratamiento (n = 3 laderas):	<i>C. vitifolium</i>	<i>Cedrela sp.</i>	<i>S. humillis</i>	<i>C. platyloba</i>	<i>C. sclerocarpa</i>
Pradera sin mejora edáfica (P)	0.392	0.097	0.378	0.696	0.477
Pradera con mejora edáfica (Pt)	0.458	0.092	0.578	0.864	0.622
Hipótesis Nula [Ho]:					
$Sp_1 = Sp_2 = Sp_3 = Sp_{1t} = Sp_{2t} = Sp_{3t}$	$\chi^2 = 278.91$ p = 0.000	$\chi^2 = 8.25$ p = 0.1428	$\chi^2 = 134.97$ p = 0.000	$X^2 = 9.37$ p = 0.095	$X^2 = 25.49$ p = 0.001
$S_{p1,2,3} = S_{p1t,2t,3t}$	$\chi^2 = 1.145$ p = 0.285	-	$\chi^2 = 4.214$ p = 0.040	-	$\chi^2 = 1.908$ p = 0.167
Interpretación ecológica del análisis estadístico: <i>Bajo las condiciones de precipitación y temperatura presentes durante el experimento</i> sólo se registró un aumento leve, sin significancia estadística en la supervivencia de esta especie en sitios mejorados	... las mejoras edáficas no afectaron la muy baja supervivencia de esta especie	... las enmiendas aplicadas al suelo resultaron en un aumento significativo en la supervivencia final	... las enmiendas aplicadas al suelo favorecieron la de por si alta supervivencia de esta especie	... sólo se registró un aumento leve, sin significancia estadística en la supervivencia de esta especie en sitios mejorados

Por su parte, *Cedrela sp.* mostró el peor desempeño en ambas condiciones.

La Figura 11 muestra la supervivencia en cada par de parcelas experimentales. El análisis abierto muestra que el tratamiento edáfico sobre la ladéra P₂ no mostró en realidad mejoras para ninguna de las cinco especies experimentales. Las laderas P₁ y P₃, con una alta insolación potencial mostraron en cambio, las mayores diferencias en la supervivencia de las plántulas.

4 - Discusión

Dos preguntas están implicadas en los objetivos de este trabajo. Primero, ¿Las laderas con praderas constituyen microambientes hídrico-térmicos más rigurosos que las laderas con bosque tropical seco conservado? El Capítulo III (parte 2), mostró cambios significativos en los microambientes hídrico-térmicos entre laderas con bosque y pradera, los cuales, presumiblemente, podían constituir restricciones a la instalación de plántulas en el segundo

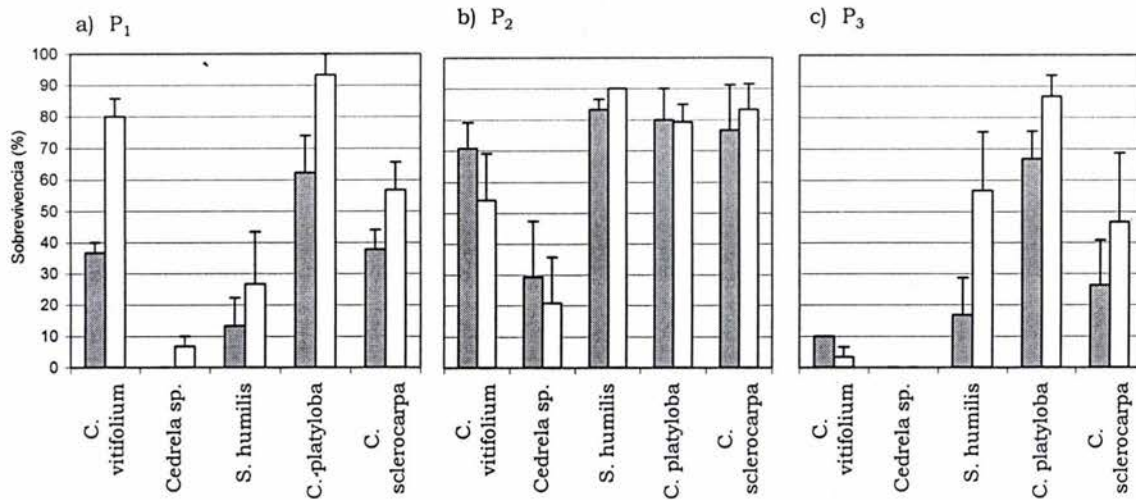


Figura 11. Supervivencia promedio por ladera experimental (n = 3) para las cinco especies del experimento, en las laderas con pradera (Plu₁, Plu₂ y Plu₃) con mejora edáfica (barras blancas) y sin ellas (barras punteadas). Las barras indican el error estándar.

de dichos ambientes. Bajo las condiciones meteorológicas (lluvias por debajo del promedio) ocurridas durante el lapso experimental, no se evidenció un patrón claro en la respuesta de las plántulas que ofrezca una respuesta contundente afirmativa o negativa a la pregunta arriba planteada. Las plántulas bajo bosque no tuvieron, salvo *C. vitifolium* -en la cual los efectos se encuentran confundidos con la herbivoría-, una respuesta de supervivencia claramente superior que en pradera. En su lugar, la orientación de la ladera, independientemente de la cobertura y del uso histórico, resultó una condicionante de mayor ponderación en la supervivencia de casi todas las especies experimentales (Figura 11). Además, la germinación *in situ* de semillas introducidas en bosque y pradera sólo fue mayor para el bosque en *C. eriostachys* una especie de muy bajos requerimientos de imbibición (este punto se discute más adelante).

Estos resultados sugieren que, al menos en estos años más secos que el promedio, la orientación de la ladera fue un factor más determinante para la instalación de nuevos individuos que las características de los microambientes descritos para bosque o pradera. La orientación y pendiente de una ladera determinan la insolación potencial recibida no sólo en términos de la cantidad total anual, sino, sobre todo, en la dinámica de insolación a lo largo del año (Oke, 1987). Las laderas norte no sólo reciben una menor insolación total, sino que tienen su pico máximo de radiación en el mes de junio (inicios de lluvias) el cual disminuye gradualmente durante los meses siguientes, siendo mínimos en noviembre-diciembre (fin de estación húmeda). Esta dinámica redundante en un ambiente lumínico y térmico de mayor

rigurosidad cuando inician las lluvias y se produce la foliación, el cual va cayendo en su rigurosidad a medida que la estación de lluvias transcurre. Aspectos como la demanda evaporativa (y su efecto sobre la apertura estomática) y el tiempo de residencia del agua en el suelo son fuertemente condicionados por este factor. Por el contrario, en las laderas de orientación sur durante el transcurso de la estación húmeda (desde junio a noviembre) la insolación potencial aumenta, generando un ambiente lumínico y térmico más exigente a medida que el follaje se despliega y, en consecuencia, su exposición a dichas condiciones aumenta. Las laderas este y oeste presentan cambios menos drásticos en la insolación directa entre estaciones (Oke, 1987).

La falta de una ladera de exposición norte con cobertura de bosque y de réplicas de la ladera norte con pradera en el diseño experimental limita la discusión de estos datos y, por lo tanto, sólo pueden establecerse explicaciones hipotéticas que puedan ser puestas a prueba en un segundo ciclo de trabajo. Trabajos previos en ecosistemas similares han documentado que la disponibilidad de agua en sitios convertidos a pradera es mayor que en sus equivalentes bosques conservados (Gerhardt y Fredriksson, 1995; Janzen, 1990; Stratton *et al.*, 2000; Vennendaal *et al.*, 1995). Si bien varios procesos hidrológicos parecen afectados por los cambios estructurales detectados en el suelo de pradera (infiltración, capacidad de almacenaje de agua); otros como la menor transpiración y la menor agua interceptada pueden contrarrestar dichas pérdidas en el balance hídrico del suelo propiciando dicha mayor disponibilidad. El agua que finalmente ingresa al suelo podría presentar un mayor tiempo de residencia en la pradera que en el bosque; este efecto podría estar acentuado en las laderas norte. La ausencia del estrato arbóreo conformado con especies de alta eficiencia en la adquisición de agua que ocupan con sus raíces finas los primeros 10 cm de suelo como ocurre en el bosque conservado (Castellanos *et al.*, 1991), y la existencia de un denso estrato herbáceo, pueden ser factores que contribuyan al mantenimiento de la humedad del suelo en las praderas.

La segunda pregunta pertinente es: ¿Es necesario modificar el entorno abiótico (suelo) a través de enmiendas para propiciar mejores respuestas en los propágulos ingresados manualmente en las praderas? La enmienda edáfica probada en este trabajo, tuvo resultados aceptables en términos del incremento de la capacidad de infiltración inicial de agua al suelo. Sin embargo, las respuestas de las plantas a dichas enmiendas no son estadísticamente concluyentes. La sequía extrema del lapso durante el experimento,

constituyó un elemento restrictivo para realizar esta evaluación correctamente, por lo cual su replicación durante un año húmedo sería necesaria. Sin embargo, los resultados permiten plantear la hipótesis de que las laderas más expuestas (con orientación sur) podrían ser las más sensibles a la aplicación de técnicas edáficas, al favorecer una mejor dinámica del agua (infiltración y almacenaje). Asimismo, las laderas de menor exposición solar (con orientación norte), en cambio, serían poco sensibles a dicho esfuerzo. La confrontación de esta hipótesis es importante en términos del diseño de programas de manejo destinados a la reintroducción de plantas en praderas abandonadas.

5 - Condicionantes del establecimiento de plántulas

El proceso sucesional en laderas convertidas de bosque tropical seco a pradera ocurre rápidamente en cuanto el régimen de disturbio antropogénico (desbrote, quemas, aplicación de herbicidas) es interrumpido. Esto indica la liberación de un recurso limitativo, el cual es el agua y no la luz en estos ambientes pues el mayor determinante de la estructura de la vegetación (Lugo *et al.* 1978; Murphy y Lugo 1986). Por lo tanto, la competencia y otras interacciones pueden establecerse con mayor fuerza de manera subterránea (espacios con agua edáfica disponible) que aérea (espacios con luz disponible). En este marco deben analizarse las oportunidades de establecimiento y supervivencia existentes en el ecosistema.

Cuadro 9. Condicionantes jerárquicos de las oportunidades de establecimiento y supervivencia de plántulas de árboles nativos en el área de distribución del bosque tropical seco en la costa de Jalisco.

Precipitación anual (Primer orden)	Insolación potencial en ladera (Segundo orden)	Cobertura y uso (Tercer orden)	Condiciones de micro-sitio (Cuarto orden)
Años secos (< Umbral U)	Baja (exposición norte)	Bosque	naturales
		Pradera	con mejoras sin mejoras
	Alta (exposición sur-este-oeste)	Bosque	naturales
		Pradera	con mejoras sin mejoras
Años húmedos (> Umbral U)	Baja (exposición norte)	Bosque	naturales
		Pradera	con mejoras sin mejoras
	Alta (exposición sur-este-oeste)	Bosque	naturales
		Pradera	con mejoras sin mejoras

Suponiendo una similar disponibilidad inicial de propágulos, cuatro condicionantes parecen operar sobre las oportunidades de incorporación de nuevos individuos, aunque éstos se encuentran organizados de manera jerárquica (Cuadro 9). La primera de ellas, i.e. la más determinante, es la precipitación anual. La alta variabilidad interanual en las lluvias diferenciales entre años para el establecimiento y supervivencia de plántulas, tanto en las praderas con uso pecuario prolongado, como en el bosque conservado. Por lo tanto, la ocurrencia de un año seco o húmedo es la condicionante de primer nivel jerárquico. La definición del umbral para clasificar un año como seco o húmedo se hace necesaria, aunque debe explorarse cuál es el criterio adecuado para hacerlo (volumen anual de precipitaciones o un número de eventos, días continuos con agua disponible en el suelo, etc.). Los años húmedos (mayores a un umbral U) proveen oportunidades de humedad (cantidad y tiempo de residencia del agua en el ecosistema) que abren sitios "aptos", que en años secos permanecen excluidos para incorporar nuevos individuos. Este condicionante opera al margen de la calidad del sitio (exposición de ladera y calidad del entorno de la planta), es decir tanto para sitios con pradera o con bosque.

La segunda condicionante es la insolación potencial recibida por una ladera, la cual está determinada por su orientación y pendiente, aspectos ampliamente discutidos en el apartado anterior.

El condicionante de tercer orden jerárquico es el tipo de cobertura y uso del suelo. La conversión de bosques a praderas conlleva un deterioro edáfico y un aumento de rigurosidad en el ambiente térmico (Capítulo III, parte 2).

El cuarto condicionante tiene que ver con las condiciones de micro-sitio que propicien mejores condiciones en el balance hídrico puntual; las cuales pueden ser manejadas por técnicas que mejoren propiedades del suelo en el entorno de plántulas. En nuestro experimento, las mejoras no promovieron aumentos en las laderas de orientación norte. Sin embargo, en las laderas de mayor exposición convertidas a pradera, los micrositos artificialmente mejorados promovieron una mayor supervivencia.

El cuadro presentado constituye una hipótesis de los condicionantes que operan sobre el establecimiento de plántulas en el área de distribución del bosque tropical seco (costa Pacífica de México). Este esquema hipotético concibe al agua como el principal agente que propicia los procesos de la vegetación en el ecosistema. Sin embargo, otros factores pueden actuar sinérgicamente con la disponibilidad de agua como la presencia de micorrizas. El bosque seco tiene una colonización por hongos micorrizicos del 37 % (Aguilar, 2000). La asociación micorrízica favorecen la adquisición de nutrimentos; y en este ecosistema en

particular del fósforo (Mosse, 1973; Lambert *et al.*, 1979; Stribley, 1987). La transformación de bosque a pradera en la región de Chamela produce, en el largo plazo, una reducción en la riqueza específica de hongos micorrízicos, aunque las especies de hongos que aún están presentes luego del largo uso pecuario, producen hasta tres veces más esporas en la pradera que en el bosque (Alvarez, 2002). La pérdida de hongos micorrízicos en las praderas también puede ser un condicionante para el establecimiento de plántulas de aquellas especies de árboles fuertemente dependientes de esta asociación para su eficiencia nutricional.

6 – Acciones para propiciar el enriquecimiento forestal en praderas

Por las evidencias de este trabajo, puede señalarse que la gestión para obtener comunidades secundarias más diversas, enriquecidas en especies de valor maderable, no puede reducirse a un esquema homogéneo de acciones. Se requiere de una estrategia que contemple operaciones tácticas para años secos ó húmedos; y para laderas de orientación norte y sur. Esto incluye la decisión de aplicar enmiendas puntuales sólo en sitios determinados; pues su efectividad también está supeditada a los factores arriba mencionados.

El manejo de propágulos sexuales (dispersión artificial de semillas) puede ser una buena acción táctica, en el caso de las especies de bajos requerimientos de germinación o en años húmedos durante la estación de lluvias. Sin embargo, parece recomendable que aquellas especies de mayores requerimientos de humedad para la germinación sean ingresadas como plántulas con su sistema radicular bien desarrollado.

Las cuatro especies-candidato de valor maderable aquí probadas mostraron resultados heterogéneos en su potencial de establecimiento. Sin embargo, constituyen resultados bastante alentadores en lo que respecta al objetivo de la recuperación, teniendo en cuenta las condiciones particularmente desfavorables del periodo experimental. Salvo *Cedrela sp.*, parecen existir buenas perspectivas para las especies evaluadas *Caesalpinia sclerocarpa*, *C. platyloba* y *S. Humilis*.

Literatura citada

- Aguilar, M. 2000. Impacto de la roza-tumba y quema sobre la composición y actividad de los hongos micorrízicos arbusculares de una selva baja caducifolia. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Álvarez, S. 2002. Efecto de la perturbación en la interacción micorrízica vesículo-arbuscular en un ecosistema tropical estacional. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencia, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Barajas-Morales, J. 1987. Wood specific gravity in species from two tropical forests in México. IAWA Bulletin 8: 143-148.
- Bradshaw, A. 1983. The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 20: 1-17.
- Bradshaw, A. 1989. Management problems arising from successional processes. En: *Biological habitat reconstruction*, G.P. Buckley (Ed.), Belhaven Press, London, NY.
- Borchert, R. 1994. Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology* 75, 1437-1449.
- Bullock, S.; A. Solís Magallanes. 1990. Phenology of canopy trees of a Tropical Deciduous Forest in Mexico. *Biotropica* 22, 22-35.
- Burgos, A. 1999. Dinámica Hidrológica del Bosque Tropical Seco en Chamela, Jalisco, México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias UNAM, México.
- Castellanos, J.; M. Maass; J. Kummerow. 1991. Root biomass of a dry tropical forest in Mexico. *Plant and Soil* 131, 225-228.
- Clements, F. 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institute of Washington Publication, 242.
- Egler, F. E. 1954. Vegetation science concepts. 1. Initial floristic composition – a factor in old-field vegetation development. *Vegetation* 4, 412-417.
- Ezcurra, E.; C. Montaña, S. Arizaga. 1991. Architecture, light interception and distribution of *Larrea* species in the Monte desert, Argentina. *Ecology* 72: 23-34.
- Galicia, L. 1992. Influencia de la variabilidad de la forma de la pendiente en las propiedades físicas del suelo y capacidad de retención de agua, en una cuenca tropical estacional. Tesis de Licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras; UNAM, México DF.
- Gerhardt, K. 1993. Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science* 4, 93-102.
- Gerhardt, K.; H. Hytteborn. 1992. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests – an introduction. *Journal of Vegetation Science* 3, 361-364.
- Gerhardt, K.; L. Frederiksson. 1995. Biomasa allocation by broad-leaf mahogany seedlings, *Swietenia macrophylla* (Kig), in abandoned pasture and secondary dry forest in Guanacaste, Costa Rica. *Biotropica* 27, 174-182.
- Gleason, H. 1917. The structure and development of the plant association. *Bulletin of Torrey Botanical Club* 44, 463-481.
- Gutiérrez, A. 1993. La ganadería extensiva en el trópico seco mexicano: causas, consecuencias y manifestaciones en su medio social. Tesis de Licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, 125 pp.
- Hines, J.; J. Sauer. Sin Fecha. Program documentation for CONTRAST – a general program for the analysis of several survival or recovery rate estimates. Manual de operación del programa CONTRAST; Patuxent Wildlife Research Center, US Fish and Wildlife Service, Laurel, Maryland, USA.
- Janzen, D. 1990. An abandoned field is not a tree fall gap. *Vida silvestre tropical* 2: 64-87.
- Kennard, D. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50 year chronosequences in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18, 53-66.

- Kramer, P. ; J. Boyer. 1995. Water relations of plants and soils. Academic Press,
- Lindman, H.R. 1992. Analysis of variance in experimental design. Springer - Verlag.
- Lambert, D. H., D.E. Baker, H. Cole. 1979. The role of mycorrhizae in the interactions of phosphorous with zinc, copper and other elements. Soil Science Society of American Journal 43, 976-980.
- Lott, E. ; S. Bullock; J. Solís Magallanes. 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forests in coastal Jalisco, biotropa 19, 228-235.
- Lott, E. 2002. Lista anotada de las plantas vasculares de Chamela-Cuixmala. Pages 99 – 136 en F. A. Noguera, J.H. Vega, Rivera, A. N. García Alderete y M. Quesada (Eds.). Historia Natural de Chamela, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Lott, E., T. Atkinson. 2002. Biodiversidad y fitogeografía de Chamela-Cuixmala, Jalisco. En: Noguera, F., J. Vega, A. García Alderete y M. Quesada (Eds.). Historia Natural de Chamela, Instituto de Biología UNAM, México DF.
- Lugo, A.; J. González-Liboy, B. Cintrón; K. Dugger. 1978. Structure, productivity and transpiration of a subtropical dry forest in Puerto Rico. Biotropica 10, 278-291.
- Luken, J. 1990. Directing ecological sucesión. Chapman and Hall
- Maass, M.; W.T Swank, S. Araiza, A. LLópez-Guerrero, J. Sarukhán. En preparación. Hydrologic characterization of dry tropical forested watersheds in west Mexico.
- McIntosh, R.P. 1981. Sucesión and ecological theory. En : Forest succession, D.C. West, H.H. Shugart , D.B. Botkin (eds.), Springer-Verlag
- Montgomery, D. 1995,. Design and analysis of experiments. John Wiley and Sons.
- Mosse, B. 1973. Advances in the study of vesicular-arbuscular mycorrhizae. Annual Review of Phytology 11, 171-196.
- Murphy, P.; A. Lugo. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. Annual Review of Ecology and Systematics 17: 67-88
- Oke, T. R. 1987. Boundary layer climates. Routledge, UK
- Ortiz, T. 2001. Estructura arbórea en sitios perturbados y caracterizados por la presencia de *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir. Var *leiocarpa* (D.C.) BARNEBY, en el bosque tropical seco de la costa d Jalisco, México. Facultad de Ciencia, Universidad Nacional Autónoma de México, DF México.
- Pickett S.T.A.; S.L. Collins y J. J. Armesto. 1987a. A hierarchical consideration o causes and mechanisms of succession. Vegetatio 69: 109-114.
- Pickett S.T.A.; S. L. Collins; J.J. Armesto. 1987b. Models, mechanisms and pathways of succession. Botanical Review 53:335 – 371.
- Pickett S.T.A; Mc Donnell. 1989. Changing perspectives in community dynamics: a Theory of successional forces. Trends Ecology and Evolution 4 (8): 241-245.
- Rodríguez, R., 1999. Cartografía morfogenética jerárquica a tres escalas del área del microbloque "El Colorado", Chamela, Jalisco. T. Lic. , Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, DF; México.
- Roth, D. 1996. Regeneration Dynamics in Response to Slash-and-Burn Agriculture in a Tropical Deciduous Forest in Western Mexico. Tesis de Maestría, Oregon State University.
- Sauers, J.; B. Williams. 1989. Generalized procedures for testing hipótesis about survival or recovery rates. Journal of Wildlife Management 53, 137-142.
- Solís, V.E. 1993. Características fisicoquímicas de un suelo en un ecosistema tropical estacional. Tesis de Licenciatura, Fac. de Ciencias, UNAM, México.
- Sokal, R.; J. Rohlf. 1969. Biometry. Freeman and Company.
- Stratton, L.; G. Goldstein; F. Meinzer. 2000. Temporal and spatial partitioning of water resources among eight woody species in a Hawaiian dry forest. Oecologia 124, 309-317.
- Stribley, D.P. 1987. Mineral nutrition. En: Bagyaraj, C. (Ed.), VA Mycorrhiza. CRC Press, Boca Raton. Florida.

-
- Swaine, M.D.; D. Lieberman; J.B. Hall. 1990. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. *Vegetatio* 88, 31-51.
- Underwood, A.J. 1997. *Experiments in Ecology*. Cambridge University Press.
- Veenendaal, E. M.; M. D. Swaine; V. K. Agteman; D. Blay; I. K. Abebrese; C.E. Mullins. 1996. Differences in plant and soil water relations in and around a forest gap in West Africa during the dry season may influence seedling establishment and survival. *Journal of Ecology* 84, 83-90.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

Presentación

La estrategia que guió esta investigación destacó la necesidad de concluir cada ciclo de trabajo con una fase destinada a la Integración de la Investigación. Esta integración, concebida como la restitución de las partes al todo, busca promover tanto una síntesis del conocimiento generado con el disponible (*integración intra e inter disciplinaria*), como una transferencia de información entre el sector científico y los usuarios que la requieren para la toma de decisiones sobre el manejo ambiental (*integración inter-sectorial*; ver detalles en Capítulo II parte 2; Figura 1).

Este Capítulo presenta tres partes. La primera intenta integrar las conclusiones derivadas de la fase experimental con conocimiento ecológico disperso, para propiciar un avance en la comprensión de la dinámica sucesional de las praderas abandonadas. Vale aclarar que la integración es un ejercicio diferente al de sacar conclusiones de datos específicos, lo cual es una conexión de hechos observables y constituye un nivel más básico del conocimiento. La integración, como actividad cognitiva, pretende reorganizar el conocimiento ya existente y el adquirido, construyendo nuevos modelos mentales, teorías o explicaciones, estableciendo relaciones causales, generadoras de nuevas hipótesis. Este nivel teórico, es un nivel superior del conocimiento el cual es fundamental para la práctica de la investigación científica y la madurez de las disciplinas (García, 1986). Asimismo, constituye un elemento requerido para alcanzar concepciones sistémicas de los fenómenos de estudio. Sin embargo, no es habitual en las tesis tradicionales de esta área.

La segunda y tercera parte de este Capítulo son dos aportes hacia la *integración intersectorial* de manera mejores condiciones para alimentar el circuito de la información. El primero de ellos es la especificación de consideraciones ecológicas para la formulación de recomendaciones de manejo de las praderas sustitutas del bosque nativo. La idea fue iniciar un esfuerzo de resumen del conocimiento puesto en el contexto del manejo, considerando las características de la realidad rural regional. Este tipo de integración, el cual está dirigido a conectar el conocimiento teórico con su aplicación, también es un ejercicio requerido en el marco de la ciencia para el Manejo de Ecosistemas (ver Capítulo II parte 2, Figura 4).

El segundo aporte para la integración intersectorial fue la realización de una actividad con el campesinado local y sus familias en la región de estudio, cuya descripción se presenta en la tercera parte de este Capítulo. Esta actividad permitió la derivación de reflexiones generales entre las relaciones con el sector rural para el Manejo de Ecosistemas en la región de estudio.

Avances en la comprensión de la dinámica de la vegetación en el bosque seco de la Región de Chamela

1 - Introducción

Uno de los objetivos centrales de la investigación ecológica en ecosistemas dañados es incrementar la comprensión del comportamiento del ecosistema manejado para inferir trayectorias y estadios probables en escenarios alternativos. Para ello, una herramienta útil y muy socorrida es la construcción de modelos de simulación (Likens, 1998). Sin embargo, estos modelos demandan un conocimiento profundo de las variables que operan para generar una respuesta determinada, bajo un conjunto dado de condiciones iniciales o externas. La elaboración de modelos de simulación es, asimismo, el resultado de una labor de integración y síntesis, luego de la exploración de procesos parciales operando en un ecosistema determinado.

La escasa comprensión del comportamiento sucesional resultando de disturbios antropogénicos de diversa magnitud en bosques secos, mantiene alejada todavía la posibilidad de elaborar modelos de simulación. Un paso hacia dicho propósito es la elaboración de modelos explicativos que permitan establecer posibles conexiones entre causas y efectos y constituyan la base de nuevas aproximaciones experimentales conducidas por hipótesis.

El objetivo de este trabajo es proponer un modelo explicativo de la dinámica de la vegetación en sitios ocupados por bosques tropicales secos y sometidos a disturbio antropogénico. Este modelo surge como una síntesis de la información generada en esta tesis y aquella disponible para Chamela y otros bosques secos.

2 - Marco de referencia: Arreglo jerárquico de causas sucesionales

Para elaborar el modelo explicativo, se recurrió al marco conceptual desarrollado por Pickett *et al.* (Pickett *et al.*, 1987a; Pickett *et al.*, 1987b; Pickett y McDonnell, 1989; Pickett *et al.*, 1989; Brand y Parker, 1995), el cual surgió a finales de los años 80 en respuesta a los problemas existentes para generalizar la teoría sucesional. A continuación se recuerdan los principales componentes de dicho marco conceptual, relevantes para la explicación del modelo que se presenta en este trabajo.

Cuadro 1. Diseño del arreglo jerárquico de causas sucesionales propuesto por Pickett *et al.* (1987a, 1987b), ajustado a la situación específica de las praderas de la región de Chamela bajo dos escenarios de disturbio.

		Niveles jerárquicos para ordenar las causas sucesionales			
		Primero	Segundo	Tercero	
		<i>Causas generales de la sucesión</i>	<i>Condicionantes ecológicos</i>	<i>Factores definitorios de la respuesta sucesional en la región de Chamela bajo disturbios antropogénicos</i>	
				leves	severos
<i>Condiciones iniciales</i>	Disponibilidad de sitios		Disturbios a escala gruesa (comunidad)	Agente: remoción total de biomasa con hacha y machete - Pequeña extensión (< 1 ha) - Abandono - Agua subsuperficial disponible - Propiedades edáficas similares al estado conservado	Agentes: remoción total de biomasa, introducción de gramíneas exóticas, ganado, fuego, desbrote. - Mediana extensión (> 1 ha) - Continuidad del disturbio - Agua subsuperficial disponible - Propiedades edáficas alteradas respecto al estado conservado
	Disponibilidad de propágulos		Almacén de propágulos Dispersión	Tocones vivos; rebrote vegetativo activo en la mayoría de los individuos presentes antes del disturbio - Lluvia de semillas con alta representación de especies nativas - Mayor probabilidad de visitas de aves frugívoras	Tocones muertos; rebrote vegetativo activo sólo en especies resistentes al fuego - Lluvia de semillas con baja diversidad de árboles nativos y alta representación de especies tolerantes al fuego - Escasa probabilidad de visita de aves frugívoras - Ganado como dispersor de especies palatables
<i>Juego de interacciones (bióticas y abióticas) durante la sucesión</i>	Respuesta diferencial de especies	Respuestas a restricciones ambientales (a condiciones de micro-sitio y a la estocasticidad ambiental)		Exposición de la ladera: condicionante del establecimiento diferencial de especies. Secuencia de años secos o húmedos en los tres años posteriores al cese del disturbio.	
		Estrategias de historia de vida y eco fisiología		Vigor en el rebrote en tocones luego de quemas puntuales y quemas recurrentes. Requerimientos de humedad continua por la semilla para la germinación. Facilitación de la germinación de semillas por escarificación al ser ingeridas por ganado vacuno	
		Interacciones bióticas		Relevantes a determinar en este sitio y en cada situación	

Según Pickett y colaboradores, las causas sucesionales en cualquier ecosistema se pueden ordenar en un arreglo jerárquico de tres niveles (Cuadro 1; primera fila)). El primer nivel señala las causas generales: 1) *la disponibilidad de sitios*, 2) *la disponibilidad de propágulos* y 3) *la respuesta diferencial de las especies*. El segundo nivel de la jerarquía detalla las grandes categorías de procesos ecológicos o condiciones que contribuyen a cada una de las causas señaladas en el primer nivel jerárquico. El tercer nivel, más mecanicista y detallado, abarca las interacciones, factores y comportamientos sitio-específicos que determinan la naturaleza o "respuesta" sucesional para cada situación particular. Estas interacciones son la esencia de la sucesión, son sitio-dependientes y son las que permiten explicar a *escalas muy finas* una composición determinada (Pickett et al., 1987 a, b).

Las tres causas generales de la sucesión establecidas en el primer nivel jerárquico son de valor universal, por lo que se las ha propuesto con la categoría de "*Leyes de la dinámica de la vegetación*" (Brand y Parker, 1995; Cuadro 1, primera columna). Estas tres causas son determinantes de: a) el inicio del proceso sucesional (establecido por la *disponibilidad de sitios*), b) los límites de la sucesión (determinados por la *disponibilidad de propágulos*) y, c) el juego de interacciones abióticas y bióticas (basadas en la *respuesta diferencial de las especies*). *Esta última causa general es considerada el corazón de la salida sucesional, que ocurre bajo las condiciones señaladas por las causas señaladas en a y b* (Pickett y McDonnell, 1989; Brand y Parker, 1995),

Dos propiedades de la Teoría de Fuerzas son utilizadas en el contexto de explicaciones sucesionales: i) la idea de *repertorio causal* y, ii) *la ley de fuerza cero*. La primera indica que para explicar las salidas sucesionales en un sitio determinado debe construirse su *repertorio causal*, esto es, un reconocimiento o compilación de todas las posibles causas de la dinámica. Un repertorio causal es necesario para construir explicaciones específicas y colocar modelos teóricos en contexto. La *ley de fuerza cero* indica bajo qué condiciones las fuerzas que operan en un sistema no producen cambio neto (Pickett y McDonnell, 1989).

El uso de un arreglo jerárquico de causas sucesionales puede mejorar la comprensión de las relaciones entre diferentes causas sucesionales en un sitio específico e incrementar la precisión, permitiendo predicciones que pueden ser probadas experimentalmente (Pickett et al., 1987b).

3 - Modelo explicativo sobre la dinámica de la vegetación para el bosque seco de Chamela

Con base en el marco conceptual arriba explicado, los resultados experimentales de esta tesis (Capítulo III, partes 1 y 2; Capítulo V) e información recabada de la bibliografía, se elaboró un modelo explicativo sobre la dinámica de la vegetación en el ecosistema de bosque tropical seco, aplicado a la situación de la región de Chamela (Figura 1). El modelo está basado en el comportamiento de la tasa de cambio de la vegetación expresada en algún parámetro estructural diferente a la composición florística, es decir dx/dt , donde x puede ser la cobertura, altura, densidad de tallos y su cambio por unidad de tiempo. Las situaciones representadas corresponden a dos escenarios: un bosque nativo sometido a un disturbio antropogénico puntual y leve (Figura 1a) y un bosque nativo conservado sometido a un régimen de disturbio recurrente y severo para ser mantenido como pradera (Figura 1b). Los elementos del modelo son descritos en detalle en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Referencias generales del modelo (Figura 1)

Eje X: es el tiempo, expresado en años, para un lapso determinado en la historia de un ecosistema. La numeración entre paréntesis del eje sólo representa el número de años después de un disturbio antropogénico puntual y leve (en a) o recurrente y severo (en b).

Eje Y: es la tasa de cambio dx/dt respecto a algún parámetro estructural de la vegetación (diferente a la composición florística) como densidad, área basal, altura media, etc. El valor 0 de este eje representa el punto de fuerza cero (F_0), donde el balance neto de las fuerzas que operan sobre el sistema es nulo, es decir no se produce cambio alguno en su estado.

Áreas grises: momentos de exceso o déficit de agua en el suelo sub-superficial, en relación con una demanda mínima requerida para la sobrevivencia de la vegetación que ocupa en condiciones naturales una unidad de área (densidad de tallos). El exceso o déficit hídrico puede ser provocado por la estocasticidad ambiental (años secos o húmedos) provocando pulsos de reclutamiento o mortalidad de individuos. La disponibilidad de agua sub-superficial excepcional luego de un disturbio antropogénico es el resultado de la eliminación masiva de biomasa verde aérea.

Áreas negras: Cambio repentino de carácter negativo ($X_{final} < X_{inicial}$) que irrumpe la estructura de la vegetación promoviendo la eliminación masiva de biomasa, ocasionada por un disturbio antropogénico (tumba, desmonte, fuego, ganado). En el modelo, la acción antrópica es equivalente a una sequía pronunciada de muy graves efectos sobre la biomasa verde.

Condicionantes del cambio sucesional: los rasgos determinantes para el Inicio (I) y los Límites (L) del cambio sucesional en este sistema son:

I = (condiciones edáficas resultantes del disturbio en relación con el estado B) + (magnitud del recurso hídrico sub-superficial liberado)

L = (rebrote del Estado B) – (tocones muertos) + (nuevo establecimiento)

El modelo propone que, en términos cualitativos, para los casos particulares a) y b) se tiene que:

I a = (\approx B) + alta, L a = alto/diverso – bajo + medio a bajo

I b = (\neq B) + alta, L b = bajo/ selectivo – alto + medio a bajo

J = es el juego de interacciones que determinan la composición final (sitio-dependiente), bajo condiciones topográficas particulares (exposición, pendiente, geoforma).

Estadios que considera el modelo:

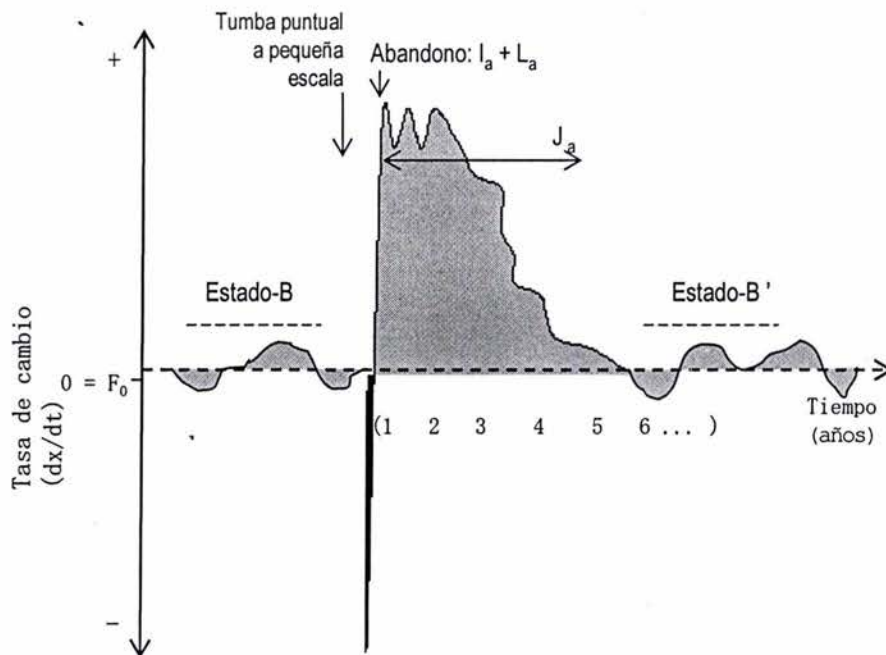
De equilibrio dinámico. Estado-B: Bosque sin perturbar

Estado-B': bosque secundario con rasgos estructurales similares a B

Estado-M: comunidad secundaria con rasgos estructurales de monte espinoso

De no equilibrio: Estado P: pradera con largo tiempo de uso pecuario y régimen de disturbio recurrente

a)



b)

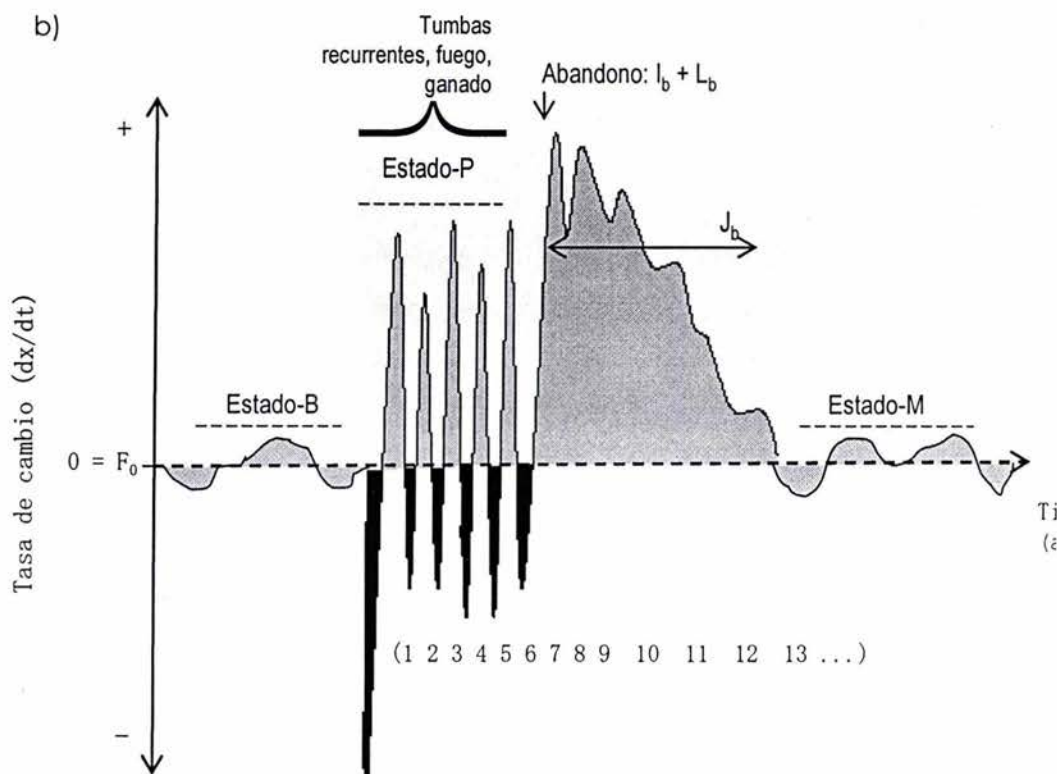


Figura 1. Modelo explicativo de la dinámica de la vegetación en el ecosistema de bosque tropical seco de la región de Chamela (Jalisco), considerando los condicionantes o causas sucesionales bajo dos escenarios: a) disturbios puntuales y leves, y b) disturbios recurrentes y severos. Referencias y detalles se explican en el Cuadro 1.

Dinámica de la vegetación sin disturbios antropogénicos

La primera porción del Eje x de las gráficas de la Figura 1 representa la dinámica de la vegetación en un bosque seco sin disturbios de origen antropogénico, mostrada como un esquema pictórico en la Figura 2. Este modelo reconoce que, al igual que para otros procesos del ecosistema, la disponibilidad de agua ocupa un papel fundamental para explicar la dinámica de la vegetación (Lugo *et al.*, 1978; Murphy y Lugo 1986; Sobrado, 1993). Siguiendo esta línea, la competencia y otras interacciones, pueden establecerse con mayor fuerza de manera subterránea (espacios con agua edáfica disponible) que aérea (espacios con luz disponible). La caída de un árbol por viento o lluvia no es garantía de que efectivamente quede un sitio disponible, pues las especies nativas de bosques secos presentan una alta capacidad de rebrote vegetativo desde tejidos epicórneos (Murphy *et al.*, 1995; Lieberman y Li, 1992; Rico-Grey y García-Franco, 1992). Un individuo dañado en su biomasa aérea posee aún un sistema radical desarrollado y activo que le permite re-ocupar el mismo lugar en poco tiempo. Es por este motivo que, para los bosques tropicales secos, la dinámica de claros no parece explicar satisfactoriamente la apertura de sitios disponibles (Swaine *et al.*, 1990; Gerhardt, 1992; Kennard; 2002) y que la disponibilidad de luz es improbable que juegue un papel principal en el establecimiento de un patrón en la distribución de árboles (Borchert, 1994). Con base en estos antecedentes, este modelo reconoce que para interpretar la dinámica de la vegetación en bosque secos, debe observarse más que el ambiente lumínico y el dosel (claros lumínicos), los procesos que determinan el ambiente hídrico del suelo y las raíces (claros hídricos). El ambiente hídrico del suelo es un medio heterogéneo respecto a los potenciales del agua edáfica, altamente dinámico en el tiempo y en el espacio, en el cual se pueden distinguir zonas de abatimiento y zonas de disponibilidad de agua. El contenido de agua en el suelo en un punto dado es el resultado de un balance hídrico puntual en el espacio, el cual está determinado por la precipitación neta, la posición en el relieve, las propiedades mátricas del suelo y la presencia de raíces. Se ha documentado que la biomasa subterránea de los sistemas radiculares en bosques secos, ocupa alrededor del 50 % de la biomasa total, es decir con relaciones de biomasa raíz:tallo (R:T) de entre 0.42-0.50 (Murphy y Lugo, 1986). En Guánica, se documentó que el 77 % de las raíces se presentaron en los primeros 20 cm (Murphy *et al.*, 1995). Esta distribución de raíces es la respuesta a los patrones de humedecimiento del suelo, ya que este ocurre principalmente en los primeros centímetros del suelo debido a la dominancia de eventos de lluvias ligeras (Burgos, 1999).

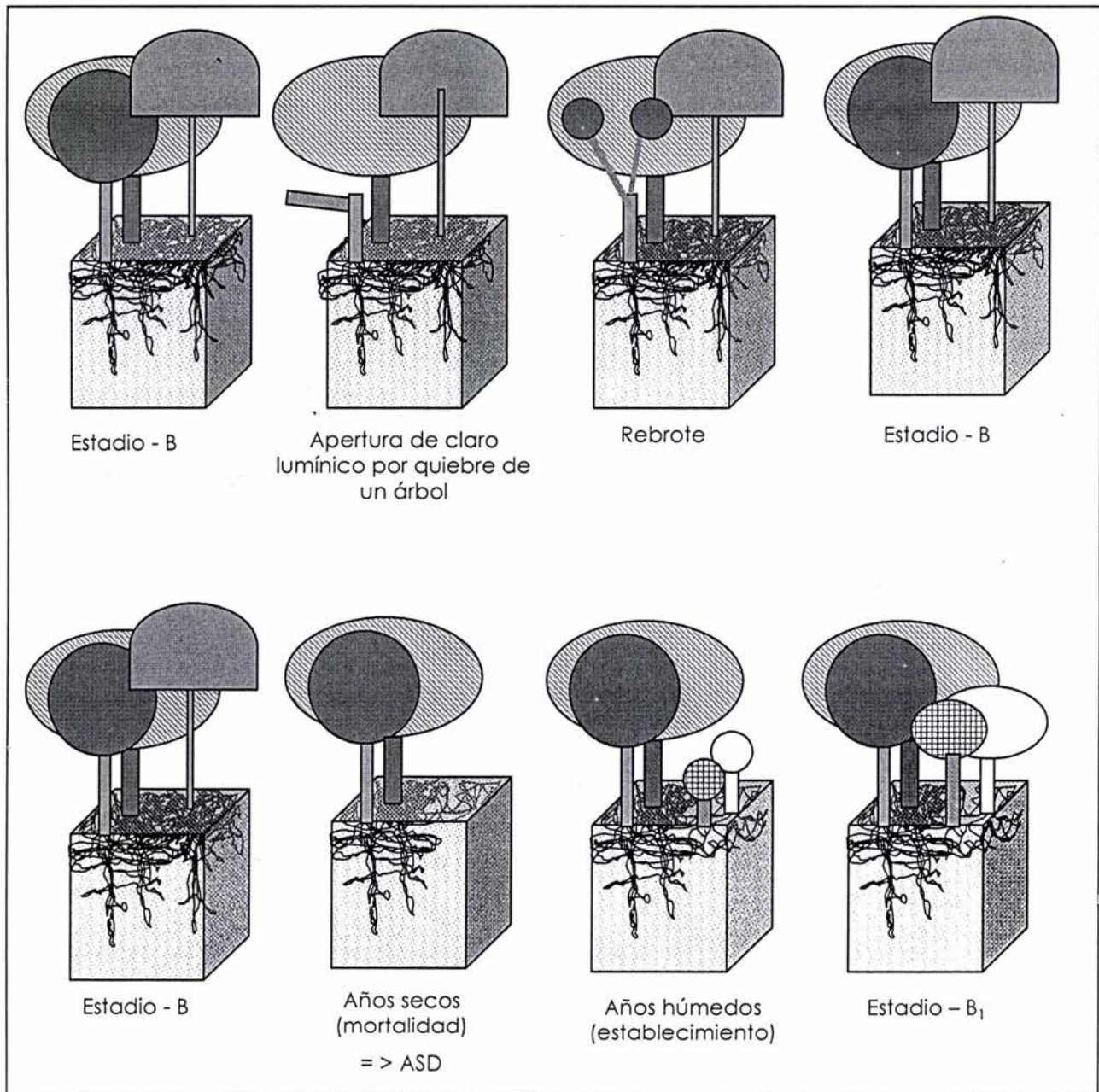


Figura 2. Representación pictórica de la dinámica natural de la vegetación en un bosque tropical seco maduro, que no es afectado por disturbios antropogénicos. Los dibujos expresan la dinámica explicada en la primera porción del Eje X de la Figura 1 (a y b) y pueden seguirse con la explicación del texto. ASD: Agua Subsuperficial Disponible.

Bajo estas consideraciones, se puede interpretar que el punto de fuerza cero, incluido en el modelo, representa un estadio del sistema en el cual el agua disponible en el suelo subsuperficial (10-30 cm) por unidad de superficie es sólo la requerida para la sobrevivencia de la vegetación allí instalada en su condición de bosque maduro (capacidad de carga del sistema). Así planteado, la principal fuerza que dinamiza la vegetación (es decir, propicia una tasa de cambio distinta de cero) cuando no hay disturbios antropogénicos, es la secuencia de series de años muy húmedos y muy secos, un patrón que caracteriza la precipitación en el área de distribución del bosque tropical seco (García-Oliva *et al.*, 2002; Maass *et al.*, en preparación). Esta estocasticidad ambiental genera momentos con déficit de agua en relación al punto de fuerza cero (Figura 1, áreas grises negativas), propiciando pulsos de mortalidad en árboles ya instalados, y momentos de exceso de agua respecto a dicha fuerza (Figura 1, áreas grises positivas) propiciando pulsos de nuevo establecimiento y altas tasas de crecimiento durante los años húmedos (ver en Figura 1, primera porción del Eje x; Figura 2).

Inicio de la sucesión secundaria: disponibilidad de sitios

Se ha documentado que la recuperación de la vegetación siguiendo a disturbios antropogénicos en bosques secos es relativamente rápida, pues en menos de 3 o 4 años muchos parámetros estructurales diferentes a la composición florística - como cobertura, incremento en el índice de área foliar y altura, por ejemplo -, alcanzan los observados antes del disturbio (Murphy *et al.*, 1995; Kennard, 2002; *esta tesis Capítulo III*). La existencia de altas tasas de cambio inmediatamente después de la ocurrencia del disturbio señala que se ha modificado la base de recursos y que un recurso limitativo fue liberado y se encuentra excepcionalmente disponible para el establecimiento de nuevos individuos (Sousa, 1984; Bazzaz, 1996). Este modelo propone que, cuando un disturbio antropogénico como la tumba y desbrote irrumpe en el ecosistema, se libera el recurso hídrico del suelo subsuperficial (10-30 cm), que es el estrato ocupado por el mayor volumen de raíces finas en este ecosistema (Castellanos *et al.*, 1991), por eliminación de los órganos fotosintéticos que constituyen la vía de extracción de agua por transpiración de dicho estrato edáfico, generando "bolsones" transitorios de agua disponible (Figura 1). Stratton *et al.* (2000) estudiaron el uso del agua de 7 especies nativas y una invasora en un bosque seco de Hawai y determinaron que la principal zona de agotamiento de agua se presenta en los primeros 30 cm del suelo en zonas boscosas. En dicho estudio, las zonas sin vegetación boscosa, no registraron abatimiento del agua en dicho estrato. Janzen (1990) observó que en Guanacaste (Costa Rica) el estrato

herbáceo de un campo abandonado puede mantener mucha más humedad en lapsos de sequía intra estacional que el sotobosque. En el mismo sitio, Gerhardt y Fredriksson (1995) reportaron un crecimiento más vigoroso en raíz y tallo en plántulas de *Swietenia macrophylla* trasplantadas a pradera que aquellas llevadas a bosque, aunque la relación R:T fue mucho menor en la pradera (R:T 0.39) que en el bosque (R:T 0.71). Esta respuesta fue interpretada por los autores como el resultado de un ambiente hídrico más favorable en el primer ambiente que en el segundo, ya que la relación R:T no se modifica a diferentes niveles de luz cuando las otras condiciones son constantes; en *S. macrophylla* ni en muchas especies de bosques seco (Rincón y Huante, 1993). Debe recordarse que el estado hídrico del suelo es la resultante de un balance entre los aportes y pérdidas agua. En sitios cuya biomasa arbórea fue antropogénicamente eliminada, este aumento de agua puede ocurrir por una menor transpiración y una menor intercepción de la lluvia por la vegetación en relación con un bosque con dosel cubierto. Si el disturbio fue recurrente y severo, es de esperar un daño de las propiedades físicas del suelo que promuevan una menor tasa de infiltración y capacidad de campo. Aunque este tipo de daño redunde en la menor recarga del agua edáfica, la ausencia de transpiración, que es el principal proceso que remueve agua del suelo, propicia un balance hídrico neto más positivo en las praderas que en los bosques con biomasa arbórea a su capacidad de carga.

En el modelo aquí presentado (Figuras 1a y b), el inicio de la sucesión es disparado por una masiva disponibilidad de agua en el estrato subsuperficial del suelo (10-30 cm) ocasionada por un disturbio antropogénico. En el primer escenario (disturbio puntual y leve; Figura 1 a), la ausencia de régimen de disturbio subsiguiente conlleva una rápida caída en la tasa de cambio en la vegetación en los siguientes años a medida que la vegetación ocupa el recurso disponible. En el segundo escenario (disturbio recurrente y severo), periódicamente los agentes de disturbio (desbrote, fuego, ganado) promueven el regreso al punto donde la tasa de cambio potencialmente es muy alta; es decir se mantiene un estado de alta disponibilidad relativa de agua subsuperficial (Figura 1b). Esto explica, entonces, por qué la pradera no es un estadio de equilibrio dinámico sino un punto de no-equilibrio; lo cual fue detectado y caracterizada en el Capítulo III. La rápida respuesta de la vegetación es explicada por las adaptaciones que presenta la flora nativa para utilizar el agua y los nutrimentos rápidamente, con altas eficiencias en el transporte y uso del agua (Sobrado, 1993).

Límites de la sucesión: disponibilidad de propágulos

Según el marco conceptual de Pickett y colaboradores, la disponibilidad de especies establece los límites de la sucesión, es decir los bordes que delimitan un conjunto de resultados sucesionales probables en términos de la composición florística de la comunidad secundaria. En virtud de la rápida tasa de cambio observada inmediatamente después del disturbio, posiblemente la disponibilidad de propágulos (sexuales o vegetativos) al momento del abandono sea un determinante muy fuerte de la salida sucesional.

Existe consenso en reconocer que el reservorio de semillas en sitios sucesionales de bosque tropical seco está formado casi exclusivamente por especies de hierbas dicotiledóneas y/o pastos y una muy baja representación del estrato arbóreo (Rico-Grey y García-Franco, 1992; Skoglund, 1992, Campbell *et al.*, 1990), siendo las densidades de semillas llamativamente bajas en relación con otros bosques tropicales y templados (Skoglund 1992). Similar situación se documentó para las praderas de la región de Chamela en parcelas con pradera, colindantes con bosque conservado (Roth, 1996; *esta tesis Capítulo III – parte 2*), y aún en suelo de bosque, donde la presencia de semillas de árboles fue decididamente baja (Miller, 1999). Murphy *et al.* (1995) observaron en laboratorio que la viabilidad y germinación de semillas caídas al suelo declina rápidamente con los días.

La lluvia de semillas, en cambio, parece ser el factor determinante de la disponibilidad de propágulos sexuales en estos sistemas (Campbell *et al.*, 1990). Así, la lluvia de semillas favorecida por aves dispersoras en torno a árboles remanentes que sirven de percha, parece desempeñar un papel importante en ciertos bosques secos como en Mozambique (Campbell *et al.*, 1990), o Costa Rica (Janzen, 1988). Sin embargo, para el bosque seco de la región de Chamela no existen evidencias de que este sea un proceso sucesional importante. De 227 especies de árboles que conforman la flora arbórea local, sólo 23 especies fueron detectadas como especies ornitócoras y 38 especies de aves que habitan el bosque conservado (25 % del total) fueron observadas como frugívoras (Berlanga, 1991). De estas últimas, sólo ocho especies pueden considerarse frugívoros legítimos con dispersión verdadera pues no dañan la semilla al comer el fruto. De ellas, tres presentan movilidad local altitudinal, siendo las que pudieran tener mayor impacto en la lluvia de semillas de especies de bosque a las praderas extensas. La presencia de zoocoria en la flora de Chamela se encuentra muy por debajo de bosques similares como Guanacaste (Costa Rica) en el cual entre el 51 y 64 % de las especies de árboles del dosel presentan dispersión por vertebrados (Berlanga, 1991). Esto es consistente con lo observado por Ibarra *et al.* (1991), quienes detectaron una correlación positiva entre el porcentaje de especies anemócoras y la

longitud de la estación seca, ya que Chamela se encuentra entre los más secos de los bosques tropicales secos de América.

El principal mecanismo de propagación en este ecosistema es el rebrote vegetativo (Murphy *et al.*, 1995; Miller y Kauffman, 1998), el cual es mucho más común entre árboles y arbustos de bosques secos que de aquellos húmedos (Swaine *et al.*, 1990). El rebrote desde tocones o tejidos radiculares es un fenómeno observado en todos los bosques secos estudiados (Murphy *et al.*, 1995; Swaine *et al.*, 1990; Kennard, 2002; Rico Grey y García Franco, 1992; González y Zak, 1996). Sin embargo, el uso del fuego y las cortas sucesivas para cultivo durante al menos tres años seguidos, afectan claramente la capacidad de rebrote de muchas especies (De Rouw, 1993), por lo que la vegetación presente en sitios sucesionales luego de largos ciclos de disturbio antropogénico está más bien conformada por especies de crecimiento vegetativo tolerantes al fuego (Rico-Grey y García Franco, 1992). Las especies que rebrotan fácilmente, suelen presentar una baja instalación por semillas. Esto promueve que la muerte de un individuo perteneciente a una especie con fácil rebrote vegetativo represente, probablemente, la desaparición de esa especie del área del disturbio (De Rouw, 1993). En la vegetación de la región de Chamela, sobre 120 especies de árboles estudiados en un área disturbada por tumba y quema, el 63% presentó rebrote luego de la primera quema. Sin embargo, la presencia de corte, fuego y pastoreo continuo promovió la muerte de individuos y la simplificación de la composición de la comunidad, favoreciendo unas pocas especies tolerantes o estimuladas por fuego (Miller y Kauffman, 1998). El fuego promovió, también, una reducción drástica de la diversidad de especies en el banco de semillas en un sitio experimental tumbado y sometido a quema (Miller, 1999).

De acuerdo a la información existente arriba presentada, el modelo sucesional propone que en este bosque seco los límites de la sucesión parecen estar dados por tres mecanismos: 1) el rebrote desde tocones de individuos presentes antes del disturbio (bosque conservado, estadio-B en Figura 1), 2) la mortalidad de tocones debido al disturbio y 3) el nuevo establecimiento, i.e. desde semilla. Los límites establecidos difieren de acuerdo a los dos escenarios analizados (Cuadro 1). En la Figura 1a, se propone que el rebrote de individuos presentes en el estado-B es el mayor posible para este ecosistema, y que la muerte de tocones responde sólo a causas naturales auto-ecológicas de algunas especies. Asimismo supone que la probabilidad de lluvia de semillas desde árboles circundantes o por avifauna dispersora es la mayor posible para este sistema. Así, las especies potencialmente presentes y disponibles para el juego de interacciones son, en un alto porcentaje, las presentes en el

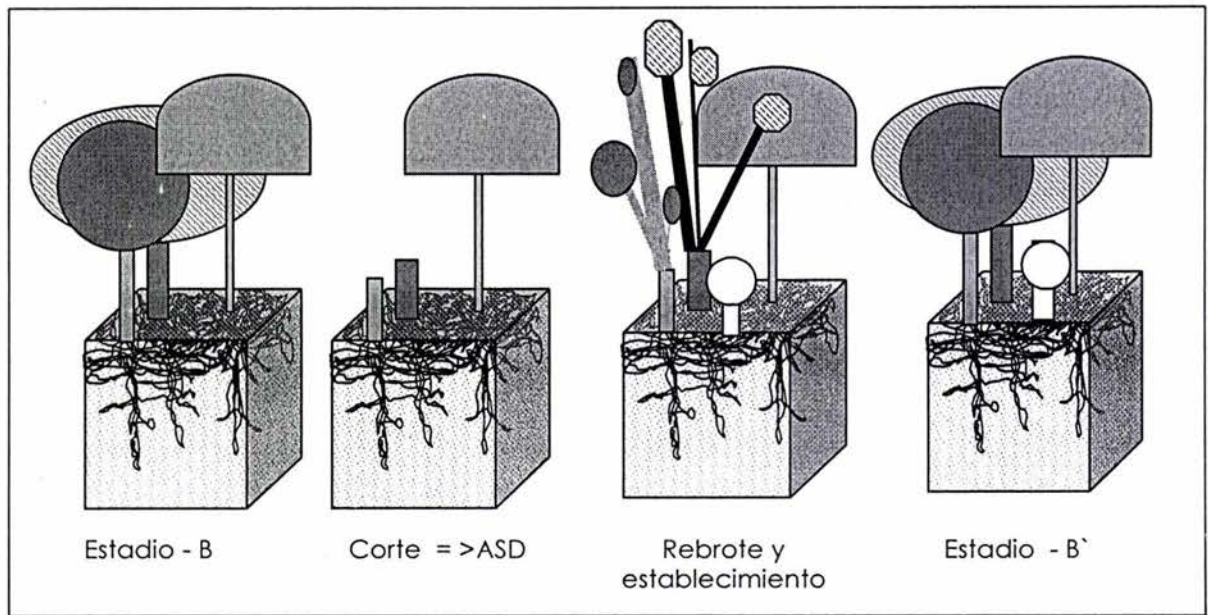


Figura 3. Representación pictórica de la dinámica sucesional siguiendo a disturbios puntuales y leves. Esta representación corresponde al modelo presentado en la Figura 1 a y puede ser seguido con la explicación en el texto. ASD: Agua Subsuperficial Disponible.

estadio-B, tendiendo al reemplazo 1 a 1 y por lo tanto a conformar una salida sucesional B' de rasgos estructurales similares a B (Figura 1a). Una representación pictórica de esta situación puede verse en la Figura 3.

En el segundo escenario (Figura 1b), afectado por disturbios severos y recurrentes, la presencia de individuos con rebrote originarios del estado B es menos probable, debido a la mortalidad promovida por el uso del fuego y cortes recurrentes durante ciclos largos. Las grandes extensiones disturbadas en la conversión a praderas pecuarias, conlleva menores probabilidades de que la lluvia de semillas contenga especies de árboles presentes en parches de vegetación nativa; o que la escasa avifauna frugívora legítima visite dichos ambientes (probablemente entre 1 y 3 especies presenten movilidad bosque-pradera; J. Vega-Rivera, comunicación personal). Asimismo, en el caso b) se incorpora el ganado como agente dispersor de aquellas especies cuyos frutos son apetentes, como *Acacia farnesiana*. Una representación pictórica de esta situación puede verse en la Figura 4.

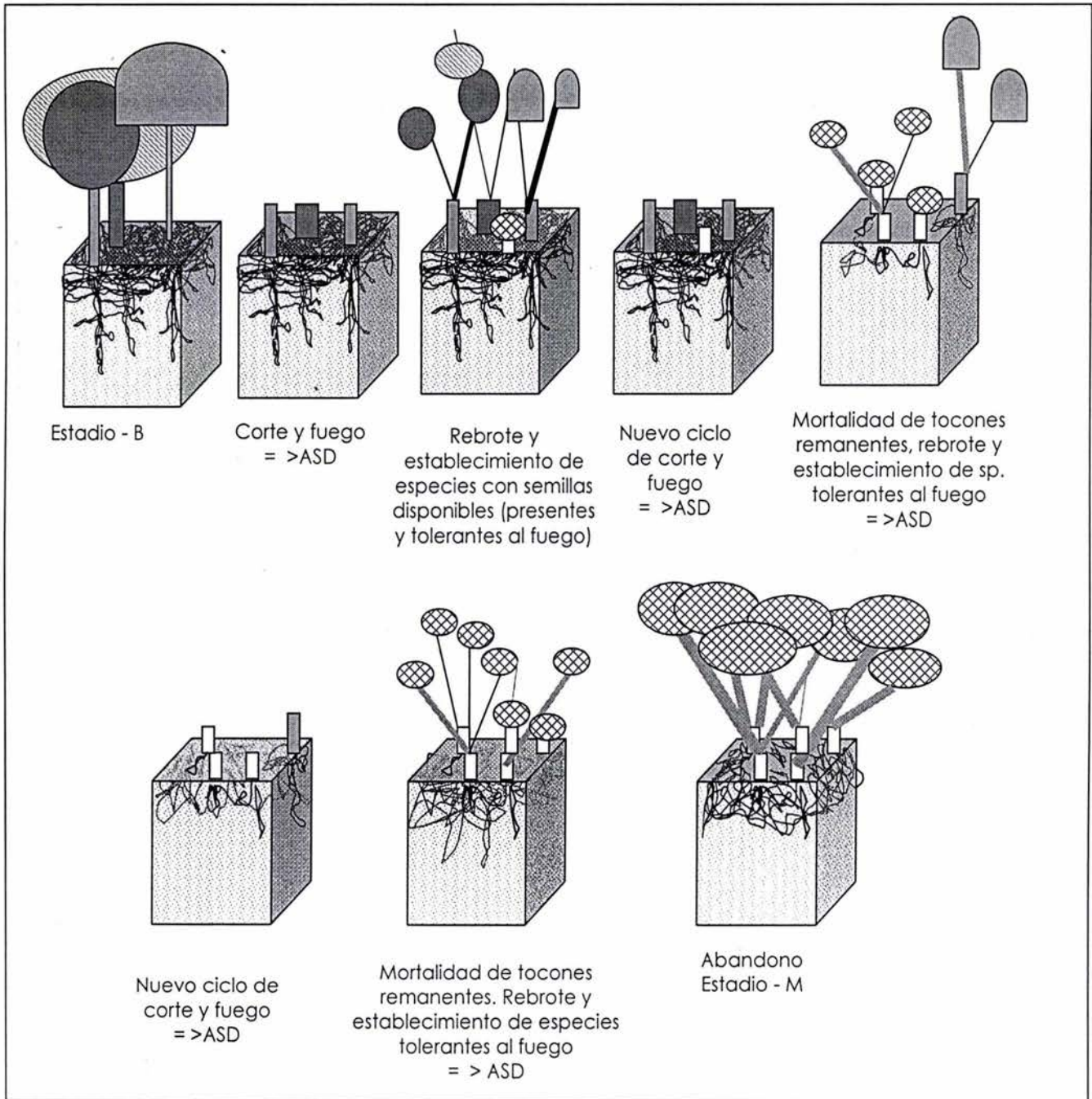


Figura 4. Representación pictórica de la dinámica sucesional siguiendo a disturbios severos y recurrentes. Esta representación corresponde al modelo presentado en la Figura 1 b y puede ser seguido con la explicación en el texto. ASD: Agua Subsuperficial Disponible

Juego de interacciones: respuesta diferencial de especies

El comportamiento de la tasa de cambio indica que el juego de interacciones al que se le debe poner mayor atención es el que ocurre inmediatamente después del cese del disturbio; es decir, el lapso en el cual la tasa de cambio dx/dt presenta mayores valores positivos (Figuras 1a y 1b; J_a y J_b , respectivamente). La composición florística de la resultante sucesional parece definirse rápidamente en este sistema; por lo tanto, la disponibilidad de propágulos (sexuales y vegetativos) y el juego de interacciones bióticas y abióticas inmediatas al cese del disturbio, parecen ser los principales determinantes. Se ha documentado que las praderas con largo tiempo de uso pecuario que son abandonadas en la región de Chamela, adquieren una configuración caracterizada por una mayor abundancia de especies hirsutas o espinosas, con menor talla, diámetro y diversidad que las comunidades originales (Ortiz, 2001). Según la narrativa ambiental de pobladores locales, estas comunidades son relativamente persistentes en el tiempo, conservando la fisonomía de monte (Figura 1b; ver detalles en el Capítulo III parte 1) . Para explicar detalladamente este patrón se requiere conocer las diferencias autoecológicas entre las especies presentes al momento del abandono las cuales son consideradas el corazón de la sucesión (llamada *Ley de la Tolerancia Dinámica*; Pickett y McDonnell, 1989; Cuadro 1). Estas diferencias pueden ser analizadas en una variedad de caminos, pero para su simplificación, Pickett y Mc Donnell (1989) consideraron las especies o grupos de especies (grupos funcionales) en relación con: i) las respuestas a restricciones ambientales (disponibilidad de recursos y estrés ambiental estocástico); ii) sus estrategias de historias de vida y ecofisiología y; iii) las interacciones que las afectan (competencia; herbivoría, enfermedades y predación; alelopatía; Cuadro 1). Los rasgos autoecológicos y las interacciones relevantes no han sido determinadas para este sistema. Sin embargo, algunos factores que pueden ser importantes y deben ser evaluados para la situación de las praderas de Chamela son: la respuesta en la sobrevivencia y crecimiento a años secos o húmedos y a las condiciones de laderas con exposición contrastante (norte y sur), los requerimientos de humedad para la ruptura de la latencia para la germinación de semillas (ver comentarios en Capítulo V) y el vigor de crecimiento desde tocones con quemas puntuales o recurrentes; esto en especial para las especies que presentan mayor frecuencia en las comunidades sucesionales y aquellas características del bosque conservado que no se observan en dicho estadio del ecosistema. Este conocimiento constituye información clave para predecir la trayectoria del sistema, inmediatamente al cese del disturbio, y establecer prácticas de manejo para promover salidas sucesionales con una configuración deseada.

Estadios del sistema

El modelo presentado incluye la existencia de tres estadios de equilibrio dinámico en el comportamiento del sistema, llamados B (bosque primario), B' (bosque secundario) y M (monte espinoso), y un punto de no-equilibrio llamado P (pradera con uso pecuario prolongado; ver Figura 1 y Cuadro 1; Capítulo III parte 1).

En un estadio de equilibrio dinámico el sistema se mueve dentro de una cuenca de atracción o atractor, a la cual tiende a regresar después de ser afectado por un disturbio. Suding *et al.*, 2004). La capacidad para regresar a su condición pre-disturbio, i.e absorber los efectos producidos por un evento antes que saltar a otra cuenca de atracción, se conoce como resiliencia del sistema (Holling, 1973), aunque otros autores denominan resiliencia a la velocidad a la cual un sistema regresa a un punto de equilibrio (Gunderson, 2000). Estos puntos de equilibrio dinámico existen gracias a la presencia de lazos de retroalimentación positivos y negativos, es decir interacciones entre las variables-estado, que operan en el sistema (Pahl-Wost, 1995). Estos y otros términos del lenguaje sistémico son definidos en el Cuadro 2.

Para aumentar el poder explicativo del modelo de la Figura 1, se identificaron las fuerzas que operan como lazos de retroalimentación sobre P como un punto de no-equilibrio que lo orientan hacia los estados estables B, B' o M (Figura 5). La Figura 5 representa un espacio-fase que permite describir el comportamiento de la dinámica de la vegetación en este sistema, de acuerdo a cuatro variables-estado: 1) en X, el número de días con agua disponible en el suelo subsuperficial (contenido de agua cercano a la capacidad de campo); 2) en Y, la diferencia en el número de tallos (n) en un lapso de tiempo (dt); 3) en X', se representa la densidad de tallos ($N \text{ área}^{-1}$) y; 4) en Y', se representa el uso consuntivo de la vegetación, es decir el agua utilizada para la transpiración (T). La recta XY señala la relación lineal positiva existente entre el número de días con agua subsuperficial disponible (A) en el suelo y la tasa de incremento (Δn) en la cantidad de vástagos presentes en una unidad de superficie (densidad). Vale aclarar que el balance hídrico puntual y diario que aquí se está considerando sólo incorpora los dos procesos básicos que determinan la disponibilidad de agua en este ecosistema: la precipitación y la evapotranspiración real. La recta X'Y' representa la relación lineal positiva existente entre la densidad de tallos ($N \text{ total área}^{-1}$) y el uso consuntivo de la vegetación (transpiración; T). El círculo interior punteado constituye el atractor o dominio de atracción, caracterizado por un punto central dado por cuatro

Caja 2. Definiciones de términos utilizados para explicar la Figura 5 (Gunderson, 2000; Holling, 1973; Nava et al., 1996; Pahl-Wostl, 1995; Suding et al., 2004).

Estado: modo de existencia del sistema caracterizado por la magnitud de las variables estado.

Espacio-fase: es un espacio multidimensional, conformado por las variables-estado relevantes para describir el comportamiento del sistema. En un modelo de competencia, por ejemplo, con tres especies compitiendo por un recurso limitante, el espacio fase incluye cuatro dimensiones: la abundancia de cada especie y del recurso.

Variables-estado: atributos utilizados para caracterizar el estado de un sistema.

Estado de equilibrio dinámico: modo de existencia en el cual el sistema se mueve dentro de una cuenca de atracción. Los promedios a largo plazo de las variables estado son invariantes en el tiempo. Un sistema tiene un comportamiento estable si regresa a su estado de equilibrio luego de una perturbación.

Punto de no equilibrio: modo de existencia efímero del cual el sistema tiende a apartarse rápidamente, como resultado de fuerzas exógenas o endógenas operando sobre él.

Atractor o dominio de atracción: equivalente a una orbita periódica donde las variables-estado fluctúan periódicamente o aún caóticamente. Un atractor es asociado a un estado de equilibrio estable.

Lazos de retroalimentación: interacciones entre las variables estado que contra actúan para regresar o expulsar al sistema de un estado de equilibrio o punto de no-equilibrio, respectivamente.

Umbral: puntos donde pequeños cambios en las condiciones ambientales redundan en grandes cambios en las variables-estado del sistema.

Resiliencia (Holling, 1973; Gunderson 2000): es la magnitud del disturbio que un sistema puede abosorber sin cambiar su configuración, es decir sin salir de su dominio de atracción o producir un cambio de estado.

Otra definición de resiliencia (Pahl-Wosst, 1995; Suding, et al; 2004): es la velocidad a la cual un sistema regresa a su equilibrio luego de que ha sido desplazado de él. A mayor resiliencia, más rápida es la recuperación siguiendo a una perturbación. Los sistemas con alta resiliencia puede decirse que son estables.

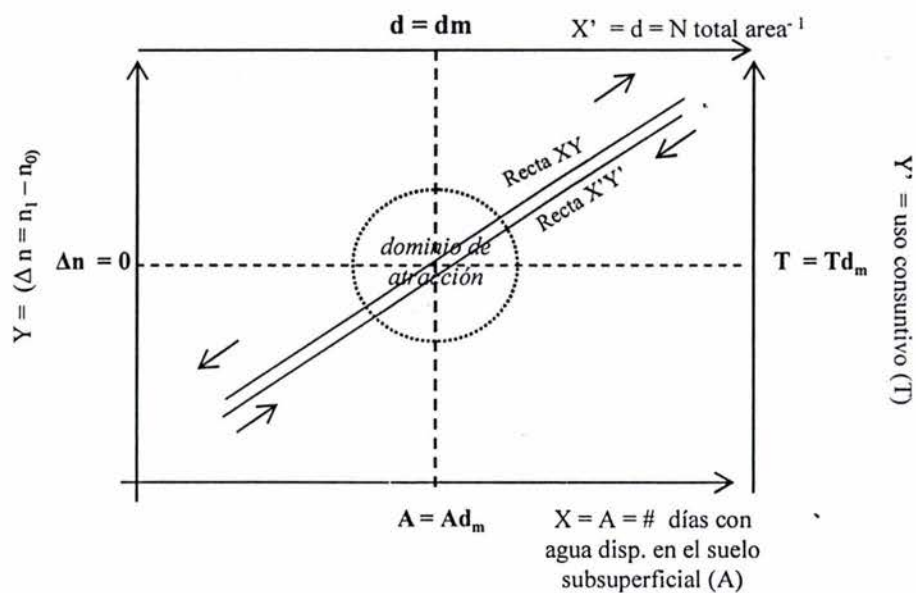


Figura 5. Gráfica que define el espacio fase del sistema de bosque tropical seco delimitado por cuatro variables-estado relevantes para identificar las interacciones que condicionan el comportamiento del sistema. Ver explicación en el texto.

condiciones: un número medio de días con agua subsuperficial disponible (A_{dm}), un incremento de tallos nulo ($\Delta n = 0$), una densidad media de tallos (d_m) y un cantidad media de agua perdida por transpiración, requerida para la sobrevivencia de la vegetación en d_m (T_{dm}). Estos son valores umbrales para definir el comportamiento del sistema. El único que presenta un valor determinado es $\Delta n = 0$; los restantes tres no tienen definición numérica y son función de la densidad media (d_m ; Figura 5). Las rectas XY y X'Y' definen los estadios posibles de existir para este sistema; por ejemplo el modelo no admite la existencia de un punto donde $A > A_{dm}$ y $D_n < 0$ ó $d > d_m$ y $T < T_{dm}$. Los vectores sobre las rectas XY y X'Y' indican el sentido en el cual actúan las fuerzas en cada sector del espacio-fase. Por ejemplo, cualquier valor mayor que A_{dm} en el eje X, corresponde a un Δn positivo ($>$ que el umbral 0) en el eje Y. El incremento en tallos conlleva un aumento en la densidad d (eje X'), lo cual corresponde a un aumento en T (eje Y'). Sin embargo, el aumento en T implica una disminución en A (eje X). Si esta disminución implica la ubicación por debajo del umbral A_{dm} , el sistema se moverá en sentido opuesto, es decir, con un Δn negativo, una disminución en d y en T. De manera equivalente ocurre cuando A es menor que A_{dm} , donde la tendencia es moverse hacia valores menores. Debe observarse que el sistema presenta lazos de retroalimentación positivos (+ + ó - -) entre todas sus variables, menos el lazo de retroalimentación negativo (x - ó - +) que existe entre el uso consuntivo (T, en el eje Y') y la disponibilidad de agua en el suelo (A, en el eje X). La resultante de los lazos positivos es expulsar al sistema del dominio de atracción (Figura 5, flechas sobre la recta XY); mientras que los lazos negativos (+ - ó - +) lo atraen hacia él (Recta X'Y'). La alternancia de años secos y húmedos que caracteriza el patrón de lluvias regionales, permite que el sistema presente bríncos entre momentos donde $A \ll A_{dm}$ (hacia la izquierda del eje X) y momentos donde $A \gg A_{dm}$ (hacia la derecha del eje X). Esta alternancia conlleva en el largo plazo, la anulación de esas fuerzas opuestas y la tendencia del sistema hacia el dominio de atracción. Un esquema simplificado de las relaciones entre variables se presenta en la Figura 6.

El esquema presentado en la Figura 5 predice, entonces, que cualquier estadio del sistema dentro del espacio-fase representado, tenderá a permanecer y/ó ubicarse dentro del dominio de atracción, determinado por los parámetros A_{dm} , $\Delta n = 0$, d_m y T_{dm} . Con base en este esquema, se discutirán las dos situaciones planteadas al inicio de este apartado: 1) los estadios en equilibrio B, B' ó M y, 2) el punto de no-equilibrio P.

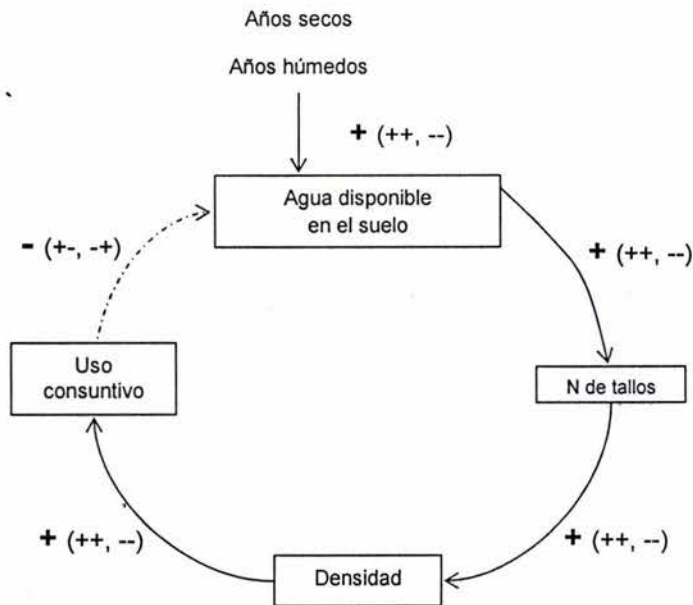


Figura 6. Relaciones entre las variables-estado utilizadas para definir el espacio-fase del sistema de bosque tropical seco. Los signos en negrita indican el lazo de retroalimentación (circuito recurrente) que opera entre las variables y los signos entre paréntesis muestran el comportamiento posible de las variables involucradas.

El primer caso (Figura 7a) explica el comportamiento del sistema en una comunidad madura no afectada por disturbios; i.e. una unidad de superficie con vegetación arbórea ubicada dentro del dominio de atracción o muy cercano a él (como los estados B, B' ó M). En este caso, el comportamiento está gobernado por la secuencia de años secos y húmedos, que lo mantendrá moviéndose dentro del dominio de atracción. Cuando el número de días con agua disponible en el suelo subsuperficial (A) se ubique por debajo de un umbral A_{dm} el sistema será afectado por mortalidad de individuos instalados ($\Delta n < 0$), lo cual ocurrirá durante una serie de años secos (punto 1). La mortalidad producirá una disminución en la densidad de tallos, lo cual determinará una disminución en el uso consuntivo (punto 2). Por el contrario, en una serie de años lluviosos, habrá más agua disponible en el suelo que la requerida por la densidad media ($A > A_{dm}$), y se producirá un incremento en el número de tallos, es decir $\Delta n > 0$ (punto 3, sobre Recta XY). El incremento en el número de tallos (n) producirá una mayor densidad ($d > d_m$) y un mayor uso consuntivo del agua, redundando en una baja en la disponibilidad de agua del suelo por mayores pérdidas del agua edáfica (punto 4). La alternancia en el mediano y largo plazo entre 1, 2, 3 y 4, sustentado en fuerzas con sentidos opuestos que se anulan, empuja al sistema a acercarse y permanecer dentro del dominio de atracción (Figura 7 a).

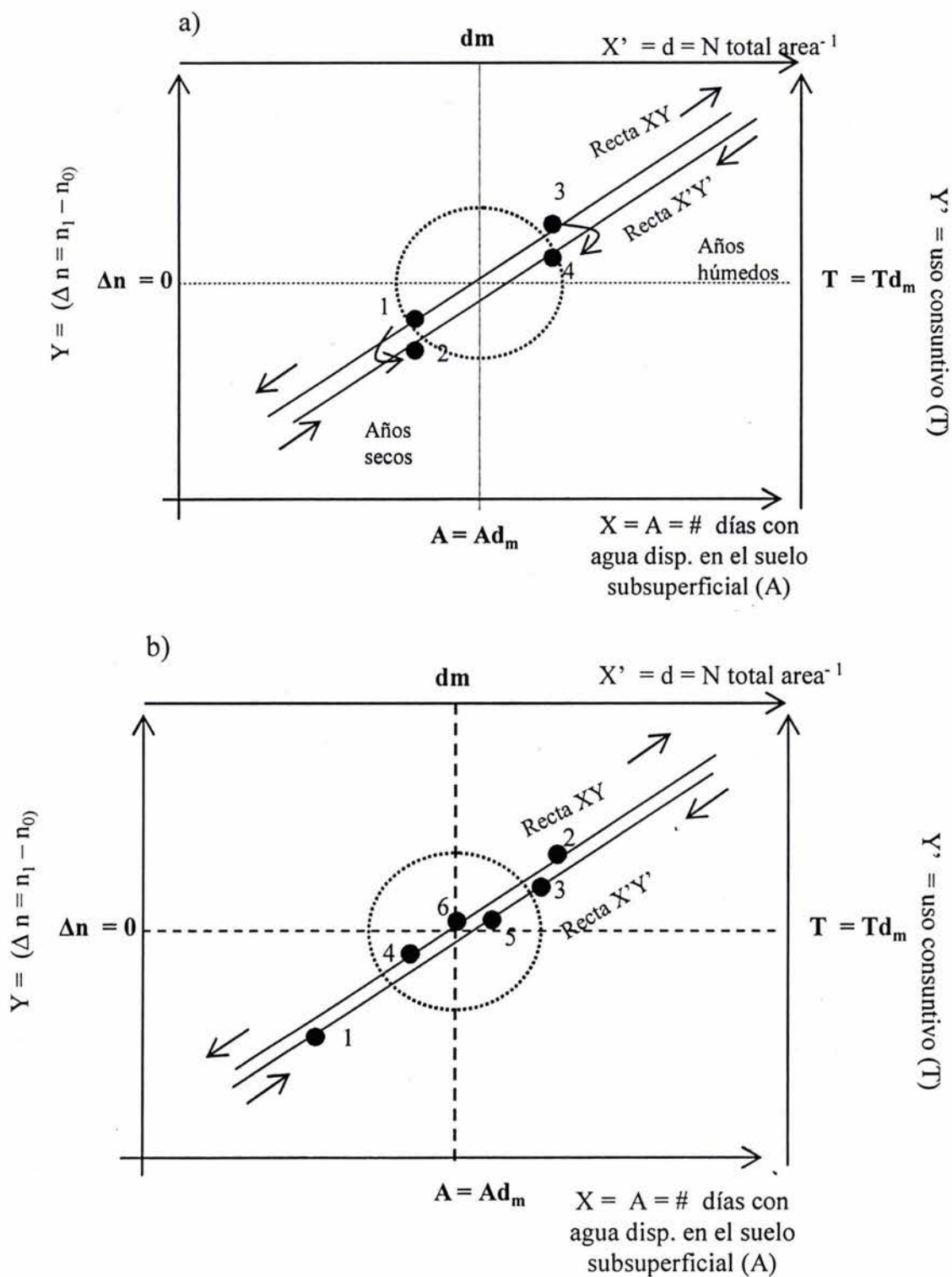


Figura 7. Comportamiento del sistema en sus estados: a) de equilibrio-estable (B, B' y M) y b) en cualquier estado inestable (como P). Las graficas muestran una secuencia de estados dentro del espacio fase (círculos negros numerados), de acuerdo con la relación de fuerzas explicada en las Figuras 2 y 3.

En resumen, una unidad de superficie, con vegetación arbórea madura (en su capacidad de carga) independientemente de su composición florística, está caracterizada por una densidad media (d_m), un uso consuntivo requerido para su sobrevivencia (T_{d_m}), una cantidad de días requeridos con agua subsuperficial disponible (A_{d_m}) y un incremento en el número de tallos cercano a 0. Por tal motivo, los estados B, B' y M constituyen estados de equilibrio dinámico del sistema, moviéndose a tasas de cambio pequeñas, por encima y debajo de un estado donde el equilibrio de fuerzas es 0 (en la Figura 1, el punto central del dominio de atracción esta representado de manera solapada al eje X, correspondiente al valor 0 del Eje y). Aunque los procesos de la dinámica en todos estos estados son semejantes (agua-dependientes), la magnitud de los parámetros que describen el dominio de atracción (umbrales) pueden no serlo. Por esto, el dominio de atracción se mueve, estableciendo diferencias en la configuración estructural y funcional del sistema entre dichos estadios, siendo los más diferentes B y M, debido a los límites de la configuración impuestos por la disponibilidad de propágulos. El cambio de configuración, representado en el desplazamiento del dominio de atracción, equivale a un cambio de estadio. Los parámetros d_m , T_{d_m} , A_{d_m} pueden ser similares en B y B', aunque diferentes para M.

El segundo caso (Figura 7 b) predice el comportamiento en una comunidad sucesional con baja densidad de vástagos ($d \ll d_m$), como puede ser el punto de no equilibrio-P (pradera con largo tiempo de uso pecuario; punto 1), o un bosque nativo recientemente cortado. La lectura en la recta X'Y' indica un bajo uso consuntivo T, (independientemente si el año es seco o húmedo); lo que determinará un mayor número de días con agua disponible en el suelo subsuperficial. La lectura en la recta XY predice que un alto valor en A ($> A_{d_m}$) redundará en una incremento positivo ($\Delta n > 0$), lo cual ubica al sistema en la porción superior de la recta XY (punto 2). En ambas rectas, el sentido de las flechas en los puntos 1 y 2 es el mismo, indicando una fuerza neta positiva tendiente al aumento de la densidad d, y su acercamiento gradual al dominio de atracción. Si $d > d_m$ (punto 3, sobre la recta X'Y'), el aumento en la densidad implicará un uso consuntivo mayor y una disminución en la disponibilidad relativa de agua, i.e. menos días con agua subsuperficial disponible (punto 4, sobre Recta XY). Si $A < A_{d_m}$, esto implica una disminución en el valor de Δn (punto d), constituyendo un lazo de retroalimentación negativa (mayor densidad de vástagos, menor agua subsuperficial disponible, conduciendo el sistema hacia el dominio de atracción (puntos 5 y 6).

Este modelo propone una explicación de las causas de la inestabilidad de las praderas sustitutas del bosque tropical seco en la región de Chamela, donde la disponibilidad de agua subsuperficial (10-30 cm) desempeña un papel determinante como el principal recurso liberado que dispara la sucesión (apertura de sitios). Sin embargo, debe explorarse el papel que los cambios en los ciclos de nutrientes y en los procesos de descomposición pueden también desempeñar.

4 – Discusión

Para la descripción y modelaje del comportamiento del ecosistema, esta tesis recurrió a algunas herramientas conceptuales como el reconocimiento de estados estables y de no-equilibrio. En esta sección, los puntos de contacto entre el análisis presentado y algunos antecedentes bibliográficos trascendentes serán brevemente discutidos.

Los modelos de estados y transiciones hicieron su aparición dentro del área del manejo de pastizales (Westoby *et al.*, 1989) y su utilización se derivó algunos años después a la ecología de la restauración (Hobbs y Norton, 1996). Su utilización en este trabajo ratificó el poder que ellos tienen para conceptualizar, explicar y generar hipótesis sobre el comportamiento de los ecosistemas y para la detección de pautas de intervención.

El comportamiento identificado en el ecosistema de bosque tropical seco fue descrito por la existencia de varios estados de equilibrio dinámico (Capítulo III). Un elemento asociado a ellos es la existencia de umbrales (Hobbs y Norton, 1996), esto es, puntos donde pequeños cambios en las condiciones ambientales redundan en grandes cambios en las variables-estado del sistema (Caja 2). De acuerdo a este concepto, el estado de monte espinoso (estado-estable) es la resultante de la presión de manejo, propiciada por el desbrote recurrente, la quema y el ganado, la cual "empujó" al sistema a cruzar un umbral. El modelo explicativo aquí propuesto sugiere que dicho umbral está conformado por la capacidad de rebrote desde tocones y tejidos remanentes de las especies nativas del bosque tropical seco y por la composición del banco o lluvia de semillas que se expresa en una pradera bajo manejo. Aunque esta afirmación puede resultar fuertemente especulativa, esta tesis documentó que la remoción de los agentes de disturbio como desbrote, fuego, ganado aplicados durante varios ciclos, *no promueve el regreso* del sistema a su condición predisturbio, sino que un estado diferente al original se expresa frecuentemente.

El modelo explicativo presentado en esta sección fue la resultante de un ejercicio de integración y síntesis, a partir de los resultados experimentales de este trabajo y conocimiento

previo disponible para la región de Chamela y otros bosques secos del mundo; aferrados a un claro marco teórico. Constituyó el primer intento documentado para aplicar las aproximaciones conceptuales antes explicadas al caso del bosque tropical seco. Aunque aún queda mucho terreno por explorar, las aproximaciones a la comprensión del comportamiento del ecosistema a través de estas herramientas presenta un enorme valor para definir pautas de intervención. Esto ya fue demostrado en el caso de los avances conceptuales en la gestión de pastizales (Bestelmeyer *et al.*, 2003; Stringham *et al.*, 2003), los cuales promovieron nuevas visiones para el manejo de dichos ecosistemas como los conceptos de "manejo de estabilización", cuando el comportamiento de no-equilibrio es contrarrestado por el régimen de disturbio (Ellis y Swift, 1988) y de "manejo oportunista", en el cual se destaca la necesidad de generar un catálogo de oportunidades (circunstancias climáticas, de manejo, o aleatorias) que podrían utilizarse para promover transiciones favorables o evitar aquellas desfavorables (Westoby *et al.* 1989).

Literatura citada

- Bazzaz, F. 1996. Plants in changing environment. Cambridge University Press, Londres, RU.
- Berlanga, H. 1991. Las aves frugívoras de Chamela, Jalisco. Su recurso vegetal y su papel en la dispersión de semillas. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM, México DF.
- Bestelmeyer, B.; J. Brown; K. Havstad, R. Alexander; G. Chavez; J. Herrick. 2003. Development and use of state-and-transition models for rangeland. *Journal of Range Management* 56, 114-126.
- Borchert, R. 1994. Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology* 75, 1437-1448.
- Brand, T.; T. Parker. 1995. Scale and general laws of vegetation dynamics. *Oikos* 73, 375-380.
- Burgos, A. 1999. Dinámica hidrológica del bosque tropical seco en Chamela, Jalisco, México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Campbell, B.M., T. Lynam, J.C. Hatton. 1990. Small-scale patterning in the recruitment of forest species during succession in tropical dry forest, Mozambique. *Vegetatio* 87, 51-57.
- Castellanos, J., J. Maass; J. Kummerow. 1991. Root biomass of a tropical forest in Mexico. *Plant Soil* 131, 225-235.
- De Rouw, A. 1993. Regeneration by sprouting in slash and burn rice cultivation, Tai rain forest, Cote d'Ivoire. *Journal of Tropical Ecology* 9, 387 - 408.
- Ellis, J.; D. Swift. 1988. Stability of African pastoral ecosystems: Alternate paradigms and implications for development. *Journal of Range Management* 41, 450-458.
- García, R. 1986. Conceptos básicos para el estudio de sistemas complejos. En: Los problemas del conocimiento y la perspectiva ambiental del desarrollo. Leff, E. (Ed.), Siglo Veintiuno Editores, México.
- García-Oliva, F., A. Camou.; M. Maass. 2002. El clima de la Región Central del Pacífico Mexicano. En: Noguera, F.; Vega J. H.; Quesada, M. y García-Alderete R. N. Eds. Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM.
- Gerhardt, K. 1992. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests - an introduction. *Journal of Vegetation Science* 3, 361-364.
- Gerhardt, K. 1993. Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science* 4, 93-102.
- Gerhardt, K.; Frederiksson. 1995. Biomasa allocation by broad-leaf mahogany seedlings, *Swietenia macrophylla* (Kig), in abandoned pasture and secondary dry forest in Guanacaste, Costa Rica. *Biotropica* 27, 174-182.
- Hobbs, R.J; D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4, 93-110.
- Ibarra, G.; B. Sánchez; L. González. 1991. Fenología de lianas y árboles anemócoros en la selva cálida-húmeda de México. *Biotrópica* 23, 242-254.
- Janzen, D. 1986. Guanacaste National Park: Tropical Ecological and Cultural Restoration. Editorial Universidad Estatal a Distancia, San José, Costa Rica.
- Janzen, D. 1988. El crecimiento y la regeneración del bosque seco natural en el Parque Nacional Santa Rosa". Department of Biology, University of Pennsylvania, Philadelphia.
- Janzen, D. 1990. An abandoned field is not a tree fall gap. *Vida Silvestre Neotropical* 2, 64-67.
- Janzen, D. 2000. Costa Rica's Area de Conservación Guanacaste: sa long march to survival through non-damaging biodiversity and ecosystem development. En: Norway/UN Conference on the Ecosystem Approach for sustainable use of Biological Diversity. Norwegian Directorate for Nature Research and Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway.
- Kennard, D. 2002. Secondary forest sucesión in a tropical dry forest: patterns of development across a 50 year chronosequences in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18, 53-66.
- Lieberman, D.; M. Li. 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. *Journal of*

- Vegetation Science 3, 375-382.
- Likens, G. 1998. Limitations to intellectual progress in ecosystem science. En: *Success, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science*. Pace, M.L.; P.M. Groffman (eds.). Springer Verlag, New York.
- Lugo, A.E.; J. Gonzalez-Liboy; B. Cintrón; K. Drugger. 1978. Structure, productivity and transpiration of a subtropical dry forest in Puerto Rico. *Biotropica* 10, 278-291.
- Maass, M.; W.T Swank, S. Araiza, A. Lopez-Guerrero, J. Sarukhán. En preparación. Hydrologic characterization of dry tropical forested watersheds in west Mexico.
- Miller, P.M. 1999. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 15, 179-188.
- Miller, P.M. y J.B. Kauffman. 1998. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30, 538-546.
- Murphy, P.G.; A.E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecol. and Syst.* 17, 67-88.
- Murphy, P., A. Lugo, A. Murphy, D. Nepstad. 1995. The dry forest of Puerto Rico's South Coast. En: Lugo, A.; C. Lowe (Eds.). *Tropical Forest: Management and Ecology*. Ecological Studies 112, Springer-Verlag, Nueva York.
- Nava, R., R. Armijo; J. Gastó. 1996. *Ecosistema: La unidad del hombre con la naturaleza*. Editorial Trillas, México.
- Pahl-Wost, C. 1995. *The dynamic nature of ecosystems*. John Wiley and Sons, West Sussex, England.
- Pickett, S.T.A.; S. Collins; J.J. Armesto. 1987a. Models, Mechanisms and Pathways of succession. *The Botanical Review* 3, 335-371.
- Pickett, S.T.A.; S.L. Collins; J.J. Armesto. 1987b. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Vegetatio* 69, 109-114.
- Pickett, S.T.A y M.J. McDonnell. 1989. Changing perspectives in community dynamics: A theory of successional forces. *Tree* 4, 241-245.
- Pickett, S.T.A., J. Kolasa, J.J. Armesto; S.L. Collins. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* 54, 129-136.
- Rico-Grey, V.; J. Garcia Franco. 1992. Vegetation and soil seed bank of successional stages in tropical lowland deciduous forest. *Journal of Vegetation Science* 3, 617-624.
- Rincon, E.; P. Huante. 1993. Growth responses of tropical deciduous tree seedlings to contrasting light conditions. *Trees* 7: 202-207.
- Roth, D. 1996. *Regeneration Dynamics in Response to Slash-and-Burn Agriculture in a Tropical Deciduous Forest in Western Mexico*. Tesis de Maestría, Oregon State University.
- Sobrado, M.A. 1993. Trade-off between water transport efficiency and leaf life-span in a tropical dry forest. *Oecologia* 96, 19-23.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15, 353-391.
- Skoglund, J. 1992. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 3, 357-360.
- Stratton, L.; G. Goldstein, F. Meinzer. 2000. Temporal and spatial partitioning of water resources among eight woody species in a Hawaiian dry forest. *Oecologia* 124, 309-317.
- Stringham, T.K.; W. Krueger; P. Shaver. 2003. State and transition modelling: An ecological process approach. *Journal of Range Management* 56, 106-113.
- Suding, K.N., K.L. Gross; G. Houseman. 2004. Alternative states and positive feedback in restoration ecology. *TREE* 19, 46-53.
- Swaine, M.D.; D. Lieberman, J.B. Hall. 1990. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. *Vegetatio* 88, 31-51.
- Westoby, M.; B. Walker; I. Noy Meir. 1989. Opportunistic management for rangeland not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42, 266-274.

Consideraciones ecológicas para la formulación de recomendaciones de manejo para las laderas con praderas con uso pecuario prolongado

1 - Introducción

El sector rural de Chamela y en general del Municipio de La Huerta, es un actor social claramente afectado al problema de la transformación y recuperación del bosque tropical seco. Las características del sistema de producción rural dominante y las prácticas de manejo que utiliza, lo determinan como el principal agente de conversión de estos bosques. En este apartado, el esfuerzo de integración estuvo dirigido a reconocer, en el conocimiento científico generado en esta tesis, elementos que pueden aportar a la formulación de recomendaciones de manejo al campesinado local. Este es un ejercicio poco usual dentro de la comunidad científica, muchas veces alimentado por el sentimiento de la falta de conocimiento suficiente para formular, de manera concluyente, líneas específicas de acción. Sin embargo, esta última fase de integración intenta romper con esa tendencia y ser congruente con el concepto de *manejo adaptativo*. Este concepto, en términos generales, establece que las reglas y criterios de manejo deben ser suficientemente flexibles para responder a eventos biofísicos cambiantes, objetivos humanos cambiantes y nuevo conocimiento adquirido. En este caso particular, puede entenderse como la posibilidad de formular recomendaciones, las mejores posibles de acuerdo al conocimiento disponible hasta el momento, *a sabiendas* de que estas pueden cambiarse si el conocimiento adquirido en el futuro así lo indica.

El compendio presentado a continuación es sólo un primer intento para poner el conocimiento ecológico resultante de esta tesis en el contexto del manejo. Debe tenerse en cuenta que proviene sólo de la perspectiva del sector científico, por lo cual, está sesgado. La elaboración de recomendaciones de manejo con vistas a la recuperación de rasgos deseados en un ecosistema dañado, al igual que para cualquier situación de manejo, debe ser la resultante de la construcción colectiva del conocimiento desde la visión que los usuarios directos tienen del problema, del conocimiento científico disponible y del diseño de políticas públicas que estimulen o restrinjan la aplicación de las decisiones adoptadas. Análisis socio-económicos más pormenorizados pueden ayudar a evaluar lo acertado de las medidas de manejo sugeridas.

2 – Compendio de consideraciones ecológicas para formular recomendaciones

Las consideraciones ecológicas que a continuación se presentan son de dos tipos. Las primeras están destinadas a formular recomendaciones para orientar las praderas con uso pecuario prolongado que son abandonadas, hacia comunidades secundarias más diversas y enriquecidas en especies de valor maderable. Las segundas, están más bien destinadas a mantener las praderas, pero apuntando a preservar rasgos del ecosistema original que tengan beneficios funcionales y que les permitan transitar más fácilmente hacia una comunidad más diversa al momento de ser abandonadas.

- Acciones tácticas para aplicar en praderas al momento del abandono para orientar la comunidad hacia una composición más diversa y de mayor valor maderable

1) *Recomendación:* Si una parcela o potrero va a ser abandonado, puede programarse el abandono para inducir la sucesión hacia una comunidad más diversa y con mayor valor de uso. Debe enfatizarse que las acciones deben realizarse al momento del abandono.

Beneficios para el sistema de producción (BSP): Un potrero que se convierte en monte espinoso (sierrillera-huizachera) no tiene valor de uso. Dichas laderas son áreas perdidas para fines productivos. El "abandono dirigido" puede conformar comunidades con mayor abundancia de especies con valor de uso maderable (bosque energéticos, maderas tropicales corrientes y finas) o no maderable (frutos, forraje, colorantes, medicina, etc.). Estas acciones al momento del abandono redundan en un mayor valor de potrero en el mediano plazo (7 - 10 años).

Fundamentación ecológica: la pradera es una condición de no-equilibrio del sistema, por lo cual la tasa de cambio en la estructura de la vegetación ocurre rápidamente luego de que las acciones dirigidas a mantenerla (roza, quema, herbicidas) son interrumpidas. Por tal motivo, todas las acciones dirigidas al enriquecimiento de las comunidades secundarias deben realizarse en el momento en que el abandono es decidido.

2) *Recomendación:* Las primeras acciones que deben considerarse al momento del abandono son la introducción artificial de propágulos, como semillas o plántulas. La diseminación artificial de semillas puede ser exitosa más bien para las especies de bajo

requerimientos de imbibición. Las especies con mayores requerimientos deben ser introducidas, preferentemente, como plántulas con sistema radical bien desarrollado.

BSP: La introducción de propágulos permite dirigir la composición de especies de la comunidad hacia una estructura deseada.

Fundamentación: Las restricciones bióticas generadas por la falta de propágulos y la muerte de tocones de árboles nativos establecidos en tiempo histórico, restringen los límites de la sucesión, condicionando fuertemente la salida sucesional (comunidad espinosa). La topografía quebrada de la región y la heterogeneidad ambiental asociada, podrían estar contribuyendo a restringir el flujo de propágulos en el paisaje, por lo cual la introducción se vuelve una acción determinante para recuperar la biodiversidad nativa.

3) *Recomendación:* La aplicación de enmiendas edáficas debe considerarse en segundo término. El picado del suelo hasta los 20 cm de profundidad ayuda sustancialmente a la infiltración de agua, por lo cual es una técnica muy recomendable. En cambio, la incorporación de hojarasca demanda esfuerzos que no parecen ser prioritarios.

BSP: Un mejor balance hídrico del agua redundará en mayores tasas de crecimiento, por lo que tamaños maderables o apropiados para uso pueden alcanzarse en lapsos más cortos. La selección de técnicas debe realizarse optimizando el esfuerzo del campesino, por lo cual deben elegirse aquellas que realmente favorezcan las condiciones iniciales en el ecosistema al momento de la introducción de propágulos.

Fundamentación: Los daños estructurales del suelo por compactación, son difíciles de revertir de manera natural, lo cual ocurre en períodos prolongados de tiempo. La infiltración es el principal proceso que determina la partición entre agua escurrida y agua ingresada al suelo, proceso hidrológico crucial en laderas para el balance hídrico. La intervención humana para acelerar la restitución de las propiedades de infiltración es claramente deseable. En cambio, la incorporación de materia orgánica a través de hojarasca, aunque contribuye a disminuir la densidad aparente y aumentar la concentración de carbono, los beneficios inmediatos son escasos en relación con el esfuerzo de colecta y traslado de los costales de hojarasca al sitio de aplicación de la enmienda. Por otra parte, la incorporación de hojarasca (materia orgánica) puede ser un efecto secundario inmediato de la instalación de plántulas (dinámica de hojas y raíces finas) y de la eliminación del fuego en las praderas, por lo cual no se recomienda realizar este esfuerzo al momento del abandono.

4) *Recomendación:* La exposición de las laderas es un factor determinante en este ecosistema, que debe ser considerado para analizar los requerimientos reales en la aplicación de enmiendas edáficas.

BSP: Las acciones de mejoramiento deben propiciar una optimización los esfuerzos para ser más fácilmente incluidas en las tareas de campo de los campesinos, que son los manejadores directos del ecosistema.

Fundamentación: La aplicación de enmiendas debe dirigirse, en especial, a las laderas de orientación sur, donde los balances hídricos del suelo son más afectados por la evapotranspiración, que es el principal proceso de salida de agua en el ecosistema. Las laderas menos expuestas a la radiación solar directa son las orientadas al norte, parecen no requerir de la aplicación de enmiendas. La dinámica de la insolación potencial a lo largo de la estación de lluvias (junio-noviembre) muestra un incremento sustancial sobre las laderas expuestas al sur, a medida que procede el desarrollo del dosel. Así, los árboles se exponen gradualmente a un ambiente térmico más riguroso en los momentos de mayor desarrollo foliar. En cambio en las laderas norte, el proceso inverso ocurre, es decir, el despliegue foliar el dosel procede a medida que el ambiente térmico es menor riguroso a lo largo de la estación de lluvias, conformando condiciones menos estresantes para el desarrollo de la vegetación cuando mayores índices de área foliar son alcanzados.

5) *Recomendación:* Las especies nativas llamadas coral (*C. platyloba*) y ébano (*C. sclerocarpa*) son adecuadas para introducir en estas praderas, en especial en laderas de alta exposición solar (sur –este –oeste). La caoba (*S. humilis*) por su parte es una especie muy adecuada para introducir en laderas menos expuestas como las de exposición norte. Deben aplicarse cuidados durante la formación de la plántula antes del trasplante y su crecimiento para que los individuos alcancen un mayor valor de mercado (tamaño y forma del fuste).

BSP: Las especies arriba nombradas tienen valor maderable para construcción de muebles y para postería y son sumamente apreciadas local y regionalmente. Constituyen alternativas forestales concretas para diversificar los subsistemas de operación del Sistema de Explotación Familiar.

Fundamentación: *S. humilis*, *C. platyloba* y otras especies de valor maderable (como las del género *Tabebuia*; *Capítulo III parte 1*) han sido afectadas por extracción selectiva en la región. La presencia de árboles maduros semilleros es muy baja en el paisaje, por lo que su repoblamiento natural es de baja probabilidad.

6) *Recomendación:* Todas las recomendaciones antes señaladas deben diseñarse en paquetes de acciones tácticas destinadas a años húmedos y otros destinados a años secos.

BSP: La consideración de manejos alternativos permitirá aprovechar mejor los años con condiciones favorables (lluvias abundantes) y medir esfuerzos en años con condiciones desfavorables (años secos).

Fundamentación: La consideración de la incertidumbre es necesaria para enfrentar la gran variabilidad interanual en las lluvias que caracteriza a la región. El diseño anticipado de alternativas permitirá responder mejor a las situaciones particulares que surjan durante las intervenciones sobre el sistema bajo manejo, y tendiendo a obtener ventajas, y no perjuicios, de dicha variabilidad.

- Acciones para aplicar en praderas bajo uso

1) *Recomendación:* Utilizar métodos selectivos para la limpieza de praderas bajo uso, eliminando por corte sólo aquellos individuos de especies invasoras como la sierrilla (*Mimosa* sp.) o el huizache (*Acacia* sp.), con tolerancia hacia otras especies menos frecuentes.

BSP: La presencia de árboles nativos en una matriz de pradera provee bienes (madera, frutos, forraje) y servicios generales (sombra, control de erosión, circulación de nutrimentos, hábitat para aves y reptiles) que pueden beneficiar el sistema de producción en el mediano plazo.

Fundamentación: Los disturbios antropogénicos sostenidos sobre las laderas con pradera, basados en la roza y quema indiscriminada del material vegetal conllevan en el mediano plazo una simplificación del sistema en términos de la composición de especies que parece difícil de revertir. El establecimiento de individuos de especies del bosque nativo a partir de semillas, parece un evento de baja probabilidad. Por tal motivo, especial importancia debe asignarse a la identificación y tolerancia de individuos que, por eventos extraordinarios, hayan logrado su establecimiento.

2) *Recomendación:* Establecer un esquema de manejo del ganado que evite su ingreso a los potreros ubicados en laderas durante el mes de septiembre o en ocasiones en las que ocurren lluvias durante varios días seguidos. Aunque es una recomendación de difícil aplicación debido a los esquemas de manejo del ganado, debe procurarse una planificación el uso del espacio del potrero que tienda a la acción sugerida.

BSP: Impedir o aminorar la compactación del suelo redundaría en la disminución de las pérdidas de agua en las laderas por escurrimiento superficial. El agua que no ingresa al suelo, no se encuentra disponible para las plantas, limitando su crecimiento. El escurrimiento superficial produce erosión con pérdida de materia orgánica superficial y empobrecimiento de los nutrientes del suelo.

Fundamentación: Aunque los suelos de la región de Chamela presentan texturas gruesas, existen signos de compactación importantes. El mejoramiento paulatino de la densidad aparente hasta su acercamiento a los valores de referencia, puede darse con el incremento de materia orgánica del pastizal y hojarasca de árboles remanentes, si se protege del ingreso del ganado cuando las condiciones son de alta vulnerabilidad a la compactación.

3) *Recomendación:* No utilizar el fuego en quemas indiscriminadas sobre las laderas para la remoción del material leñoso luego de los desbrotes. Retirar el material leñoso manualmente y circunscribirlo a áreas más pequeñas y planas o en leves depresiones del terreno (por ejemplo el pie de monte) para ser quemado o ser utilizado como leña.

BSP: La presencia de restos vegetales sobre el suelo en las laderas, disminuye la erosión y pérdida de sedimentos, conservando las partículas finas y la materia orgánica. Por su parte, el material quemado en las zonas planas constituye un suplemento de nutrientes que queda retenido en parches enriquecidos, que pueden ser usados para establecer cultivos intensivos. Así, las pérdidas inevitables de los nutrientes de las laderas removidos junto con la vegetación leñosa, pasan a subsidiar los sistemas agrícolas de las planicies de manera dirigida.

Fundamentación: Dado que el fuego no es un componente natural de este ecosistema, las quemas de las laderas a finales de época seca (mayo) tienen un efecto negativo sobre el ecosistema. Estos efectos son: el incremento de la exposición del suelo a las lluvias de inicio de temporada (Junio) las cuales por su volumen (> 20 mm) e intensidad suelen ser de alta erosividad. Las caídas en los contenidos de materia orgánica del suelo observadas en estas laderas, pueden ser atenuadas si se permite que proceda la descomposición natural del mantillo del suelo, la cual ocurre en el lapso del año. Así se produce una liberación gradual de nutrientes al suelo, que es aprovechada para el crecimiento del pasto en el momento en el cual existen mejores condiciones para ello, como es el mes de septiembre, cuando se produce la mayor disponibilidad de agua. La sincronía en la disponibilidad de agua y nutrientes es el estado ideal para el crecimiento de la vegetación.

4) *Recomendación*: Planificar el manejo de los potreros considerando que cada sector puede tener características distintivas (de exposición, relieve, etc.) y por lo tanto requerir esquemas de manejo diferentes definidos para pequeñas extensiones.

BSP: Cada sector de un mismo potrero puede traer beneficios y tener restricciones diferenciales que deben ser aprovechadas y consideradas, maximizando los sitios con mejores condiciones de humedad (pie de monte, laderas norte). Con esquemas más específicos se maximizan los beneficios potenciales y se evitan el deterioro, que desencadenan las acciones inadecuadas de manejo.

Fundamentación: La exposición de las laderas, así como la micro-topografía, influyen de manera determinante en el potencial de establecimiento, incremento de biomasa, supervivencia de plántulas, descomposición, y mantenimiento de la humedad, como ya fue explicado (Capítulo V). Las laderas menos favorecidas son las de exposición norte, por lo que la presión de pastoreo, el uso del fuego y el uso de la tierra debe obedecer a esquemas diferentes de aquellas de otras orientaciones más favorecidas.

3 - Comentario final

Las consideraciones ecológicas para la formulación de recomendaciones arriba presentadas, y muchas otras que seguramente pueden incorporarse, muestran que existe un enorme conocimiento disponible que puede relacionarse con los esquemas de manejo de las praderas sustitutas de los bosques secos en México. Los retos están ahora centrados en la comunicación de este conocimiento y en la conformación del circuito de la información en la región de Chamela (ver Capítulo IV), así como en el intercambio de conocimientos y puntos de vista entre sectores implicados en el problema de la recuperación ecológica. Este es el camino reconocido para constituir el conocimiento colectivo necesario para la formulación de modelos alternativos de uso de la tierra. La comprensión de los Sistemas de Explotación-Familia, especialmente el subsistema de decisión (ver Capítulo III, parte 3) y una mayor comprensión de las relaciones causales en el comportamiento ecológico del ecosistema, colocan al sector científico en una mejor posición para aportar a la gestión de los ecosistemas transformados de la región de Chamela.

Interacción entre sectores: Reflexiones desde una actividad de enlace con el campesinado local en la región de Chamela

1 - Introducción

La interacción entre sectores involucrados dirigida a construir ámbitos para el manejo de ecosistemas es prácticamente inexistente en la región de Chamela. Por tal motivo, creí conveniente dejar en esta tesis el registro de una de las escasas actividades de enlace realizadas en la Estación de Biología de Chamela, la cual fue motivada por la culminación de las tareas de campo de esta tesis. El objetivo de este registro fue dejar constancia escrita y pública de dicha actividad, la cual sirvió para concluir con algunas reflexiones aplicadas a la construcción de lazos con el sector rural de la región, protagonista junto con el bosque tropical seco, de este trabajo.

2 – Descripción de una actividad con el campesinado local en la Estación de Biología de Chamela

Antecedentes

Durante los años 1999 a 2001, tres trabajos de tesis realizados bajo la tutoría del Dr Manuel Maass se realizaron de manera paralela en la región de Chamela. Estos fueron realizados por Tamara Ortiz, en aquel entonces estudiante de licenciatura, y Humberto Rendón, tesista de Maestría. La tercera fue la presente tesis doctoral. El punto de encuentro de estos tres trabajos fue la exploración de fenómenos ecológicos que ocurren por fuera de la Estación de Biología de Chamela, en relación con sitios intervenidos. Debido a ello, las tres tesis establecieron contacto con varios ejidatarios y pobladores de la región de Chamela, quienes ofrecieron gustosamente sus parcelas para la ejecución de experimentos o recibieron pacientemente a los tesistas para ser entrevistados. A pesar de ser habitantes nacidos y/o criados en la región y habitar poblados alejados no más de 30 kilómetros de la Estación de Biología de Chamela, ninguno de ellos conocía por dentro sus instalaciones, no estaba enterado de las actividades ni el fin de esa institución. Existía entre ellos, por otra parte, un sentimiento arraigado de que la Estación es un área vedada para los lugareños. Con la finalización del trabajo de campo de las tesis mencionadas, surgió la iniciativa coordinada

entre los tres tesis de organizar una visita a la Estación de Biología para los ejidatarios y sus familias con los cuales se tuvo un contacto cercano durante el trabajo de campo.

Cabe señalar que si bien la Estación de Biología ha recibido grupos escolares en el contexto de actividades de educación ambiental (Guevara, 2002), ésta fue la primera actividad de enlace allí realizada con campesinos de la región.

Organización de la actividad

Los objetivos perseguidos con la visita fueron a) explicar las tres investigaciones (tesis) realizadas en las cuales de una u otra manera los visitantes estuvieron involucrados; b) recibir comentarios e inquietudes; escuchar y acrecentar los lazos de comunicación; c) mostrar la Estación de Biología e instrumental utilizado en nuestra investigación; d) externar nuestro agradecimiento por su disposición a nuestras actividades de investigación. La actividad contempló la participación de ejidatarios y sus familias de los ejidos circundantes a la Estación de Biología de Chamela (Cuadro 1), totalizando unas 30 personas organizadas en tres grupos para su mejor atención. Además de los tres tesis involucrados, se invitó a los técnicos de campo del Proyecto, Salvador Araiza y Abel Verduzco, originarios de los ejidos invitados y actuales habitantes permanentes de la región.

La actividad fue diseñada con base en tres momentos: 1) presentación multimedia en la biblioteca de la Estación de Chamela, 2) recorrido por el laboratorio y estación climatológica y, 3) recorrido por el sendero de la enseñanza (bosque conservado) y despedida.

Cuadro 1. Ejidatarios de la región y sus familias, asistentes a la primera visita a la Estación de Biología de Chamela, en enero de 2002.

Localidad	Asistentes	Localidad	Asistentes
F. Villa	Ramón Verduzco y Sra Félix Juárez y Sra Juan Flores	Quémaro	José Araiza (padre) José Araiza (hijo) y Sra Epigenio y Sra Cruz Mendes
E. Zapata	Benigno Sánchez y Sra; 4 nietos jóvenes Hipólito Castellanos y Sra Manuel y Sra; hija	Agua Caliente	Manuel Ornelas y Sra N. Ornelas y Sra, hija
La Fortuna	Pedro Ibarra y Sra Rafael Carretero y Sra	Ranchitos	Santos Gutiérrez

Desarrollo de la actividad

Algunos comentarios puntuales sobre la actividad realizada son (Figura 1):

- a) Los visitantes recibieron con mucho agrado la invitación y respondieron a ella.
- b) Durante la plática en la biblioteca se mostraron participativos, realizando comentarios sobre la presentación, trabajos, y vertiendo opiniones al respecto.
- c) Durante el recorrido por el laboratorio y estación de clima recibieron explicaciones técnicas que asociaron con conocimiento empírico, el cual fue espontáneamente externado.
- d) El encuentro con la selva en el Sendero de la Enseñanza motivó, de manera contraria a las expectativas de los organizadores, expresiones de agrado, recuerdos y comentarios favorables. Esto mostró el vínculo aún existente entre los habitantes locales y el ecosistema nativo.
- e) Fue importante incluir en la actividad a los técnicos de campo del Proyecto (Salvador Araiza y Abel Verduzco) quienes se mostraron especialmente participativos y entusiastas al explicar ellos mismos a sus conocidos los alcances de su trabajo en la estación. Esto demostró que ellos tienen un potencial muy importante para facilitar este tipo de actividades.
- f) La despedida de los visitantes fue muy emotiva, y los visitantes ofrecieron reiteradamente su apoyo a trabajos futuros de investigación.

3 – Balance: Reflexiones hacia el Manejo de Ecosistemas

La iniciativa fue muy positiva y adecuada para cerrar el ciclo de investigación de las tesis en ejecución en la región de Chamela. Sin embargo, fue una iniciativa incipiente y aislada, sin contexto teórico-conceptual sólido y sin una construcción a futuro, pues no formó parte de una estrategia de vinculación entre el sector científico y el sector rural para la región de Chamela. A pesar de ello, su realización dejó en evidencia el potencial que existe para establecer lazos directos con los manejadores directos del bosque tropical seco de la región. Dejó claro, también, que los proyectos de investigación interesados en generar información para el manejo, deben incluir de manera formal (con un marco conceptual claro, metodologías de registro y evaluación, etc.) el diseño de actividades de enlace y de participación que acompañen las diferentes etapas de ejecución del proyecto (formulación, desarrollo, finalización). Estas actividades son, por otra parte, una fuente de investigación que debe utilizarse para mejorar la comprensión

del socio-sistema vinculado al ecosistema de interés, lo cual es indispensable para la construcción de ámbitos plurales, funcionales y variados, para el manejo en el corto, mediano y largo plazo y a distintas escalas espaciales (ejido, subregión, municipio). La investigación dirigida al Manejo de Ecosistemas, así como la acción acompañada de investigación, son tareas realmente desafiantes que requieren esquemas de trabajo más completos y más creativos que aquellos usados en la investigación tradicional.

Literatura citada

- Guevara, M. 2002. Actividades para educación e interpretación ambiental del bosque tropical caducifolio de la Estación de Biología de Chamela, Jalisco. Tesis de Licenciatura, ENEP Iztacala, UNAM, México DF:
- Ortiz, T. 2001. Estructura arbórea en sitios perturbados y caracterizados por la presencia de *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir. Var *leiocarpa* (D.C.) BARNEBY, en el bosque tropical seco de la costa de Jalisco, México. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, DF México.
- Rendón, H. 2002. Extracción de varas de *Croton septemnerivius* McVaugh. (Euphorbiaceae) de un bosque tropical caducifolio y efecto del corte en su capacidad de rebrote en la Costa de Jalisco, México. Maestría en Ciencias, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Colima, Colima, México.

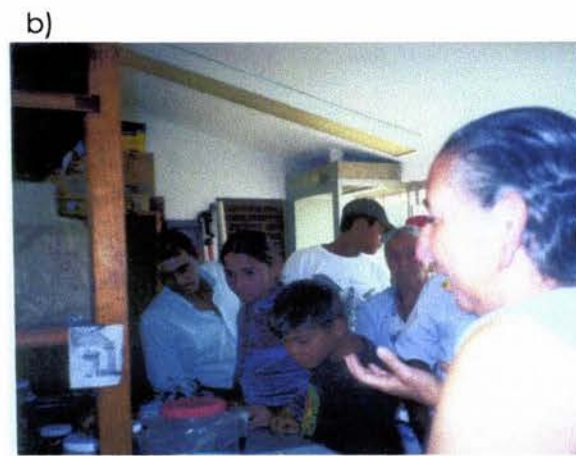


Figura 1. Registro fotográfico de la primera visita a la Estación de Biología de Chamela de pobladores campesinos de la región. a) Plática en la biblioteca; b) Exhibición de equipo en el Laboratorio de Cuencas; c) Explicación en la estación meteorológica; d) Visitantes de la localidad de Zapata; e) Visitantes de las localidades de Quémaro, La Fortuna y Ranchitos; f) Visitantes de las localidades de Villa y Agua Caliente.

Aportes de esta tesis a las preguntas de investigación

Tres preguntas de investigación guiaron esta tesis (Capítulo I) las cuales son retomadas con el fin de resumir los aportes de esta investigación.

Pregunta 1) ¿Qué lineamientos deben considerarse en una investigación sobre el fenómeno de transformación/recuperación de ecosistemas, para propugnar un abordaje integral y complementario del fenómeno de estudio y para promover un encuentro de los productos de la investigación científica con las decisiones de manejo?

La estrategia diseñada (lineamientos) fue pertinente y adecuada a los fines perseguidos, lo cual puede señalarse con los siguientes puntos:

a) La visión integral en el abordaje de la investigación fue lograda gracias a la inclusión de los siguientes enfoques:

- i) La expansión de la escala temporal y espacial en la apreciación del fenómeno de estudio propiciada por la realización de un modelo conceptual de estados y transiciones para los caminos sucesionales en la región de estudio (Capítulo III, parte 1)
- ii) La utilización de recursos utilizados en el estudio de sistemas ecológicos tales como modelos, reconocimiento de estadios (modos de existencia) y variables-estados (atributos que los caracterizan), y la representación pictórica del comportamiento del sistema a través de esferas y valles (Capítulo III, parte 2; Capítulo VI parte 1).
- iii) El tránsito ordenado por las fases del pensamiento científico de descripción y diagnóstico (Capítulo III), experimentación (Capítulo V) e integración del conocimiento generado (Capítulo VI). Debe recalarse que integración es *diferente* a "sacar conclusiones" (Capítulo II) .

b) El encuentro de esta investigación con las decisiones de manejo fue fomentada por la inclusión de los siguientes enfoques:

-
- i) El uso de la narrativa ambiental como herramienta válida de investigación científica la cual permitió incorporar la perspectiva de los actores locales para entender fenómenos de cambio en la naturaleza (Capítulo III, parte 1).
 - ii) El reconocimiento de la necesidad de mejorar la comprensión del medio rural local, principal sector de cambio de este ecosistema, a través de herramientas interdisciplinarias provenientes del campo de la agronomía (Capítulo III, parte 3).
 - iii) El reconocimiento de la información pertinente para alimentar el proceso de toma de decisiones en torno a la gestión del bosque tropical seco y su transformación (Capítulo IV).
 - iv) La identificación de consideraciones ecológicas para la formulación de recomendaciones de gestión derivadas de esta investigación, las cuales, posiblemente imperfectas, son las mejores que hasta el momento pueden realizarse con el conocimiento disponible (manejo adaptativo; Capítulo VI, parte 2)
 - v) La realización de actividades de enlace con del campesinado local (Capítulo VI, parte 3).

c) El establecimiento de una estrategia de investigación de las características señaladas en torno al fenómeno de degradación/recuperación de ecosistemas, constituyó una herramienta CLAVE para ordenar el proceso de investigación y dirigirlo en el sentido deseado. Se constituyó como un poderoso marco conceptual que englobó varios de los principales temas de investigación centrales al cuerpo conceptual de la ecología de la restauración, los cuales pudieron ser abordados en relativamente corto plazo (tres años) y con escasos recursos humanos y económicos. El apego a los postulados del manejo de ecosistemas fue crucial para su diseño.

d) La estrategia presentada puede ser considerada una propuesta primaria para conformar un *marco epistémico* (*sensu* Rolando García), para el trabajo interdisciplinario en torno a la transformación/recuperación del bosque tropical seco en la región de Chamela. La construcción del marco epistémico es el punto de partida para el abordaje del estudio de un sistema complejo y constituye el marco conceptual común que da pie a las preguntas y objetivos de investigación del grupo interdisciplinario, para la reconstrucción del socio-ecosistema de análisis. Para transformar esta estrategia en un marco epistémico, las perspectivas de las ciencias sociales deben también ser incluidas.

Pregunta 2) ¿Qué condicionantes operan en las praderas resultantes de la transformación del bosque tropical seco en la región de Chamela para la recuperación de atributos (rasgos estructurales ó funcionales) presentes en el ecosistema original?

La recuperación de atributos del ecosistema de bosque tropical seco, luego de su transformación a pradera de uso pecuario prolongado en la región de Chamela, parece condicionada por los siguientes factores:

- a) Existen al menos dos estadios de equilibrio dinámico en las laderas con vegetación caducifolia: el bosque nativo y el monte espinoso, inducido por el manejo. Como tales, exhiben rasgos de estabilidad y resiliencia, es decir, el sistema tiende a regresar a uno de ellos, según sea el caso, luego de una perturbación (Capítulo III, parte 1; Capítulo VI, parte 1).
- b) El estadio de pradera inducida no es un estado de equilibrio en este sistema sin una condición de no-equilibrio, por lo cual el sistema tiende a salir de ella, a menos que una régimen de manejo sea aplicado para sostenerlo (Capítulo III, parte 1; Capítulo VI, parte 1).
- c) El estadio de monte espinoso es la resultante de varios años de la aplicación de un régimen de disturbio con agentes tales como el fuego, el corte recurrente de material leñoso y ganado, que imponen condiciones iniciales y límites a la sucesión diferentes de aquellos existentes cuando un régimen puntual y leve es aplicado (Capítulo VI, parte 1).
- d) Las variables-estado vinculadas a la dinámica del agua en el suelo (densidad aparente, concentración de materia orgánica y tiempo inicial de infiltración) son significativamente diferentes en el estado de pradera con uso pecuario prolongado que en el estado de bosque nativo, denotando cambios que son negativos para el ingreso y mantenimiento del agua en el suelo (Capítulo III, parte 2).
- e) Las variables-estado que describen el ambiente térmico de germinación y establecimiento en laderas equivalentes, son significativamente diferentes entre los estados de bosque nativo y pradera con largo tiempo de uso pecuario en el mes de julio, inicios de la estación de lluvias, presentando condiciones más exigentes en el estado de pradera (Capítulo III, parte 2)
- f) A pesar de las diferencias en el ambiente abiótico derivadas del manejo diferencial en los estados de bosque y pradera, éstas no resultaron determinantes de la sobrevivencia de plántulas de especies arbóreas nativas probadas; esto evaluado durante un año muy seco para las lluvias regionales y durante un lapso de 18 meses de duración del experimento (Capítulo V).

g) Las técnicas edáficas aplicadas fueron efectivas en cuanto a las mejoras estructurales del suelo. Sin embargo, no redundaron en mejoras significativas en la sobrevivencia durante la fase de establecimiento de plántulas, en la ladera de baja exposición solar. Sólo mostraron una tendencia a aumentar el porcentaje de sobrevivencia al cabo de dos estaciones secas. Esto sugiere que las restricciones en las laderas con uso pecuario prolongado sean bióticas en primer término. El manejo del medio abiótico debe ser considerado luego de explorar más a profundidad las restricciones bióticas del sistema, como la escasa disponibilidad de propágulos de las especies que le dan identidad al bosque nativo. Asimismo, la aplicación de enmiendas edáficas debe considerarse sólo en aquellas laderas donde se agudiza el estrés hídrico a causa de la exposición (Capítulo V). Un experimento similar al realizado debe aplicarse durante un año húmedo y a lo largo de un lapso mayor a los 18 meses.

h) Los datos sugieren que la exposición de la ladera es un condicionante de mayor impacto sobre la sobrevivencia de plántulas introducidas, al ser un determinante de la insolación potencial recibida. Resultó, para las condiciones experimentales, un factor de mayor incidencia que el tipo de cobertura (bosque o paradera) durante un año seco (por debajo del promedio de lluvias regional) para la sobrevivencia de las plántulas introducidas. Las laderas orientadas al norte parecen tener, aún a bajas latitudes, condiciones que favorecen en gran medida la sobrevivencia de las plantas por sobre aquellas de orientaciones diferentes, independientemente del tipo de cobertura existente. Un diseño experimental para probar hipótesis derivadas de este trabajo aportaría mayores elementos de discusión (Capítulo V).

i) El modelo teórico propuesto señala que el agua en el suelo sub-superficial (10-30 cm), que se hace disponible cuando la cobertura arbórea es eliminada, parece ser el recurso liberado que dispara la sucesión. La respuesta del sistema es sumamente rápida (dos a tres años), en los cuales la tasa de cambio es máxima en términos de rasgos estructurales diferentes a la composición florística. La disponibilidad de propágulos determinados por los tocones vivos activos (con capacidad de rebrote) parece ser el condicionante más determinante de la salida sucesional. El fuego y la roza continuada actúan como agentes de selección artificial favoreciendo especies tolerantes al fuego (tanto en el reservorio de semillas como desde tejidos remanentes de raíces y tocones).

3) ¿Qué rasgos ecológicos y culturales deben considerarse en un programa de manejo de áreas transformadas destinado a la recuperación de rasgos estructurales ó funcionales del bosque tropical seco, en la región de Chamela?

a) El manejo sobre laderas de pradera con uso pecuario prolongado debe incluir las siguientes consideraciones ecológicas (Capítulo VI parte 2):

* Si se desea promover el tránsito de las praderas a comunidades secundarias más diversas y de mayor valor de uso, debe considerarse:

-Programar el abandono; - Introducir artificialmente propágulos de especies deseadas;
- Aplicar enmiendas para restituir la infiltración pero considerando la heterogeneidad del paisaje para optimizar esfuerzos; - Establecer paquetes de acciones tácticas para años secos y otros para años húmedos.

b) Si se desea mantener las praderas en las laderas, preservando los rasgos funcionales del ecosistema original que faciliten la transición hacia una comunidad diversa al momento del abandono, debe considerarse:

- Utilizar métodos selectivos para la limpieza de las praderas; - Establecer esquemas de manejo del ganado que eviten su ingreso en septiembre; - No realizar quemas indiscriminadas sobre las laderas; - Considerar la heterogeneidad ambiental a pequeña escala para el manejo del ganado; -

c) Los programas de manejo del bosque seco regional deben considerar que si bien el Sistema de Explotación-Familia está fuertemente orientado a la ganadería en todo el Municipio de La Huerta (Jalisco), hay diferencias que permiten establecer una tipología con cuatro elementos. Los tipos de productores presentan rasgos diferenciales que pueden ocasionar percepciones distintas del problema y por lo tanto demandar modalidades diferentes en las recomendaciones, alternativas y sugerencias de manejo ofrecidas (Capítulo III, parte 3).

b) Existe un alto potencial en la interacción con el sector campesino de la región, el cual se mostró receptivo y ávido cuando fue incluido en actividades de enlace con el sector científico (Capítulo VI, parte 3).

Consideraciones finales para un nuevo ciclo de investigación

El manejo adaptativo es el reconocimiento de que las condiciones de trabajo son de incertidumbre y que por ello, luego de cada ciclo de manejo se conoce un poco más el sistema; lo que establece sucesivos ciclos de ajuste en base a un mejor entendimiento del sistema. De manera similar, la estrategia de investigación que guió el abordaje del problema de transformación/recuperación del bosque seco permite establecer ciclos sucesivos los cuales, de manera adaptativa, permiten ajustar el proceso de investigación sobre el mismo fenómeno de estudio.

Para finalizar esta tesis, se presentan algunas consideraciones surgidas del proceso de investigación para ser tenidas en cuenta. Un nuevo ciclo debe contemplar desde su gestación:

- la caracterización de las variables-estado en el estado de monte espinoso, aspecto no abordado en este primer ciclo de trabajo por desconocer inicialmente su relevancia.
- la realización de una caracterización más fina de los proyectos de las familias campesinas vinculadas al manejo del bosque seco. Esto es trascendente para el diseño de programas y acciones de manejo y complementar la caracterización del sistema agrario regional.
- la inclusión del uso de fotografía aérea para cuantificar los diferentes estados del sistema en la región de interés. Seguir recurriendo a la narrativa ambiental como herramienta valiosa de investigación ambiental.
- la incorporación desde el diseño preliminar del proyecto, de actividades participativas a niveles locales (ejidos) y regionales (municipio) para la toma de decisiones. Estas actividades deben usarse como material de investigación sobre el socio-sistema vinculado al manejo del bosque seco regional. Estas actividades insertadas en el proyecto, junto con el conocimiento previo del sistema, pueden orientar mejor al investigador hacia las preguntas relevantes para la fase experimental. Asimismo, son sustanciales para la construcción de ámbitos multisectoriales de toma de decisiones.
- La gran relevancia del "efecto ladera" y de la alta variabilidad interanual en las lluvias (años secos y años húmedos), lo que demanda un diseño experimental que incluya estos factores de variación en la respuesta del sistema, es decir la correcta replicación de laderas con orientaciones contrastantes.
- La generación de hipótesis que permitan poner a prueba el modelo explicativo de la dinámica de la vegetación en bosques secos, el cual es, hasta el momento, la primera y única explicación para el comportamiento sucesional de la vegetación en la región de

Chamela. El entendimiento de los aspectos bióticos de la dinámica de la vegetación en sitios sucesionales (autoecología de especies, interacciones) también debe profundizarse.

- La experimentación con un mayor número de especies nativas de interés local (detectado a través de actividades participativas), para el enriquecimiento de comunidades sucesionales o estados estables del sistema poco diversas y con escaso valor de uso.

- El enriquecimiento del modelo explicativo con la inclusión factores relacionados a la dinámica de los nutrimentos en los diferentes estadios del sistema.

- La continuidad en el ejercicio de reconocer en cada investigación las consideraciones ecológicas que pueden alimentar recomendaciones de manejo. Establecer canales para insertar estas consideraciones en el circuito de la información que enriquezcan la construcción colectiva del conocimiento junto con los usuarios y manejadores directos.

- La transformación de la estrategia en un marco epistémico que guíe la aplicación de metodologías interdisciplinarias desde el inicio de la investigación que permitan articular la investigación sobre el ecosistema y sobre el sociosistema.

Anexo

Sobretiro de la publicación derivada del Capítulo III- parte 1

Burgos, A.; M. Maass. En prensa (2004). Vegetation changes associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. Agriculture, Ecosystems and Environment.



ELSEVIER

Available online at www.sciencedirect.com

SCIENCE @ DIRECT®

Agriculture, Ecosystems and Environment xxx (2004) xxx–xxx

**Agriculture
Ecosystems &
Environment**
www.elsevier.com/locate/agee

Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico

Ana Burgos*, J. Manuel Maass

*Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Campus Morelia,
Apartado Postal 27-3 (Santa Maria), Morelia, Michoacan CP 58089, Mexico*

Received 5 February 2003; received in revised form 13 January 2004; accepted 20 January 2004

Abstract

Patterns of vegetation changes associated with land-use and successional pathways in areas occupied by tropical dry forest in Western Mexico were described. A diagram of vegetation states and transitions (events that promote the change) was constructed using Petri nets, a tool for graphic and mathematical modelling. This conceptual model was verified by analysing the perception of 28 settlers, using an environmental narrative method. Three main pathways of vegetation changes associated with land-use were detected: (i) forest replaced by agriculture in flatlands, (ii) pasture established on slopes, and (iii) wood extraction carried out without slash-and-burn on hill crests. If cultivated areas in flatlands and pasture fields on slopes are not continuously maintained by farmers, thorny vegetation develops within one to 3 years. If left untouched, this secondary vegetation becomes a low forest dominated by *Acacia* and *Mimosa* sp. persisting for at least 20 years.

© 2004 Elsevier B.V. All rights reserved.

Keywords: Agro-landscape; Conceptual model; Petri Nets; Successional pathways; Chamela Region

1. Introduction

Identification and description of patterns of vegetation change associated with anthropogenic actions permit the recognition of post-disturbance successional pathways and management preferences of local people. Vegetation change models are frequently used as conceptual constructions to describe and explain successional pathways that result from natural and anthropogenic stressors (Gentile et al., 2001). They allow to predict the course of particular successions by specifying the relationships between mechanisms

and pathways, to explore alternative pathways into the future and to conduct experiments that test our understanding of key processes (Pickett et al., 1987; Lambin et al., 2000).

One of the most extensive and important tropical vegetation types in Mexico and Central America is the tropical dry forest (Murphy and Lugo, 1995), distributed along the Pacific Coast from the Tropic of Cancer, Mexico (28°N) to northern Costa Rica (10°N) (Pennington et al., 2000). Tropical dry forest conversion to pasture and agriculture land has been a common practice in the region and intact forest is very scarce (Maass, 1995). Only 27% of the original tropical dry forest remains undisturbed in Mexico, the other 73% having some disturbance from an alteration or degradation up to a total

* Corresponding author. Tel.: +52-443-322-2777x42506;

fax: +52-443-322-2719.

E-mail address: aburgos@oikos.unam.mx (A. Burgos).

conversion of structure and function (Trejo and Dirzo, 2000).

The purpose of this study was to identify and describe patterns of vegetation changes associated with land-use in the northern portion of the distribution area of tropical dry forest in America. Patterns are presented based on a conceptual model, which captures the temporal dimension of the phenomenon under study. The spatial dimension is included in the model through arranging the different processes of change according to geomorphological components of landscape.

2. Methods

The study area was located in the Chamela Region, State of Jalisco, Mexico (19°N; 104°W), in the political boundaries of La Huerta Municipality.

Rural towns as well as communal lands occupy 84% of La Huerta (Table 1). Pasture, crops and managed forests dominate the landscape, the tropical dry forest being protected as part of The Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve. Hills are the dominant feature of the landscape; valleys and flatland are scarce (Rodríguez, 1999), the mean altitude is 100 m.a.s.l. (range 0–1100), the slopes vary from 4° to 35°.

Table 1
General characteristics of La Huerta Municipality (Chamela Region, Mexico)

Total extent (ha)	174971
Coastal length (km)	66
Total area in communal land tenure (ha)	147376
Protected tropical dry forest in the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve (ha)	13142
Land-use (% in 1990)	
Pasture	60.1
Crops with irrigation	0.8
Crops without irrigation	7.3
Tropical dry forest	29.5
Other	2.3
Number of rural production units	2895
Mean size of rural production units (ha)	395
Total population (2000)	22827
Economic activities (% in 1990)	
Agriculture-cattle raising	50.0
Secondary (industrial)	15.0
Tertiary (services)	35.0

Source: INEGI (2000).

In 1977–2000 the annual mean temperature was 24.6°C; and rainfall averaged 788 mm with 80% of the rain falling between June and November (García-Oliva et al., 2002). The climatic water balance demonstrated a continuous water deficit except for September (Fig. 1). Runoff was sporadic (Cervantes et al., 1988); the shallow soils (30 cm) are dominated by gross textures (Regosols). The holding capacity of the soil profile is 75 mm.

Tropical deciduous forest (TDF) occupies slopes and crests, and tropical semi-deciduous forest (TSF) flatlands and riparian areas (Lott et al., 1987; Lott, 1993). Significant human occupation and rural activities began 30 years ago. The construction of a Federal Road during 1970s promoted the settling of migrant peasants from surrounding states (De Ita, 1983). Rural activities clearly dominate the economy of La Huerta Municipality (Table 1).

The conceptual model used to describe patterns of vegetation changes consisted in a diagram of states and transitions. The model was constructed using Petri Nets (DNAet Software; UTC, 1995), a graphical and mathematical modelling tool to represent discrete-event systems with concurrent or parallel events (Peterson, 1977; Murata, 1989). As a graphical tool, it helps visual communication, similarly to flow charts, block diagrams and networks. As a mathematical tool, a Petri Net has dynamic properties that result from its execution, since it is possible to setup state equations, algebraic equations and other mathematical models governing the behaviour of system (Murata, 1989). A Petri Nets contains two types of nodes: circles (called places) and bars (called transitions), which are related by arcs connecting a place with a transition (and vice versa) (Peterson, 1977). A circle represents a state in landscape vegetation and a bar the event that promoted changes over the last 40 years.

An initial version of the conceptual model was constructed based on previous studies of tropical dry forest conversion in the region (De Ita, 1983; De Ita and Barradas, 1986; Gutiérrez, 1993; Maass, 1995). This early version was confronted with the perception of local inhabitants. An environmental narrative method was used, which consisted in capturing environmental stories and anecdotal perception of a narrator closely associated with a given area (Robertson et al., 2000). The application of this

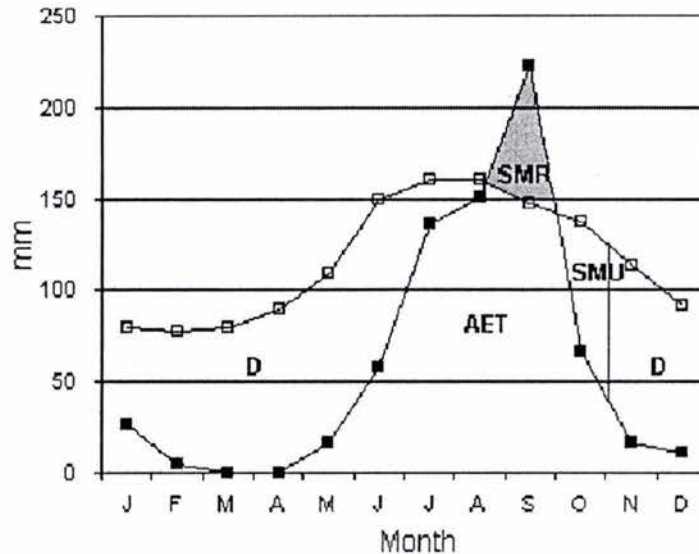


Fig. 1. Water balance in the Chamela Region (Mexico). (■) Mean precipitation 1977–1988; (□) mean potential evapotranspiration 1984–1988. D: moisture deficit; AET: actual evapotranspiration; SMR: soil moisture recharge; SMU: soil moisture utilisation.

method to validate the model was appropriate because: (1) succession routes were mainly directed by human actions; (2) information on vegetation changes was qualitative; and (3) the conversion process was recent (<40 years). Information on vegetation changes was obtained through tape-recorded interviews of local people. Individuals interviewed were men ≥ 40 years, living and farming in the area. The sample consisted of 28 interviews distributed over 11 localities. Three age classes were considered: 41–50, 51–60 and 61–70, with 9, 6 and 13 interviews, respectively. An improved version of the model was constructed based on the consensus of both, the scientist's and the local people's perceptions.

To identify levels of uncertainty in the occurrence of any pathway, a frequency analysis of the responses was performed. Three categories of responses were established: (i) "Happened", (ii) "Not happened" and (iii) "Unknown".

3. Results

The Petri Net graph described the general patterns of vegetation changes in La Huerta (Fig. 2). The temporal scale of the analysis was years or seasons, e.g. for crops (C) and pasture (P). A sub-net (rectangle) was used to represent a change of temporal scale. Since

geomorphology determined type of land-use, the spatial component of the model was given by three independent routes of vegetation changes in the landscape: (a) flatlands, riparian areas and piedmonts (left of Fig. 2); (b) slopes and crests of small hills (centre); and (c) crests of high hills (right).

Flatlands and piedmonts were affected first by human activities. Sawmills were installed in the area before 1960s, promoting a selective extraction (se) of timber, mainly *Tabebuia donell-smithii* Rose and *T. rosea* (Bertol.) DC. During 1970s, the impoverished original vegetation (TSFu) was cut, using heavy machinery, and burned (*chbw*) for agricultural purposes (C). Irrigation was used only in <1% of the area. The cultivation cycle comprised fallow (December–May; Cd); ploughing at end of dry season (Ch); and crop (June–November; Cg). Maize and beans were used first; fruit trees (coconut palm, mango, and lemon) being introduced latter. The flat areas were also used for fodder (sorghum and little-corn). Crop-state (C) was markedly unstable in the system. On abandoned cropland (*ia-v*), thorny woody vegetation appeared (T_5) with mainly *Acacia farnesiana* (L.) Willd. Re-growth of woody vegetation was fast, the sprout reaching up to 2 m in 1–2 years after slash. After 5 years, a thorny vegetation completely covered the land and persisted for 5–10 years (*sa-p*), without

drastic change in species composition (T_{10}). *Cordia elaeagnoides* DC could only be detected in sites abandoned for 10–20 years (*ma-p*). Invaded areas (T_5 and T_{10}) could be recovered for crop use at an important energy cost (*chbw*). On cropland abandoned for 5 years after clear-cutting, the original forest regenerated (*ia-r*) from the remnant stumps to a secondary semi-deciduous forest (TSFy). Most of the original vegetation in the flatland has been transformed and is under cultivation. There were few cases of abandoned flatland next to villages which were likely to be removed for urbanisation (U).

Vegetation changed widely in slopes and crests of low hills during 1970s (Fig. 2, centre). Most native trees were not desirable for forest exploitation, and only some woody components were extracted from the intact TDF during the clear-cut process (*se*). Slash of native vegetation on slopes was carried out by ax and machete (*cbw*). An ephemeral corn crop (CP) usually preceded the establishment of a grass cover (P). Local farmers adopted *Panicum maximum* Jacq. (Guinea grass) and *Cenchrus ciliaris* L. (Buffel grass). Grass produced during the wet season supplied fodder (Pg) to last until the dry season, sometimes up to March/April (Pd). At the end of the dry season farmers usually slashed the woody re-sprouts (Pc) and, sometimes, burnt the residues (Pb). When a pasture was abandoned on a hill after several cycles (*ia-v*) thorny vegetation quickly appeared on slopes with *Mimosa arenosa* (Willd.) as the dominant tree (T_5). This vegetation persisted for 10–20 years (T_{10} – T_{20}), but invaded areas may be slashed and clear-cut again for reintroducing pasture at a gross energy cost (*cbw*). At locations far from villages, natural vegetation (TDFs) remained undisturbed (*-p*), except when extraction of selective trees (*se*; *TDFsu*) occurred for domestic and field uses (e.g. fences, tools, building, etc.). A mid-term regeneration (*ma-r*) of an impoverished forest (TDFsu) can return the system to its initial state (TDFs). On pastures abandoned within 5 years on slopes, a regeneration process (*ia-r*) from the remnant stumps may occur, leading to a secondary deciduous forest (TDFsy).

On crests, forest usually persisted but was not intact (Fig. 2, right). As in remote areas, wood for domestic and field uses was extracted (*se*) and re-sprouting of trees was frequent (*sa-r*, *ma-r*). Undisturbed forest

(TDFt) was only found on the least accessible crests (*-p*).

During the model validation phase, more than 80% of the interviewed agreed with the short- and mid-term (<20 years) succession pathways described by the model. However, narratives related to the long-term pathways (the recovery transitions of >20 years), had more uncertainties. The transition from T_{20} to TSFm/TDFsm (Fig. 2; left and centre) showed the least agreement (“not happened” or “unknown” answers), with only 20% acceptance. Therefore, there was no clear evidence about the successional process.

4. Discussion

From the observed land-use changes, it was clear that the current land management in Chamela Region promoted a landscape with persistent thorny communities associated with the loss of native components in the mid, and possibly, long term. Roth (1996); Miller and Kauffman (1998a) and Ortiz (2001) reported an abundance of acacia and mimosa trees in sites after anthropogenic disturbance. However, the extent of this phenomenon and its persistence in the Chamela Region, had not been documented before. Several conditions could explain this successional pattern, e.g. the absence of re-sprouting of stumps due to fire (Miller and Kauffman, 1998b), the low site aptitude for native tree establishment, and the low availability of native tree seeds (Roth, 1996).

The forest typology detected in the Chamela Region was very similar to the pattern observed in Jaiqui Picado, a tropical dry forest in the Dominican Republic under similar latitude and annual rainfall (Roth, 1999). In Jaiqui Picado, structural differences between forest types were associated with past agricultural activities, which not only induced the depletion of native species in the ecosystem, but also promoted a high abundance of thorny trees. Tropical dry forests recovery in Central America was also reported from Guánica, Puerto Rico (Murphy et al., 1995), Chacocente-Chinantega, Nicaragua (Sabogal, 1992) and Guanacaste, Costa Rica (Janzen, 2000a), where vegetation changes after intensive anthropogenic disturbances was not evaluated. In Guánica, natural recovery after disturbance and abandonment occurred mostly from re-sprouting, and the establishment of new individuals was more

dependent on seed dispersal than on soil seed bank (Murphy et al., 1995). In Guanacaste, the dry forest regenerated on flatland under high annual rainfall when fire was suppressed (Janzen, 2000a,b). Also, recruitment of seedlings from surrounding native trees was frequently observed in Guanacaste (Janzen, 2000a), as in the tropical wet forests in Mexico (Guevara and Laborde, 1993).

Description of patterns of vegetation change using models could facilitate comparisons between sites. The use of the environmental narrative method allowed an expansion of the temporal scale, and the inclusion of land management considerations that help ecological research (Roth, 1999).

As a first step, a qualitative description of the vegetation changes associated with land-use helps to understand the general trends in the successional patterns of tropical dry forests. The conceptual model does not permit any prediction. Petri Net tool, however, allows to move from a merely qualitative to a model with simulation capabilities, i.e. to the construction of more quantitatively predicting models (Gillet et al., 2002). A detailed analysis of the frequency of the transitions will be necessary to develop probability functions with a view to issue recommendations in terms of conservation and restoration of tropical dry forest ecosystems.

Acknowledgements

We would like to thank Raúl Ahedo, Salvador Araiza, Heberto Ferreira and Abel Verduzco for technical support, and to the staff of the Estación de Biología de Chamela (UNAM) for their logistic support. Also, we thank the ejidatarios of La Huerta and their families for sharing information about the historical processes in the Chamela region. This work was supported by grants from the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT México), and the Dirección General de Estudios de Postgrado (DGEP) and the Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGSCA) of the Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). We greatly appreciate the review of an earlier draft of this manuscript by Alejandro Casas, Katherine Elliott, Felipe García-Oliva, Alejandro Zavala, José Sarukhán and two unidentified reviewers.

References

- Cervantes, L., Maass, J.M., Dominguez, R., 1988. Relación lluvia-escurrimiento en un sistema pequeño de cuencas de selva baja caducifolia. *Ingeniería Hidráulica en México III*, pp. 38–43.
- De Ita, C., 1983. Patrones de producción agrícola en un ecosistema tropical estacional en la costa de Jalisco. T. Lic., Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- De Ita, C., Barradas, V., 1986. El clima y los patrones de producción agrícola en una Selva Baja Caducifolia de la Costa de Jalisco, México. *Biótica III*, pp. 237–246.
- García Oliva, F., Camou, A., Maass, J.M., 2002. El clima de la Región Central de la Costa del Pacífico mexicano. In: Noguera, F., Vega, J., Quesada, M., García Alderete, R.N. (Eds.), *Historia Natural de Chamela*, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 3–10.
- Gentile, J.H., Harwell, M.A., Cropper Jr., W., Harwell, C.C., De Angelis, D., Davis, S., Ogden, J.C., Lirman, D., 2001. Ecological conceptual models: a framework and case study on ecosystem management for South Florida sustainability. *Sci. Total Environ.* 274, 231–253.
- Gillet, F., Besson, O., Gobat, J.M., 2002. PATUMOD: a compartment model of vegetation dynamics in wooded pastures. *Ecol. Modell.* 147, 267–290.
- Guevara, S., Laborde, J., 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species. *Vegetatio* 107/108, 319–338.
- Gutiérrez, A.R., 1993. La ganadería extensiva en el trópico seco mexicano: causas, consecuencias y manifestaciones en su medio social. T. Lic., Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- INEGI, 2000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Anuario del Estado de Jalisco, México.
- Janzen, D., 2000a. Costa Rica's Area de Conservación Guanacaste: a long march to survival through non-damaging biodiversity and ecosystem development. In: *Proceedings of the Norway/UN Conference on the Ecosystem Approach for Sustainable Use of Biological Diversity*. Norwegian Directorate for Nature Research and Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway, pp. 122–132.
- Janzen, D., 2000b. How to grow a wildland: the gardenification of nature. In: Raven, P.H., Williams, T. (Eds.), *Nature and Human Society*. National Academy Press, Washington, DC, pp. 521–529.
- Lambin, E.F., Rounsevell, M.D.A., Geist, H.J., 2000. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? *Agric. Ecosyst. Environ.* 82, 321–331.
- Lott, E., 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela Bay Region, Jalisco, Mexico. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences No. 148*.
- Lott, E., Bullock, S., Solís-Magallanes, A., 1987. Floristic diversity and structure of Upland and Arroyo forests of coastal Jalisco. *Biotropica* 19, 228–235.
- Maass, J.M., 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. In: Bullock, S., Mooney, H.A., Medina, E. (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 399–422.

- Miller, P.M., Kauffman, J.B., 1998a. Effect of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. *For. Ecol. Manage.* 103, 191–201.
- Miller, P.M., Kauffman, J.B., 1998b. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a Tropical Deciduous Forest. *Biotropica* 30, 538–546.
- Murata, T., 1989. Petri Nets: properties, analysis and applications. *Proc. IEEE (The Institute of Electrical and Electronics Engineers)* 77, 541–580.
- Murphy, P.G., Lugo, A., 1995. Dry forests of Central America and the Caribbean. In: Bullock, S., Mooney, H., Medina, E. (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 9–34.
- Murphy, P.G., Lugo, A.E., Murphy, A.J., Nepstad, D.C., 1995. The dry forests of Puerto Rico's South Coast. In: Lugo, A., Lowe, C. (Eds.), *Tropical Forest: Management and Ecology*. Ecological Studies 112. Springer-Verlag, pp. 178–209.
- Ortiz, T., 2001. Estructura arbórea en sitios perturbados y caracterizados por la presencia de *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir. var. *leiocarpa* (D.C.) Barneby, en el Bosque Tropical Seco de la Costa de Jalisco, México. T. Lic., Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, DF, México.
- Pennington, R.T., Prado, D.E., Pendry, C.A., 2000. Neotropical seasonally forests and quaternary vegetation changes. *J. Biogeogr.* 27, 261–273.
- Peterson, J., 1977. Petri Nets. *Computing surveys* 9, 223–252.
- Pickett, S.T.A., Collins, S.L., Armesto, J.J., 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Vegetatio* 69, 109–114.
- Robertson, M., Nichols, P., Horwitz, P., Bradby, K., MacKintosh, D., 2000. Environmental narratives and the need for multiple perspectives to restore degraded landscapes in Australia. *Ecosyst. Health* 6, 119–133.
- Rodríguez, R., 1999. Cartografía morfogenética jerárquica a tres escalas del área del microbloque El Colorado, Chamela, Jalisco. T. Lic., Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, DF, México.
- Roth, D., 1996. Regeneration dynamics in response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest of western Mexico. MS Thesis. Oregon State University, Corvallis, OR, USA.
- Roth, L., 1999. Anthropogenic change in subtropical dry forest during a century of settlement in Jaiquí Picado, Santiago Province, Dominican Republic. *J. Biogeogr.* 26, 739–759.
- Sabogal, C., 1992. Regeneration of tropical dry forest in Central America, with examples from Nicaragua. *J. Veg. Sci.* 3, 407–416.
- Trejo, I., Dirzo, R., 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in México. *Biol. Conserv.* 94, 133–142.
- UTC, 1995. DNAnet: A Petri Net Concurrent Systems Modeling Tool. Data Network Architectures Laboratory, University of Cape Town, South Africa.