



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

PROPUESTAS PARA UN PLAN DE RESTAURACIÓN
DE LOS BOSQUES TEMPLADOS DE SANTA MARÍA
YAVESÍA, OAXACA, MÉXICO, ANTE EL ATAQUE DE
DENDROCTONUS ADJUNCTUS BLANDFORD 1897.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
BIOLOGÍA AMBIENTAL

P R E S E N T A

FERNANDO CAMACHO RICO

DIRECTORA DE TESIS: DRA. ROSA IRMA TREJO VÁZQUEZ

MÉXICO, D.F.

AGOSTO 2008



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
P r e s e n t e

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 26 de Mayo de 2008, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGÍA AMBIENTAL)** del alumno **FERNANDO CAMACHO RICO** con número de cuenta **96328901** con la tesis titulada "**Propuestas para un plan de restauración de los bosques templados de Santa María Yavesía, Oaxaca, México, ante el ataque de *Dendroctonus adjunctus* Blandford 1897**", realizada bajo la dirección de la **DRA. ROSA IRMA TREJO VÁZQUEZ**:

Presidente: DR. ROBERTO ANTONIO LINDIG CISNEROS
Vocal: DRA. MARÍA DEL CONSUELO BONFIL SANDERS
Secretario: DRA. ROSA IRMA TREJO VÁZQUEZ
Suplente: DRA. LUCÍA ALMEIDA LEÑERO
Suplente: M. EN C. SALVADOR SÁNCHEZ COLÓN

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 4^o de Septiembre de 2008.

Dr. Juan Núñez Farfán
Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del interesado.

El presente trabajo se llevo a cabo dentro del programa de Maestría del Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.

Agradezco el apoyo económico recibido como becario del Consejo de Ciencia y Tecnología (CONACYT; registró de beca **193207**) durante el periodo 2005-2 a 2007-1.

Agradezco el apoyo de la Fundación Packard para la realización de este estudio.

La investigación formo parte del proyecto “Evaluación del efecto del manejo forestal y del combate al gusano descortezador en el estado de conservación de los bosques de la cuenca alta del Papaloapan, en la Sierra de Juárez, Oaxaca, México, PAPIIT IN208306-2”.

El proceso de investigación fue dirigido y revisado por el siguiente Comité a quienes agradezco su atención y empeño:

Dra. Rosa Irma Trejo Vázquez

Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders

M. en C. Salvador Sánchez Colón

Dra. Lucia Almeida Leñero

Dr. Roberto Antonio Lindig Cisneros

Este trabajo se realizó con la infraestructura y equipo del Instituto de Geografía de la UNAM, concretamente del departamento de Geografía Física.

Todos los trabajos de campo contaron con el apoyo incondicional de la Comunidad de Santa María Yavesía, Oaxaca.

Agradecimientos personales:

A mi madre Lilia Rico eterna soñadora e incansable luchadora capaz de impulsarme a hacer lo que en mi mente es imposible, jefa te adoro, esta tesis es tuya.

Agradezco a Héctor Camacho mi padre, quien será por siempre mi más grande ejemplo de superación, gracias carnal, si en el futuro tengo la mitad de tu tenacidad, empeño y dedicación me doy por bien servido.

A mi tutora, maestra y amiga Irma Trejo, los pocos conocimientos que me han permitido desempeñarme profesionalmente se los debo a usted, siempre llevaré en mi mente todos esos consejos y enseñanzas que me brindó durante esos recorridos a lo largo de este país, usted me enseñó cosas que no se encuentran en un libro.

A Consuelo Bonfil quien a lo largo de muchos años ha sido mi tutora y amiga, gracias doctora por apoyarme en esos momentos difíciles, se que siempre estará conmigo para darme un buen consejo.

A Mauro Cruz, Damian Cruz, Alejandro Perez, Sotero Ocampo, Laura Cruz, Rodolfo Cruz, a las autoridades municipales del periodo 2004-2007 y a todas las personas de de Santa María Yavesía que colaboraron en este trabajo. Les estaré siempre agradecido por enseñarme lo que es estar comprometido con la conservación de la naturaleza; algún día con el esfuerzo de todos, al ver y oler ese mágico bosque todo el sufrimiento valdrá la pena.

A Rosa María Fonseca, Martha Martínez, Susana Valencia y Rafael Torres por la determinación de los ejemplares colectados durante la realización de este trabajo.

A Andrea Camacho, Chego mi hermana inseparable quien siempre ha estado a mi lado en las buenas y en las malas y quien me conoce mejor que nadie, gracias hermanita.

A mis mejores amigos Sandra Pompa, Esteban Benítez, Andrés Martínez y Ulises Ruiz, quienes no solo me acompañaron con su amistad durante la larga etapa de realización de este trabajo, también fueron pieza clave de su elaboración al ayudarme en los trabajos de campo y en la revisión de los manuscritos, sin ustedes esto no seria posible, gracias H.H.C.I.

A mi amigo Mauro Cruz, gracias Mauro por pensar que yo podía ayudarte en ese enorme reto, ya veras que todo ese sufrimiento y noches lluviosas en la carretera van a valer mucho la pena, ¡Ese bosque vale eso y mucho más!

A Evelyn Piña, Rolando Lagner, Alejandra Aguilar, Pedro Cruz, Regina Vega y Sol Guerrero, quienes me apoyaron durante la realización de este trabajo, muchas gracias amigos, sin ustedes nunca hubiera podido medir tantos claros.

A Daniela Torres, a quien le voy a estar eternamente agradecido por aparecer en mi vida cuando más lo necesitaba, tu me recordaste lo que era ser feliz y me diste la motivación suficiente para concluir. Gracias Danyta quedan muchos 525,600 minutos of love!

A Alya Ramos, Cuatza finalmente seguimos en el camino, tu sabes muy bien el reto personal que significo este trabajo, gracias por tu compañía durante esos años, ¡Si lo logramos!

A Ana Escobedo, inseparable amiga quien estuvo en las buenas y en las más malas, gracias Anita por escucharme y apoyarme como solo tú lo sabes hacer.

A Itziar Rebollar, a quien agradezco su apoyo y amistad incondicional así como las revisiones a este manuscrito. Aunque estés lejos estas a mi lado.

A Karla Najera, Anibal Medel y Rodrigo Medel por todas esas noches de largas platicas, gracias hermanos.

A mis amigos de Morelia, Rafa (mi chingón), Pablo, Ana Laura, Oscar y Pavka gracias por recibirme como lo hicieron, allí con ustedes me sentí como en casa.

A Otto Lass quien me permitió tener mis primeras experiencias laborales y quien me ha apoyado incondicionalmente durante la última etapa de este trabajo.

Finalmente dedico este trabajo a mi amigo José Luis Jiménez, quien una tarde de incertidumbre profesional me alentó a hacer frente a este reto, hermano estés donde estés te estaré siempre agradecido.

Agradecimientos

Resumen

Abstract

1 INTRODUCCIÓN

1.1 La restauración ecológica y los bosques templados en México

1.2 *Dendroctonus adjunctus* Blandford 1897: el gusano descortezador

1.3 La ecológica de la restauración

1.3.1 Marco teórico de la ecología de la restauración

1.3.3 La dinámica de claros

1.4 La conservación del suelo

1.4.1 Métodos para medir y predecir la erosión

2. JUSTIFICACIÓN

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

3.2 Objetivos particulares

4 ZONA DE ESTUDIO

4.1 Santa María Yavesía (SMY), Oaxaca, México

4.2 Ubicación

4.3 Clima

4.4 Hidrología

4.5 Edafología

4.6 Vegetación

4.7 Tenencia de la tierra

4.8 Situación socioeconómica

5. MÉTODO

5.1 Condiciones ambientales de Santa María Yavesía

5.1.1 Comportamiento hídrico

5.2 Caracterización de la superficie afectada por el gusano descortezador

5.2.1 Delimitación de claros

5.2.2 Grado de apertura del dosel

5.2.3 Modelo de erosión hídrica potencial

5.2.3.1 Estructura del modelo de erosión hídrica potencial

5.2.4.1 Factor de longitud e inclinación de la ladera (LS)

5.2.4.2 Factor de erosividad de la lluvia (R)

5.2.4.3 Factor de erosividad del suelo (K)

5.2.4. 4 Factor de cobertura vegetal (C)

5.2.4.5. Factor de prácticas de manejo (P)

5.3 La regeneración natural

6 RESULTADOS

6.1 Caracterización de las condiciones ambientales de Santa María Yavesía (SMY)

6.1.2 Comportamiento hídrico

6.2 Caracterización de la superficie afectada

6.3 Grado de apertura del dosel

6.4 Modelo de erosión hídrica potencial.

6.5 Regeneración

7. DISCUSIÓN

7.1 Las consecuencias del combate a *D. adjunctus*.

7.2 El combate y la erosión

7.3 Apertura del dosel.

7.4 La regeneración natural

7.5 Un proyecto de restauración en Yavesía ¿Factible o no?

7.6 La importancia de conservar los bosques de SMY

8. CONCLUSIONES

8. LITERATURA CITADA

Palabras clave: Restauración, bosque templado, Yavesía, cuenca del Papaloapan, Sistema de Información geográfica.

Resumen

El presente trabajo busca contribuir al conocimiento de los disturbios generados por *Dendroctonus adjunctus* Blandford, en los bosques templados de Santa María Yavesía (SMY) comunidad zapoteca que se localiza en la Sierra de Juárez, Oaxaca, y que forma parte de la cabecera de cuenca del río Papaloapan; con el fin de proveer estrategias de restauración que puedan ser utilizadas en ésta y otras comunidades con condiciones similares. En años recientes una gran superficie de bosques en México se ha visto plagada por *D. adjunctus*, coleóptero especialista que ataca a especies del género *Pinus*, sobre los 2,800 m s.n.m. Desde el año 2004 los bosques SMY se han visto afectados por *D. adjunctus*, y para combatirlo los pobladores han usado el método de derribo y abandono, que provoca la formación de claros en el dosel de distintas formas y superficies.

Para evaluar el grado de afectación de las comunidades vegetales producto de la plaga y su combate, se delimitó espacialmente cada uno de los claros, se obtuvo información sobre la composición de especies previa, al ataque de la plaga, así como de las variables ambientales como pendiente, orientación de ladera, grado de apertura del dosel, índice de área foliar (usando fotografías hemisféricas) y del estado de la regeneración natural (a través de muestreos de la vegetación del sotobosque con unidades de 5x2 metros distribuidas dentro del claro).

Para evaluar las probabilidades de erosión potencial hídrica en la cuenca del río Yavesía producto de la pérdida de la cobertura vegetal, se usó la Revisión de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo procesada con un Sistema de Información Geográfica, lo que permitió identificar las zonas de mayor susceptibilidad a sufrir pérdida de suelo.

Los datos obtenidos del muestreo de la vegetación del sotobosque muestran que en la zona existe la presencia de renuevos de especies del dosel, donde a mayor antigüedad del claro, mayor la riqueza y abundancia de éstas y que las condiciones de apertura del dosel se encuentran relacionadas con la composición y estructura de vegetación previa al ataque de la plaga.

Dentro de las estrategias de restauración que se proponen se encuentra técnicas de bioingeniería para evitar la erosión, donde se combinan las estructuras inertes con el uso de la vegetación, como el acomodo de material vegetal muerto sobre la curva de nivel con el fin de disminuir la velocidad de los escurrimientos superficiales. Además, se propone la siembra de especies de rápido crecimiento que propicien la formación de agregados y disminuyan la fuerza de las gotas de lluvia.

Como parte de las conclusiones se encontró que en los bosques de SMY existe la capacidad de regeneración de forma natural por lo que es importante evitar la modificación de esta dinámica para impedir el cambio en la composición vegetal de los bosques, para impedir la pérdida de diversidad y de procesos ecosistémicos en la zona.

Abstract

The study here presented contributes greatly to the knowledge on the disturbances generated by *Dendroctonus adjunctus* Blandford in the temperate forests of a zapoteca community located in the Sierra de Juarez, Oaxaca named Santa María Yavesía (further addressed as SMY), within the Papaloapan's river basin. The results of this study can be used as basis for restauration strategies and applied in other similar communities. Significant amounts of mexican forests have recently been plagued by *D. adjunctus*, a specialized choleoptera that invades/attacks species of the genus *Pinus* found beyond 2,800 m o.s.l. Starting 2004 the SMY forests have been affected by *D. adjunctus* and local people have consequently used managing methods for thinning, falling and burning wood, which causes the opening of different shaped and sized clearings in the canopy.

In order to assess the extent to which vegetal communities are affected by this plague and its further combat, each of the clearings was spacially delimited, information regarding the composition of the previous specie, prior to the plagues attack, and environmental variables such as the slope, hillside orientation, the degree of the canopy openings, Leaf Area Index (by use of hemispherical photographs) and the state of natural regeneration (calculated by 5 x 2m samplings distributed within the clearing of the understory vegetation) were registered.

We evaluated the probability of potencial hidric erosion of the Yavesía's river basin brought upon by the loss of vegetative cover, using the Revisited Soil Lost Ecuation through a Geographic Information System. This resulted in the identification of areas with higher loss of soil risk.

The data collected on the samplings of the understory vegetation show that renewal of canopy's species is present in the area, whereas the older the clearing the greater the abundance and richness of species. Data also showed that the conditions of the canopy clearings are related to the composition and structure of the vegetation prior to the attack of the plague.

Some of the restauration strategies proposed in this work are bioengineering techniques to prevent erosion, which combined with inert structures and the use of vegetation and the arrangement of dead vegetal material upon the countour line, could reduce the speed of superficial drainage. We also suggest the planting of fast growing species which lead to the formation of aggregates and decrease the strength of raindrops.

One conclusion derived from this work is that the SMY forests have the ability to regenerate naturally and it is important not to disturbe or modify this dynamic which may lead to changes in the forest's vegetative composition, which causes diversity loss and alterations in the ecosystemic processes. We should prevent it instead.

1 INTRODUCCIÓN

1.1 La restauración ecológica y los bosques templados en México

La categoría de bosques templados comprende comunidades vegetales dominadas por especies de los géneros *Pinus*, *Quercus* y *Abies*, que se desarrollan en climas templados, húmedos y semihúmedos, entre los 1,200 y 3,000 m s.n.m. (Rzedowski, 1978; Challenger, 1998; González-Medrano, 2004). En México existen 32 millones de hectáreas de bosques templados (47% de la superficie original) (SEMARNAT, 2003). Se considera que estas comunidades ocupan el primer lugar en riqueza de plantas vasculares y albergan alrededor del 25% del total de especies de plantas registradas para México (Rzedowski, 1991; Challenger, 1998, CONABIO, 1998).

Los bosques templados sobresalen en términos de servicios ecosistémicos pues son formadores de suelo, evitan la erosión al retener el suelo en terrenos escarpados y favorecen la infiltración de agua a los mantos freáticos, además de ser el hábitat de una gran cantidad de especies (Myers, 1996; Landell-Mills y Bishop, 2003; Millenium Ecosystem Assessment, 2004). Constituyen enormes reservorios de carbono en forma de materia orgánica (Prentice *et al.*, 2001). Se estima que los bosques (tanto tropicales como templados) del planeta almacenan 280 Gt de carbono en forma de biomasa y que la suma del carbono retenido en biomasa en pie, árboles muertos, hojarasca y suelo es de alrededor del 50% de la cantidad del carbono total de la atmósfera (FAO, 2005).

En México durante los años 90 un total de 4.4 millones de ha cubiertas por vegetación primaria fueron transformadas a comunidades secundarias a un ritmo de 484 mil ha año⁻¹, siendo los bosques templados primarios los que presentaron las tasas más altas de modificación (293 mil ha año⁻¹) (SEMARNAT, 2003). Estas elevadas tasas de deforestación a nivel nacional han llevado a las instituciones gubernamentales a diseñar planes de conservación, reforestación y restauración, entre los que sobresale el Programa Nacional de Reforestación (PRONARE). En la actualidad este programa lleva el nombre de Programa de Conservación y Restauración de Ecosistemas Forestales (PROCOREF) y está a cargo de la Comisión Nacional Forestal. Actualmente se reconoce la necesidad de generar planes de conservación y restauración a escalas locales que se ajusten a las necesidades propias de las comunidades (Bonn y Gaston, 2005; Martínez-Aquino *et al.*, 2007).

1.2 *Dendroctonus adjunctus* Blandford 1897: el gusano descortezador

En México, *Dendroctonus adjunctus* Blandford 1897 es la principal plaga forestal bosques establecidos por encima de los 2,800 m s.n.m. (Macias *et al.*, 2003; Billings *et al.*, 2004; CONAFOR, 2004). Es un coleóptero de la familia Scolytidae comúnmente llamado “gusano descortezador”, que tiene una longitud promedio de 5.2 a 5.4 mm y es de color café oscuro en su etapa madura. Es una especie especialista que ataca a *Pinus arizonica*, *P. ayacahuite*, *P. chihuahuana*, *P. durangensis*, *P. flexilis*, *P. hartwegii*, *P. herrerae*, *P. lawsoni*, *P. maximinoi*, *P. michoacana*, *P. montezumae*, *P. patula*, *P. piceana*, *P. ponderosa*, *P. pseudostrobus* y *P. rudis*. La infestación de este escarabajo comienza por unas cuantas hembras que perforan la corteza externa y el floema del árbol mientras segregan feromonas de agregación que atraen a nuevas hembras y a los primeros machos. Además, las hembras son portadoras de hongos del género *Ophiostoma*, especie que contribuye de manera importante a la muerte del árbol (Cibrián *et al.*, 1995; Llanderal, 1995; Haberkern *et al.*, 2002; Mchugh *et al.*, 2003).

Uno de los métodos más comunes para su combate es el derribo y abandono, que tiene la ventaja de ser económico y no tiene efectos ecológicos negativos como contaminación o fuegos accidentales, aunque presenta la desventaja de que es necesario mantener el combate por varios años para evitar que la población del insecto se recupere (Swain y Remion, 1981; Billings *et al.*, 1996; D.O.F. 2000).

1.3 La ecología de la restauración

La alteración de los procesos y sistemas biológicos debido a las actividades antropogénicas genera pérdidas importantes de servicios ecosistémicos (e.g. por tala excesiva y la conversión de bosques en terrenos de cultivo y ganadería) (Vitousek, 1998). Las alteraciones de gran magnitud, como las ocurridas en las últimas décadas, pueden provocar cambios irremediables en las formas de vida en la Tierra. Ante esta situación han surgido nuevas disciplinas científicas que buscan remediar, en la medida de lo posible, las perturbaciones antropogénicas causadas a los sistemas naturales. Una de estas disciplinas es la restauración ecológica que es el proceso de apoyar a la

recuperación y al manejo de la integridad ecológica de los sistemas biológicos (Society for Ecological Restoration. 2005). La integridad ecológica incluye un intervalo crítico de variables de biodiversidad, procesos y estructuras ecológicas, referidas a un contexto histórico regional y a prácticas culturales sustentables (Van Diggeles *et al.*, 2001; Ehrenfeld, 2002; Alison, 2004; Sánchez *et al.*, 2005).

Debido a la complejidad de los sistemas biológicos, en la actualidad no existe un método general para llevar a cabo la restauración ecológica. Lo anterior dificulta la generalización de estrategias, sin embargo existen puntos básicos que deben de ser considerados. Hobbs y Norton (1996) detectaron una serie de pasos que consideran esenciales para llevar a un término exitoso los proyectos de restauración:

1. Detectar y eliminar del sistema los procesos que llevaron a la degradación.
2. Desarrollar métodos que reviertan o mitiguen la degradación.
3. Determinar objetivos claros y realistas que tomen en cuenta las limitaciones biológicas, socioeconómicas y culturales del proyecto.
4. Integrar las técnicas a planes y estrategias de manejo.
5. Desarrollar un sistema de monitoreo que permita replantear los objetivos y métodos, cuando los resultados no muestren avances en el sentido deseado.

Por lo anterior, los objetivos y las estrategias de la restauración ecológica dependerán tanto del conocimiento ecológico tradicional y de los hábitos culturales de los usuarios, como de sus necesidades. La restauración ecológica puede modificar y mejorar el estado actual de un área particular, considerando siempre que el uso sustentable de los recursos es una mejor opción que mitigar daños costosos, difíciles de implementar en los sistemas naturales (Kane, 2000; Primack y Massardo, 2002; Cervantes 2005; Hilderbrand *et al.*, 2005; Sánchez *et al.*, 2005).

1.3.1 Marco teórico de la ecología de la restauración

Las disciplinas ecológicas como la restauración y el manejo de ecosistemas generalmente están organizadas alrededor de modelos de respuesta con base en suposiciones teóricas, las cuales buscan predecir las consecuencias de los disturbios naturales y de las actividades antropogénicas (Stringham *et al.*, 2003). En este sentido, gran parte de los cimientos teóricos de la restauración ecológica recaen en el concepto de estabilidad,

definido por la resistencia y resiliencia de los sistemas bióticos (Margalef, 1969; Holling, 1973; Folke *et al.*, 2004).

La resistencia ecológica es definida como la habilidad del sistema de mantener sus condiciones naturales en presencia de disturbios o perturbaciones externas, mientras que la resiliencia es la habilidad del sistema de recobrar sus características después de ser modificadas por una perturbación (Holling, 1969; Bestelmeyer *et al.*, 2004). Estos conceptos son empleados en la elaboración de modelos de estado-transición; en ellos se visualiza a un sistema natural en un equilibrio dinámico, donde la ocurrencia de un disturbio puede desplazarlo a un distinto estado de equilibrio; conforme aumenta la intensidad o frecuencia, el sistema se puede acercar a un umbral, que una vez cruzado tendrá el efecto de ser mucho más complicado recobrar las características originales del sistema (Stringham *et al.*, 2003; Bestelmeyer *et al.*, 2004). Detectar la capacidad de resistencia y resiliencia de un sistema en ocasiones sólo es posible cuando el sistema cruzó hacia un estado-transición (umbral) distinto.

Mediante la puesta en marcha de proyectos de restauración ecológica se pone a prueba la capacidad de revertir o mitigar los impactos ocasionados por perturbaciones naturales y humanas de distinto tipo e intensidad. Entonces, uno de los objetivos de la restauración es impedir que el sistema se traslade hacia un estado en donde sea necesario invertir más tiempo y esfuerzo para recobrar sus características y funciones originales (Holling y Meffe, 1996).

1.3.3 La dinámica de claros

Uno de los procesos que determina de forma importante la dinámica y composición de los bosques es la apertura de claros en el dosel. El término claro fue acuñado por Brokaw (1982) quien lo definió como *huecos en la extensión del bosque en todos los niveles, con paredes irregulares que se consideran sus orillas verticales*. El origen de éstos puede ser variado pero en general se debe a la caída o desaparición artificial de uno o más árboles del dosel.

El estudio de claros en el dosel arbóreo ayuda a conocer la dinámica forestal, debido a que pueden influir activamente en los procesos ecológicos de la comunidad (Hubbell, 1986; Crawley, 1997; Frazer *et al.*, 2001; Anderson y Leopold, 2002; Tramer, 2002; Rozas, 2002). Se considera que juegan un papel preponderante en la coexistencia de especies, al ofrecer nichos ecológicos locales que de otra manera no existirían (Frazer *et al.*, 1999; Dubé *et al.*, 2001; Hardy, 2004). Esta dinámica de regeneración constituye el mecanismo principal por el cual algunas especies se mantienen presentes en bosques con dosel cerrado (Anderson y Leopold, 2002). El entender los regímenes de disturbio y creación de claros, así como los procesos de reemplazo de árbol por árbol, es fundamental en el entendimiento de la dinámica y estructura de las comunidades arbóreas y por consiguiente al emprender proyectos de restauración en comunidades forestales (Chantal *et al.*, 2003).

Actualmente existen numerosas técnicas para medir los atributos del dosel (e.g. la apertura, la densidad, el grado de incidencia de la luz, la cantidad y calidad de la luz incidente). Las fotografías hemisféricas permiten registrar, de forma permanente, las características espectrales y espaciales de los componentes del dosel, además de predecir de forma rápida el flujo de la luz directa y difusa en un claro (Frazer *et al.*, 1999; 2001). Esta técnica se usó por primera vez por Evans y Coombe (1954) y por Anderson (1964) y actualmente se ha visto favorecida debido al avance tecnológico. La transición del uso de película a blanco y negro a las fotografías digitales, de fácil almacenamiento y bajo costo, son algunos de estos avances. Cuando se utilizan fotografías hemisféricas en un mosaico de forma conjunta, éstas producen un continuo de dos dimensiones en el que se registra la estructura del dosel y proveen información sobre la dimensión y características del dosel o del claro en un bosque (Silbernager y Moeu, 2001; Hardy *et al.*, 2004; Nobis y Hunziker, 2005). Estas imágenes son procesadas con la ayuda de software especializado que convierte los píxeles en puntos dentro de un sistema de coordenadas, los cuales son ordenados en dos clases, cielo abierto, o con cobertura vegetal; ambos proporcionan información sobre la cantidad de radiación por temporada o las características de estructura, apertura y área foliar entre otras (Frazer *et al.*, 1999). Por tanto, el estudio de las condiciones ambientales dentro y en la zona adyacente a los claros de nueva formación brinda información valiosa para comprender las dinámicas sucesionales y diseñar estrategias exitosas de regeneración o reintroducción de especies arbóreas en bosques.

1.4 La conservación del suelo

Los impactos generados por el cambio en la vocación de un ecosistema, producto de las actividades antropogénicas, suelen ser irreversibles y evidentes en la transformación del paisaje y en la erosión del suelo, por la remoción del material superficial por acción del agua o viento (Buckman *et al.*, 1983; Brady, 1990; Lal, 1994; Morgan 1994; Walter y Moral, 2003). Este fenómeno es uno de los más destructivos a nivel mundial, ya que implica la pérdida de la capa superficial, con la consiguiente pérdida de agua, riqueza natural, nutrientes y sustrato para las plantas, además de contaminar con sedimentos los cuerpos de agua (Pimentel y Kounang, 1998).

La erosión provocada por el agua de forma natural es modeladora de valles, cañones, cursos de ríos y deltas; la cantidad de suelo removido por el agua de esta manera es de 0.2 – 0.5 ton por ha⁻¹ al año⁻¹ y opera de forma lenta pero constante. Si la tasa de erosión rebasa estas cifras se le considera como erosión acelerada y llega a ser muy destructiva (Morgan, 1994). La caída de gotas de lluvia directamente al suelo, es uno de los factores que más promueve la remoción de partículas en las regiones tropicales húmedas, ya que las gotas al caer provocan pequeños golpes que tienden a destruir la agregación del suelo. La fuerza del agua chocando contra las partículas puede expulsarlas hasta 2 m de forma horizontal y hasta 0.7 m de forma vertical y, en ocasiones llega a ser tan grande que los granos llegan a romperse, lo que genera que se pierda la estructura agregada del suelo (Wischmeier y Smith, 1978; Brady, 1990). Una vez que el suelo se removió de su sitio original, el movimiento de masas de agua juega un papel importante. Una ladera que presenta suelo susceptible a la erosión puede perder en una tarde lluviosa hasta 200 ton ha⁻¹. Cuando la capacidad de infiltración del suelo se ve excedida, el suelo se satura y el agua excedente comienza a fluir sobre la superficie. Esta dinámica superficial puede causar incisiones verticales y propicia la aparición y desarrollo de microcauces, cauces y barrancos (Zachar; 1982; Lugo, 1989; Morgan 1994; Montes-Cruz y López-Blanco, 2004; Montes, 2005). Las características dadas por la composición del suelo, como la textura, aunado a los factores topográficos y climáticos son determinantes del grado de susceptibilidad del suelo a ser removido. Otro factor importante es la cantidad de materia orgánica, un agente crucial en la formación y estabilización de agregados debido a que su descomposición por microorganismos

genera sustancias viscosas que promueven la unión entre las partículas de suelo (Brady, 1990; Pimentel y Kounang, 1998).

Existen varios componentes bióticos que promueven la estabilidad de los agregados. El desarrollo de hongos filamentosos tiene el efecto pronunciado, en condiciones de humedad, de generar cohesión entre la materia orgánica y las partículas de suelo. De igual forma la síntesis microbiana generalmente produce compuestos, como gomas y polisacáridos que, al mezclarse con arcillas generan agregados estables y duraderos. Sin embargo, la actividad cementante más resistente es la producida por los compuestos del humus como óxidos de hierro; la estabilidad de los agregados en suelos rojos y amarillos de las áreas tropicales y semitropicales se debe en parte a la presencia de estos compuestos que proveen de estabilidad a largo plazo (Buckman *et al.*, 1983; Brady, 1990; Lal, 1994; Morgan 1994).

1.4.1 Métodos para medir y predecir la erosión

Para entender los procesos de erosión comúnmente se utilizan dos aproximaciones, la académica enfocada al estudio de los procesos que causan la pérdida del suelo a partir de estudios prolongados y muy particulares y la usada para elaborar planes de conservación y restauración, la cual parte de información con poco detalle y con procedimientos de carácter cualitativo; como la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo desarrollada por Wischmeier y Smith 1959 (Wischmeier y Smith 1985; Brady, 1990; Morgan, 1994; Hudson, 1997; Pimentel y Kounang, 1998).

La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE por sus siglas en inglés) es una ecuación paramétrica que predice la pérdida de suelo a través de la medición de los factores implicados en la erosión a los que asigna un valor numérico, de modo que al multiplicarlos se obtiene la pérdida de suelo (Wischmeier y Smith, 1959, 1978). La ecuación consta de seis factores:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

donde:

A = Pérdida de suelo por unidad de superficie (ton ha⁻¹ año⁻¹)

R = Erosividad de la lluvia

K = Expresa la proclividad del suelo al ser erosionado

L = Longitud de la ladera

S = Grado de inclinación de la pendiente

C = Grado de desnudez del suelo

P = Práctica de manejo

Los valores numéricos de la ecuación original se generaron a partir de las mediciones en parcelas de 22.13 x 1.83 m, con una pendiente longitudinal uniforme del 9%, manteniendo el barbecho continuo durante dos años y labrada a favor de la pendiente para homogenizar los resultados. (Wischmeier y Smith, 1978).

La ecuación incluye factores intrínsecos y extrínsecos, es decir, que tienen incidencia permanente y esporádica, además de que toma en cuenta factores de carácter natural y humano, por lo que otros autores la consideran con robustez estadística suficiente para ser empleada como modelo (Wischmeier y Smith, 1978; Millward y Mersey, 1999; Fernández *et al.*, 2003; González-Bonorino y Osterkamp, 2004).

La ecuación universal de pérdida de suelo original era difícil de extrapolar a sitios con condiciones diferentes a donde se generó, por lo que, a finales de la década de los 70's se desarrolló la versión revisada de la ecuación (RUSLE). La cual incorporó toda la información de más de 40 años generada por los estudios sobre este tema, dando como resultado una mejor aceptación en la comunidad científica e hizo más sencillo su uso en cuestiones de manejo (Renard *et al.*, 1997).

En la actualidad existe una tendencia a combinar las ecuaciones empíricas para predecir la erosión con el uso del Sistemas de Información Geográfica (SIG´s), de tal forma que se pueda estimar la magnitud y distribución espacial de los fenómenos erosivos (Millward y Mersey, 1999; Yitayew *et al.*, 1999). Lo anterior a permitido una mayor precisión en la estimación de los factores, especialmente aquéllos que se refieren a la longitud e inclinación de ladera (Meyer y Wischmeier, 1969; Moore y Wilson, 1992; Desmet y Govers, 1996a; Nearing, 1997Renard *et al.*, 1997 Fernández *et al.*, 2003; González-Bonorino y Osterkamp, 2004).

2. JUSTIFICACIÓN

En los últimos años, poblaciones importantes del gusano descortezador *Dendroctonus adjunctus* se han presentado en los bosques de Santa María Yavesía, lo que ha provocado la infección de un gran número de árboles, en su mayoría de *Pinus patula* Schiede ex Schltdl & Cham. Esta invasión ha generado la pérdida hasta el momento de alrededor de 100 ha del bosque. La comunidad se ha encargado del combate de esta plaga a lo largo de cuatro temporadas usando el método de 1) derribo y abandono durante el invierno y primavera y 2) el derribo y descortezado cuando el escarabajo se encuentra en su estadio de infección de nuevos árboles. El combate a la plaga ha provocado la apertura de claros de distintos tamaños y formas en el dosel arbolado. Debido a que la apertura del dosel trae consigo un aumento en el riesgo de erosión del suelo y puede ocasionar una disminución en la capacidad de retención de agua, durante la temporada de lluvias la cantidad de escurrimientos se podría incrementar marcadamente hasta ocasionar desbordamientos en el cauce del río Yavesía (e.g. en 2005, con el paso del huracán Stan se registraron hasta 300 mm de lluvia en un par de días, lo que dejó inundaciones en la comunidad de Yavesía [CONAGUA, 2005]).

Por otra parte, la remoción de la madera plagada desde el lugar de poda hasta el camino por medio de grúas provoca que se remueva la capa superficial de materia orgánica, que protege el suelo de la acción del viento y del agua, además de proveer condiciones óptimas para la permanencia de las semillas en el suelo. Al combinar la pérdida de la capa de materia orgánica con las fuertes pendientes de la zona, el escenario de erosión hídrica resulta riesgoso. Este trabajo presenta algunas estrategias de mitigación a las perturbaciones producidas por la acción del gusano descortezador y por las actividades antropogénicas en los bosques templados de la comunidad. Pues busca ampliar la información sobre las condiciones abióticas del territorio de SMY, y analizar el grado de perturbación de la zona plagada a través de la cuantificación de la superficie afectada, la caracterización de los claros, así como la generación de modelos de erosión para la comunidad, concretamente para la zona plagada. Se pretende que esta información permita generar propuestas de restauración que reviertan y prevengan procesos de erosión de la capa superficial del suelo y que promuevan la regeneración natural y el establecimiento del arbolado.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

- Evaluar el efecto del combate al gusano descortezador (*Dendroctonus adjunctus* Blandford 1897) en los bosques templados de Santa María Yavesía, Oaxaca y generar propuestas de manejo para su restauración.

3.2 Objetivos particulares

- Cuantificar la superficie boscosa afectada y el grado de apertura del dosel en los claros producidos por el combate a la plaga.
 - Evaluar la probabilidad de erosión dentro de los claros y en la cuenca del río Yavesía.
 - Evaluar el estado de la regeneración natural en los sitios afectados.
 - Proponer actividades que eviten la erosión y fomenten la regeneración natural en los bosques de SMY.
-

4 ZONA DE ESTUDIO

4.1 Santa María Yavesía, Oaxaca, México

Santa María Yavesía (SMY), Oaxaca, es una comunidad indígena que posee un territorio de 6,455 ha, cubierta en su mayor parte por bosques templados y que ha destinado más del 80% de su territorio a una reserva comunitaria. Se localiza en un territorio montañoso con gran heterogeneidad ambiental, en donde es posible encontrar asociaciones de pinos, encinos y abetos (Jiménez, 2004; Benítez y Trejo, 2004; Benítez, 2006; Aguilar, 2007). En el territorio de SMY se distribuyen 53 especies de mamíferos (alrededor del 11% de las especies registradas para todo el país) cinco de las cuales se consideran en peligro de extinción, seis amenazadas y tres se encuentran sujetas a protección especial; además de siete especies endémicas de mamíferos (Ambriz, 2003; Ceballos y Oliva, 2005).

SMY forma parte del brazo más largo del río Papaloapan. Sus bosques proveen importantes servicios ecosistémicos no sólo a sus propietarios, sino también a los pobladores de la región circundante, como la producción de madera para leña, el hábitat para diversas especies de animales, la captación, retención y liberación paulatina de agua (ya que los suelos, de estos bosques conservados, son ricos en materia orgánica y por su estructura, composición, porosidad y textura fungen como una esponja durante la temporada de lluvias), la captación y fijación de carbono y la provisión de espacios de belleza escénica, que son aprovechados para el desarrollo de actividades de ecoturismo.

4.2 Ubicación

Santa María Yavesía se ubica en la región centro Norte del Estado de Oaxaca ($17^{\circ}08'30''$ a $17^{\circ}15'45''$ N y $96^{\circ}21'15''$ a $96^{\circ}27'45''$ O), colinda al Norte con el Municipio de Santiago Xiacui, al Este con Santiago Laxopa, al Oeste con San Miguel Amatlán y al Sur con Villa Díaz Ordaz (Figura 1).

SMY pertenece al denominado ex-Distrito de Ixtlán que está enclavado en la Sierra Norte o Sierra de Juárez, Oaxaca; una formación montañosa de 300 km de largo y 75 km de ancho con una altitud promedio de 2,500 m s.n.m. y con cumbres superiores a los 3,000 m s.n.m, de relieve muy accidentado con pendientes de más de 45°. Presenta una gran complejidad tectónica y estratigráfica ya que se pueden encontrar rocas metamórficas del Paleozoico así como rocas sedimentarias de origen Jurásico y Cretácico (Centeno-García, 2004).

En el territorio de SMY se presentan dos tipos de rocas. En la parte alta existen rocas del Oligoceno superior-Mioceno inferior y se observa un sustrato litológico de origen ígneo extrusivo de Andesita porfídica de color gris oscuro, que intemperiza en colores verde oscuro y café. Hacia la parte baja se presentan rocas sedimentarias marinas del Cretácico inferior, constituidas por estratos de calizas de color gris verdoso oscuro, acomodadas en estratos delgados y medianos, con impresiones de gasterópodos, intercaladas con lutitas calcáreas en capas medianas de color gris verdoso (Jiménez, 2004).

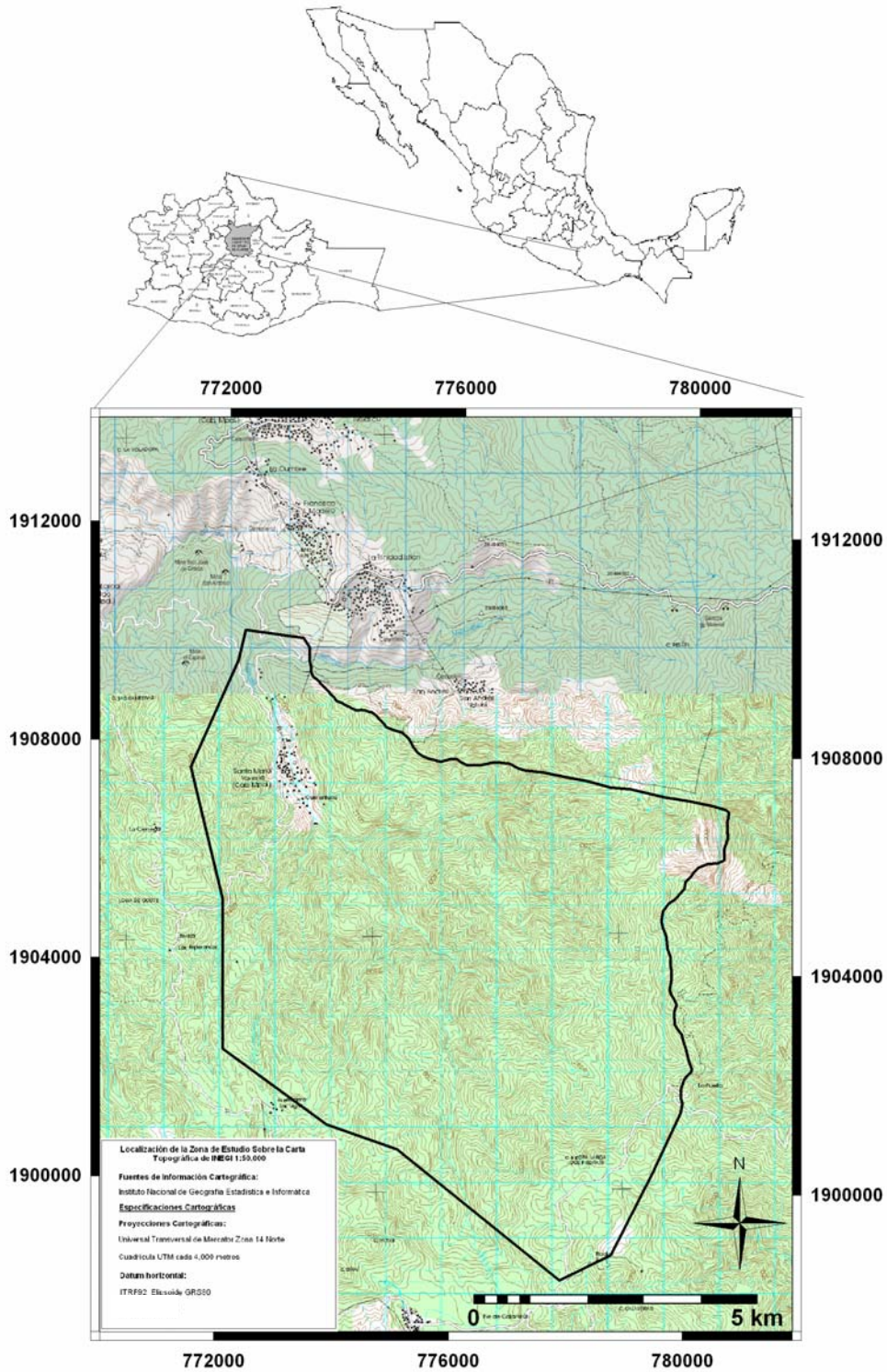


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio en las cartas topográficas E14 D38 y E14 D48 escala 1:50,000 de INEGI (1999).

4.3 Clima

El clima de SMY fue establecido por Benitez (2006) a través de los datos históricos de las estaciones situadas en Cuajimoloyas (3,150 m s.n.m. 17°6'N- 96°27'O) y en San Pedro Nolasco (1,950 m s.n.m. 17°18'N- 96°25'O), ubicadas a 12 y 5 km de la comunidad respectivamente.

Con base en los datos de la estación Cuajimoloyas (1939-2003) se encontró que la parte alta de SMY presenta un clima semifrío con verano fresco largo, subhúmedo con régimen de lluvias de verano Cb(w₂)(w)ig (García, 1998); con una temperatura promedio anual de 9.8° C y una precipitación media anual de 1,084 mm (Figura 2).

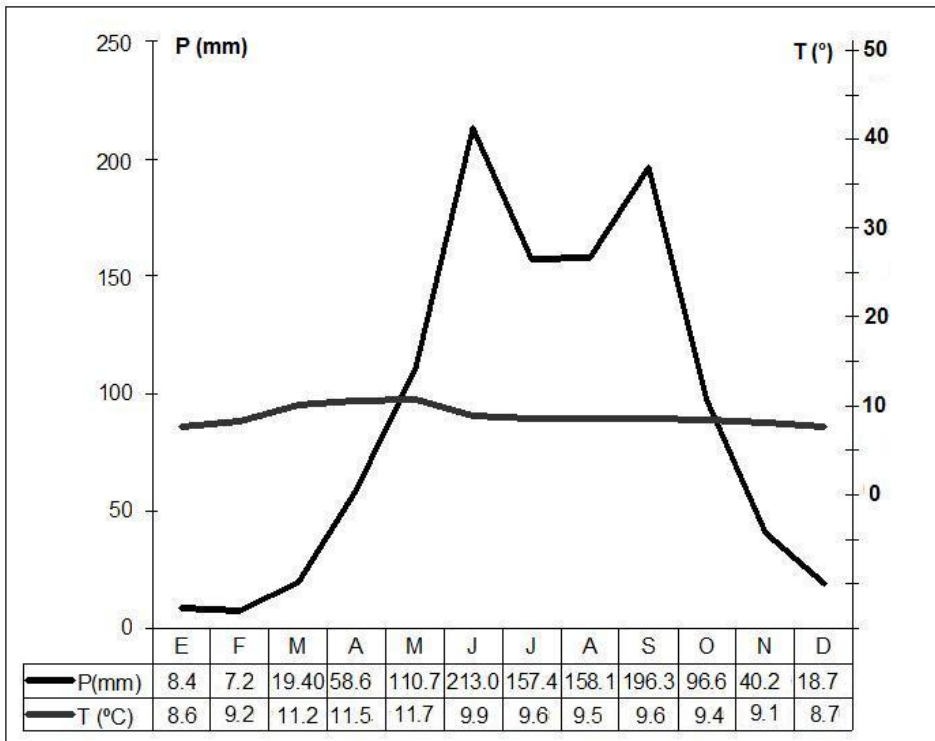


Figura 2. Diagrama ombrotérmico de la estación ubicada en Cuajimoloyas, Oax..

Con base en los datos de la estación San Pedro Nolasco (1961-1980) es posible determinar que la parte baja de la SMY presenta un clima semifrío Cb(w₁)(w)igw (García, 1988), con verano fresco largo, subhúmedo con régimen de lluvias de verano, con una temperatura media anual de 16.8° C y una precipitación media anual de 1,029 mm (Figura 3)

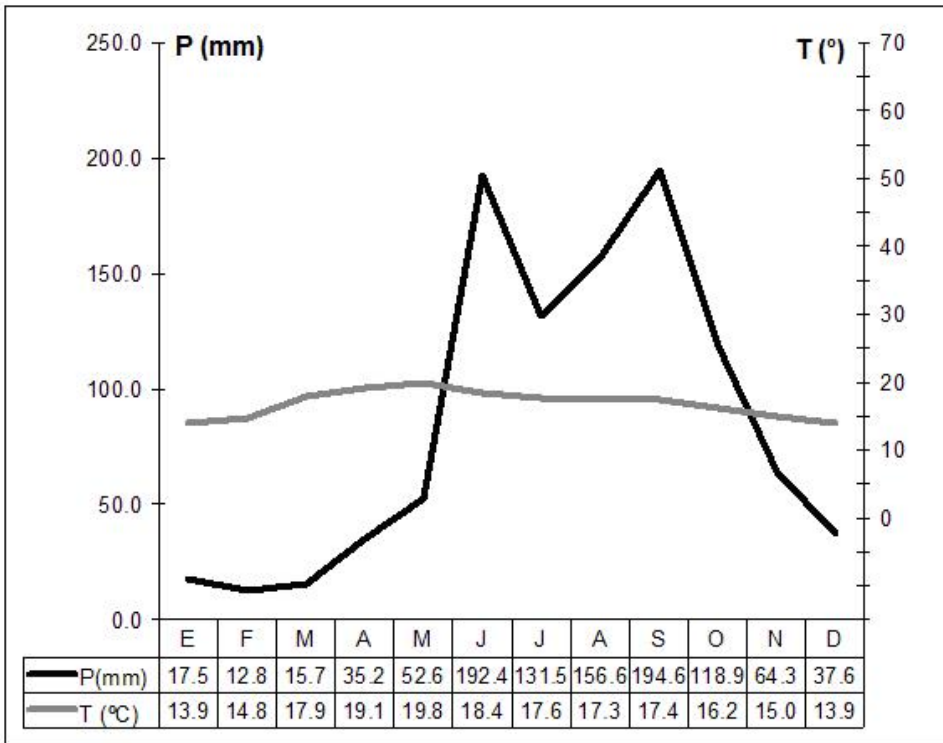


Figura 3. Diagrama ombrotérmico de la estación ubicada en San Pedro Nolasco, Oax.

Las diferencias encontradas en la distribución de la precipitación y en la temperatura media entre ambas zonas asociada a la variación altitudinal presente en SMY.

4.4 Hidrología

En la cuenca del río Yavesía fluyen dos corrientes permanentes 1) Guacamayas, al Suroeste y 2) Socorro, al Sureste. Ambas convergen en la parte baja en un solo río que lleva el nombre de la comunidad. Estos afluentes son considerados los brazos más largos del río Papaloapan pues la zona en donde se localiza SMY es considerada como la cabecera de la cuenca por lo que su conservación es importante para mantener los cauces de aguas abajo (INEGI 1999; Jiménez, 2004; Benítez y Trejo, 2005).

4.5 Edafología

En SMY el tipo de suelo predominante es el Acrisol húmico de textura franco arenosa, que se caracteriza por contener una capa de color oscuro o negra, rica en materia orgánica pero pobre en nutrientes (INEGI, 1988). Estos suelos se forman en condiciones de gran intemperismo, como la lixiviación e iluviación de las arcillas. Generalmente son suelos ácidos, con capacidad de retención de agua que favorece el desarrollo de la vegetación natural, aunque en condiciones de extrema humedad presentan una mayor propensión a la erosión (Buckman *et al.*, 1983; Brady, 1990; Morgan, 1994).

4.6 Vegetación

La Sierra de Juárez, donde se ubica SMY, dada su alta biodiversidad, forma parte de la Región Terrestre Prioritaria Sierras del Norte de Oaxaca-Mixe (RTP-130) (CONABIO, 2000) y de una de las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves de México (AICA-11, Sierra Norte).

En SMY la diversidad de condiciones ambientales ha dado como resultado una alta riqueza de especies vegetales. Hasta el momento se han realizado tres trabajos relacionados con la estructura, composición y diversidad de la vegetación de SMY (Jiménez, 2004; Benítez, 2006; Aguilar, 2007), en los cuales se han registrado 83 especies vegetales, de las cuales 13 son encinos (7.5% del total nacional), 10 de pinos (10% de la diversidad mundial), y dos de *Abies* (una de ellas en peligro en extinción *Abies hickelii*) (Benítez, 2006) (Tabla 2).

Para conocer el estado que guarda la cobertura vegetal en SMY se tomó en cuenta la clasificación no supervisada de la imagen *SPOT 5* tomada en febrero de 2005 con ayuda de muestreos de vegetación donde las clases se generaron de acuerdo a la densidad de la cobertura (Aguilar 2007)(Figura 5). De acuerdo a estos datos, cerca del 80% del área esta cubierta por bosques con densidad de media a alta (Tabla 2).

Del total de las especies arbóreas registradas hasta el momento en SMY (Jiménez, 2004; Benítez, 2006 y Aguilar, 2007), dos se encuentran en la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2001) bajo la categoría de en peligro de extinción (*Abies aff. guatemalensis* y *Abies hickelii*). *Pinus ayacahuite*, *P. hartwegii*, *P. aff. herrerae*, *P. lawsonii*, *P. montezumae* y *P. patula* var. *longipedunculata* se encuentran en estatus de especies con bajo riesgo en la lista de especies en peligro de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en ingles).

Tabla 3. Superficie ocupada por los distintos tipos de bosques presentes en SMY. Modificado de Aguilar (2007).

Tipo de vegetación	Superficie (ha)	Porcentaje (%)
Bosques de muy alta cobertura	2,373	36.7
Bosques de cobertura alta	1,431	22.1
Bosques de cobertura media	1,326	20.5
Bosques de cobertura baja	893	13.8
Vegetación transformada	428	6.6

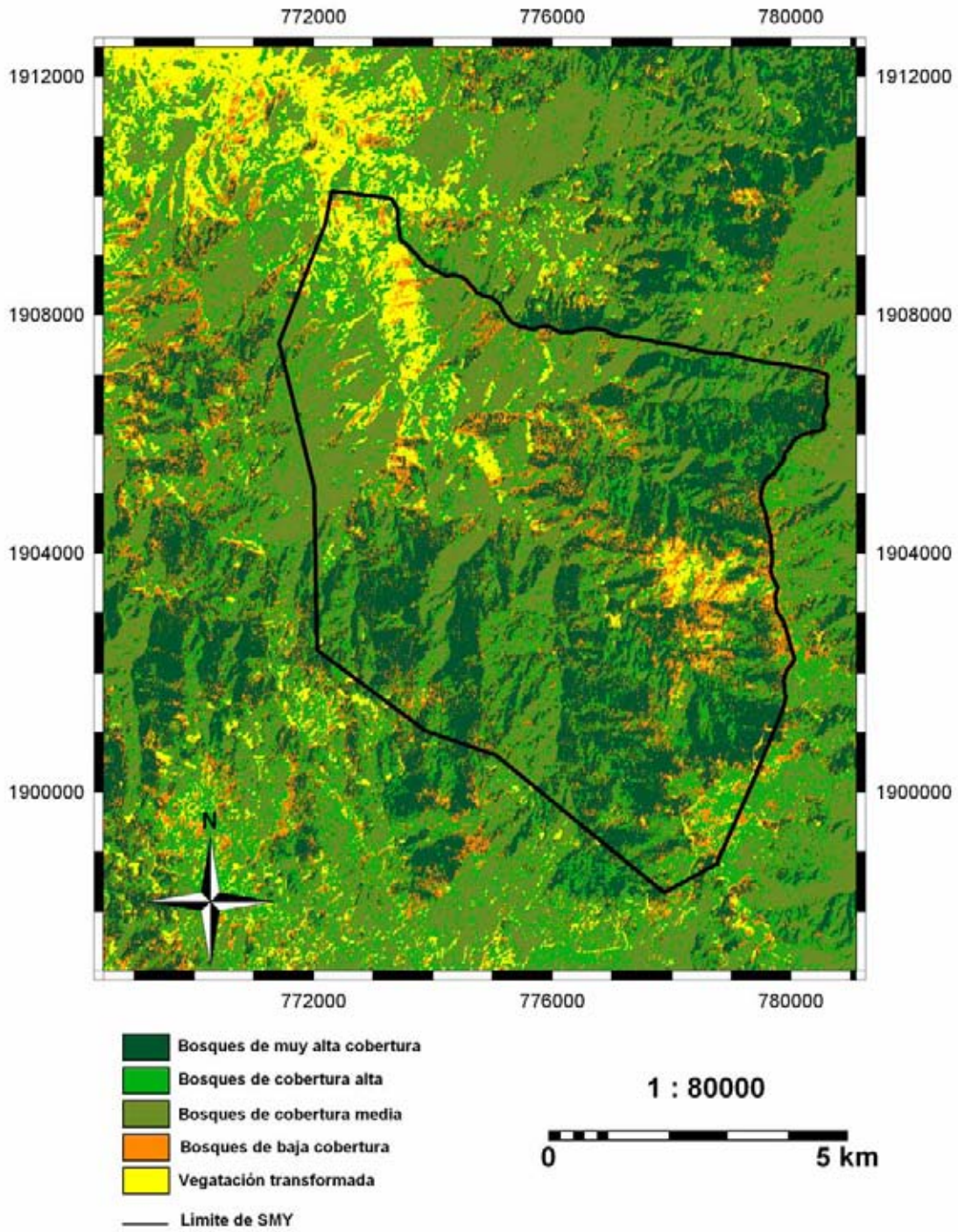


Figura 4. Clasificación no supervisada de la imagen SPOT 5 de febrero de 2005 (Aguilar, 2007); se muestra el límite de Santa María Yavesía, Oax.

4.7 Tenencia de la tierra

La organización política de SMY también presenta características particulares, ya que siendo un municipio políticamente autónomo, comparte la titularidad de sus tierras con otros dos municipios con historias e identidades diferentes. La titulación de tierras de tres municipios autónomos en una sola comunidad agraria bajo el nombre de *Pueblos Mancomunados* es producto de una resolución presidencial de la década de los sesenta en la que, de forma poco transparente, se dotó de tierras a las tres comunidades (Diario Oficial de la Federación, 20 de octubre de 1961). La falta de derechos claros de propiedad ha ocasionado una disputa dichos poblados, que se ha prolongado por más de cuatro décadas. Lachatao y Amatlán son comunidades que abogan por el aprovechamiento de los recursos maderables, mientras que Yavesía es una comunidad comprometida con la conservación. Esta falta de delimitación de derechos hace más difícil el esfuerzo de preservación de sus bosques por los pobladores de SMY.

4.8 Situación socioeconómica

SMY tiene una población establecida de 409 personas, de las cuales 195 son hombres y 214 mujeres, con una tasa de migración de casi el 100% pues fuera de la comunidad habitan 379 personas (INEGI, 2005). En la comunidad existen 120 viviendas habitadas en su mayoría por familias que tienen en promedio 3 hijos, aunque la cantidad de hogares formados por dos personas es de alrededor del 25%, lo que se relaciona con la tasa de emigración pues una buena proporción de habitantes son adultos mayores y a que los jóvenes emigran en búsqueda de mejores condiciones de trabajo (INEGI, 2005). Del total de viviendas el 65% corresponden a viviendas con piso de cemento y el restante tiene en su mayoría piso de tierra. El 98% de las viviendas tienen acceso a la energía eléctrica y agua potable. La red municipal de agua se alimenta de un manantial ubicado en la parte alta de la comunidad, con un volumen promedio de extracción de 35 m³ diarios y $\pm 12,800$ m³ anuales. La gran mayoría de las viviendas tienen letrinas por lo que las descargas al río Yavesía son mínimas (INEGI, 2005).

Con respecto a la educación, el 90% de la población sabe leer y escribir, alrededor del 40% tiene estudios a nivel de primaria y 70 personas han concluido su educación básica; 87 habitantes asisten a alguno de los distintos niveles de educación básica que se imparte en la población. 106 personas se reconocen como hablantes de la lengua Zapoteca y 270 hablan sólo castellano (INEGI, 2005).

El grueso de la población atiende sus necesidades de salud en un centro de la Secretaría de Salud de Oaxaca (SSO). La mayor parte de la población obtiene sus ingresos a través de la venta de productos agrícolas, trabajos temporales y el comercio (INEGI, 2005).

5. MÉTODO

En esta sección se describe el método que se usó para generar la información requerida para conocer el grado de afectación producido por el combate a *D. adjunctus* en los bosques de SMY. Primero se buscó ampliar la información sobre las variables ambientales de la zona, posteriormente la caracterización de la superficie afectada lo que comprendió desde la forma de evaluar la superficie de los claros hasta el grado de apertura y el estado que guarda en la actualidad la regeneración natural de estas comunidades boscosas.

5.1 Condiciones ambientales de Santa María Yavesía

Para ampliar la información ambiental del territorio de SMY y de la zona en la que se llevó a cabo el combate a la plaga de *Dendroctonus adjunctus*, se generó un Modelo Digital de Elevación del Terreno (MDET) con una resolución de 10 m, a través de la interpolación de los valores del conjunto de datos vectoriales de elevación de INEGI escala 1:50,000 E14D38 y E14D48 (1999), y el comando de *Contour Interpolation* de Ilwis Open (Koolhoven *et al.*, 2007).

Se elaboraron mapas de pendientes, orientación, forma de ladera, dirección y magnitud de los flujos superficiales de agua y se delimitó la cuenca del río Yavesía. El mapa de orientación de ladera es una representación de la orientación con respecto al Norte geográfico de las laderas y se elaboró con el módulo de procesos hidrológicos y el script de *Flow Direction* del referido paquete computacional. El mapa de pendientes, que muestra el grado de inclinación de todas las laderas del territorio de SMY, y se elaboró con el script de *Slope*. El análisis de los flujos superficiales de agua en el territorio de SMY se llevó a cabo utilizando el comando de *Fill Sinks* para eliminar los errores o baches generados por la interpolación del conjunto de datos vectoriales de elevación. Para generar los patrones de escurrimiento se utilizó el comando de *Flow Accumulation*, el cual se basa en la cantidad de píxeles que tienen la misma dirección. Cuando un gran número de píxeles cuenta con la misma orientación, se identifica un área de acumulación del flujo. Posteriormente se jerarquizan las corrientes a través del comando *Drainage Network Ordering* y con los comandos *Catchment Extraction* y *Catchment Merge* se construyó un mapa a partir del cual se generaron los límites de la cuenca del río SMY.

5.1.1 Comportamiento hídrico

Para conocer el aporte del río Yavesía a la cuenca del río Papaloapan se generó un balance hídrico con el método propuesto por Thornthwaite y Mather (1944). El término *balance hídrico* se refiere al equilibrio entre la ganancia de agua por precipitación y la pérdida por evapotranspiración, escurrimiento y cambio en la humedad del suelo en una región, y emplea la temperatura ambiental para estimar la energía disponible para la evapotranspiración (Dunne y Leopold, 1978). El balance hídrico para una cuenca pequeña de roca impermeable esta dada por la siguiente ecuación:

$$P = E + EA + DA + \Delta HS + \Delta CRS + ADE$$

donde:

P	=	Precipitación
E	=	Evapotranspiración potencial
EA	=	Evapotranspiración real
DA	=	Déficit acumulado
ΔHS	=	Cambio en la humedad del suelo
ΔCRS	=	Cambio en la capacidad de retención del suelo
ADE	=	Agua libre para escurrir

Evapotranspiración potencial (E): Se calcula a partir del promedio de temperatura mensual de las dos estaciones mencionadas a través de la fórmula (*sensu* Dunne y Leopold, 1978):

$$E_t = 1.6 \left[\frac{10T_a}{I} \right]^a$$

donde:

E_t = Evapotranspiración potencial

T_a = Temperatura media mensual (°C)

$$I = \text{Índice de calor anual} = \sum_{i=1}^{12} \left[\frac{T_{ai}}{5} \right]^{1.5}$$

$$a = 0.49 + 0.0179I - 0.0000771 I^2 + 0.000000675 I^3$$

Evapotranspiración real (EA): Se obtiene de la substracción de evapotranspiración potencial a la precipitación total.

Déficit acumulado (DA): Es la suma del déficit de precipitación más el déficit acumulado del mes anterior.

Humedad del suelo (HS): Para calcular la capacidad de retención de humedad en el suelo se multiplica el tipo de textura por la capacidad de retención de agua y por la profundidad de las raíces, posteriormente se suma la humedad del mes anterior más el déficit de precipitación, para fines de este trabajo se usaron valores reportados en la literatura (Dunne y Leopold, 1978).

Cambio en la humedad del suelo (Δ HS): Es la diferencia entre la humedad de suelo del mes y la humedad del suelo del mes anterior.

Exceso de agua en el suelo: Se refiere a la diferencia entre la precipitación menos la evapotranspiración potencial menos el cambio de la humedad en el suelo.

Agua disponible libre para escurrir (ADE): Es el exceso de agua más el agua retenida del mes anterior.

Escurrimiento: Por convención es el 50% del agua disponible para escurrir.

Agua retenida: Por convención es el otro 50% del agua disponible para escurrir.

5.2 Caracterización de la superficie afectada por el gusano descortezador

5.2.1 Delimitación de claros

En total se realizaron siete salidas a campo entre agosto de 2005 a mayo de 2006. La ruta de acceso a la zona es a través de una brecha de más de 7 km de largo que parte del tramo carretero entre Cuajimoloyas y San Pedro Cajonos en la localidad conocida como La Puerta. Inicialmente se realizaron recorridos de inspección que permitieron identificar el área afectada por el gusano descortezador, así como las zonas en las que se llevó al cabo el combate a la plaga. En estas se procedió a delimitar los claros en el dosel a través de la georeferenciación de sus vértices. Con los puntos registrados en campo se elaboró un mapa de polígonos en el sistema de información geográfica (SIG) Ilwis Open (Koolhoven *et al.*, 2007). Además, en el área del claro se registraron variables ambientales como orientación de la ladera, pendiente y altitud y se colectaron ejemplares de los árboles presentes en el borde del claro con diámetro a la altura del pecho (D.A.P.) mayor o igual a 10 cm (con el fin de identificarlos en gabinete) así como de los árboles

derribados para conocer la composición de la comunidad vegetal previa al ataque del gusano.

Para evaluar la existencia de patrones en la composición de la vegetación infestada, se realizó un análisis de clasificación aglomerativo usando el método de Ward, alimentado con la matriz del índice de Jarrcard que se construyó con las especies vegetales presentes antes de la infestación de *D. adjunctus*. Este análisis se llevó a cabo con el programa Statistica ver. 6.0 (StatSoft. Inc. 2001).

Para analizar la asociación entre los claros a partir de la composición de especies se utilizó el índice de Sørensen como medida de diversidad β o de recambio de especies en un área dada. Este índice se calculó a partir de la siguiente formula:

$$C_s = \frac{2j}{(a+b)}$$

donde j es el número de especies encontradas en ambos sitios, a es el número de especies encontradas en el claro1, y b es el número de especies en el claro2. La interpretación del conjunto de valores del índice de Sørensen en ocasiones se dificulta, razón por la que en este trabajo se prefirió evaluarlo en conjunto a través de la curva de distribución de frecuencias, donde una mayor cantidad de observaciones en el límite inferior del eje de las x se interpreta como un alto recambio de especies, mientras que la mayor cantidad de observaciones en el límite opuesto se interpreta como una comunidad homogénea con un menor recambio de especies (Magurran, 1988).

Para ampliar la información de la zona afectada por el gusano se sobrepuso el mapa de polígonos con los mapas de pendientes, orientación de ladera y corrientes superficiales, obteniendo los valores de estas variables para cada píxel de los polígonos.

5.2.2 Grado de apertura del dosel

El grado de apertura del dosel se calculó a partir de fotografías hemisféricas tomadas en cada claro usando una modificación de la técnica de Evans y Coombe (1959) y su análisis a través de un software especializado (Frazer *et al.*, 1999). Las fotografías se tomaron con un lente Sigma 8 mm gran angular montado en una cámara digital tipo Reflex de 35 mm marca Canon EOS Digital Rebel, con la que se obtuvieron archivos digitales de formato jpg con una resolución de 1360 x 2048 pixeles.

En cada claro se colocó la cámara en las orillas Norte, Sur, Este, Oeste y en el centro del claro, siempre orientando el equipo hacia el Norte magnético y procurando su horizontal. Se registraron al menos dos fotografías en cada punto y se tomaron fotografías del bosque no perturbado para tener un sistema de referencia, obteniendo finalmente 280 fotografías.

Cada fotografía se analizó con el software libre GAP Light Analyzer versión 2.0 (Frazer *et al.*, 1999). En este paquete se configura manualmente el valor del *threshold* (enmascaramiento) y separa automáticamente los pixeles que corresponden al área libre de vegetación y al área con vegetación en dos clases. Para cada fotografía se calcularon 2 variables: 1) el índice del área foliar, definido como superficie de hojas que cubre un área dada de suelo y a partir del cual se puede cuantificar la superficie fotosintética y de evapotranspiración del dosel vegetal y, 2) el porcentaje de apertura, que se refiere a la cantidad de cielo que se puede observar a través del dosel arbóreo (Figura 5).

Para la búsqueda de patrones en el grado de apertura del dosel se usó un análisis de clasificación aglomerativo usando el método de Ward alimentado con los datos del promedio de apertura y el índice de área foliar usando el software Statistica ver. 6.0 (StatSoft. Inc. 2001).

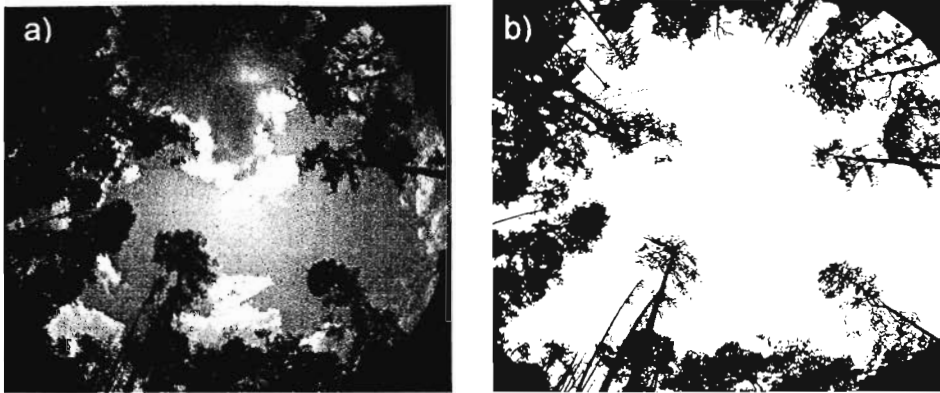


Figura 5. a) Fotografía hemisférica de un claro. b) Imagen binaria con la que se lleva a cabo el análisis.

Para analizar si existen diferencias significativas entre el grado de apertura del dosel entre los bordes de los claros y el bosque no perturbado adyacente se realizó una prueba U de Mann & Whitney no paramétrica. El supuesto es que si existe una diferencia significativa en el grado de apertura, puede representar una diferente disponibilidad de luz, y que puede ser considerado como un disturbio en las condiciones microclimáticas que puede provocar cambios en la composición de especies.

5.2.3 Modelo de erosión hídrica potencial

5.2.3.1 Estructura del modelo de erosión hídrica potencial

La delimitación de las zonas susceptibles a la erosión se calculó usando la ecuación universal revisada de pérdida de suelo (RUSLE; Revisited Universal Soil Loss Equation por sus siglas en ingles). Como se mencionó en el apartado 1.5, la erosión hídrica está influida básicamente por la forma y tamaño de la cuenca, el tipo de suelo, el tipo de vegetación y de tipo de manejo. A continuación se describe la técnica usada para generar las capas de elevación, precipitación, tipo de suelo y cobertura, lo que derivó en los factores LS, R, K y C respectivamente. La resolución de la información fue de 10 m que es consistente con la imagen de satélite SPOT (5 de febrero de 2005).

5.2.3.2 Factor de longitud e inclinación de la ladera (LS)

La erosión se incrementa a medida que aumenta la longitud e inclinación de la ladera (Wischmeier y Smith, 1978; Desmet y Govers, 1996a; Renard *et al.*, 1997). La longitud de la ladera se define como la distancia horizontal desde el origen del flujo superficial hasta el sitio en donde el gradiente de la pendiente decrece hasta el punto en que la depositación comienza, o el escurrimiento se concentra en un canal bien definido (Foster y Wischmeier, 1974; Wischmeier y Smith, 1978; Renard *et al.*, 1997). Por tanto, el factor de inclinación L en este trabajo se determinó a través del método de sustitución de área de drenaje cuesta arriba (Desmet y Govers, 1996b) ya que tiene la bondad de que toma en cuenta patrones complicados de divergencia y convergencia del flujo, los cuales se presentan en la zona montañosa de SMY. Lo anterior se llevó a cabo con el software libre LS-USLE2D con base en ambiente Idrisi de 16 bits (Desmet y Govers, 1996b). Para poder modelar el área de drenaje cuesta arriba es necesario llevar a cabo muchas mediciones en un espacio tridimensional, para lo que se utilizan los algoritmos de flujo simple descendiente, de flujo múltiple y de descomposición de flujo (Desmet y Govers, 1996b).

La unidad de área de contribución generada por el modelo de Desmet y Govers (1996b) es un sustituto de la longitud de ladera de Foster y Wischmeier (1974), en la que cada celda del MDET se considera como un segmento de ladera con una pendiente uniforme. Al sustituir los valores de entrada y salida para cada celda en la ecuación original se obtiene lo siguiente:

$$L_{ij} = \frac{A_{ij-fuera}^{m+1} + A_{ij-dentro}^{m+1}}{(A_{ij-fuera} - A_{ij-dentro})(22.13)^m}$$

donde L es el factor de longitud de ladera para la celda cuyas coordenadas son i, j . $A_{ij-fuera}$ es el área de contribución fuera de la celda. $A_{ij-dentro}$ es el área de contribución dentro de la celda y, por último, m es el exponente de longitud de ladera del factor S de la RUSLE (Figura 6a y b).

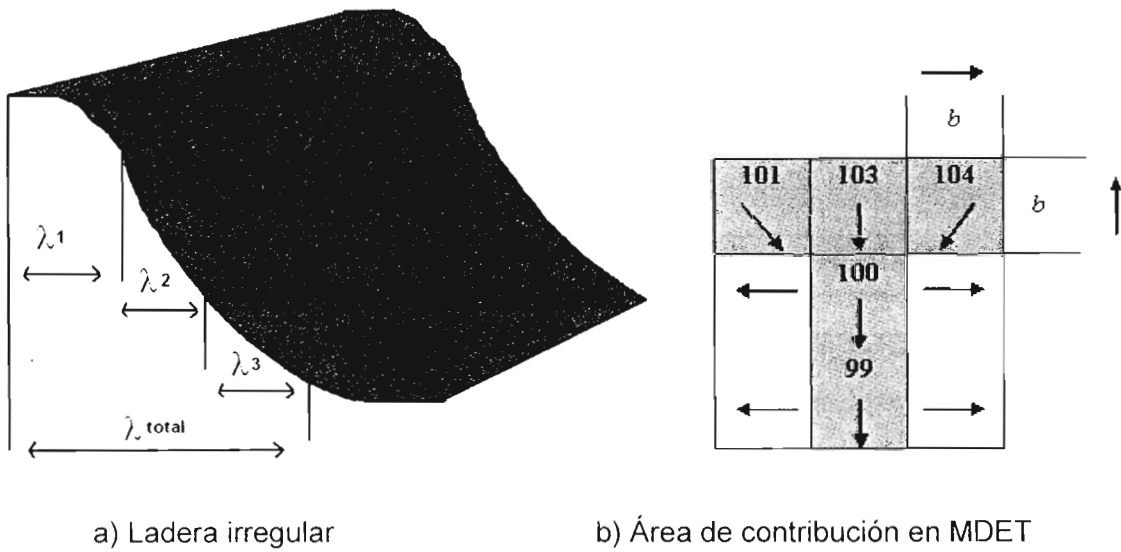


Figura 6. a) Longitud de ladera (λ) **b)** Área de contribución de ladera ($A_{ij-dentro}$), factor que varia entre celda. Por ejemplo: $A_{ij-dentro} = b \times 4$ para la celda exterior (Tomada de Fernández *et al.*, 2003).

Para describir la influencia de la inclinación de ladera se calculó una función simple y continua (Nearing, 1997):

$$S = -1.5 + \frac{17}{(1 + e^{2.3 - 6.1 \sin \theta})}$$

donde θ es el ángulo de la ladera en grados para cada celda. Los productos del factor L y S descritos anteriormente dan como resultado el factor LS de la $RUSLE$

5.2.3.3 Factor de erosividad de la lluvia (R)

El factor de erosividad de la lluvia representa la interacción del tamaño, velocidad de caída y forma de las gotas de lluvia, la cantidad, intensidad y duración de la tormenta, así como la velocidad del viento, factores que controlan el poder erosivo de la lluvia (Evans, 1980). Para estimar el valor del factor R en este estudio se usó la ecuación desarrollada por Cortés (1991), quien detectó que la Republica Mexicana puede ser dividida de forma muy general en 14 regiones por el comportamiento de la precipitación. A partir de esta

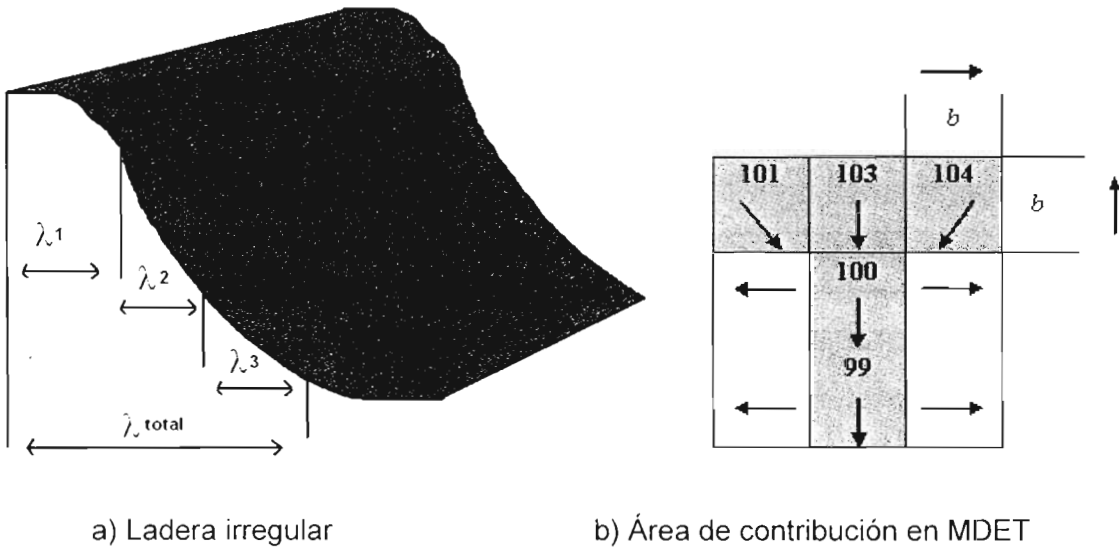


Figura 6. a) Longitud de ladera (λ) **b)** Área de contribución de ladera ($A_{ij\text{-dentro}}$), factor que varia entre celda. Por ejemplo: $A_{ij\text{-dentro}} = b \times 4$ para la celda exterior (Tomada de Fernández *et al.*, 2003).

Para describir la influencia de la inclinación de ladera se calculó una función simple y continua (Nearing, 1997):

$$S = -1.5 + \frac{17}{(1 + e^{2.3 - 6.1 \sin \theta})}$$

donde θ es el ángulo de la ladera en grados para cada celda. Los productos del factor L y S descritos anteriormente dan como resultado el factor LS de la RUSLE

5.2.3.3 Factor de erosividad de la lluvia (R)

El factor de erosividad de la lluvia representa la interacción del tamaño, velocidad de caída y forma de las gotas de lluvia, la cantidad, intensidad y duración de la tormenta, así como la velocidad del viento, factores que controlan el poder erosivo de la lluvia (Evans, 1980). Para estimar el valor del factor R en este estudio se usó la ecuación desarrollada por Cortés (1991), quien detectó que la Republica Mexicana puede ser dividida de forma muy general en 14 regiones por el comportamiento de la precipitación. A partir de esta

división, detectó patrones que le permitieron crear ecuaciones que representan el comportamiento del índice EI30. Por tanto, partiendo de la precipitación anual y para la zona en la que se encuentra SMY, obtuvo la siguiente ecuación:

$$Y = 1.5005X + 0.002640 X^2$$

donde Y es el EI30 anual en (MJ mm/ha h) y X es igual a la lluvia anual en mm.

5.2.3.4 Factor de erosividad del suelo (K)

El factor de erosividad del suelo K representa la respuesta promedio a largo plazo del suelo a las fuerzas erosivas asociadas a la caída de la lluvia y el escurrimiento. Para la cuenca del río Yavesía se usó la metodología propuesta por FAO (1981), que parte de la textura superficial y de la unidad de suelo a la que pertenece, usando la información de la carta edafológica de INEGI (1988) 1:250,000.

5.2.3.5 Factor de cobertura vegetal (C)

El factor de cobertura vegetal refleja el efecto de la vegetación y la agricultura en la tasa de erosión del suelo (Renard *et al.*, 1997). Para generar esta capa se tomaron en cuenta los valores generados por Wischmeier y Smith (1978) para los distintos tipos de vegetación presente en SMY, donde gran parte de la vegetación es perenne y la mayor parte de las zonas destinadas para agricultura están cubiertas por maíz y árboles frutales como los nogales, por lo que no se consideró necesario evaluar de forma distinta este factor para las dos temporadas de crecimiento.

Para asignar los valores del factor C se usó la clasificación de la imagen que se mencionó anteriormente y que cuenta con tres clases de valores distintos. Mientras que para evaluar la erosión hídrica potencial en la zona afectada por el gusano descortezador, se usaron los valores del grado de apertura del dosel y los valores calculados por Wischmeier y Smith (1978) para calcular el valor de C dentro de cada claro y para la zona no perturbada los mismos valores obtenidos de la clasificación de la imagen.

5.2.3.6. Factor de prácticas de manejo (P)

Este factor se refiere a las prácticas de manejo y conservación del suelo. En el caso de SMY se consideró el valor de $P = 1$, pues se realizan prácticas de conservación en la zona boscosa y las zonas cultivadas. Para evaluar un escenario futuro en la zona en la que se llevó a cabo el combate a la plaga, se elaboraron mapas generados con distintos valores del factor P, para visualizar cuál puede ser la mejor opción para evitar la pérdida de suelo en la cuenca.

Finalmente, todas las capas fueron multiplicadas en el software *IDRISI versión 15* (Clark Labs, Clark University, 2006) para obtener el mapa final de erosión hídrica potencial (con unidades de $\text{ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ con una resolución de 10 m por píxel (Figura 7).

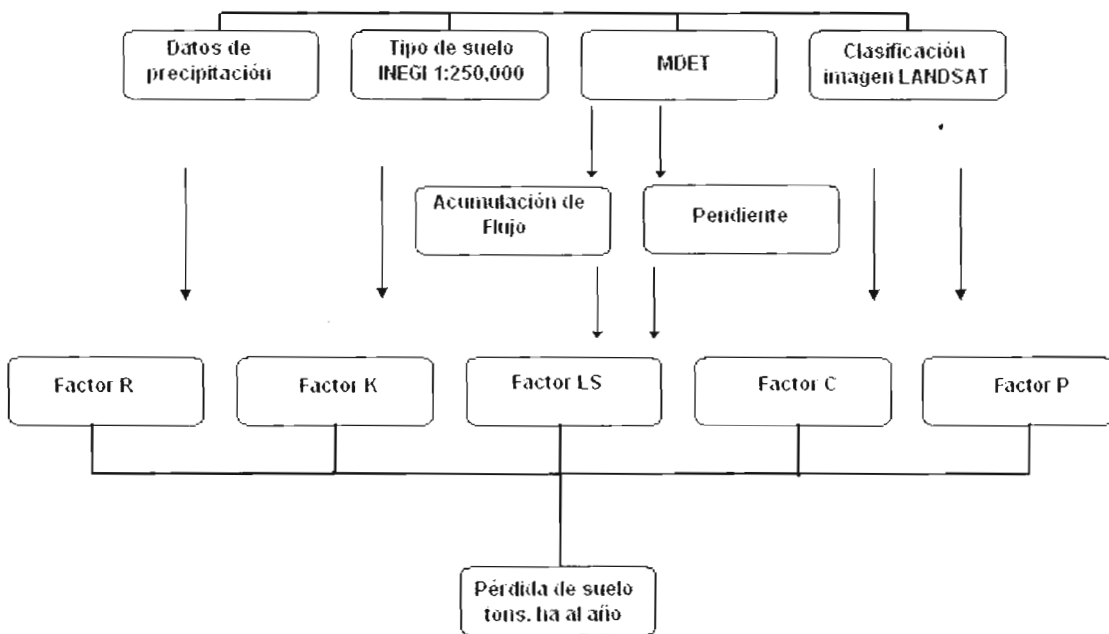


Figura 7. Diagrama del método usado para obtener el mapa de erosión hídrica potencial en la cuenca del río Yavesía, Oaxaca.

5.3 La regeneración natural

De forma paralela al estudio de las condiciones ambientales, se analizó el estado de la regeneración natural dentro de los claros, para lo que se emplearon unidades de 2 x 5 m (10 m²) colocadas de forma aleatoria dentro del claro. En éstas se registró la identidad taxonómica a nivel de género de los árboles presentes (pues aún no se cuenta con estructuras reproductivas que permitan su identificación a nivel de especie), el diámetro basal y altura de todos los individuos vegetales de tallas menores (sin registrar los individuos arbóreos maduros, sólo los renuevos), no las hierbas y los arbustos del sotobosque. Las unidades de muestreo se aglutinaron y se analizaron los valores de las siguientes variables para cada claro:

Área basal. Calculada como el área que ocupa la sección transversal del tallo en su base. Se usó la fórmula del área de un círculo para calcularla. A partir de esta variable se calculó la dominancia relativa o área basal relativa (ABR), que es el área basal ocupada por cada especie expresada como un porcentaje del área basal total de todas las especies en un área dada.

$$\text{Área basal} = \Pi \left(\frac{D^2}{4} \right) \quad \text{ABR} = \frac{\text{Área basal de una especie}}{\Sigma \text{ del área basal de todas las especies}} \times 100$$

donde D es el diámetro a la altura de pecho de los individuos analizados.

Densidad. Es el número de individuos de una especie presentes en un área. Se calculó también la densidad relativa (DR) que es la densidad de una especie expresada como un porcentaje de la densidad total de individuos de todas las especies.

$$\text{Densidad relativa} = \frac{\text{Número individuos de una especie por claro}}{\text{Número total de individuos en el claro}} \times 100$$

Frecuencia. Calculada como el número de unidades de muestreo en la que aparece una especie dentro del claro. La frecuencia relativa (FR) se calculó con la siguiente fórmula:

$$FR = \frac{\text{Frecuencia de la especie}}{\Sigma \text{ de las frecuencias de todas las especies}} \times 100$$

El valor de importancia relativa (VIR) se calculó como la suma de la frecuencia relativa, la densidad relativa y la dominancia relativa (área basal relativa) (Curtis y McIntosh, 1951):

$$\text{Valor de importancia relativa} = FR + ABR + DR$$

Para evaluar la diversidad se usó la riqueza específica (S) para describir el número total de especies presentes en los claros y posteriormente para evaluar las diferencias entre ellos (Magurran, 1988). Para evaluar los dos componentes de la diversidad, la riqueza y abundancia relativa de especies (Magurran, 1988), tanto en cada muestra como en toda la comunidad vegetal, en su conjunto, se usaron los siguientes índices:

Índice de Shannon-Wiener (H')

$$H' = -\sum(p_i)(\ln p_i)$$

Para evaluar si existe dominancia de alguna especie en los claros se usó el índice de equitatividad de Pielou a partir del índice de Shannon-Wiener calculado con la siguiente fórmula:

$$E = \frac{H'}{H_{\max}} = \frac{H'}{\ln S}$$

La información antes mencionada se relacionó con la composición de especies previa al ataque de la plaga. Además, se relacionaron los factores como el grado de apertura del dosel, el tiempo de apertura y la presencia o ausencia de marcas de arrastre en el suelo, con el fin de detectar tendencias entre la composición y densidad de las especies y las variables ambientales. Por tanto, se emplearon técnicas de ordenación canónicas como la correspondencia canónica sin tendencia (DCCA) a través del programa CANOCO ver. 4.02 (Ter Braak y Smilauer, 1998).

6 RESULTADOS

6.1 Caracterización de las condiciones ambientales de Santa María Yavesía (SMY)

La Figura 8 muestra el Modelo Digital de Elevación del Terreno (MDET) que representa de forma gráfica las variaciones bruscas, de casi 1,300 m, que muestra el territorio de SMY (Fig. 8).

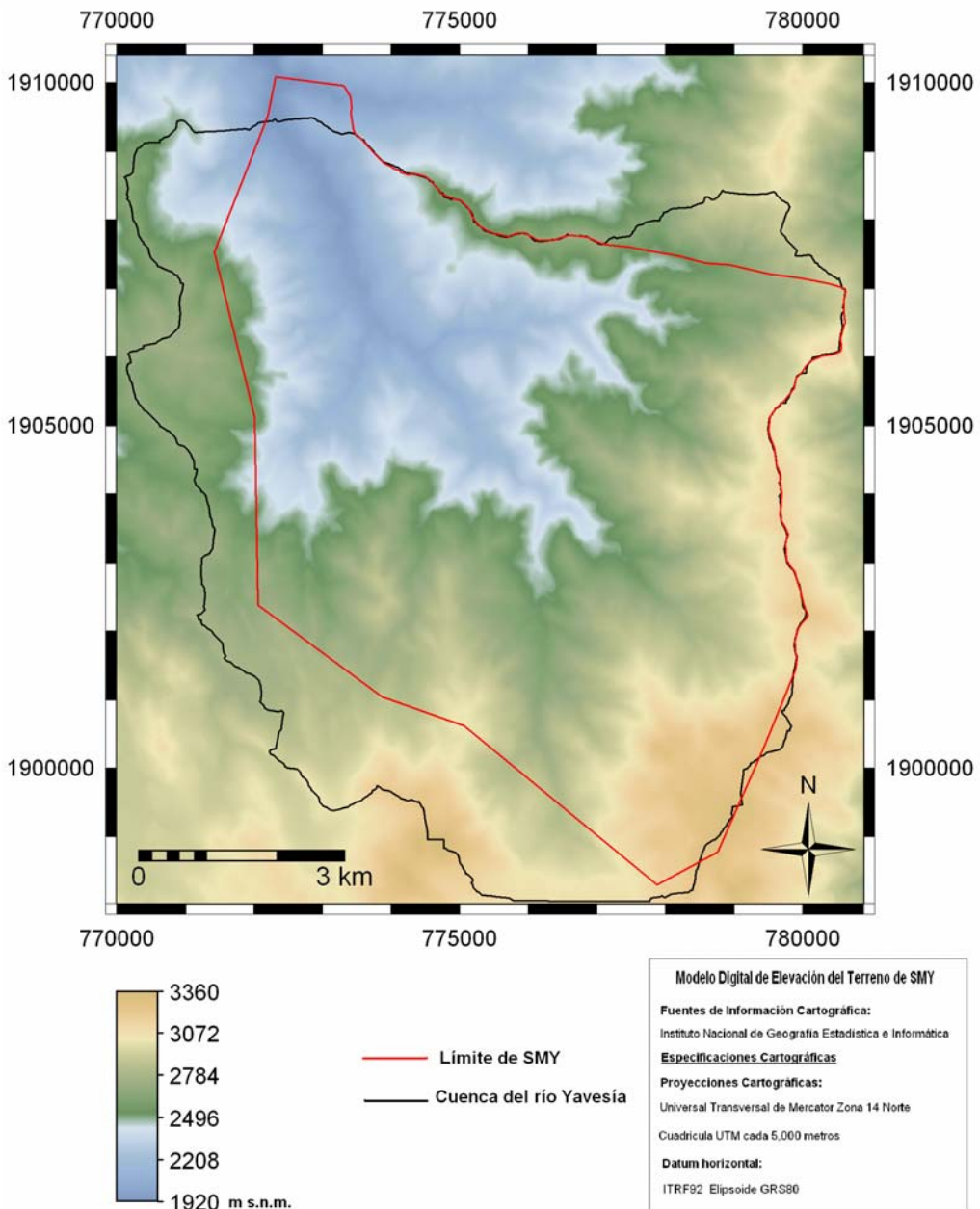


Figura 8. Vista del Modelo Digital de Elevación del territorio de SMY, Oax.

Para clasificar el grado de inclinación de las laderas del territorio de SMY se usó una modificación de la metodología para evaluar la erosión potencial del suelo generada por Zaslavsky (1985).

La mayor parte del territorio presenta pendientes entre 35° y 55°, y casi en un 80% se presentan pendientes muy pronunciadas entre 25° y 90° (Tabla 3, Figura 9).

Tabla 3. Clase de pendientes que presenta el territorio de Santa María Yavesía. Los valores más altos se presentan en negritas, los mínimos se subrayaron.

Clase de pendiente	Superficie (ha)	(%)
0° - 1°	<u>23.5</u>	<u>0.3</u>
1° - 3°	30.3	0.4
3° - 6°	70.3	1.1
6° - 10°	132.5	2.1
10° - 16°	287.5	4.6
16° - 25°	783.5	12.7
25° - 35°	1,280.9	20.7
35° - 55°	2,320.7	37.6
55° - 90°	1,234.1	20

Respecto a la orientación de las laderas, la mayor parte del territorio de SMY presenta laderas orientadas al Oeste con 22.6%, mientras que la clase Sureste es la que tiene la menor superficie con 3.8% (Tabla 4, Figura 10).

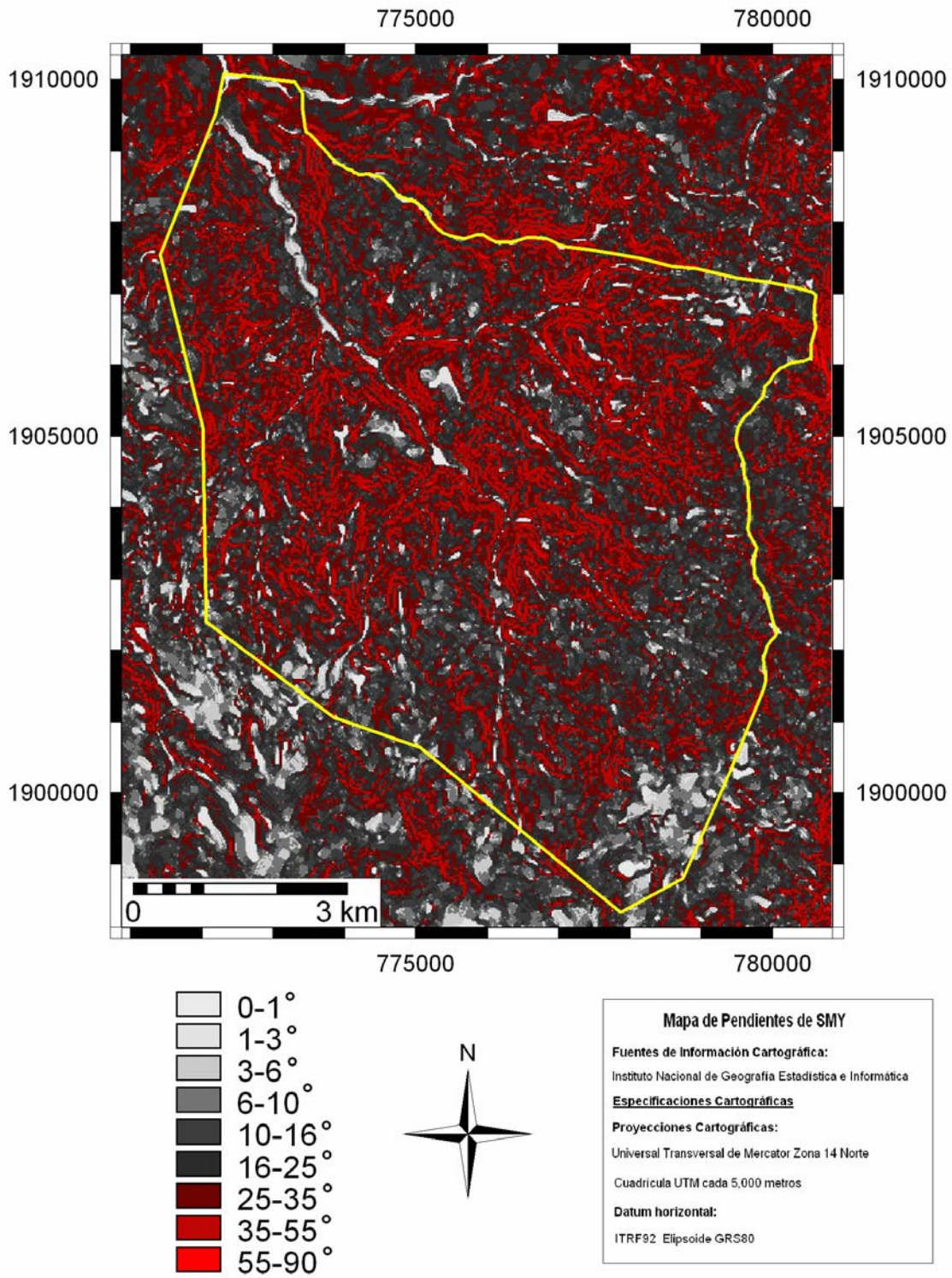


Figura 9. Vista del modelo de pendientes de las laderas de SMY.

Tabla 4. Superficie que ocupan las distintas clases de orientación de ladera. Los valores en negritas son los máximos y los subrayados los mínimos.

Orientación de ladera	Superficie (ha)	(%)
Este	842	13.1
Sureste	<u>242</u>	<u>3.8</u>
Sur	596	9.2
Suroeste	697	10.8
Oeste	1,459	22.6
Noroeste	717	11.1
Norte	1,171	18.2
Noreste	721	11.2

Con base en los mapas de corrientes se calculó que la cuenca del río Yavesía tiene una superficie de 8,355 ha, de las cuales 77% corresponden a terrenos comunales de SMY (Figura 11).

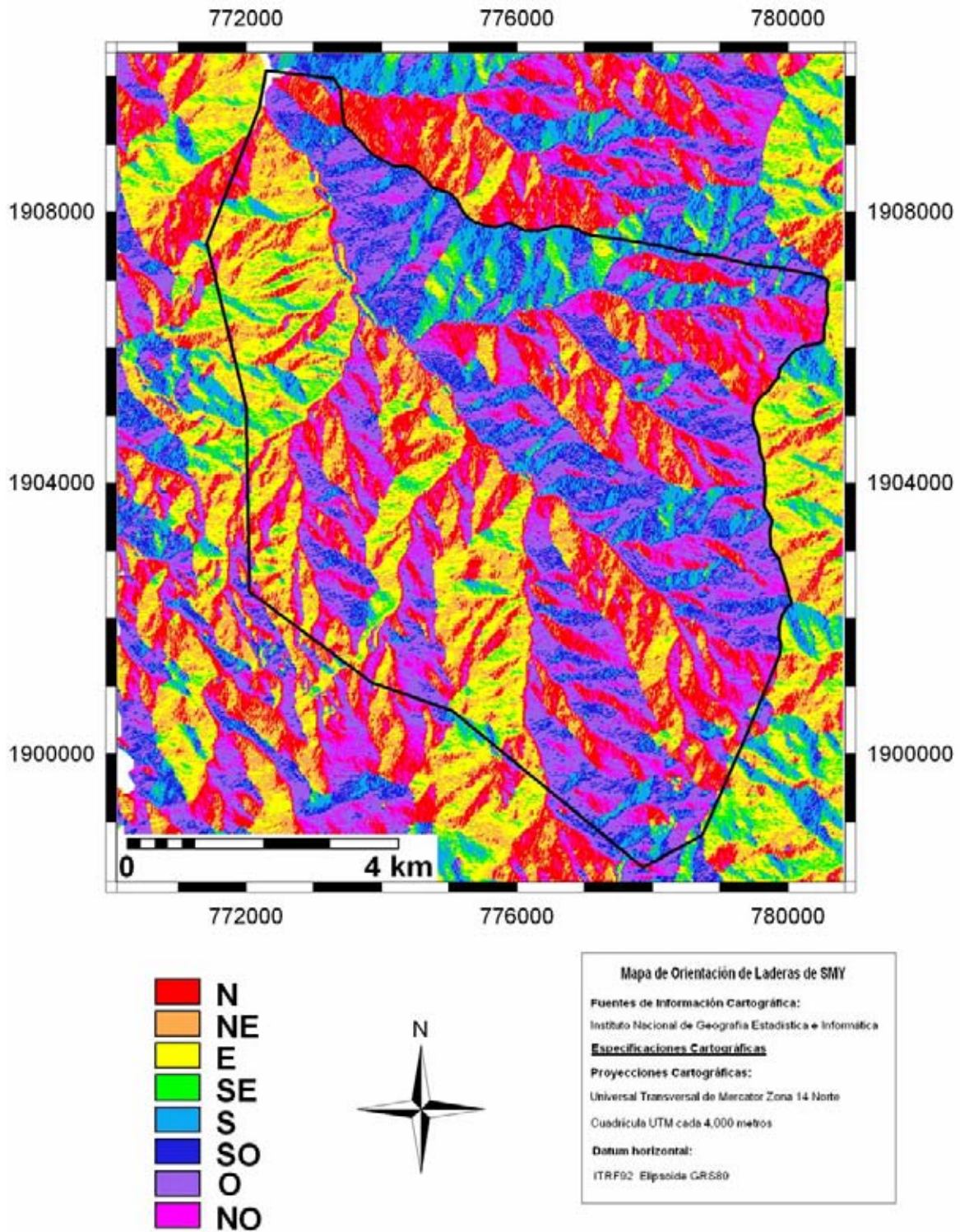


Figura 10. Vista del modelo de exposición de ladera del territorio de Santa María Yavesía, Oax.

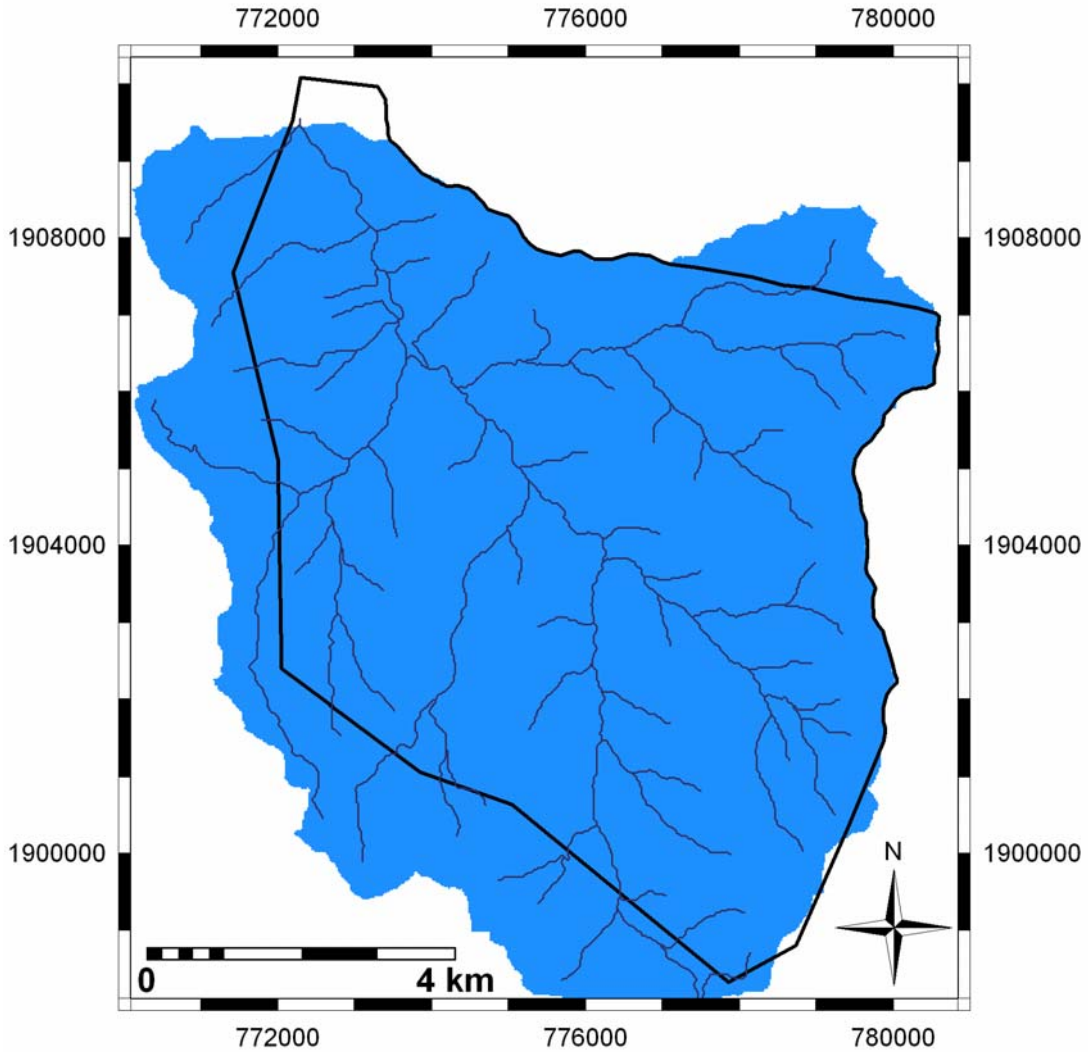


Figura 11. Cuenca del río Yavesía, se observan las corrientes de orden superior.

6.1.2 Comportamiento hídrico

A partir de los datos de la estación Cuajimoloyas (3,150 m s.n.m.) se determinó que la zona registra una precipitación anual de 1,084 mm. La época de mayor recarga se da entre los meses de mayo y octubre y no existe un período de sequía marcada (Tabla 5). La evapotranspiración no varía mucho si se compara con la precipitación, lo que genera que el aporte de agua de la parte alta de la cuenca sea constante durante todo el año (Figura 12).

Tabla 5. Balance hídrico de la estación Cuajimoloyas. Los valores en negritas representan el agua libre para escurrir.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
Temperatura media (°C)	8.6	9.2	11.2	11.5	11.7	9.9	9.6	9.5	9.6	9.4	9.1	8.7	9.8
Precipitación (mm)	8.4	7.2	19.4	58.6	110.7	213	157.4	158.1	196.	96.6	40.2	18.7	1084.6
Evaporación potencial (mm)	27.9	29.0	32.5	33	33.3	30.3	29.7	29.5	29.7	29.3	28.8	28.1	361.1
Precipitación-Evaporación potencial (mm)	-19.5	-21.8	-13.1	25.6	77.4	182.7	127.7	128.6	166.6	67.3	11.4	-9.4	723.5
Deficiencia acumulada	-28.8	-41.2	-34.9	-9.3	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Deficiencia del suelo	2.4	2.4	2.4	2.5	2.5	2.5	-	-	-	-	-	-	-
Deficiencia humedad suelo entre mes	270.6	258.9	264.8	290.2	300	300	300	300	300	300	300	300	-
Deficiencia real	-29.4	-11.8	-5.9	-25.4	-9.8	0	0	0	0	0	0	0	-
Deficiencia de humedad del suelo	27.9	19	25.3	33	33.3	30.3	29.7	29.5	29.7	29.3	28.8	28.1	343.9
Deficiencia de agua en el suelo	0	10	7.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17.2
Deficiencia disponible para escurrir	0	0	0	0	0	182.7	127.7	128.6	166.6	67.3	11.4	0.0	684.3
Deficiencia de humedad	28.5	14.3	7.1	3.6	1.8	92.3	110.0	119.3	142.9	105.1	58.3	57.0	
Balance hídrico (mm)	28.5	14.3	7.1	3.6	1.8	92.3	110.0	119.3	142.9	105.1	58.3	57.0	740

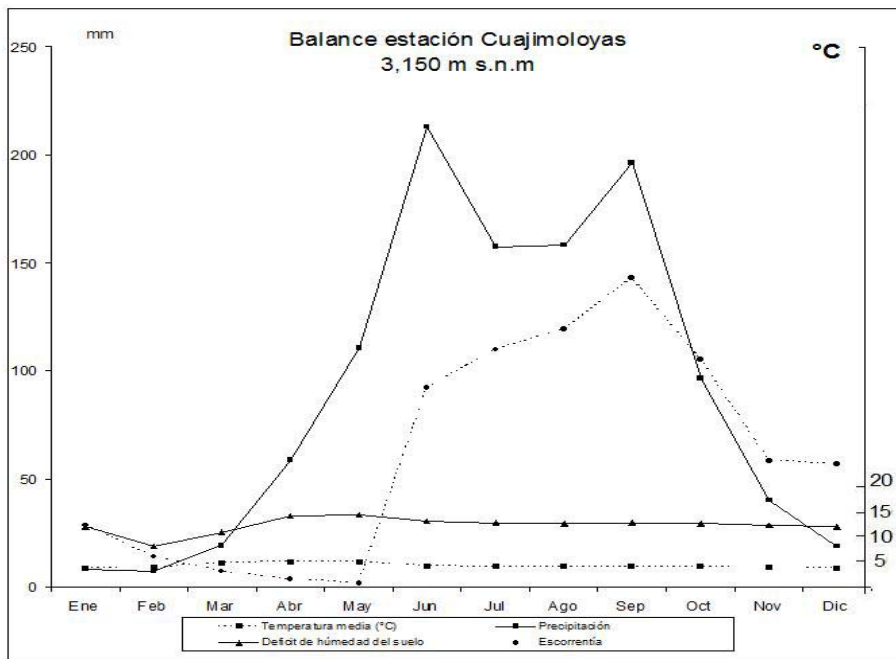


Figura 12. Balance hídrico de la estación Cuajimoloyas que corresponde a la parte alta de la comunidad.

Para la estación San Pedro Nolasco (1,950 m s.n.m.), que corresponde a la parte baja de la cuenca, se registró una precipitación promedio anual de 1,029 mm, con una evapotranspiración promedio mensual en el mes de junio casi del doble de la que se presenta en el mes de enero, como resultado de la mayor temperatura (Tabla 6). El período de recarga se presenta entre los meses de junio y septiembre y el promedio de agua para escurrir se acerca a cero poco después de la temporada de lluvias (Figura 13).

Tabla 6. Balance hídrico de la estación San Pedro Nolasco. Los valores en negritas representan el agua libre para escurrir.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
Temperatura media (°C)	13.9	14.8	17.9	19.1	19.8	18.4	17.6	17.3	17.4	16.2	15.0	13.9	16.8
Precipitación (mm)	17.5	12.8	15.7	35.2	52.6	192.4	131.5	156.6	194.6	118.9	64.3	37.6	1029.7
Evaporación potencial (mm)	31.8	35.9	47.2	53.7	58.2	54.2	50.9	48.4	46.5	40.9	35.3	31.5	534.6
Precipitación-Evaporación potencial (mm)	-14.3	-23.1	-31.5	-18.5	-5.6	138.2	80.6	108.2	148.1	78.0	29.0	6.1	495.1
Deficiencia acumulada	-14.3	-37.4	-54.6	-50.0	-24.1	-	-	-	-	-	-	-	-
Capacidad del suelo	285.0	262.5	246.9	251.0	275.7	300	300	300	300	300	300	300	-
Deficiencia humedad suelo entre mes	-15.0	-22.5	-15.6	4.1	24.7	24.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-
Evaporación real	31.8	35.3	31.3	31.1	27.9	54.2	50.9	48.4	46.5	40.9	35.3	31.5	465.1
Deficiencia de humedad del suelo	0	0.6	15.9	22.6	30.3	0	0	0	0	0	0	0	-
Deficiencia de agua en el suelo	0.6	0	0	0	0	113.9	80.6	108.2	148.1	78.0	29.0	6.1	-
Deficiencia disponible para escurrir	35.5	17.8	8.9	4.4	2.2	115.0	138.1	177.2	236.7	196.3	127.1	69.7	-
Deficiencia	17.8	8.9	4.4	2.2	1.1	57.5	69.1	88.6	118.4	98.2	63.6	34.9	-
Balance hídrico (mm)	-17.1	-8.9	-4.4	-2.2	-1.1	56.4	11.5	19.6	29.7	-20.2	-34.6	-28.8	564.6

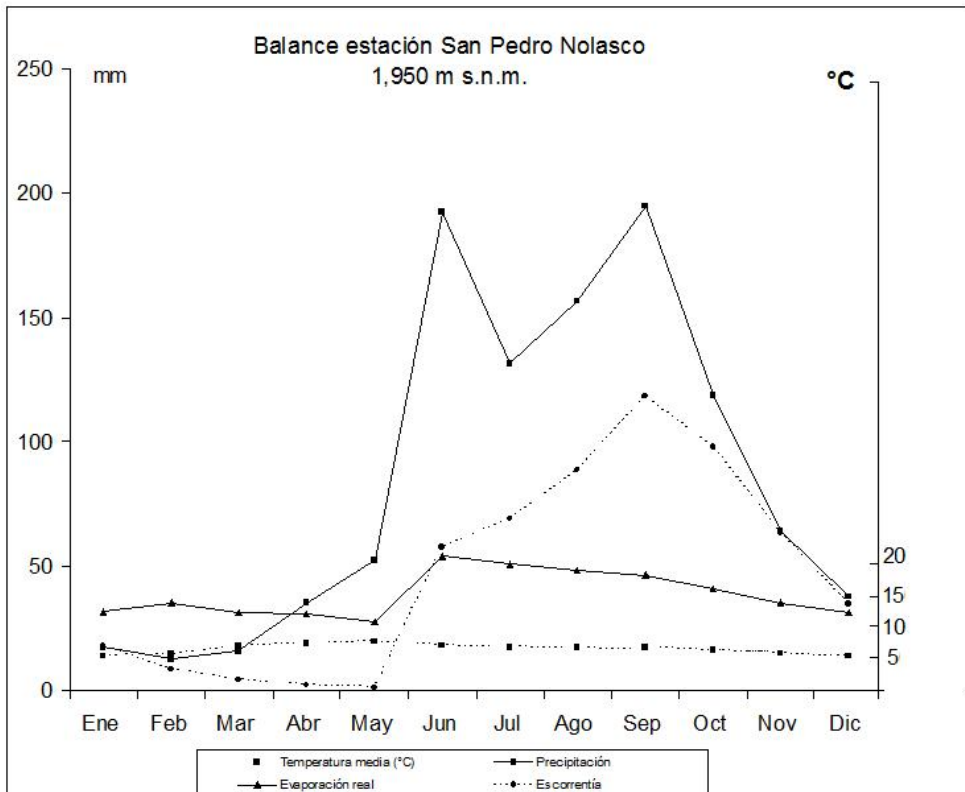


Figura 13. Balance hídrico de la estación San Pedro Nolasco, Oax., Parte baja de la cuenca.

De los datos de las dos estaciones se observa que la cantidad de precipitación en la parte alta y baja de la cuenca no varía significativamente, sin embargo la temperatura varía lo suficiente para modificar los patrones de evapotranspiración (Figura 12 y 13).

La menor pérdida por evaporación en la parte alta permite que exista una mayor cantidad de agua libre para escurrir muy temprano en la temporada de lluvias y que este afluente se mantenga por más tiempo (Figura 12, Cuajimoloyas), mientras que en la parte baja la cantidad de agua para escurrir nunca sobrepasa el promedio de precipitación mensual (Figura 13, San Pedro Nolasco).

Una vez conociendo la cantidad de agua disponible para escurrir durante el año se procedió a usar una interpolación de los valores obtenidos de los balances hídricos y los datos del modelo digital del terreno, lo que dio como resultado que el aporte total de la cuenca al afluente del gran Papaloapan es de $\pm 110,321,230 \text{ m}^3$ anuales, valor que es importante para conocer la importancia en términos de aporte de líquido del río Yavesía al Papaloapan.

6.2 Caracterización de la superficie afectada

En total se identificaron y delimitaron 43 claros; el avance de las actividades de combate a la plaga provocó que algunos de estos claros coalescieran para formar una sola unidad de gran tamaño, por lo que para fines prácticos se consideran sólo 34 claros que corresponden a la zona en la que se llevó a cabo la primera etapa del combate a la plaga.

El intervalo altitudinal en el que se hallaron los sitios desprovistos de vegetación, producto de la tala selectiva, está entre 2,800 y 3,100 m s.n.m.; la mayoría son bosques dominados por *Pinus patula* mezclados con *P. ayacahuite*, *P. hartwegii*, *P. montezumae*, *Quercus glabrecens*, *Q. crassifolia* y *Abies hickelii*. La zona presenta pendientes muy inclinadas y es parte de la cuenca del arroyo Socorro. Los claros se encuentran en los parajes conocidos por los pobladores como La Puerta, La Carpa Verde, La Cruz Delgada y la Cueva Negra (Figura 14).

En conjunto, los 34 claros georeferenciados ocupan un área de 50.6 ha. Su forma y tamaño es muy variable; el de mayor superficie con 7.7 ha, (num. 35), éste incorpora a los claros 11, 12, 13, 14 y 15, unidades que al abrirse la brecha de extracción de madera fueron ampliando su tamaño hasta formar una sola unidad de gran tamaño. El segundo claro de mayor superficie corresponde al grupo 16, 17, 18, 19 y 29 con un área de 5.7 ha. Estos claros, al igual que los 35, fueron ampliándose hasta formar una sola unidad. Los claros de menor superficie son el 5, 8 y 24 con una superficie de 800 m² cada uno. El área promedio de los claros (± 1 D.E.) es de 1.4 ± 2 ha (Tabla 7). De igual forma se georeferenciaron todas las brechas abiertas para la extracción de la madera, las que en conjunto tienen una longitud de 14.2 km con un ancho promedio de 3 m (Figura 14).

La mayor cantidad de claros se encuentran en la clase de pendiente de 16 - 25°; el área total del claro 5 corresponde a la categoría de inclinación de 25 - 35° y los claros 38 y 39 se encuentran en laderas con inclinación entre 35 y 55°. Sólo el conjunto de claros (C11-C15) 35 y el 27 presentan inclinaciones en clases inferiores (0-1° y 1-3°) (Tabla 7), lo que tiene serias implicaciones en relación a la probabilidad de erosión.

La orientación de la ladera se relaciona con el grado de insolación que recibe un área dada y por ende influye en la composición vegetal, lo que también se relaciona con la forma en la que el gusano ataca. En este estudio se detectó que la mayoría de los claros se localizan en laderas con orientación Oeste y Suroeste, y en menor medida Sur y Sureste. Son pocos los claros con orientación Norte y ninguno con orientación Este. En la Tabla 7 se muestra la superficie en cada clase de orientación así como el porcentaje con respecto a la superficie total del claro.

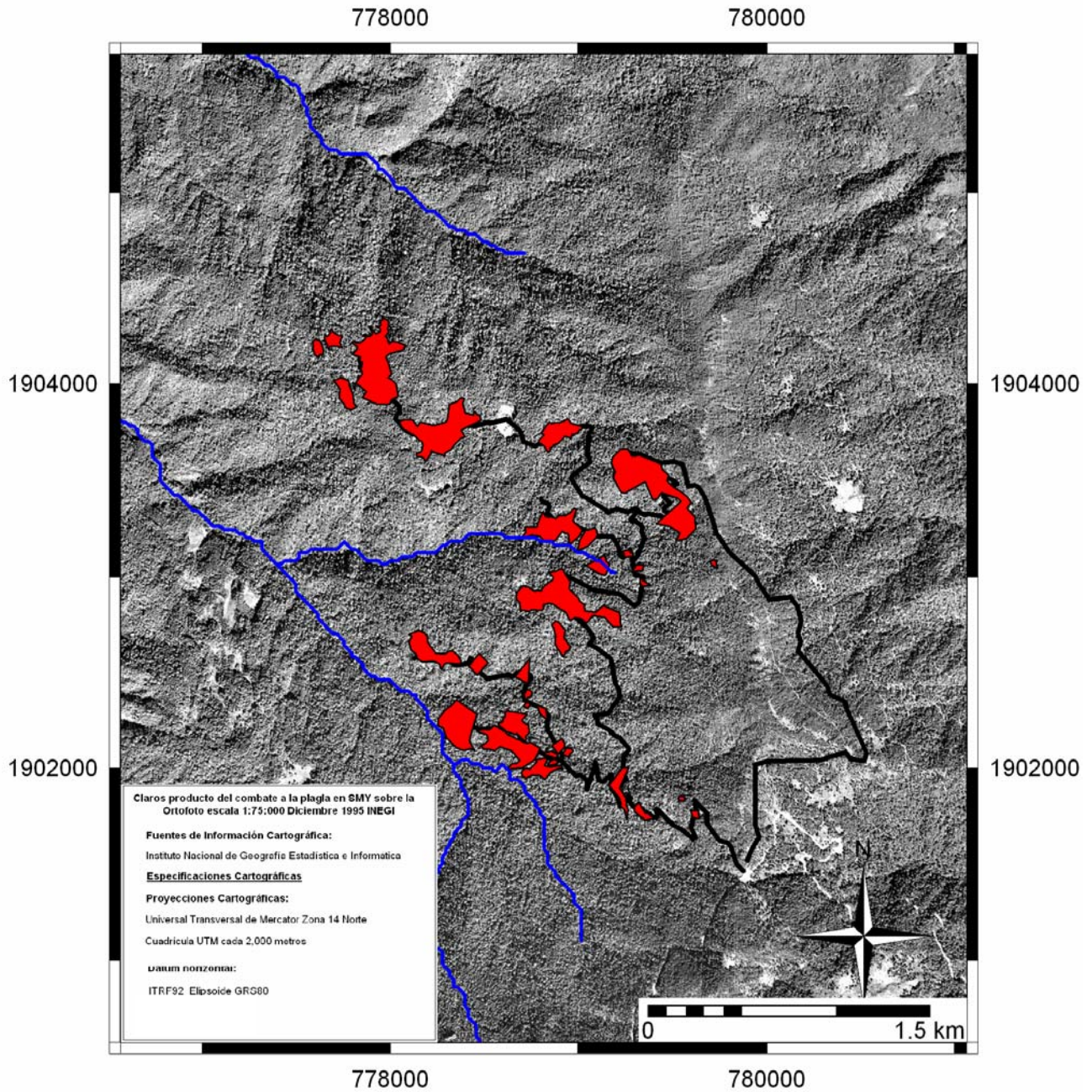


Figura 14. Vista de los claros sobre la fotografía aérea en formato digital E14D48C de INEGI, escala 1:20,000.

Tabla 7. Inclinación de la ladera de los claros de SMY. Se muestran los porcentajes de superficie.

Las negritas marcan la clase de inclinación predominante en cada claro.

Pendiente Claro	Área (ha)	Pendiente Claro	0-1°		1-3°		3-6°		6-10°		10-16°		16-25°		25-35°		35-55°	
			ha	(%)	ha	(%)	ha	(%)	ha	(%)	ha	(%)	ha	(%)	ha	(%)	ha	(%)
C1	0.4	C1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	9	0.16	36.4	0.2	45	0.04	9
C2	0.56	C2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.48	92	0.04	7.7	0	0	0	0
C3	1.16	C3	0	0	0	0	0	0	0.08	7	0.4	36	0.2	17.9	0.32	29	0.12	11
C4	0.12	C4	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	50	0.08	50.0	0	0	0	0
C5	0.08	C5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	100	0	0
C6	0.4	C6	0	0	0	0	0	0	0	0	0.24	75	0.08	25.0	0	0	0	0
C7	0.96	C7	0	0	0	0	0	0	0.28	29.2	0.4	42	0.28	29.2	0	0	0	0
C8	0.08	C8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	50.0	0.04	50	0	0
C9	0.12	C9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	50.0	0.08	50	0	0
C10	0.2	C10	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12	60	0.08	40.0	0	0	0	0
(C11-C15)		(C11-C15)																
C35	7.72	C35	0.08	1	0.2	3	0.08	1	0.28	4	1.76	22	2.76	35.2	1.64	21	1.04	13
(C16-C20)		(C16-C20)																
C21	0.88	C21	0	0	0	0	0	0	0.08	10.0	0.32	40.0	0.32	40.0	0.08	10.0	0	0
C22	0.68	C22	0	0	0	0	0	0	0.16	23.5	0.28	41.2	0.16	23.5	0.08	11.8	0	0
C23	0.76	C23	0	0	0	0	0	0	0	0	0.52	72	0.2	27.8	0	0	0	0
C24	2.6	C24	0	0	0	0	0.04	1	0	0	1.12	41	1.52	55.9	0.04	1	0	0
C25	3.4	C25	0	0	0	0	0	0	0.2	6	1.56	45	1.32	37.9	0.36	10	0.04	1
C26	3.2	C26	0	0	0	0	0.2	6.4	0.56	17.9	1.44	46.2	0.92	29.5	0	0	0	0
C27	1.68	C27	0	0	0.04	2.3	0.2	11.6	0.96	55.8	0.52	30.2	0	0.0	0	0	0	0
C28	1.16	C28	0	0	0	0	0	0	0	0	0.68	63	0.4	37.0	0	0	0	0
C29	0.2	C29	0	0	0	0	0	0	0.08	50	0.04	25	0.04	25.0	0	0	0	0
C30	0.28	C30	0	0	0	0	0	0	0.04	17	0.16	67	0.04	16.7	0	0	0	0
C31	0.08	C31	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	33	0.08	66.7	0	0	0	0
C32	6.84	C32	0	0	0	0	0	0	0.16	2	2	29	2.84	41.8	1.44	21	0.36	5
C33	5.52	C33	0	0	0	0	0	0	0	0	1.48	25	2.64	45.2	1.64	28	0.08	1
C34	1.92	C34	0	0	0	0	0.04	2	0.12	7	0.64	36	1	55.6	0	0	0	0
C36	0.08	C36	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	100	0	0.0	0	0	0	0
C37	2.16	C37	0	0	0	0	0.08	4	0.76	36	0.84	40	0.2	9.4	0.24	11	0	0
C38	0.48	C38	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	8	0.16	30.8	0.16	31	0.16	31
C39	0.32	C39	0	0	0	0	0	0	0.04	13	0.08	25	0.08	25.0	0.08	25	0.04	13
C40	0.16	C40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12	75.0	0.04	25	0	0
C41	0.08	C41	0	0	0	0	0	0	0.04	50	0.04	50	0	0.0	0	0	0	0
C42	0.24	C42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12	60.0	0.08	40	0	0
C43	0.36	C43	0	0	0	0	0.04		0	0	0	0	0.32	88.9	0	0	0	0

En los márgenes de los 34 claros se registraron un total 12 especies de árboles con D.A.P. mayor o igual a 10 cm, y que son las que dan el carácter fisonómico estructural de la comunidad vegetal. Del total, ocho pertenecen al género *Pinus*, dos a *Quercus*, una a *Abies* y una a *Arbutus* (Tabla 9). La riqueza promedio para cada claro fue de 3 ± 1.2 especies, siendo los claros 2, 7, 11 y 23 los de mayor riqueza (5 especies) y en los claros 22, 26, 29 y 36 sólo se registró una especie.

El análisis de clasificación de los claros a partir de la matriz de ausencia presencia y del índice de Jacard como medida de similitud empleando el Método de Ward produjo un dendograma que muestra que a una distancia relativa de 100% es posible distinguir la formación de dos grupos bien definidos y que a una distancia de 80% es posible distinguir la formación de cuatro grupos (Fig. 15). Estos grupos son (G1), formado por los claros 1, 2, 3, 9, 27, 32, 33 y 34 (G2) con los claros 4, 5, 6, 7, 11-15-35, 16-20, 21, 25, 29, 30 y 36; (G3) 8, 10, 22, 23, 24, 26, 28 y 31 ; y finalmente (G4) con los claros 37, 38, 39, 40, 41, 42 y 43; como primera aproximación se puede observar que los claros adyacentes en el espacio de clasificación mantienen poca distancia geográfica entre ellos y responden en cierta medida a un patrón relacionado con la altitud.

Tabla 9. Especies registradas en cada uno de los claros en SMY. Se muestran en negritas los valores máximos de especies por claro y se subrayan los mínimos.

Claro	Riqueza de especies	Especies presentes
C1	4	<i>Pinus aff. herrerae</i> , <i>P. aff. maximinoi</i> , <i>P. montezumae</i> y <i>P. patula</i>
C2	5	<i>Pinus aff. herrerae</i> , <i>P. aff. maximinoi</i> , <i>P. montezumae</i> y <i>P. patula</i> y <i>P. pseudostrobus</i>
C3	4	<i>Pinus aff. herrerae</i> , <i>P. aff. maximinoi</i> , <i>P. montezumae</i> y <i>P. patula</i>
C4	2	<i>Abies hickelii</i> y <i>Pinus hartwegii</i>
C5	2	<i>Pinus hartwegii</i> y <i>P. patula</i>
C6	4	<i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. aff. douglasiana</i> , <i>P. hartwegii</i> y <i>P. patula</i> ,
C7	5	<i>Abies hickelii</i> , <i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. hartwegii</i> , <i>Quercus crassifolia</i> y <i>Q. glabrescens</i>
C8	3	<i>Abies hickelii</i> , <i>Arbutus xalapensis</i> y <i>Pinus aff. herrerae</i> ,
C9	3	<i>Pinus aff. herrerae</i> , <i>P. patula</i> y <i>Quercus glabrescens</i>
C10	3	<i>Abies hickelii</i> , <i>Arbutus xalapensis</i> y <i>Pinus aff. herrerae</i> ,
(C11-C15) C35	5	<i>Abies hickelii</i> , <i>Arbutus xalapensis</i> , <i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. hartwegii</i> y <i>Q. crassifolia</i>
(C16-C20)	2	<i>Pinus ayacahuite</i> y <i>P. aff. maximinoi</i>
C21	2	<i>Pinus ayacahuite</i> y <i>P. aff. maximinoi</i>
C22	<u>1</u>	<i>Pinus aff. douglasiana</i>
C23	5	<i>Abies hickelii</i> , <i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. aff. douglasiana</i> , <i>P. aff. herrerae</i> y <i>P. pseudostrobus</i>
C24	3	<i>Abies hickelii</i> , <i>Pinus pseudostrobus</i> y <i>Quercus crassifolia</i>
C25	4	<i>Abies hickelii</i> , <i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. aff. maximinoi</i> y <i>P. patula</i> ,
C26	<u>1</u>	<i>Pinus pseudostrobus</i>
C27	4	<i>Pinus aff. herrerae</i> , <i>P. aff. maximinoi</i> , <i>Pinus montezumae</i> y <i>P. patula</i>
C28	2	<i>Pinus aff. douglasiana</i> y <i>P. aff. herrerae</i>
C29	<u>1</u>	<i>Pinus aff. Maximinoi</i>
C30	2	<i>Pinus ayacahuite</i> y <i>Quercus crassifolia</i>
C31	4	<i>Pinus aff. douglasiana</i> , <i>P. aff. herrerae</i> , <i>P. aff. maximinoi</i> y <i>P. pseudostrobus</i>
C32	4	<i>Pinus aff. herrerae</i> , <i>P. aff. maximinoi</i> , <i>P. montezumae</i> y <i>P. patula</i>
C33	4	<i>Pinus aff. herrerae</i> , <i>P. aff. maximinoi</i> , <i>P. montezumae</i> y <i>P. patula</i>
C34	4	<i>Pinus aff. herrerae</i> , <i>P. aff. maximinoi</i> , <i>P. montezumae</i> y <i>P. patula</i>
C36	<u>1</u>	<i>Pinus hartwegii</i>
C37	4	<i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. aff. douglasiana</i> , <i>P. aff. herrerae</i> y <i>P. aff. maximinoi</i>
C38	4	<i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. aff. douglasiana</i> , <i>P. aff. herrerae</i> y <i>P. aff. maximinoi</i>
C39	4	<i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. aff. douglasiana</i> , <i>P. aff. herrerae</i> y <i>P. aff. maximinoi</i>
C40	4	<i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. aff. douglasiana</i> , <i>P. aff. herrerae</i> y <i>P. aff. maximinoi</i>
C41	4	<i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. aff. douglasiana</i> , <i>P. aff. herrerae</i> y <i>P. aff. maximinoi</i>
C42	4	<i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. aff. douglasiana</i> , <i>P. aff. herrerae</i> y <i>P. aff. maximinoi</i>
C43	4	<i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. aff. douglasiana</i> , <i>P. aff. herrerae</i> y <i>P. aff. maximinoi</i>

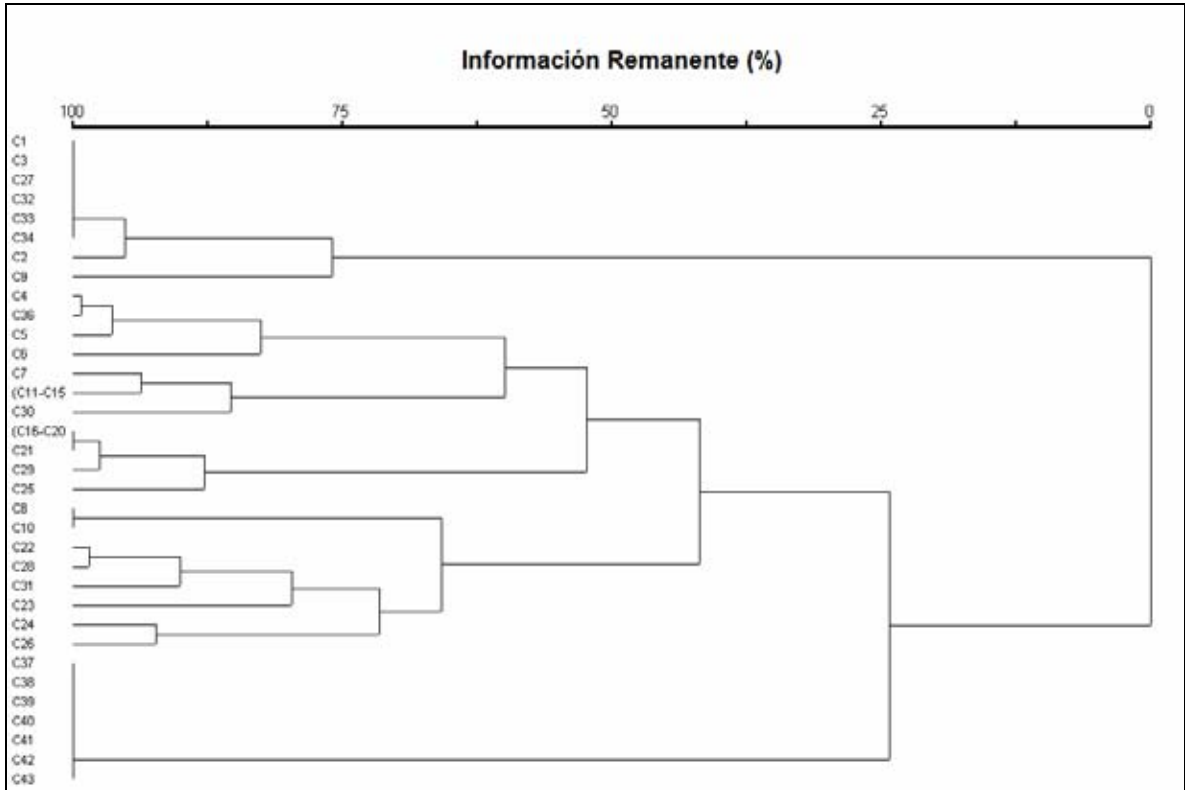


Figura 15. Dendrograma de clasificación de los claros en SMY, Oax., producido por el método de Ward usando índice de Jacard como medida de disimilitud.

El promedio del índice de Sørensen para todos los claros fue de 30.79 ± 29.35 . La mayor cantidad de observaciones se encuentra en la categoría entre el 25% y el 50% y el número menor de observaciones en la última categoría, de 75% a 100% (Figura 16), lo que se puede interpretar como un recambio alto de especies y que coincide con lo encontrado por Benítez (2006) para todo el territorio de SMY.

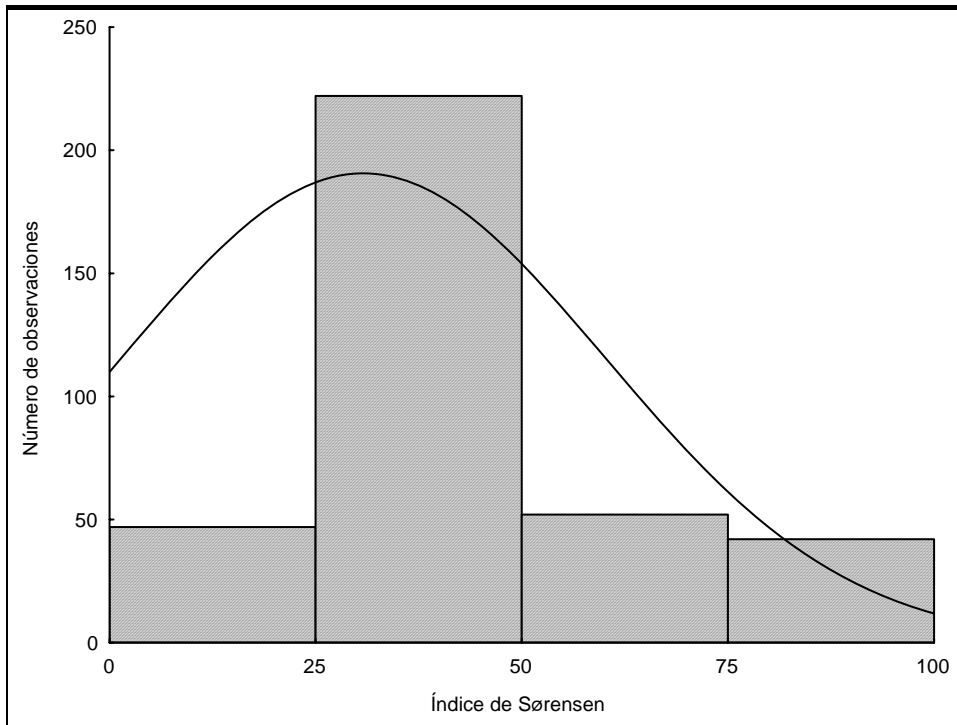


Figura 16. Distribución de frecuencias del índice de Sørensen.

6.3 Grado de apertura del dosel

En total se tomaron 280 fotografías hemisféricas en 24 claros de un total de 34 claros analizados en este estudio. Las condiciones meteorológicas no permitieron que se fotografiara la apertura del dosel en el resto de los claros.

Las fotografías se dividieron en 3 clases 1) las tomadas en el centro del claro (Centro), 2) las que se registraron en la orilla de cada claro (Borde) y, 3) las del bosque adyacente no perturbado (Bosque cerrado). El número de fotografías por claro estuvo determinado por el tamaño de éste, de tal forma que en claros pequeños como el 36 se registraron 4 y en el claro 33 se registraron 9 fotografías. Cuando se presentaron varios claros adyacentes solo se registró la apertura del dosel para el bosque no perturbado en un solo sitio y el valor se consideró igual para todos los claros cercanos a ese punto.

Los valores promedio de apertura de cada clase para los claros que fue posible fotografiar (Tabla 10). El promedio de apertura para la clase Centro fue de $67.8\% \pm 25.71$. El claro que presentó la apertura más alta fue el 33, con 87.8% en el centro del claro, en este mismo se registró el promedio más alto para las fotografías del borde (77.5%); las condiciones de bosque cerrado con mayor promedio de apertura fueron las adyacentes al grupo de claros 34, 36 y 37 (47.2%). El claro 28 presentó el promedio de apertura menor para bosque cerrado (9%) y valores bajos para las clases de Centro y Borde.

Los valores de D.E. representan la variación en la apertura del dosel de cada claro. La mayor variación para la clase Centro corresponde al Claro 23, mientras que en el Borde correspondió al conjunto de claros (C16 - C20) y en el bosque sin perturbar al claro 24.

Los valores del Índice de Área Foliar (IAF) (Tabla 11) para la clase de Centro del claro el valor más alto (0.62) se encontró en la unidad C8 mientras que el mínimo en el claro 33 (0.05). Para la clase de borde el valor superior se registró en el C22 (1.17) y el inferior en el C36 (0.3) y, para la clase de bosque cerrado el valor superior fue de 3.31 (C26 y C28) y el mínimo 0.85 para los Claros C32, C33 y C34.

Tabla 10. Promedios de apertura de los claros en SMY, Oax., en los que se fotografió el dosel arbolado. D.E. Desviación Estándar. Los valores en negritas representan los máximos y los subrayados los mínimos.

Claro	Apertura en el centro del claro		Apertura en el borde del claro		Apertura en el bosque cerrado	
	(%)	(±)D.E.	(%)	(±)D.E.	(%)	(±)D.E.
C1	62.8	7.3	58.5	11	36.9	<u>0</u>
C2	58.2	9.9	56.8	7.2	36.9	<u>0</u>
C3	69.8	1.6	45.4	0.1	34.6	<u>0</u>
C4	55.4	5.9	55.8	14.3	37.9	<u>0</u>
C5	<u>52.9</u>	7.3	49.9	2.7	33.2	<u>0</u>
C6	<u>57.3</u>	9.9	56.5	4.9	30.8	<u>0</u>
C7	56.9	1.6	54.2	2	30.8	2.8
C8	56.7	5.9	48.9	9	19.1	<u>0</u>
C9	70.3	9.3	55.5	9.7	19.1	<u>0</u>
C10	67.4	4.2	48.5	13	43.2	<u>0</u>
(C11-C15) C35	82.5	5	72.2	12.5	27.4	6.8
(C16-C20)	66.4	0.1	55.1	16.6	27.4	8
C22	77.5	8.5	<u>36.1</u>	2.3	27.4	<u>0</u>
C23	59.8	12.5	54.5	13.5	27.4	<u>0</u>
C24	77.6	9.5	63.8	6.7	27.4	11.6
C26	69.2	8.2	60.6	2.8	22.8	<u>0</u>
C28	55.4	7.5	49.1	6.2	<u>9</u>	<u>0</u>
C29	59.7	0.2	44.5	5.5	41.6	<u>0</u>
C30	70.6	3.3	54.9	7.7	41.6	<u>0</u>
C31	69.1	10	42.9	<u>0</u>	41.6	<u>0</u>
C32	83.9	6.6	65.8	10.2	35.3	<u>0</u>
C33	87.8	3.8	77.5	10.1	35.3	<u>0</u>
C34	78.4	8	65	8.1	47.2	<u>0</u>
C36	80.6	<u>0</u>	74.5	7	47.2	<u>0</u>
C37	75.2	2.3	49.7	1.5	47.2	<u>0</u>

Tabla 11. Valores del Índice de área foliar para los claros que fue posible fotografiar. *D.E.* desviación estándar. Los valores en negritas representan los máximos. N.E. No evaluado.

	Índice de área foliar centro del claro		Índice de área foliar borde del claro		Índice de área foliar bosque sin perturbar	
		(±) <i>D.E.</i>		(±) <i>D.E.</i>		(±) <i>D.E.</i>
C1	0.43	0.17	0.50	0.29	1.25	N.E.
C2	0.55	0.19	0.58	0.23	1.25	N.E.
C3	0.38	0.09	0.99	0.14	1.35	N.E.
C4	0.52	0.24	0.70	0.21	1.32	N.E.
C5	0.59	0	0.76	0.09	1.40	N.E.
C6	0.46	0.11	0.52	0.06	1.45	N.E.
C7	0.53	0.08	0.58	0.09	1.45	0.03
C8	0.62	0.11	0.82	0.33	1.82	N.E.
C9	0.16	0	0.61	0.29	1.82	N.E.
C10	0.30	0.02	0.84	0.41	0.99	N.E.
(C11-C15) C35	0.17	0.14	0.35	0.27	1.89	0.37
(C16-C20)	0.45	0.29	0.79	0.41	1.76	0.48
C22	0.15	0.11	1.17	0.15	1.76	N.E.
C23	0.51	0.19	0.77	0.37	1.76	N.E.
C24	0.23	0.07	0.47	0.16	1.98	0.63
C26	0.43	0.04	0.66	0.07	3.31	N.E.
C28	0.47	N.E.	0.65	0.22	3.31	N.E.
C29	0.34	0.09	0.92	0.31	1.00	N.E.
C30	0.24	0.00	0.63	0.16	1.00	N.E.
C31	0.41	0.17	0.94	0	1.00	N.E.
C32	0.13	0.08	0.42	0.26	<u>0.85</u>	N.E.
C33	0.05	0.03	0.24	0.17	<u>0.85</u>	N.E.
C34	0.17	0.10	0.40	0.26	<u>0.85</u>	N.E.
C36	0.1	N.E.	0.3	0.1	<u>0.85</u>	N.E.
C37	0.2	N.E.	0.9	N.E.	<u>0.85</u>	N.E.

Los valores de grado de apertura del dosel y del IAF se usaron para clasificar los claros a partir de métodos aglomerativos como el de Ward usando las distancias euclidianas como medida de disimilitud (Fig. 17). En el dendograma se muestra la formación de 4 grupos a un porcentaje de información remanente del 30%. El GF1 que corresponde a los claros 9, 11, 24, 28 y 34, se presentan algunos de los valores más bajos de apertura, el GF2, que corresponde a los claros 2, 3, 4, 5, 7, 10, 16 y 29, con distintos valores de apertura; el GF3 con los claros 1, 6, 8, 22, 23, 26, 30, 31, y 37 con valores intermedios cercanos al límite superior y finalmente, el GF4 con los claros 32, 33 y 36 donde se observaron los valores más altos de apertura. Los claros restantes no fueron

considerados para este análisis pues en ellos no se registraron fotografías por las condiciones ambientales desfavorables.

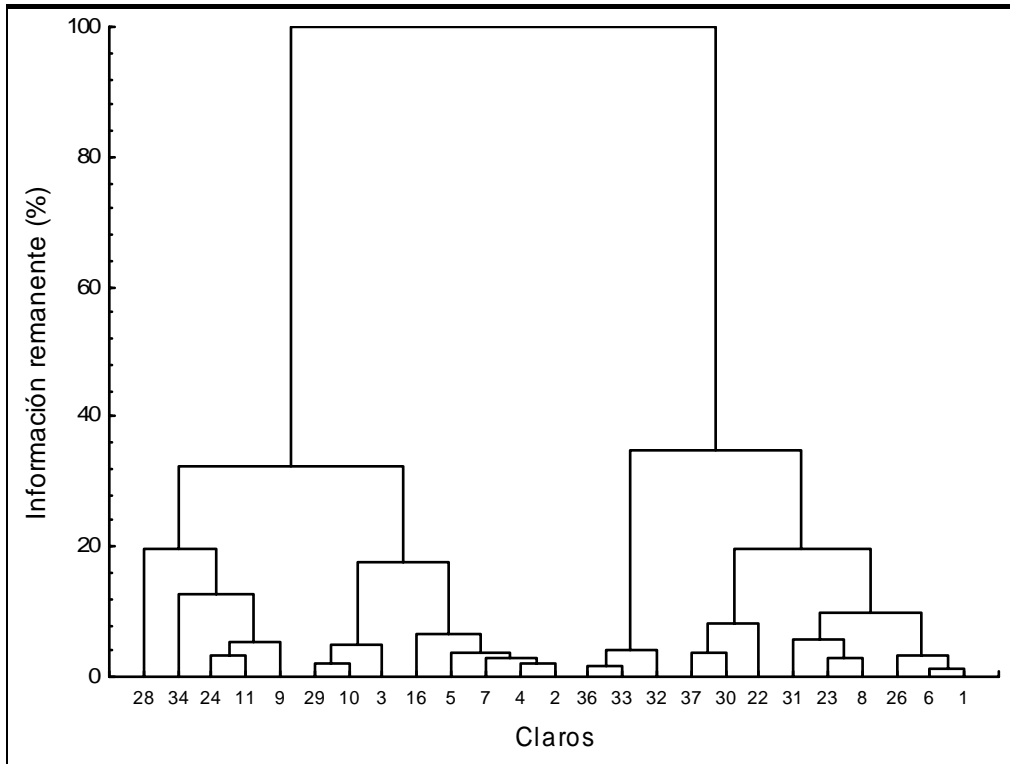


Figura 17. Dendrograma de clasificación a partir de los valores de apertura del Claro y del Índice de Área Foliar.

Como parte de la evaluación para encontrar qué variables fueron las que más influyen sobre el grado de apertura del dosel se analizó la relación entre el porcentaje de apertura del claro y la superficie de éste. Por medio de una regresión lineal se detectó que existe una relación significativa entre estas dos variables ($r^2 = 0.56$; $p = 0.011$).

También se analizó si las condiciones de apertura del dosel variaron significativamente de las condiciones encontradas en el bosque sin perturbación, para lo que se llevó a cabo una prueba de U de Mann & Whitney no paramétrica. En ella se encontró, que en conjunto, el promedio de apertura de las fotografías del centro del claro y del bosque cerrado varió significativamente ($t = 12.1$; $p \leq 0.0001$, Tabla 12).

Tabla 12. Valores de la prueba U de Mann & Whitney no paramétrica de *t*. Los valores en negritas representan las diferencias significativas.

Claro	<i>U</i>	<i>P</i>
1	1.65	0.196
2	3.48	0.059
3	1.58	0.2114
4	1.01	0.4943
5	5.09	0.1233
6	4.11	0.054
7	9.49	0.010
9	3.05	0.20
10	0.3309	0.79
(11-15)35	4.93	0.00062
(16-20)	1.868	0.07
22	-4.07	0.05
23	3.07	0.03
24	6.45	0.065
26	15.84	0.039
28	5.57	0.030
29	0.484	0.653
30	1.63	0.14
31	1.62	0.35
32	3.57	0.016
33	2.72	0.05
34	1.88	0.19
36	7.83	0.014
37	21.87	0.0290

6.4 Modelo de erosión hídrica potencial

El modelo de erosión se generó a dos escalas distintas, la primera a nivel de la cuenca del río Yavesía, y la segunda escala corresponde a la zona de la primera etapa del combate a la plaga.

Como se mencionó, los componentes de la RUSLE se alimentaron con valores empíricos obtenidos de la literatura y con parte de los resultados de este trabajo. Los valores obtenidos para la capa C fueron de 0.001 para la clase de bosque; 0.013 para la

de vegetación trasformada (zonas de milpas, frutales y terrenos de descanso) y 0.43 para la zona desprovista de vegetación.

Los valores del factor R fluctuaron entre 4,728 en la parte alta y 4,339 (MJ)(mm)(ha⁻¹)(hr⁻¹)(año⁻¹) en la parte baja.

La carta 1:250,000 de INEGI muestra que la zona presenta suelos del tipo Acrisol húmico, que según la clasificación de UNESCO ostentan valores de erosividad de 0.020 Ton*hr*ha⁻¹*MJ⁻¹*mm⁻¹, dato con el que se calculó el factor K de la RUSLE.

A partir del análisis de la longitud e inclinación de las laderas de SMY se encontró que los valores para la capa LS fluctuaron entre 0 y 1,38.

Los mapas de los factores LS, C y R con los que se elaboró la capa final de la ecuación universal revisada de pérdida de suelo. Las capas K y P no se presentan pues los valores fueron homogéneos para toda la región (Figura 18).

El mapa de erosión potencial hídrica elaborado a partir de la RUSLE para la cuenca del río Yavesía (Figura 19), se clasificó para una mayor comprensión del proceso en cinco clases partiendo de que la cantidad tolerable de erosión más aceptada a nivel mundial es de menos de 10 ton ha⁻¹ año⁻¹ (Wischmeier y Smith, 1978; Morgan, 1995; Renard *et al.*, 1997). La superficie ocupada por cada clase se presenta en la Tabla 13.

Tabla 13. Área de las clases de erosión potencial de la cuenca del río Yavesía y del territorio comunal de Santa María Yavesía.

Clases (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Erosión Potencial	Superficie cuenca (ha)	Superficie SMY (ha)
0-1	Mínima	7,248 (86.7%)	5,569 (86.3%)
>1 a <10	Baja	779 (9.3%)	619 (9.6%)
>10 a <30	Moderada	178 (2.12%)	144 (2.2%)
>30 a <100	Alta	32 (0.38%)	20 (0.3%)
>100	Extrema	118 (1.4%)	100 (1.5%)

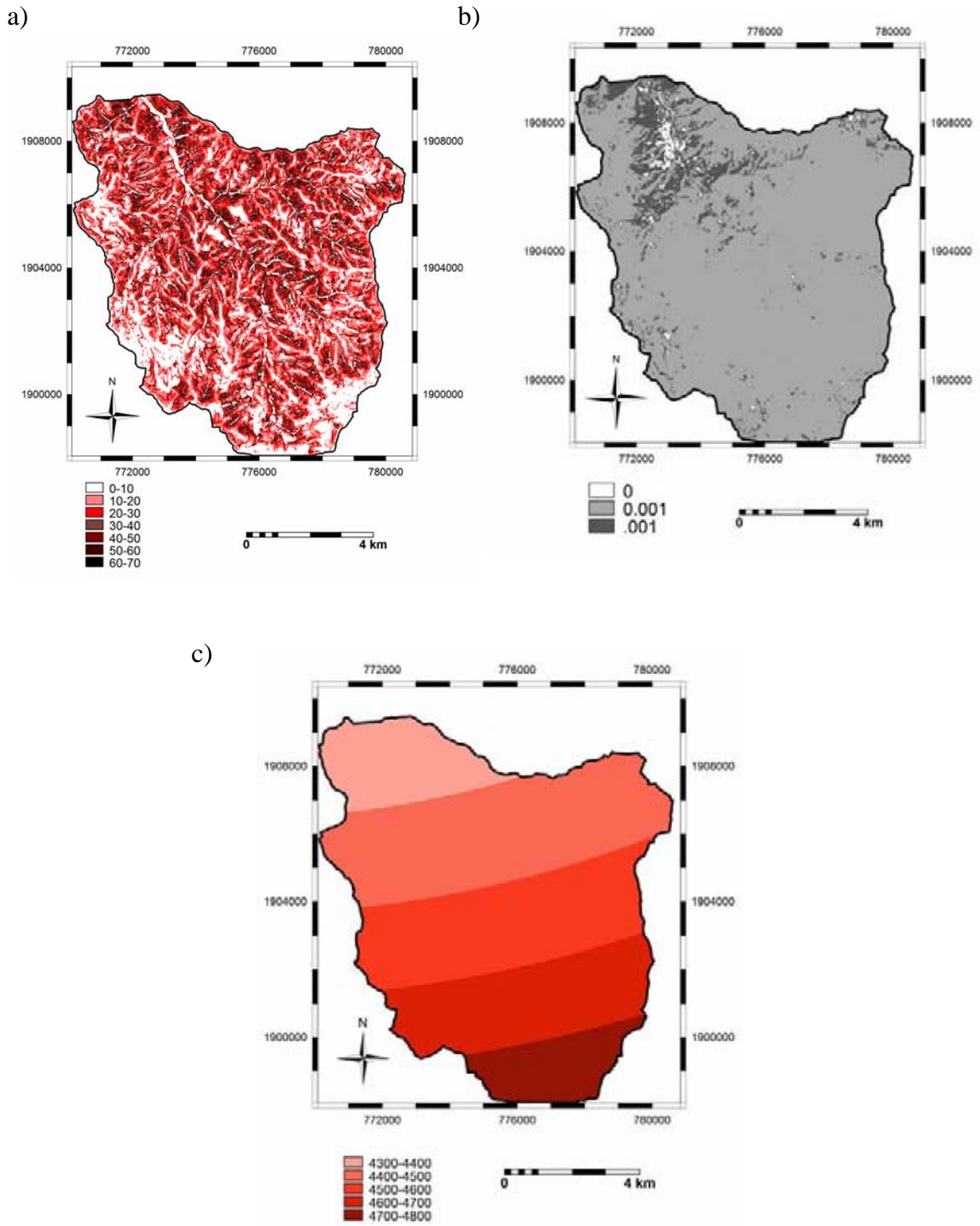


Figura 18. Mapas de a) Factor LS para la cuenca del río Yavesía. b) Factor C. c) Factor R.

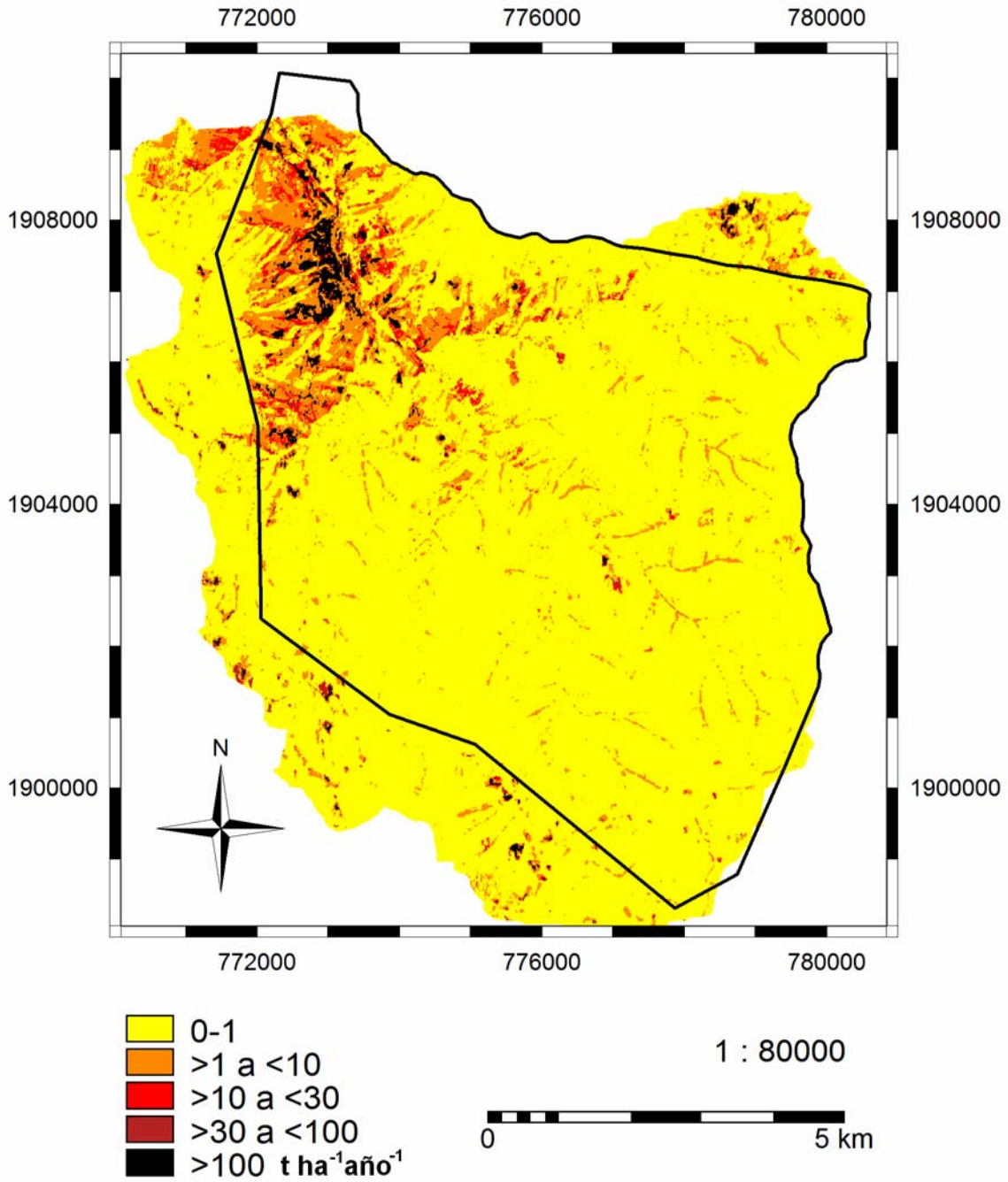


Figura 19. Mapa de erosión potencial derivado de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada para la cuenca del río Yavesía, Oax., se muestra el límite político de la comunidad.

La mayor parte de la cuenca del río Yavesía y del territorio comunal de SMY presenta una proclividad a la erosión mínima (86.7% y 86.3% del área respectivamente), que corresponde a la zona de bosque sin perturbación. Alrededor de un 10% corresponde a las zonas con probabilidad de erosión baja y pertenecen en una buena proporción al área Norte de la cuenca, donde existe vegetación transformada como bosques de baja densidad y baja cobertura, y las zonas cercanas al núcleo de población donde se desarrollan los cultivos y la fruticultura. Finalmente alrededor del 3% de la cuenca y del territorio de SMY ostentan clases superiores a los valores tolerables, superficie que se localiza al Norte de las zonas en las que se asienta la población humana y que han sido desprovistas de cubierta vegetal. Es importante señalar que en estas dos escalas del análisis no se consideró la superficie afectada por el combate a la plaga.

En la zona de los claros, la capa del factor C se calculó con los valores de los resultados de las fotografías hemisféricas con el fin de conocer qué valor de los publicados por Wischmeier y Smith (1978) para el factor C le correspondía a cada claro. En la Figura 20 se observa el mapa de erosión hídrica potencial para los claros y en la Tabla 14 se observa la superficie que ocupa cada clase de erosión potencial. Se encontró que la mayoría de los claros presentan una erosión potencial hídrica baja y moderada y sólo los claros 23 y 24 ostentan erosión potencial alta.

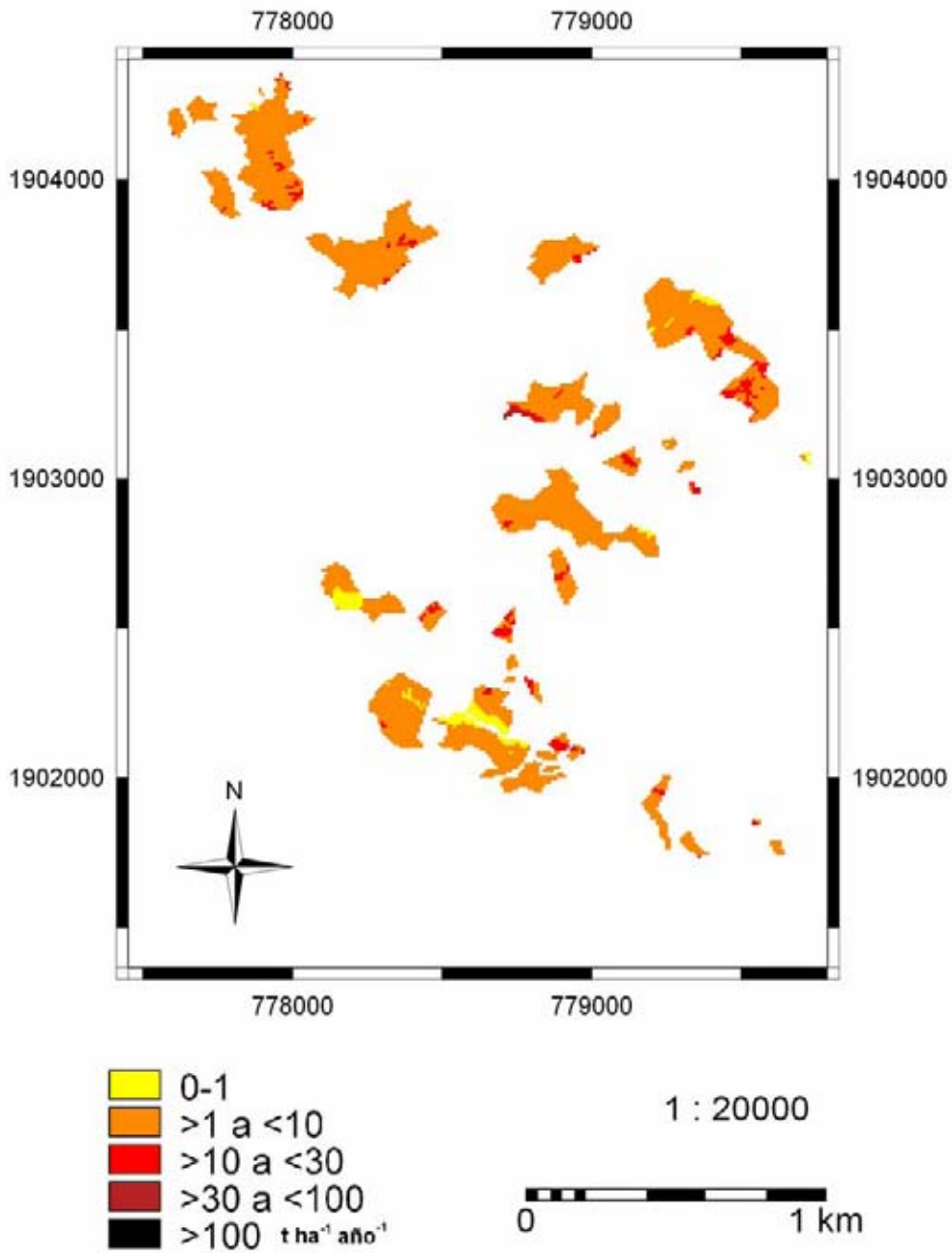


Figura 20. Vista del modelo de erosión potencial hídrica para los claros producidos en la primera fase del combate a la plaga en Santa María Yavesía, Oax.

Tabla 14. Erosión potencial hídrica obtenida a través de la RUSLE en los claros producidos por el combate a la plaga en Santa María Yavesía, Oax. Los valores en negritas representan los máximos.

Claros (ha)	Erosión Mínima 0-1 t ha ⁻¹ año ⁻¹		Erosión Baja >1 a <10 t ha ⁻¹ año ⁻¹		Erosión Moderada >10 a <30 t ha ⁻¹ año ⁻¹		Erosión Alta >30 a <100 t ha ⁻¹ año ⁻¹	
	ha	(%)	ha	(%)	Ha	(%)	ha	(%)
C1	0	0	0.41	97.6	0.01	2.4	0	0
C2	0	0	0.59	100	0	0	0	0
C3	0	0	1.03	98.1	0.02	1.9	0	0
C4	0	0	0.18	100	0	0	0	0
C5	0	0	0.03	50	0.03	50	0	0
C6	0	0	0.35	97.2	0.01	2.8	0	0
C7	0	0	0.87	92.6	0.07	7.4	0	0
C8	0	0	0.02	18.2	0.09	81.8	0	0
C9	0	0	0.15	100	0	0	0	0
C10	0.01	7.1	0.13	92.9	0	0	0	0
(C11-C15) C35	0.26	3.4	6.46	84.7	0.91	11.9	0	0
(C16-C20)	0.11	1.9	5.6	97.2	0.05	0.9	0	0
C21	0.01	1.1	0.83	88.3	0.1	10.6	0	0
C22	0	0	0.53	79.1	0.14	20.9	0	0
C23	0	0	0.63	95.5	0.02	3.0	0.01	1.5
C24	0	0	2.41	87.3	0.2	7.2	0.15	5.4
C25	0.14	4.1	3.28	95.1	0.03	0.9	0	0
C26	0.54	17.8	2.5	82.2	0	0	0	0
C27	0.54	34.4	0.98	62.4	0.05	3.2	0	0
C28	0	0	1.09	100	0	0	0	0
C29	0	0	0.13	68.4	0.06	31.6	0	0
C30	0.17	100	0	0	0	0	0	0
C31	0	0	0.09	100	0	0	0	0
C32	0.05	0.8	6.04	92.8	0.42	6.5	0	0
C33	0	0	5.23	96	0.22	4	0	0
C34	0	0	1.81	94.8	0.1	5.2	0	0
C36	0.06	66.7	0.03	33.3	0	0	0	0
C37	0.59	25.8	1.7	74.2	0	0	0	0
C38	0	0	0.4	75.5	0.13	24.5	0	0
C39	0	0	0.21	42.9	0.28	57.1	0	0
C40	0.01	6.3	0.15	93.8	0	0	0	0
C41	0	0	0.07	100	0	0	0	0
C42	0	0	0.14	58.3	0.1	41.7	0	0
C43	0	0	0.12	38.7	0.19	61.3	0	0

Para facilitar la toma de decisiones en cuanto a las estrategias para restaurar y conservar los suelos de SMY, se calculó la capa P (prácticas de manejo de suelo) con valores correspondientes a diferentes actividades que se podrían llevar a cabo en la zona. En la Figura 21 se presenta el mapa resultante de este modelaje, en el cual se utilizó el valor de $P = 0.50$ que corresponde al acomodo de material vegetal muerto sobre las curvas de nivel a modo de terrazas artificiales, una de las actividades que los pobladores consideran más adecuadas para el territorio de SMY.

La Tabla 15 muestra una disminución notable en la erosión hídrica potencial en las zonas afectadas por el gusano. Algunos claros disminuyeron la superficie propensa a erosionarse, mientras que otros pasaron de categorías de riesgo a categorías con erosión menos severa; tal es el caso del Claro 29, que redujo en alrededor de un 20% la superficie propensa a sufrir erosión moderada o el claro 42, que sin manejo tiene la posibilidad de sufrir erosión moderada en un 42% de su superficie y que con las medidas de conservación el 100% de su superficie cambió a la categoría de erosión hídrica potencial baja. Lo anterior se observa de forma más sencilla en la Figura 22, en la cual se aglutina el área ocupada para cada categoría de probabilidad en los dos casos; en este gráfico es posible observar que las categorías de propensión de erosión alta desaparecen y aumenta la superficie en la categoría de erosión mínima, lo que representa una reducción significativa.

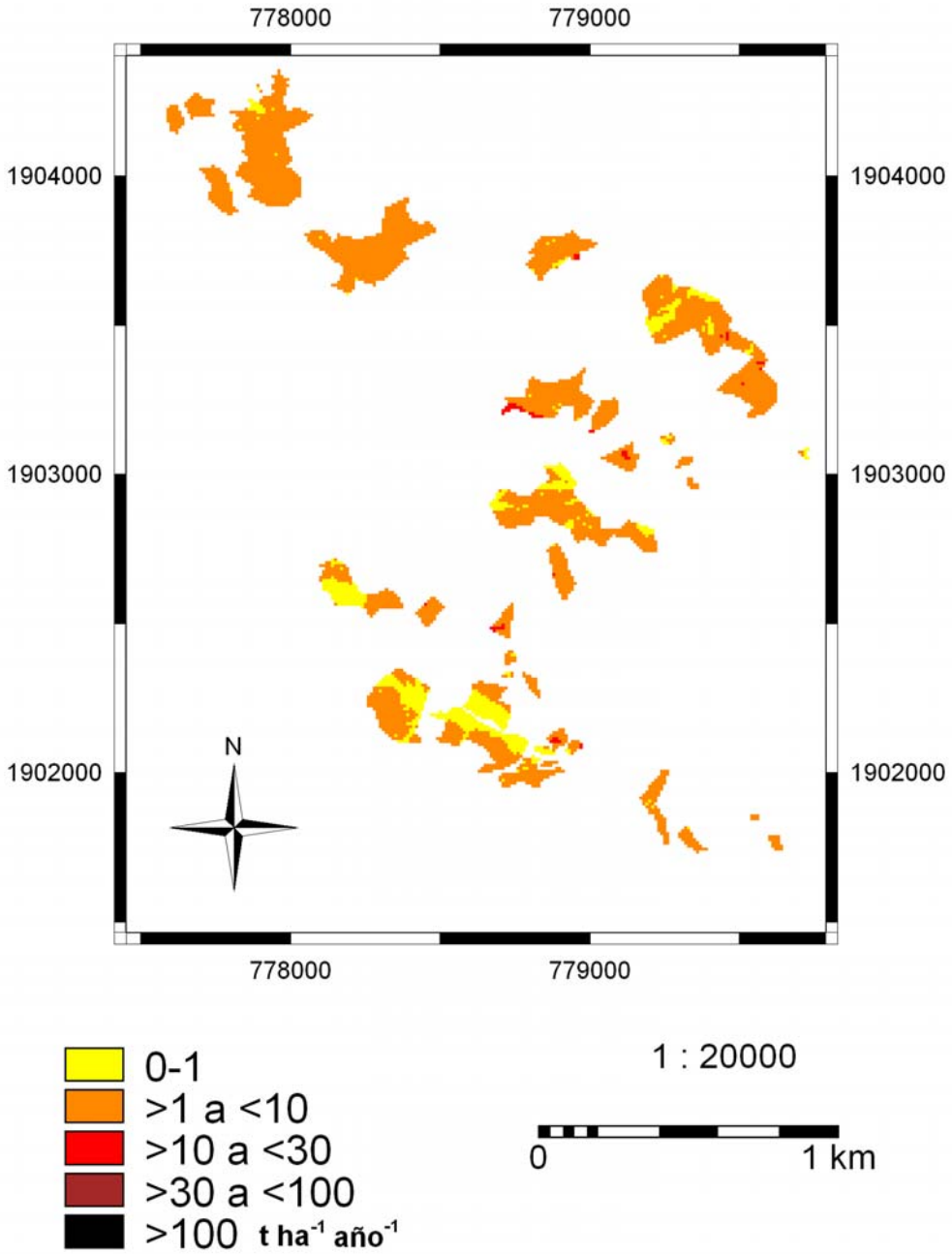


Figura 21. Mapa producido usando la RUSLE con el valor de P = 0.5 para la zona afectada por el gusano descortezador.

Tabla 15. Erosión potencial hídrica obtenida a través de la RUSLE usando el valor de P = 0.5, en los claros producidos por el combate a la plaga en SMY, Oax.

Claros	Erosión mínima 0-1 t ha ⁻¹ año ⁻¹		Erosión baja >1 a <10 t ha ⁻¹ año ⁻¹		Erosión moderada >10 a <30 t ha ⁻¹ año ⁻¹	
	ha	(%)	Ha	(%)	ha	(%)
C1 (ha)	0	0	0.42	100	0	0
C2	0	0	0.59	100	0	0
C3	0.01	1	1.04	99	0	0
C4	0	0	0.18	100	0	0
C5	0	0	0.06	100	0	0
C6	0.01	2.8	0.35	97.2	0	0
C7	0.03	3.2	0.91	96.8	0	0
C8	0	0	0.11	100	0	0
C9	0	0	0.15	100	0	0
C10	0.06	42.9	0.08	57.1	0	0
(C11-C15) C35	1.03	13.5	6.51	87.3	0.09	1.2
(C16-C20)	1.25	21.7	4.51	78.3	0	0
C21	0.01	1.1	0.92	97.9	0.01	1.1
C22	0	0	0.61	91	0.06	9
C23	0	0	0.64	97	0.02	3
C24	0.05	1.8	2.5	90.6	0.21	7.6
C25	1.26	36.5	2.19	63.5	0	0
C26	1.32	46.4	1.72	53.6	0	0
C27	1.01	64.3	0.56	33.7	0	0
C28	0.11	10.1	0.98	89.9	0	0
C29	0.03	15.8	0.14	73.7	0.02	10.5
C30	0.14	82.4	0.03	17.6	0	0
C31	0	0	0.09	100	0	0
C32	0.23	3.5	6.28	96.5	0	0
C33	0.03	0.6	5.42	99.4	0	0
C34	0.1	5.2	1.77	92.7	0.04	2.1
C36	0.06	66.7	0.03	33.3	0	0
C37	1.03	45	1.26	55	0	0
C38	0	0	0.52	98.1	0.01	1.9
C39	0	0	0.42	85.7	0.07	14.3
C40	0.02	12.5	0.14	87.5	0	0
C41	0.03	42.9	0.04	57.1	0	0
C42	0	0	0.24	100	0	0
C43	0	0	0.25	80.6	0.06	19.4

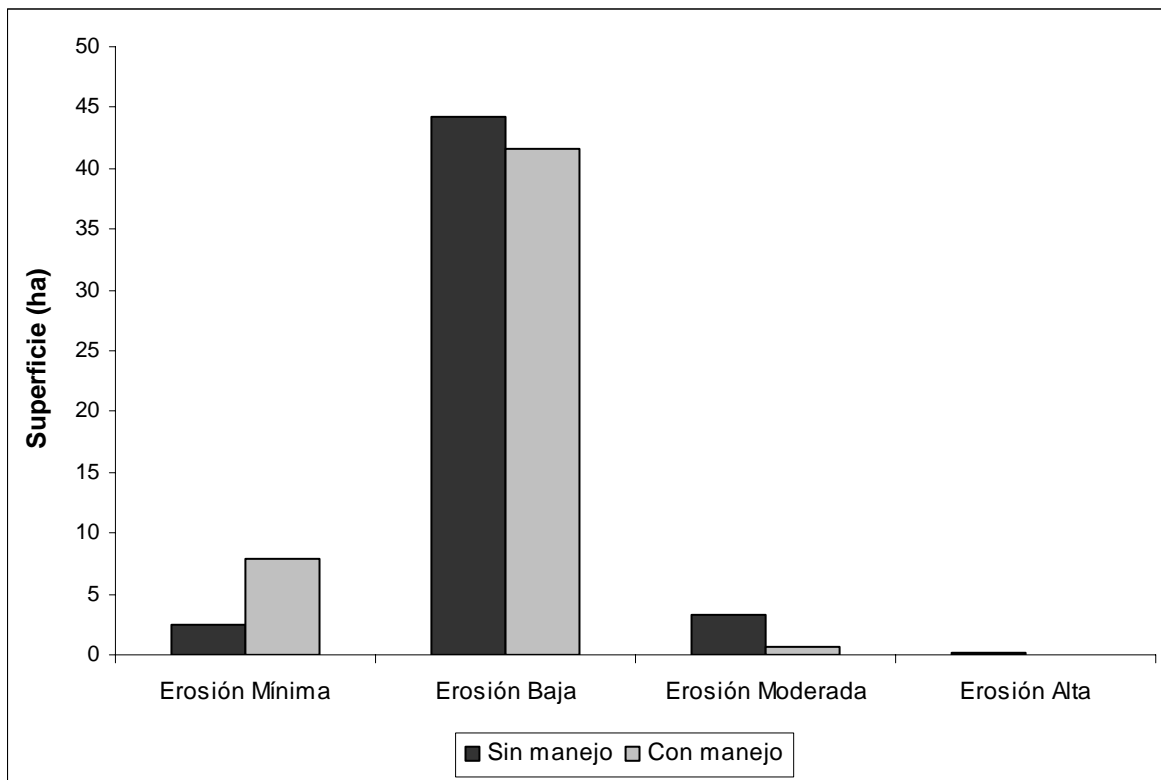


Figura 22. Área de los claros en las distintas categorías de erosión potencial hídrica en el escenario sin manejo y en el escenario con medidas de mitigación.

Finalmente se analizó la erosión hídrica potencial producto de la apertura de las brechas para la extracción de la madera, para lo que se transformó a formato *raster* la línea que corresponde al camino y se multiplicó por el mapa de erosión potencial para la cuenca de SMY. Los resultados se muestran en la Figura 23 y la Tabla 16.

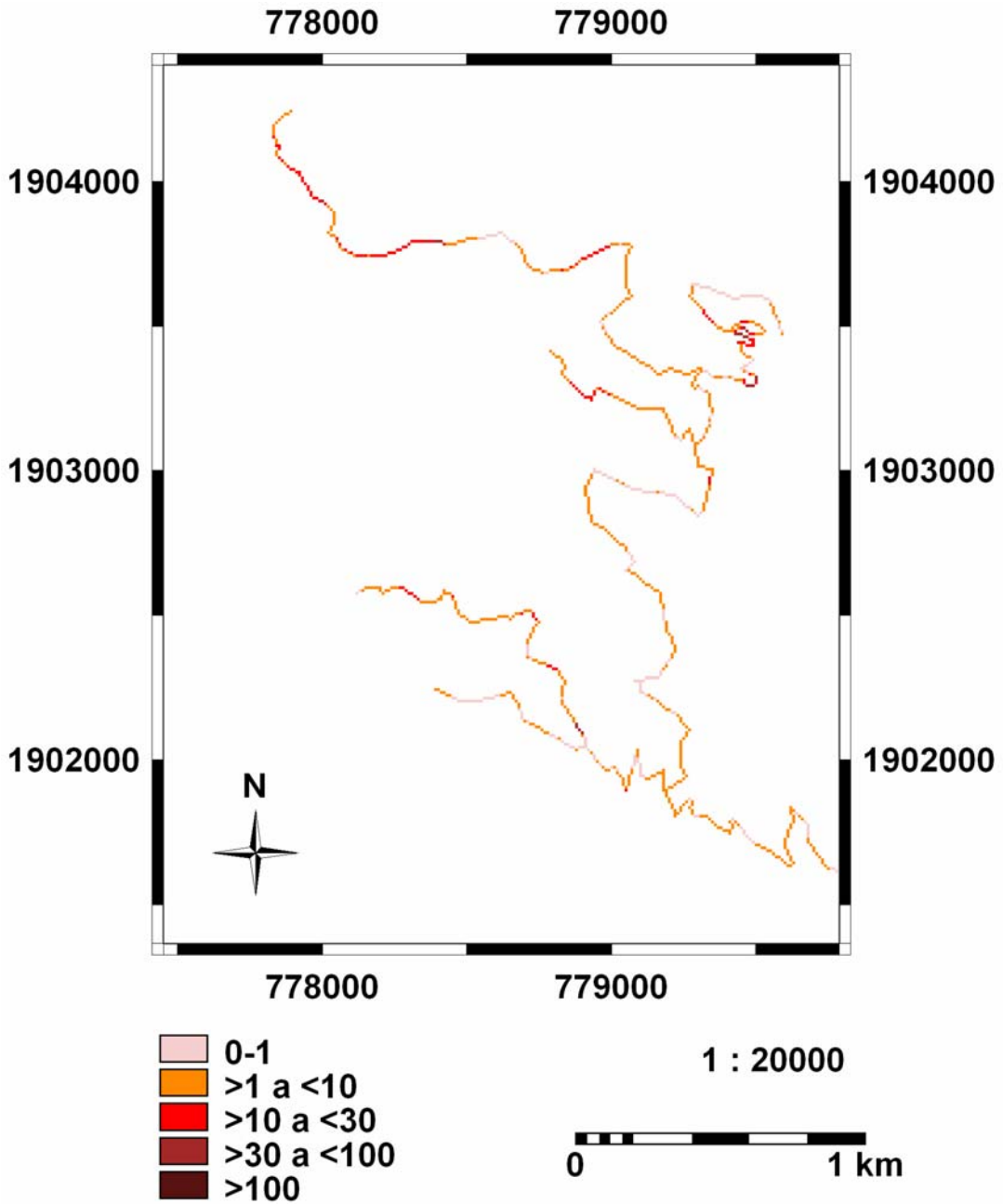


Figura 23. Erosión potencial hídrica en el camino abierto para extraer la madera plagada en SMY.

Tabla 16. Erosión hídrica potencial para las zonas en donde se abrió la brecha para la extracción de madera.

Clases (t ha⁻¹ año⁻¹)	Erosión potencial	Superficie cuenca (ha)
0-1	Mínima	2.2 (23%)
>1 a <10	Baja	6.1 (62%)
>10 a <30	Moderada	1.2 (13%)
>30 a <100	Alta	0.2 (2%)
>100	Extrema	0

El análisis de la multiplicación del mapa del camino y del modelo de erosión arrojó un total de 9.8 ha de brechas; el tamaño mínimo del píxel del modelo es de 10 m y el camino no alcanza este ancho, por tanto, estos valores deben tomarse con precaución. Este mapa refleja las zonas en donde existe un riesgo mayor de sufrir erosión que son por tanto las zonas en donde se deben tomar medidas de mitigación (Figura 19). Alrededor de un 62% de esta brecha se localiza en zonas en las que existe una probabilidad baja de erosión y un 14% en zonas de erosión moderada.

6.5 Regeneración

Se analizó el estado de la regeneración natural en un total de 90 unidades de 10 m² repartidas en 15 claros de los 34 claros, atendiendo en parte a lo que mostró el análisis de clasificación de los claros. Se registraron 1,363 individuos vegetales pertenecientes a 19 morfoespecies. El promedio de individuos por sitio fue de 90.8 ± 48.2 , la altura promedio fue 35.1 ± 9.6 cm; el área basal total en las (90 unidades de muestreo) fue de 2,305 cm² con un promedio por claro de 153.66 ± 220.79 cm²; la superficie muestreada por claro difirió debido al tamaño de éste, pues en claros de poca superficie como el C6 se muestrearon 20 m² (2 unidades), mientras que en los de mayor superficie, como el 25, se registraron 13 unidades. En la Tabla 17 se muestran los valores estructurales para los 15 claros.

El claro con la mayor superficie muestreada fue el 25 con 130 m²; en el que se presentó la mayor densidad de individuos fue el 37 con 380 en 100 m²; el claro con mayor área basal fue el 29 con 4.3 m² y la mayor altura promedio se registró en este mismo claro.

Tabla 17. Valores estructurales de la vegetación del sotobosque y renuevos encontrados en 15 claros producidos por el combate a la plaga en SMY, Oax. Los valores en negritas representan los máximos y los subrayados los mínimos.

Claro	Superficie muestreada (m ²)	Densidad (ind. en 100 m ²)	Área basal (cm ² en 100 m ²)	Altura promedio (cm)
C6	<u>20</u>	305	181	40.84
C10	60	170	317	30.43
(C11-C15) C35	70	170	161	37.32
(C16-C20)	120	87	135	37.15
C24	60	206	113	31.62
C25	130	163	304	32.27
C26	50	104	95	34.98
C28	<u>20</u>	220	159	28.21
C29	40	132	2137	63.15
C31	30	60	77	23.01
C32	110	109	90	33
C33	110	126	211	42.96
C34	30	253	48	33.41
C36	30	210	93	35.67
C37	<u>20</u>	380	51	<u>22.94</u>
Promedio	Total 900	359.5	556.3	35.1
D.E.		172.2	1041.6	9.6

El promedio de especies por claro fue de 7.7 ± 2.2 especies, el promedio diversidad de especies de acuerdo al índice de Shannon-Wiener fue de 1.5 ± 0.3 , siendo el conjunto de claros (16-20) el que ostentó el valor más alto (2.02) y el claro 36 el más bajo con 1.17; el promedio del índice de Equitatividad de Pielou para todos los claros fue de 0.8 ± 0.1 , con el claro 34 con el valor máximo (0.93) y el 36 con el mínimo (0.6; Tabla 18).

Tabla 18. Valores de diversidad encontrados en 15 claros producidos por el combate a la plaga en SMY. Las negritas representan los valores máximos y los subrayados los mínimos.

Claro	Riqueza (# especies)	Índice de Shannon	Índice de Equitatividad de Pielou
C6	8	1.61	0.77
C10	11	1.97	0.82
(C11-C15) C35	6	1.23	0.68
(C16-C20)	12	2.02	0.81
C24	10	1.87	0.81
C25	<u>5</u>	1.35	0.83
C26	7	1.6	0.82
C28	7	1.35	0.69
C29	8	1.38	0.66
C31	4	1.21	0.87
C32	6	1.38	0.77
C33	9	1.63	0.74
C34	6	1.5	0.93
C36	7	<u>1.17</u>	<u>0.6</u>
C37	9	1.53	0.7
Promedio	7.7	1.5	0.8
D.E.	2.2	0.3	0.1

En la Tabla 19 se presentan estos valores de importancia relativa para cada especie y en la Tabla 20 la especie que ostentó el acumulado del VIR más alto para cada claro, en ésta se observa que ocho especies ostentan los valores más altos de este índice y que en 6 claros las especies arbóreas son dominantes (C6, C10, conjunto (C11-15)C35, C24, C25, C33 y C34); además se calculó el acumulado del VIR para esta forma de vida, de lo que se desprende que en el C10 el 87.7 del VIR está dado por árboles (siendo la

Tabla 20. Primeros lugares de las especies del sotobosque y de regeneración arbórea en 15 claros producidos por el combate a *D. adjunctus* en Santa María Yavesía.

	Especie dominante	(%) de especie dominante
C6	<i>Lantana</i> sp.	27.2
C10	<i>Litsea neesiana</i>	21.5
(C11-C15) C35	<i>Pinus</i> sp.	37.4
(C16-C20)	<i>Gaultheria erecta</i>	17.5
C24	<i>Quercus</i> sp.	22.3
C25	<i>Quercus</i> sp.	28.2
C26	<i>Litsea neesiana</i>	38.6
C28	<i>Gaultheria erecta</i>	53.5
C29	<i>Lupinus elegans</i>	53.1
C31	<i>Lupinus elegans</i>	34.9
C32	<i>Gaultheria erecta</i>	33.3
C33	<i>Pinus</i> sp.	34.7
C34	<i>Pinus</i> sp.	26
C36	<i>Dryopteris</i> sp.	36.1
C37	<i>Cestrum laxum</i>	37.4

Tabla 21. Valores acumulados del VIR (% del total) para las especies con forma de crecimiento arbóreo en cada uno de los claros en que se analizó la regeneración natural.

Claro	Acumulado del VIR (%) de especies con forma de crecimiento arbóreo
C6	8.7
C10	87.7
(C11-C15) C35	40.3
(C16-C20)	29
C24	41.3
C25	49.7
C26	6.7
C28	19.2
C29	0
C31	8.6
C32	46.9
C33	57.9
C34	44.5
C36	22.4
C37	7

Para intentar detectar un patrón entre la composición y dominancia de las especies de los claros y las variables ambientales, se llevó a cabo una ordenación de correspondencia canónica sin tendencia (DCCA por sus siglas en ingles) (En la Tabla 22 se observan los valores de las variables ambientales con los que se calculó este análisis), la cual mostró que el acomodo de las especies y las unidades de muestreo en el eje horizontal está explicado por la presencia o ausencia de fuego ($D.E. \pm 0.34$), mientras que este acomodo en el espacio virtual de ordenación en el eje vertical lo explican las variables altitud ($D.E. \pm 95.72$) e IAF (Figura 24).

Tabla 22. Valores de las variables ambientales con los que se llevó a cabo el análisis de correspondencia sin tendencia (DCCA).

Claros	Antigüedad (años)	Área (m ²)	Pendiente (grados)	Altitud (m s.n.m.)	Apertura (%)	IAF
C6	1	4000	16	2965	57.29	0.46
C10	2	2000	16	2975	67.4	0.3
(C11-C15) C35	2	77200	25	3015	82.54	0.17
(C16-C20)	2	57200	16	2890	66.36	0.45
C24	2	26000	25	2870	77.56	0.23
C25	1	34000	16	2750	0.00	0
C26	1	32000	16	2800	69.22	0.43
C28	1	11600	16	2816	55.36	0.47
C29	1	2000	10	2875	59.73	0.34
C31	1	800	25	2855	69.11	0.41
C32	3	68400	25	2880	83.87	0.125
C33	3	55200	25	2900	87.81	0.046
C34	3	19200	25	2960	78.45	0.17
C36	1	800	16	3130	80.57	0.09
C37	1	21600	16	2780	75.18	0.17

La búsqueda de estos patrones permite analizar qué variable es la que influye en mayor medida en la composición y estado de las plantas del sotobosque, lo que puede ayudar a inferir si es necesario emplear individuos producidos de forma artificial así como qué técnicas de restauración son las más adecuadas para acelerar los procesos sucesionales.



Figura 24. Diagrama de ordenación de las especies, claros y valores ambientales de los 15 claros analizados.

7. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

7.1 Las consecuencias del combate a *D. adjunctus*

El intervalo altitudinal en donde se produjeron los claros generados por el combate a *D. adjunctus* concuerda con las condiciones de distribución reportadas en la literatura para esta plaga (2,800 a 3,100 m s.n.m) sin embargo, la gran variación en el tamaño de cada claro se relaciona con el hecho de que si bien es una plaga que ataca a la mayoría de los pinos, tiene mayor eficiencia de infestación sobre algunas especies como *Pinus patula*, que fue la más afectada en los claros evaluados en SMY, mientras que *P. ayacahuite*, que tiene una mayor tasa de producción de resina, mostró un menor número de individuos plagados.

La heterogeneidad de condiciones ambientales en el territorio de SMY genera la presencia de una alta tasa de recambio de especies, como se encontró en la porción de los bosques de SMY afectada por la acción de *D. adjunctus*, donde se han registrado ocho especies de *Pinus* intercaladas con individuos de *Abies* y *Quercus* sin que ninguna de éstas muestre una dominancia marcada (Jiménez, 2004; Benítez, 2006; Aguilar, 2007). Lo que en parte puede explicar el patrón de infestación en pequeños agregados en zonas donde existía una mayor densidad de *P. patula*.

Estos bosques son heterogéneos tanto en la composición de especies como en la edad del arbolado, con zonas donde están bien representadas todas las cohortes (Jiménez, 2004; Benítez, 2006; Aguilar, 2007), lo que produce a su vez una heterogeneidad en el vigor de los árboles y por ende una respuesta diferenciada hacia los brotes de *D. adjunctus*.

Lo anterior contrasta con lo que sucede en regiones más templadas del continente donde las poblaciones de descortezadores han afectado de forma más extendida espacial y temporalmente. Un caso notable son los bosques boreales de Canadá que son blanco fácil de la plaga, en parte porque sus comunidades albergan una baja diversidad, en ocasiones de sólo dos o tres especies de pinos y pocas latifoliadas a diferencia de lo que se presenta en comunidades boscosas templadas más cercanas al Ecuador. En las zonas boreales las poblaciones del insecto pueden crecer de forma exponencial al no encontrar

heterogeneidad en la respuesta a su ataque, además de que la especie de *Dendroctonus* que ataca regiones más frías llega a tener hasta 3 ciclos reproductivos al año (Black, 2005).

Un ejemplo de las implicaciones de estas plagas forestales se registra en Canadá, país que ha cambiado sus proyecciones de producción de gases de efecto invernadero, pasando de considerar sus masas boscosas como un sumidero a considerarlas como emisoras, pues se calcula que, las plagas causarían que se expida alrededor de un 30% del carbono generado en ese país por la quema de combustibles fósiles en el año 2005, como resultado de la mortandad de los árboles (Werner *et al.*, 2008).

Existe la idea extendida entre los técnicos forestales de que los bosques maduros sin manejo, como los de SMY, pueden albergar grandes comunidades de insectos, aunque la literatura señala que los problemas ocasionados por insectos son más graves en bosques manejados que en aquéllos conservados, ya que tienden a tener una menor diversidad de especies de árboles y menor complejidad estructural, lo que genera también una menor diversidad de depredadores de descortezadores, y promueve el crecimiento de las poblaciones de patógenos forestales. De esta forma un mal manejo produce grandes áreas con homogeneidad en la edad de sus individuos en las que se generan brotes más frecuentes y aumenta la vulnerabilidad a infecciones futuras (Anderson *et al.*, 1987; Franklin *et al.*, 1989; Swetnam y Lynch, 1993; Bergeron *et al.*, 1995; Ferrell, 1996; Filip *et al.*, 1996; McCullough *et al.*, 1998; Finke y Denno, 2002).

Los brotes de *Dendroctonus* pueden ser considerados como grandes disturbios capaces de eliminar gran cantidad de árboles, aunque en realidad la gran masa boscosa Norteamericana está relacionada evolutivamente con estos organismos. Algunos autores han llamado a estos escarabajos especies clave ya que juegan un papel vital en los ecosistemas como parte del proceso de descomposición de biomasa, del ciclaje de nutrientes y carbono además, son miembros importantes de la cadena trófica, y reguladores de la productividad, diversidad y densidad, así como componentes importantes en el mantenimiento de la fertilidad del suelo y la salud forestal a largo plazo y su eliminación total podría tener efectos muy importantes sobre toda la comunidad. Aun grandes brotes que irregularmente alcanzan niveles de epidemia tienen efectos benéficos en los ecosistemas boscosos pues contribuyen a mantener la salud de los ecosistemas al

matar de forma selectiva a los individuos débiles, genéticamente inferiores y por ende aumentar la resistencia a brotes futuros (Alfaro *et al.*, 1982; Berryman, 1982; Clancy, 1993; Haack y Myler, 1993; Schowalter, 1994; Amman, 1998).

En la actualidad los brotes de descortezadores son objeto de preocupación por parte de la comunidad científica y del público en general, pues a nivel de paisaje causan un impacto negativo y generan la percepción de ser fenómenos catastróficos si se consideran escenarios de cambio climático que pueden estar produciendo que las poblaciones de estos insectos se vean favorecidas por pequeñas fluctuaciones en la temperatura, aumentando así la cantidad de superficie afectada. Aunado a lo anterior, existe un debate importante en relación a si las acciones de combate son factores de impacto mayores que la acción misma de las poblaciones de insectos.

El presente trabajo se centró en los efectos de las actividades de combate al gusano descortezador sobre la comunidad vegetal con el fin de proponer estrategias para su restauración. Es importante considerar que si bien los efectos de la plaga generan condiciones nuevas dentro del sotobosque que podrían considerarse como disturbios de carácter natural y propio de su dinámica original, éstas no se consideran disturbios a gran escala, como lo son el derribo de los árboles infectados y su extracción, así como la apertura de los caminos para la extracción de madera, que por sí solos pueden modificar las condiciones ambientales de la comunidad vegetal. De esta forma el combate a la plaga en SMY y la extracción de la madera es considerado como una perturbación de carácter antropogénico pues las condiciones posteriores estas actividades son significativamente diferentes a las que se podrían encontrar en un claro natural, producto de la caída de uno o dos individuos de tallas mayores (Kimball *et al.*, 1995; Ramírez-Marcial *et al.*, 2001; Griscom y Ashton 2003).

Es importante tomar en cuenta que un disturbio o perturbación es un suceso o actividad relativo a tiempo y espacio que modifica la estructura y procesos del ecosistema y que sus efectos están relacionados con su duración y magnitud, y pueden modificar los patrones de sucesión de las comunidades vegetales, lo que tiene consecuencias en los procesos finales de regeneración y restauración (Whitmore, 1984 y 1990; Colling y Pickett, 1988a y 1988b; Spies *et al.*, 1990; Dirzo *et al.*, 1992; Chapman *et al.*, 1999;

Ramirez-Marcial *et al.*, 2001; George y Bazzaz, 2003; Royo y Carson, 2006; Fahey y Puettmann, 2007).

Las perturbaciones naturales, como los huracanes y terremotos, tienden a ser disturbios puntuales que en los bosques templados permiten la germinación y el reclutamiento, formando así parte de la dinámica sucesional y posibilitando la permanencia de especies a escala local (Titus, 1990; Jones y Sharitz, 1998; Poorter y Hayashida-Oliver, 2000). Por el contrario algunos de los disturbios generados por el ser humano de gran tamaño e intensidad no tienen precedentes en tiempos evolutivos y representan un tipo de disturbio al cual las comunidades naturales no pueden hacer frente, lo que se demuestra con tasas menores de recuperación en contraste con las registradas después de un disturbio de origen natural (Whitmore, 1974 y 1990; Uhl *et al.*, 1988; Chapman *et al.*, 1999; Torner *et al.*, 2003).

7.2 El combate y la erosión

Una de las principales consecuencias que generó el combate a la plaga fue la pérdida repentina de la protección que brinda al suelo la masa arbolada contra la fuerza erosiva de las gotas de lluvia. Al perderse la cubierta vegetal las zonas con fuertes pendientes pueden sufrir procesos erosivos que dan como resultado la formación de estructuras como cárcavas, por lo que se consideró pertinente evaluar la probabilidad de que en estos claros se presente erosión hídrica a partir del modelo de erosión basado en la RUSLE.

Los valores encontrados para las clases de erosión potencial hídrica para la superficie en donde se combatió a la plaga muestran que del total de la superficie afectada que se monitoreó en este trabajo (50.6 ha), el 4% corresponde a zonas que podrían presentar erosión mínima, 88% a zonas de erosión baja, 6% a zonas de erosión moderada y 0.3% a zonas de erosión alta; el modelo no indicó la presencia de zonas con probabilidad de erosión extrema.

Este análisis se complementó con la evaluación de la transición entre clases de erosión hídrica potencial para toda la cuenca del río Yavesía y la zona de los claros,

donde se encontró que una vez que se perdió la cobertura vegetal las zonas de erosión mínima aportaron una importante proporción de superficie a la clase de erosión baja (80%, 41 ha), la transición que le siguió en términos de superficie fue la de erosión mínima a moderada con 2.9 ha. De los resultados del modelo se puede inferir que el perder la protección que brinda el arbolado puede provocar que el suelo tenga una mayor propensión a la erosión cuando se encuentra en condiciones de pendientes inclinadas y pronunciadas como las que se presentan en SMY.

Los resultados del modelo de erosión apuntan a que la mayor proporción de superficie combatida se encuentra dentro de la cantidad de movimiento de sedimentos considerados como tolerables a nivel internacional (Millward, 1999), lo cual se puede explicar en parte porque en la zona de los claros la mayor proporción del terreno no perdió en su totalidad la cobertura al permanecer protegida por una cubierta de herbáceas como *Gaultheria erecta* Vent (*Ericaceae*) que es muy abundante en el sotobosque, además de otras especies de *Asteraceae* y *Poaceae*. Por esta razón se considera que las perturbaciones más importantes se encontraron en el dosel y que la comunidad del sotobosque permaneció casi inalterada con lo que se mantuvo constante la cobertura, sólo en algunas zonas se removió esta capa de vegetación y de materia orgánica, luego de que se arrastraron los troncos hacia las vialidades para su aprovechamiento, principalmente en algunas cañadas donde se facilitaba el arrastre de los troncos. Si bien el hecho de haber perdido la cubierta superior generó que existiera una transición importante en términos de superficie entre algunas categorías de erosión, ésta no se considera como muy grave, pues el grueso de la superficie se mantuvo dentro de las clases consideradas como tolerables.

El aumento del área con potencialidad de sufrir erosión baja (>1 a <10 t ha⁻¹ año⁻¹) llevó a la necesidad de evaluar si usando técnicas de bioingeniería es posible propiciar que estas superficies regresen a las clases de erosión mínima y de esta forma evitar que el sistema pase a otro estado de equilibrio estable desde donde sea más complicado recobrar sus características originales. La bioingeniería o estabilización biotécnica es un concepto relativamente nuevo cuya característica principal es la asociación materiales inertes con organismos vegetales para conservar suelos de terrenos inclinados o taludes, con el fin de generar un efecto estabilizador y reducir la degradación del suelo (Agassi, 1996; Storey, 2003).

Como parte de las estructuras diseñadas para evitar la erosión que se proponen se encuentra el acomodo de material vegetal muerto sobre las curvas de nivel, que es un método que estabiliza las laderas con fuertes pendientes y evita el movimiento de material a través del acomodo de material vegetal muerto en franjas o terrazas continuas de longitud acorde al tamaño del claro con un diámetro de ± 20 cm y con altura variable acomodadas sobre la curva de nivel. El efecto de escalonamiento en la ladera generado por esta técnica ayuda a interceptar el escurrimiento o a dirigirlo hacia zonas en donde no cauce erosión. En México existe literatura especializada donde se puede consultar de forma más detallada esta técnica, como el Manual de Obras y Prácticas de Protección, Restauración y Conservación de Suelos Forestales publicado por la Comisión Nacional Forestal (2005).

Esta técnica tiene limitaciones importantes como la gran cantidad de material vegetal que se necesita y que, para implementarla, es necesaria una cuadrilla de 3 ó 4 trabajadores; mientras que tiene la ventaja de que reduce la velocidad de los escurrimientos. Concretamente en SMY esta técnica fue utilizada por los pobladores para mitigar el efecto del combate a la plaga, a través de trabajo comunitario, con lo que se espera que las consecuencias del combate hayan disminuido considerablemente.

Junto con estas estructuras se recomienda que en las zonas en donde perdió en su totalidad la capa de materia vegetal, se promueva el establecimiento de plantas de rápido crecimiento que permitan proteger los agregados del suelo contra las gotas de lluvia. En SMY se recomienda el uso de *Lupinus elegans* Kunth, una especie herbácea bianual propia de la zona que forma una carpeta vegetal y que puede actuar como nodriza para especies del dosel superior. Esta especie ha sido usada por Gómez (2006) en el Estado de Michoacán como planta nodriza y facilitadora de condiciones edáficas, pues es fijadora de nitrógeno. Esta autora encontró que si se aplican tratamientos de escarificación con ácido a las semillas es posible aumentar el porcentaje de germinación y por lo tanto hacer más eficientes las labores de restauración. Sin embargo no se recomienda su uso generalizado, pues el modificar las condiciones de establecimiento puede generar cambios en la composición de las etapas más tardías de la sucesión.

Así pues, considerando el uso de este tipo de estructuras, se calculó una vez más el modelo de erosión hídrica potencial, usando la información que se encontró en la literatura con los valores que corresponden al acomodo de material sobre la curva de nivel lo que dio como resultado que el modelo predijera una reducción de 5% en la clase de erosión potencial moderada, una reducción de 5% en la clase de erosión baja y un aumento de 10% en la clase de erosión mínima, siempre aportando superficie a la clase inmediata superior. Los resultados encontrados concuerdan con la idea de que los disturbios tanto naturales como de carácter artificial cuando tienen una mayor permanencia y magnitud tienden a maximizar sus consecuencias. En SMY el buen estado de la vegetación del dosel superior y del sotobosque permitieron que se mantuviera poco alterado el suelo, deterioro que es posible revertir con estructuras de bajo costo y que se construyen con relativa facilidad.

Como parte de las actividades de combate, se abrieron una serie de caminos en toda la zona afectada por la plaga, que sirvieron para extraer la madera plagada con el fin de reducir la cantidad de combustible en el suelo durante la temporada de sequía. La apertura de caminos es considerada como un disturbio con consecuencias graves cuando estos son de gran tamaño y con un tráfico frecuente, pues modifican patrones de humedad, intensidad lumínica y flujo de organismos en todos los niveles verticales de la comunidad y pueden modificar no sólo las condiciones para el establecimiento y desarrollo del renuevo, sino que pueden ser una vía para la entrada de especies invasoras y para la propagación de otras plagas forestales (Roberts y Gilliam 1995). Sin embargo, en SMY el tamaño de éstos no fue muy grande por lo que es posible que no se presenten alteraciones importantes en los patrones antes mencionados. En relación a la erosión posterior a la construcción de estas vías, se reconoce la necesidad de usar estructuras de bioingeniería acompañadas con el uso de especies de rápido crecimiento que protejan al suelo desnudo de la acción de la lluvia.

7.3 Apertura del dosel

Del análisis de las fotografías hemisféricas se desprende que existen claros con porcentaje de apertura cercano al 100% en su centro (Claro 33), mientras que otros apenas si difieren de las condiciones de bosque cerrado (Claro 28). Si bien se encontró

que existe una relación positiva marginal entre el tamaño de claro y el porcentaje de apertura, se puede decir que la superficie del claro no explica en su totalidad los patrones de apertura, en parte porque durante las labores de combate a la plaga siempre se buscó no afectar árboles no infectados, como los encinos, oyameles y algunos pinos que lograron resistir la infestación, lo que permite que en la actualidad aún en el centro de los claros sea posible encontrar arbolado en pie.

El grado de apertura del dosel puede ser tomado como una medida de magnitud del disturbio, pues a medida que las condiciones permiten una mayor entrada de luz, disminuye la humedad y se expone a las semillas y a los juveniles a temperaturas más extremas a nivel del suelo (Ramírez-Marcial *et al.*, 2001). Claros como el conjunto (C11-C15) C35 presentaron diferencias significativas en luminosidad entre el centro del claro y el bosque adyacente, mientras una buena cantidad de claros (14) no presentaron una diferencia significativa.

Lo anterior muestra, en parte, que existe un gradiente de luminosidad del bosque sin perturbar al centro del claro pasando por el borde, lo cual se encuentra estrechamente ligado con la teoría de especialización del claro (partitioning gap theory), la cual pretende explicar las variaciones en la diversidad de especies arbóreas en relación con la posición que ocupan en los claros. Este concepto de partición ha sido más utilizado en ecología tropical, aunque se ha intentado usarlo en ecología de bosques templados (Clinton, 2003; Raymond *et al.*, 2006; Fahey y Puettmann, 2007).

Los claros producidos por manejo pueden tener una mayor propensión a la formación de un patrón en el establecimiento de las especies con relación al gradiente lumínico, pues durante las labores de extracción de la madera el disturbio se profundiza al verse afectada la capa superior de suelo (Collings y Pickett 1988a y 1988b; Gray y Spies, 1996 y 1997; Coates, 2000; St. Pierr, 2000; Schumann *et al.*, 2003). Los resultados del análisis de porcentaje de apertura del dosel, del estado de la regeneración en SMY y de la composición de especies previa al ataque de *D. adjunctus*, apuntan a que el disturbio (derribo de arbolado y su posterior extracción) no formó un gradiente claro capaz de producir dichos patrones.

7.4 La regeneración natural

Del análisis de las unidades de muestreo que se colocaron en los claros de SMY es posible concluir que la presencia de algunas especies del componente arbóreo, como *Pinus*, *Abies* y *Quercus*, está muy relacionada con la antigüedad del claro, como lo mostró el análisis de correspondencia sin tendencia (DCC por sus siglas en inglés), por lo que se concluye que no es necesaria la introducción de semillas y plántulas para recuperar las características originales de los bosques de SMY.

El DCC también mostró que el fuego está muy relacionado con la presencia y dominancia de *Lupinus elegans*, pues en los claros 29 y 31 esta especie domina sobre todas las demás. Esto concuerda con la idea de que cuando existe un disturbio considerable y dentro de la composición natural de especies se encuentra una de rápido crecimiento, ésta puede dominar de forma importante e incluso retrasar la sucesión, lo que parece no ser el caso de *L. elegans* pues su carácter bianual permite que durante un tiempo se mantengan las condiciones favorables para el establecimiento, como la sombra y el enriquecimiento del sustrato y que posteriormente, al morir, deje libre el sitio para ser ocupado por especies de carácter más tardío (Fox, 1976; Yap *et al.*, 1995; Pinnard *et al.*, 1996; Gómez, 2006).

En los claros donde no se encontró la presencia de renuevos del dosel, su ausencia se puede explicar por la remoción de la capa de hierbas y de materia orgánica durante el arrastre de los troncos para su aprovechamiento, lo que concuerda con la idea de que el máximo disturbio fue provocado por las actividades antropogénicas asociadas a la extracción de la madera y no por la acción de la plaga. Es importante considerar que a medida que un disturbio se extiende temporal y espacialmente en una localidad, las posibilidades de recuperación de sus características bióticas y abióticas disminuyen en forma proporcional a su magnitud y temporalidad, por lo que el ampliar las superficies de extracción de madera en la zona puede disminuir la capacidad natural del bosque de recuperarse (Hobbs y Norton, 1996; Valverde y Silvertown, 1998; Torner *et al.*, 2003).

En los bosques templados bajo manejo no sustentable de México es común la presencia de ganadería extensiva y extracción de material vegetal para leña lo que elimina individuos juveniles de forma constante, además de procesos como la supresión

de especies de latifoliadas para favorecer el establecimiento de pinares como base del desarrollo forestal industrial, que genera modificación de los procesos sucesionales que dan como resultado el empobrecimiento florístico. Por esta razón es de vital importancia remover disturbios como la presencia de ganado y evitar al mínimo la modificación de los procesos naturales, así como evitar favorecer el establecimiento de pinos de alto valor comercial para impedir la pérdida de la gran diversidad e importantes servicios ambientales que hasta la fecha se han encontrado en el territorio de SMY. En otras comunidades templadas, como las de los bosque húmedos de Chiapas, se ha encontrado que cuando las especies de *Pinus* dominan el dosel, las especies del sotobosque (~60) no pueden establecerse (Chazdon, 1988; Horn y Hickey, 1991; Smiet, 1992; Hong *et al.*, 1995; Kapelle *et al.*, 1996; Ramírez-Marcial, 1996 y 2003; Chapin *et al.*, 1997; Savage, 1997; Richardson, 1998; Stapanien y Casell, 1999; García-Barrios y González-Espinosa, 2001; Ramírez-Marcial *et al.*, 2001; Camacho-Cruz y González-Espinosa, 2002; Schumman, 2003; Torner *et al.*, 2003; Quintana-Ascencio, 2004; Asbjorsen *et al.*, 2004; Briske y Fuhlendorf, 2005; Jiménez, 2004; Martorell y Peters, 2005; Benítez, 2006; Aguilar, 2007; Fahey y Puettmann, 2007; Gonzáles-Espinosa *et al.*, 2007).

Las bajas tasas de germinación y establecimiento de especies del sotobosque en comunidades dominadas por pinos se deben en parte a que éstos tienden a acidificar y a disminuir la fertilidad de los suelos ya que tienen una mayor concentración de lignina que los encinos, lo que provoca que sus hojas pasen hasta tres años en el suelo antes descomponerse, además, contienen dos veces menos N y cuatro veces menos P en sus hojas, hojarasca y hojarasca en descomposición que los encinos, además de que tienen la capacidad de modificar las condiciones microclimáticas, provocando mayores fluctuaciones de temperatura y humedad bajo el dosel (White *et al.*, 1988; Duryea *et al.*, 1991; Zublena, 1991; Rode, 1993; Urrego, 1997; García-Barrios y González-Espinosa, 2001; Ramírez-Marcial *et al.*, 2001; Galindo-Jaimes, 2002; Gonzáles-Espinosa *et al.*, 2007). Todo ello robustece la afirmación de que se debe evitar introducir individuos de especies comerciales así como modificar los patrones de establecimiento a través de la remoción de hierbas del sotobosque y de latifoliadas en los bosques de SMY.

7.5 Un proyecto de restauración en Yavesía ¿Factible o no?

La perturbación generada por el combate a *D. adjunctus* en SMY puede ser considerada como de magnitud mayor que la que provoca el ataque de la plaga por si solo, pues implica la remoción de materia vegetal, el movimiento de los trozos sobre el suelo (provocando la pérdida de plantas y hojarasca que dejan desnudo el suelo), así como el incremento de la probabilidad de incendios, que modifican no sólo la composición del sustrato sino los procesos sucesionales. Por esta razón es necesario evaluar qué medidas se pueden considerar para evitar que la magnitud de la perturbación se extienda en tiempo y espacio, disminuyendo las posibilidades de recuperación.

Cuando se considera la restauración de bosques, los principios rectores de estos procesos de recuperación deberán ser los de la sucesión natural, pues se deberá buscar que las actividades recreen y aceleren la dinámica de la sucesión (Bradshaw, 1984; Ramirez-Marcial, 2003; Gonzales-Espinoza *et al.*, 2007). Por lo tanto, es importante considerar que la respuesta individualizada a los disturbios por las especies que forman una comunidad genera la necesidad de que cuando se pongan en marcha proyectos de restauración, en ellos se visualicen estrategias específicas al menos para diversos grupos funcionales, siempre considerando los gradientes ambientales (González-Espinoza *et al.*, 2007). Desgraciadamente en ocasiones no es posible contar con información sobre las historias de vida y requerimientos de todas las especies, por lo que en estos casos es necesario primero generar el conocimiento y luego emprender las estrategias basadas en las condiciones particulares del sitio a restaurar (Lindig *et al.*, 2007).

En la teoría de la ecología de la restauración existen muchos trabajos que buscan modelar estos procesos con el fin de diseñar las mejores estrategias de manejo. Los modelos más útiles son los más generales sobre los patrones y procesos implicados en la estructura espacial y temporal de la biodiversidad (Storch *et al.*, 2005; Gonzalez-Espinoza *et al.*, 2007) Por ejemplo el modelo de Bradshaw (1984) consiste en la evaluación de un sistema degradado donde la meta es restablecer las funciones a un punto previo a la perturbación o a una situación comparable a la de un sistema no perturbado que es usado como sistema de referencia. (Lindig *et al.*, 2007), modelo que es muy útil en el caso de SMY, donde se considera al sistema biológico como una entidad donde existen

fenómenos multivariados con distintas rutas sucesionales con cambios discontinuos e irreversibles capaces de llevar al sistema hacia un estado estable diferente del que se encontraba previo al disturbio (Westoby, 1986; Briske *et al.*, 2003 y 2005; Briske y Fuhlendorf, 2005). Además se debe tomar en cuenta que el trabajar con sistemas con alta estocasticidad y en los que también están involucrados cuestiones sociales, económicas y culturales, lleva a que el predecir los resultados de la implementación de las estrategias sea muy complicado (Zedler y Callaway, 2000; Lindig-Cisneros y Zedler, 2000; Lindig *et al.*, 2007).

Si se considera todo lo anterior, la sola presencia de la plaga de *D. adjunctus* no hubiera hecho necesaria la puesta en marcha de un proyecto de restauración en SMY, pues existe la presencia de renuevos y la mortandad de árboles no ponía en riesgo de erosión al territorio, sin embargo, las actividades de combate sí, por lo que se consideró necesario realizar algunas actividades de conservación de suelo para evitar un impacto mayor.

Las condiciones de alta diversidad y heterogeneidad del sitio llevaron a proponer un proyecto en el cual no se generalizan estrategias, sino que propone que sólo en los sitios en donde se evaluó que el disturbio puede generar mayores consecuencias se lleven a cabo, como en aquellos donde existe un mayor potencial de erosión hídrica (clases de erosión alta y moderada), lo que puede hacer más eficientes los recursos económicos y humanos y ayudar a recuperar las características originales más rápidamente.

7.6 La importancia de conservar los bosques de SMY

El territorio de SMY presenta una fuerte heterogeneidad ambiental que se representa en el gradiente altitudinal de casi 1,300 m en apenas 12 km lineales y en la gran inclinación de las laderas con alrededor del 80% de su territorio con pendientes entre los 25° y 90°, así como laderas con distintas orientaciones. La variación ambiental influye en el establecimiento de comunidades con distinta composición florística (alta diversidad *beta*), que albergan una alta riqueza de especies que tienen una respuesta diferenciada a las perturbaciones naturales y antropogénicas (Jiménez, 2004; Benítez, 2006; Aguilar, 2007). No sólo las características naturales de estos bosques son dignas de reconocimiento,

también lo es la forma de manejo por parte de sus pobladores, pues se considera que el destinar una porción del territorio a una reserva comunitaria y el mantener la cosmovisión original de sus pobladores ha sido exitosa, pues sus bosques se encuentran en un excelente estado de conservación, por lo que esta estrategia puede ser un ejemplo para otras regiones de la Sierra Juárez y del país (Ramírez, *et al.*, 2001; Benítez, 2006).

Por otro lado, el territorio comunal de SMY se encuentra delimitado en su mayor parte por el parteaguas de la cuenca del río Yavesía, lo que facilita la puesta en marcha de instrumentos como el Ordenamiento Ecológico del Territorio, o planes de manejo y restauración (Cotler, 2004). Esta cuenca provee al cauce del gran Papaloapan ~110,321,230 m³ anuales de agua limpia de forma constante, de los cuales la población de SMY hace uso de ~12,800 m³ anuales y no descarga sus aguas negras directamente al río pues en la mayoría de las casas de la comunidad existen letrinas, lo que demuestra que el uso responsable de los recursos naturales por parte de los pobladores no sólo se limita al cuidado de la vegetación si no se extiende al manejo hídrico (INEGI, 2005).

El mantener el balance hídrico en la región cobra aún más importancia si se considera que en la zona se presentan fenómenos meteorológicos de importancia, como el caso del huracán Stan, que en octubre del 2005 en un par de días dejó en la región más del 20% de la precipitación promedio anual, provocando que en la parte baja de la cuenca del río Yavesía se presentaran crecidas catastróficas (SMN, 2005). Si el territorio de SMY se hubiera encontrado deforestado los daños pudieron haber sido mucho más importantes, pues no habría tenido la capacidad de albergar en el suelo parte de la precipitación, la cual se hubiera descargado de forma inmediata al afluente.

Todo lo anterior pone en evidencia la importancia de seguir manteniendo esta zona bajo protección para conservar la diversidad biológica y los servicios ecosistémicos que provee a la región, y la necesidad de poner en marcha programas de restauración cuando existan perturbaciones que puedan poner en riesgo la permanencia de los procesos ecológicos y evolutivos en SMY.

8. CONCLUSIONES

Lo observado en SMY hace pensar que si bien el insecto produjo una mortandad importante de árboles, algunas de las acciones de combate como la extracción de madera y la apertura de caminos, impulsadas por instituciones gubernamentales (CONAFOR), afectaron en mayor medida al ecosistema que *D. adjunctus*, por lo que se propone que se debe mantener un monitoreo constante del estado de la población del insecto y sólo cuando se observe un repunte en su tamaño se lleven a cabo las acciones de derribo, descortezado y abandono, evitando al mínimo la extracción de madera y la construcción de nuevos caminos.

En SMY existe la posibilidad de erosión cuando se pierde la cubierta vegetal y sobre todo cuando se remueve la capa de plantas del sotobosque, esto se puede evitar si se llevan a cabo medidas de conservación de suelo como las aquí propuestas. También se debe de tomar en cuenta que en comunidades con baja perturbación existe la posibilidad de recuperarse sin que sea necesario el reintroducir renuevos. Esto se demuestra con los análisis de la regeneración en SMY donde existe la presencia de renuevos en el dosel, que podrían permitir la recuperación de las características originales.

La heterogeneidad tanto topográfica como de composición de especies y de magnitud de la perturbación del área afectada no permite que se generalicen las actividades de conservación y restauración del suelo, pues como se mostró en los análisis no existe un patrón de clasificación que englobe todas las características de superficie, composición y porcentaje de apertura del dosel. Por esta razón se considera que para establecer un programa de restauración se deben considerar un conjunto de técnicas para toda la zona, pero deberá ser necesario que éstas se planeen de forma particular para cada claro.

El excluir todas las fuentes de disturbio (ej. la ganadería, nuevos brotes de plaga y la remoción de herbáceas) garantiza que la composición natural de estas comunidades se mantenga, evitando que unas cuantas especies del dosel dominen provocando un empobrecimiento en la diversidad y en las funciones ecosistémicas.

Se debe evitar que los bosques de SMY transiten a un estado distinto de equilibrio estable desde donde sea más complicado recuperar las características originales de estas comunidades, que albergan una gran diversidad de especies de flora y fauna y que proveen de importantes servicios ecosistémicos.

El presente estudio se considera como una contribución a la ecología de la restauración de las comunidades vegetales templadas de México pues el método puede ser empleado en otras comunidades afectadas por este tipo de perturbaciones con el fin de identificar las magnitudes e implicaciones de éstas y qué medidas deberán implementarse para restaurarlas.

9. Literatura citada.

- Agassi M. 1996. *Soil Erosión, Conservation and Rehabilitation*. Macel Dekker, Inc. Nueva York.
 - Aguilar A. 2007. Estructura del bosque templado en la comunidad de Santa María Yavesía, en la Sierra de Juárez, Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
 - Alfaro I., Van Sickle A., Thompson J., y Wegurtzi E. 1982. Tree mortality and radial growth losses caused by the western spruce budworm in a Douglas-fir stand in British Columbia. *Canadian Journal of Forest Resources* **12**: 780–87.
 - Allison S. 2004. What do we mean when we talk about ecological restoration. *Ecological Restoration* **22**:4 281-286
 - Ambriz G. 2003. Análisis fáustico de los mamíferos de los bosques de Santa María Yavesía, Ixtlán, Oaxaca. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
 - Amman D., y Logan J. 1998. Silvicultural control of mountain pine beetle: Prescriptions and the influence of microclimate. *American Entomologist* **44**: 166–77.
 - Anderson C. 1964. Studies of the woodland light climate. The photographic computation of light conditions. *Journal of Ecology* **52**: 27–41.
 - Anderson L., Carlson C., y Wakimoto R. 1987. Forest fire frequency and western spruce budworm outbreaks in western Montana. *Forest Ecology and Management* **22**: 251–60.
 - Anderson L. y Leopold J. 2002. The role of canopy gaps in maintaining plant diversity at a forested wetland in New York State. *Journal of the Torrey Botanical Society* **129**: 238-248
 - Asbjornsen H., Vogt A. y Ashton S. 2004. Synergistic responses of oak, pine and shrub seedlings to edge environments and drought in a fragmented tropical highland oak forest, Oaxaca, Mexico. *Forest Ecology and Management* **192**:313-334.
 - Benítez E. 2006. Estructura, composición y diversidad β de los bosques de Santa María Yavesía, Oax. Tesis Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
 - Benítez E. y Trejo I. 2004. Estructura, composición y diversidad en un gradiente altitudinal de los bosques templados de la comunidad de Santa María Yavesía, Oaxaca Resúmenes del XVI Congreso Mexicano de Botánica. Los retos de los botánicos en un país megadiverso. Oaxaca, México.
 - Bestelmeyer B., Herrick J., Brown J., Trujillo D. y Havstad K. 2004. Land Management in the American Southwest: A State-and-Transition Approach to Ecosystem Complexity. *Environmental Management* **34**: 38-51
-

- Berger L., Puettmann J. y Host G. 2004 Harvesting impacts on soil and understory vegetation: the influence of season of harvest and within-site disturbance patterns on clear-cut aspen stands in Minnesota. *Canadian Journal of Forest Research* **34**: 2159–2168.
 - Bergeron Y., Leduc A., Morin H., y Joyal C. 1995. Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **25**: 1375–1384.
 - Berryman A. 1982. Population dynamics of bark beetles. En: Mitton B. y Sturdgeon K. Eds. *Bark Beetles in North American Conifers*. University of Texas Press, Austin, Texas.
 - Billings F. 2003. Southern Pine Beetle South-Wide Trend Predicions for 2004. <http://texasforests-service.tamu.edu/>. Consultado marzo de 2008.
 - Billings F., Clarke F., Espino-Mendoza V., Cordon-Cabrera P., Melendez-Figueroa B., Ramón-Campos J. y Baeza G. 2004. Bark beetle outbreaks and fire: a devastating combination for Central America´s pine forests. *Unasylva* **217**:15-21
 - Blanco-Garcia A. y Lindig-Cisneros R. 2005. Incorporating restoration in sustainable forestry management: using pine bark mulch to improve native-species establishment on tephra depositis. *Restoration Ecology* **13**:703-709.
 - Bonn A. y Gastón J. 2005. Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation* **14**:1083-1100.
 - Bradshaw D. 1984. *Land restoration: now and in the future*. Department of Botany. University of Liverpool. B 223: 1-18.
 - Brady N. 1990. *The Nature and Proporties of Soils*. MacMillan Publishing Company. 10a edición. Nueva York.
 - Brakaw L. 1983. Groundlayer dominane and apparent inhibition of tree regeneration by *Aechmea magdalenae* (Bromeliaceae) in a tropical forest. *Tropical Ecology* **24**:194-200.
 - Brakaw L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* **66**:682-687.
 - Brandani A., Hartshorn S. y Orians H. 1988. Internal heterogeneity of gaps and tropical tree species richness. *Journal of Tropical Ecology* **4**:99-119.
 - Briske D., Fuhlendorf D., y Smeins E. 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. *Journal of Applied Ecology* **40**:601–614.
 - Briske D., Fuhlendorf D. y Smeins E. 2005. State-and-transition models, thresholds, and rangeland healthe: a synthesis of ecological concepts and perspectives. *Rangeland Ecology and Management* **58**:1-10.
-

- Brokaw V., 1982. The definition of three fall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* **14**:158-160
 - Brown S. y Lugo A. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology* **2**: 97-111.
 - Buckman O. y Brady N. 1983. *Naturaleza y propiedades de los suelos*. Montaner y Simon. Barcelona.
 - Camacho-Cruz A., Gonzalez-Espinosa M., Wolf D. y De Jong J. 2000. Germination and survival of tree species in disturbed forests of the highland of Chiapas, México. *Canadian Journal of Botany* **78**:1309-1318.
 - Ceballos G. y Oliva G. 2006. *Los Mamíferos Silvestres de México*. CONABIO- Fondo e cultura económica. México, D.F.
 - Centeno-García E. 2004. Configuración Geologica del Estado En: Garcia-Mendoza A., Ordoñez M. y Briones-Salas M Eds. *Diversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y World Wild Life Fundation. México, D.F.
 - Challenger A. 1998. *Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México. Pasado Presente y Futuro*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Agrupación Sierra Madre, México, D. F.
 - Chapin F., Walter H., Hobbs J., Hooper U., Lawton H., Sala E. y Tilman D. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* **277**:500-504.
 - Chapman C., Chapman L., Kaufman L. y Zanne E. 1999. Potencial causes of arrested succession in Kibale National Park, Uganda: growth and mortality of seedlings. *African Journal of Ecology* **37**:81-92.
 - Chazdon L. 1988. Sunflecks and their importante to forest understory plants. *Advances in Ecological Research* **18**:2-54
 - Cibrián D., Méndez T., Campos R., B., Yates O. III y Flores L. 1995. *Insectos Forestales de México*. Universidad Autónoma Chapingo-Comisión Forestal de América del Norte. Publicación No. 6, 453 p.
 - Clark Labs 2006. *Idrisi Andes*. Clark University. (Software SIG).
 - Clancy M. 1993. Research approaches to understanding the roles of insect defoliators in forest ecosystems. En: United State Department of Agriculture *Sustainable Ecological Systems: Implementing an Ecological Approach to Land Management*. General Technical Report RM-247.
 - Clements E. 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington. Washington, DC.
-

- Clinton D. 2003. Light, temperature, and soil moisture responses to elevation, evergreen understory, and small canopy gaps in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* **186**: 243-255.
 - Coates D. 2000. Conifer seedling response to northern temperate forest gaps. *Forest Ecology and Management* **127**: 249-269.
 - Collins S. y Pickett A. 1988 a. Demographic responses of herb layer species to experimental canopy gaps in a northern hardwoods forest. *Journal of Ecology* **76**:437-450.
 - Collins S. y Pickett A. 1988 b. Response of herb layer cover to experimental canopy gaps. *American Midland Naturalist* **119**: 282-290.
 - Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2004. México implementa una técnica avanzada para monitorear al insecto descortezador. *Forestal-Revista electrónica de la Comisión Nacional Forestal* **Enero-Febrero 2004**.
 - Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2005. Promedio de precipitación de la zona sureste de Oaxaca. www.smn.cna.gob.mx
 - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2000. *Regiones Terrestres Prioritarias*. Escala 1:1,000,000. México, D.F.
 - Cortés H. 1991. Caracterización de la erosividad de la lluvia en México utilizando métodos multivariados, Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Montecillos, México.
 - Cotler H. 2004. *El Manejo Integral de Cuencas en México*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología. México, D.F.
 - Crawley J. 1997. *The Structure of Plant Communities*. En: Crawley J Eds. *Plant Ecology* Segunda edición. Oxford: Blackwell Scientific. Nueva York.
 - Curtis J. y McIntosh R. 1951. An upland forest continuum in the praires forest border region of Wisconsin. *Ecology* **32**: 476-496.
 - Denslow S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematic* **18**:431-451.
 - Desmet J. y Govers G. 1996 a. A GIS procedure for automatically calculation the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation* **51**:427-433.
 - Desmet J. y Govers G. 1996 b. Comparison of routing algorithms for digital elevation models and their implications for predicting ephemeral gullies. *International Journal of Geographical Information Science* **10**: 311-331
-

- Diario Oficial de la Federación DOF 1961. Publicación del decreto de titulación de tierras comunales a favor de Pueblos Mancomunados publicado el día 20 de octubre de 1961.
 - Diario Oficial de la Federación (DOF). 2000. *Norma Oficial Mexicana NOM-019-RECNAT-1999*: Que establece los lineamientos técnicos para el combate y control de los insectos descortezadores de las coníferas. <http://www.semarnat.gob.mx/LEYESYNORMAS/Pages/lasemarnateneldiariooficialdelafederacion.aspx?&p=3>. Consultado junio de 2008.
 - Dirzo R., Horvitz C., Quevedo H. y Lopez, A. 1992 The effects of gap size and age on the understorey herb community of a tropical Mexican rain forest. *Journal of Ecology* **80**:809-822.
 - Dube P., Fortin J., Canham D. y Marceau J. 2001. Quantifying gap dynamics at the patch mosaic level using a spatially-explicit model of a northern hardwood forest ecosystem. *Ecological Modelling* **142**:39-60
 - Dunne T. y Leopold B. 1978: *Water in environmental planning*. Freeman. San Francisco.
 - Duryea L., English J. y Hermansen A. 1999. A comparison of landscape mulches: chemical, allelopathic, and decomposition properties. *Journal of Arboriculture* **25**:88-97.
 - Evans C. y Coombe E., 1959. Hemispherical and woodland canopy photography and the light climate. *Journal of Ecology* **47**: 103–113.
 - Evans R. 1980. Mechanics of water erosion and their spatial and temporal controls: an empirical viewpoint. En: Kirkby J. y Morgan P. Eds. *Soil Erosion*. 109- 117
 - Fahey R y Puettmann K. 2007. Ground-layer disturbance and initial conditions influence gap partitioning of understorey vegetation. *Journal of Ecology* **95**:5, 1098-1109
 - Fernandez C., Wu Q., McCool K. y Stöckle O. 2003. Estimating water erosion and sediment yield with GIS, RUSLE and SEDD. *Journal of Soil and Water Conservation* **58**:3 128-136.
 - Ferrel T. 1996. The influence of insect pests and pathogens on Sierra forests. En: *Sierra Nevada Ecosystem Project: Final Report to Congress*, Vol. II. Davis, California.
 - Filip M., Torgersen T., Parks A., Mason R., y Wickman B. 1996. Insects and disease factors in the Blue Mountains. En: Jaindl G. y Quigley M. Eds. *Search for a Solution: Sustaining the Land, People and Economy of the Blue Mountains*. American Forests, Washington, D.C.
 - Finke L., y Denno F. 2002. Intraguild predation diminished in complex-structured vegetation: Implications for prey suppression. *Ecology* **83**:643-652.
-

- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1981 *Soil Maps Source/Platform*. Roma, Italia
 - Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2005. *Global Forest Resources Assessment*. Roma, Italia. <http://www.fao.org/forestry/fra2005>.
 - Folke C., Carpenter S., Walker B., Scheffer M., Elmqvist T. Gunderson L. y Holling C. 2004. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematic*. **35**:557-581.
 - Foster R. y Wischmeier H. 1974. Evaluation irregular slopes for soil loss prediction. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* **17**:305-309.
 - Fox D., 1976. Constraints on the natural regeneration of tropical moist forest. *Forest Ecology and Management* **1**:37-65.
 - Franklin F., Perry D., Schowalter T., Harmon E., McKee A. y Spies T. 1989. Importance of ecological diversity in maintaining long term site productivity. En: Perry D. Eds. *In Maintaining the Long-Term Productivity of Pacific Northwest Forest Ecosystems*. Timber Press, Portland, Oregon.
 - Frazer W., Canham D. y Lertzman P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
 - Frazer G., Fournier B., Trofymow A. y Hall J. 2001. A comparison of digital and film fisheye photography for analysis of forest canopy structure and gap light transmission. *Agricultural and Forest Meteorology* **109**: 249–263
 - Fuhlendorf D., Briske D., y Smeins E. 2001. Herbaceous vegetation change in variable rangeland environments: the relative contribution of grazing and climatic variability. *Applied Vegetation Science* **4**:177–188.
 - Galindo-Jaimes L., González-Espinosa M., Quintana-Ascencio P. y García-Barrios L. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, México. *Plant Ecology* **162**:259-272.
 - Garcia E. 1988. Modificaiiones al Sistema de Clasificación climática de Köppen. Edición personal de la autora. México, D.F.
 - García-Barrios L.E. y González-Espinosa M. 2004. Change in oak to pine dominante in secondary forestss may reduce shifting agricultura yields: experimental evidence from Chiapas, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Enviromment* **102**:389-401.
 - García-Mendoza A. 2004. Integración del Conocimiento Florístico del Estado. En: García-Mendoza A., Ordóñez M. y Briones-Salas M. Eds. *Biodiversidad de Oaxaca*.
-

Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y World Wild Life Fundation. México, D.F.

- George O. y Bazzaz A. 2003. The herbaceous layer as a filter determining spatial pattern in forest tree regeneration. En: Gilliam S. y Roberts R. Eds. *The Herbaceous Layer in Forests of Eastern North America*. Oxford University Press, Nueva York.
 - Gómez M. 2006. Desarrollo del dosel de leguminosas bajo diversas condiciones de restauración ecológica en bosque de pino-encino de Michoacán, Mexico. Tesis de Maestría en Conservación y Manejo de Recursos Naturales. Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo.
 - González-Bonorino C. y Osterkamp W.R., 2004. Applying RUSLE 2.0 on Burned-forest lands: An appraisal. *Journal of Soil and Water Conservation*. **59:1** 36-42
 - González-Espinosa M., Tey-Benayas M., Ramírez-Marcial N., Huston A. y Golicher D. 2004. Tree diversity in the northern Neotropics: regional patterns in highly diverse Chiapas, Mexico. *Ecography* **27**:741-756
 - Gonzalez-Espinosa M., Ramirez-Marcial N., Camacho-Cruz A., Holz C., Rey-Benayas M. y Parra-Vaquez, R. 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: Modelos ecológicos y estrategias de acción. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. **80**(Suplemento):11-23.
 - González-Medrano F. 2004. *Las comunidades vegetales de México: propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México* 2a. ed. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología. México, D.F.
 - González-Rivera R. 1993. La diversidad de los encinos mexicanos. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* **44**:125-142.
 - Gray N. y Spies A. 1996. Gap size, within-gap position and canopy structure effects on conifer seedling establishment. *Journal of Ecology* **84**:635-645.
 - Gray N. y Spies A. 1997. Microsite controls on tree seedling establishment in conifer forest canopy gaps. *Ecology* **78**: 2458-2473.
 - Griscom W. y Ashton S. 2003. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. *Forest Ecology and Management* **175**:445-454.
 - Haack A., y Byler W. 1993. Insects and pathogens, regulators of forest ecosystems. *Journal of Forestry* **91**: 32-37.
 - Hardy P., Melloh R., Koenig G., Marks D., Winstral A., Pomeroy W. y Link T. 2004. Solar radiation transmission through conifer canopies. *Agricultural and Forest Meteorology* **126** :257-270
 - Harper L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, Londres.
-

- Hilderbrand R., Watts A. y Randle A. 2005. The myths of restoration ecology. *Ecology and Society* **10**:10-29
 - Hobbs J. y Norton D. 1996. Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. *Restoration Ecology*. **4**:93-100
 - Hobbs R y Harris J. 2001. Restoration Ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millenium. *Ecological Restoration*, **22**:239-246
 - Hobbs J. y Mooney A. 1993. Restoration ecology and invasions. En: Saunders A., Honns J. y Ehrlich R. Eds. *Nature Conservation 3: Reconstruction of Fragmented Ecosystems, Global and Regional Perspectives*. Surrey Beatty and Sons, Sidney.
 - Holling C. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecological Systematics*. **4**:1-23
 - Holling C. y Meffe G. 1996. Command and Control and the Pathology of Natural Resource Management. *Conservation Biology* **10**:328-337.
 - Hong K., Nakagoshi N., y Kamada M. 1995. Human impacts on pine-dominated vegetation in rural landsape in Korea and western Japan. *Vegetatio* **116**:161-172.
 - Horn R. y Hickey J. 1991. Ecological sensitivity of Autralian rainforest to selective logging. *Australian Journal of Ecology* **16**:119-129.
 - Hubbell S. y Foster R. 1986. *Canopy Gaps and the Dynamics of a Neotropical Forest*. En: Crawley J. *Plant ecology*. Oxford:Blackwell Scientific. Nueva York.
 - Hudson W. 1982. *Conservación del Suelo*. Editorial Reverté S.A. Buenos Aires.
 - Hudson W: 1997 Medición sobre el Terreno de la Erosión del Suelo y de la Escorrentía. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. *Boletín de Suelos de la FAO* **68** Roma.
 - Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 1988 Carta temática de edafología. Escala 1:250,000. Oaxaca.
 - Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 1995 Carta topografica 1:50,000 **E14D48**.
 - Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 1995 Carta topografica 1:50,000 **E14D58**.
 - Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 1995 Conjunto de datos vectoriales de elevación 1:50,000 **E14D48**.
 - Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 1995 Conjunto de datos vectoriales de elevación 1:50,000 **E14D58**.
-

- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2002. Carta de vegetación primaria de México. Escala 1:1,000,000.
 - Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2003 Informe de la situación del medio ambiente en México, 2002-2003.
 - Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2005. Anuario estadístico del estado de Oaxaca.
 - Jiménez J. 2004. Estructura del Bosque de *Abies hickelii* Flous et Gausson en la comunidad de Santa María Yavesía, Distrito de Ixtlán, Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
 - Jones H. y Sharitz R. 1998. Survival and growth of woody plant seedlings in the understorey of floodplain forests in South Carolina. *Journal of Ecology* **86**:574-587
 - Kappelle M, Geuze T., Leal E., Cleef M., 1996. Successional age and forest structure in a Costa Rican upper montane Quercus forest. *Journal of Tropical Ecology* **12**:681-698.
 - Kane G. 2000. Restoration or Preservation? Reflections on a Clash of Environmental philosophies. En: Throop W. *Environmental Restoration. Ethics, Theory and Practice*. Humanity Books. New York.
 - Kimball J., Witham J., Rudnicky L., White S. y Hunter Jr., L. 1995. Harvest-created and natural canopy gaps in an oak-pine forest in Maine. *Bulletin of the Torrey botanical club* **122**:115-123.
 - Kookhoven W., Hendrikse J., Nieuwenhuis W., Retsios B., Schouwenburg M., Wang L., Budde P. y Nijmeijer R. 2007. ILWIS Open. 52 Norht. Holanda (Software).
 - Landell-Mills N. y Bishop J. 2003. Los Servicios Ambientales de los Bosques: En: Bishop J., Landell-Mills N., y Pagiola S. Eds. *La Venta de Servicios Ambientales Forestales. Mecanismos Basados en el Mercado para la Conservación y el Desarrollo*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F.
 - Lindig-Cisneros R. Y Zedler J. 2000. Restoring urban habitats, a comparative study. *Ecological Restoration* **18**:185-194
 - Lindig-Cisneros R., Blanco-García A., Saenz-Romero C., Alvarado-Sosa P. y Alegre-Melena N. 2007. Restauración adaptable en la meseta Purepecha, Michoacán, México: Hacia un modelo de estados y transiciones. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **80**(suplemento):25-31
 - Lugo J. 1989. Diccionario geomorfológico. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
 - Lugo A. y Brown S. 1992. Tropical forests as sinks of atmospheric carbon. *Forest Ecology and Management* **48**:27-41
-

- Magurran A. 1988. *Diversidad Ecológica y su Medición*. Ediciones Vedra S.A. Madrid.
 - MacArthur R. 1969. Patterns of communities in the tropics. *Biological Journal of the Linnean Society* **1**:19-30.
 - Macias J., Arguedas M., Cola J. y Hilje L. 2003. Plagas forestales neotropicales. *Manejo Integrado de Plagasy Agroecología* **67**:9-7
 - Margalef R. 1969. On certain unifying principles in ecology. *American Naturalist* **97**:357-374
 - Martínez-Aquino A., Aguilar-Aguilar R., Santa Anna del Conde-Juárez H. y Contreras-Medina R. 2007. Empleo de Herramientas Panbiogeográficas para detectar áreas para conservar: un ejemplo con taxones dulceacuicolas. En: Luna I., Morrone J. y Espinoza D. Eds. *Biodiversidad de la Faja Volcanica Transmexicana*. Las prensas de Ciencias. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
 - Martorell C. y Peters E.M. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation* **124**:199-207
 - McCullough D., Werner R., y Neumann D. 1998. Fire and insects in northern boreal forest ecosystems of North America. *Annual Review of Entomology* **43**: 107-27.
 - Mittermeier R. y Mittermeier C., 1992. La importancia de la diversidad biológica de México. En: Sarukhán J. y Dirzo R. Eds. *México ante los retos de la biodiversidad*. Comisional Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.
 - Millennium Ecosystem Assessment 2004. *Capital Natural y Bienestar Humano*. Organización de las Naciones Unidas. Consultado en: www.millenniumassessment.org
 - Millward A. y Mersey J. 1999. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *Catena* **38**:109-129
 - Montes-Cruz P. y López-Blanco J. 2004. El enfoque geomorfológico morfogenético como base para la evaluación de la degradación ambiental en la Mixteca Alta de Oaxaca, México. Memoria en CD del 1er Congreso de las Américas Sobre Geofísica Ambiental, Cd. de México.
 - Montes P. 2005. Mapeo morfogenético y morfodinámico del área de Tepelmeme, Oaxaca. Tesis de Licenciatura Geógrafo. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
 - Myers N. 1996. Environmental services of biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **93**:2764-2769.
-

- Nearing M. 1997. A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss. *Soil Science Society of America Journal* **61**:917-919.
 - Nixon K. 1993. The genus *Quercus* in Mexico. En: Ramamoorthy T., Bye R., Lot A. y Fa J. Eds. *Biological Diversity of Mexico. Origins and Distribution*. Oxford University Press. Nueva York.
 - Nobis M., y Hunziker U. 2005. Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs based on edge detection. *Agricultural and Forest Meteorology* **128**: 243–250
 - Pimentel D. y Kounang N. 1998. Ecology of soil erosion in ecosystems. *Ecosystems* **1**: 416–426
 - Pinnard M., Howlett B. y Davidson D. 1996. Site conditions limit pioneer tree recruitmen after logging of dipterocarp forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica* **28**:2-12.
 - Poorter L. y Hayashida-Oliver Y. 2000. Effects of seasonal drought on gap and understorey seedlings in a Bolivian moist forest. *Journal of Tropical Ecology*. **16**: 481-498
 - Primack R. y Massardo F. 2002. Restauración Ecológica. En: Primack R., Rozzi R., Feinsinger P., Dirzo R. y Massardo F. Eds. *Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México, D.F.
 - Quintana-Ascencio F., Ramirez-Marcial N., Gonzalez-Espinosa M y Martinez-Ico M. 2004. Sampling survival and growth of conifer and broad leaved trees in successional habitats in the highlands of Chiapas, México. *Applied Vegetation Science* **81**:88-95
 - Ramirez-Marcial N., Gonzalez-Espinosa M. y Garcia-Moya E. 1996. Establecimiento de *Pinus* spp. y *Quercus* spp. en matorrales y pastizales de Los Altos de Chiapas. *Agrociencia* **30**:249-257.
 - Ramirez-Marcial N., González-Espinosa M. y Williams-Linera G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forest in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management* **154**:311-326.
 - Ramirez-Marcial N. 2003. Survival and growth of tree seedlings in anthropogenically disturbed Mexican montane rain forest. *Journal of Vegetation Science* **14**:881-890
 - Ramirez-Marcial N., Camacho-Cruz A. y Gonzalez-Espinosa M. 2003. *Guía para la Propagación de Especies Leñosas Nativas de los Altos y Montañas del Norte de Chiapas*. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas.
 - Ramirez R., Ramos F. y Rios A. 2001. *Estudio del ordenamiento territorial comunitario en Santa María Yavesía*. Proyectos de Desarrollo Sierra Norte de Oaxaca, A.C.-WWF, México, D.F.
-

- Raymond P., Munson A., Ruel J. y Coates K. 2006. Spatial patterns of soil microclimate, light, regeneration, and growth within silvicultural gaps of mixed tolerant hardwood – white pine stands. *Canadian Journal of Forest Research* **36**:639-651.
 - Richardson D. y Bond W., 1991. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasion. *The American Naturalist* **137**:639-668.
 - Richardson D. 1998. *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press. Reino Unido.
 - Roberts R. y Gilliam F. 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. *Ecological Applications* **5**:969-977.
 - Rode M. 1993. Leaf nutrient accumulation and turnover via litter fall in three stages of succession from heathland to forest. *Journal of Vegetation Science* **4**:263-268.
 - Royo A. y Carson W. 2006. On the formation of dense understory layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. *Canadian Journal of Forest Research* **36**:1345-1362.
 - Rozas V. 2002. Estructura y patrones de regeneración del roble y la haya en un bosque maduro del litoral occidental de Cantabria. *Investigación agraria: Sistemas y recursos forestales* **11**:107-136
 - Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa. México.
 - Rzedowski J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana* **14**:3-21
 - Sánchez O., Peters E., Márquez-Huitzil R., Vega E., Portales G., Valdez M. y Azuara D. 2005. *Temas sobre restauración ecológica*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, U.S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, A.C. México. D.F.
 - Savage M. 1997. The role of anthropogenic influences in a mixed-conifer forest mortality episode. *Journal of vegetation Science* **8**:94-104.
 - Schowalter T. 1994. An ecosystem-centered view of insect and disease effects on forest health. En: Covington W y DeBano L. Eds. *Sustainable Ecological Systems: Implementing and Ecological Approach to Land Management*. USDA Forest Service General Technical Report RM-247.
 - Schumann M., White A. y Witham J. 2003. The effects of harvest-created gaps on plant species diversity, composition, and abundance in a Maine oak-pine forest. *Forest Ecology and Management* **176**:543-561.
 - Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) 2000. Inventario Forestal Nacional. México, D.F.
-

- Silbernager J. y Moeu M. 2001. Modeling canopy openness and understory gap patterns based on image analysis and mapped tree data. *Agricultural and Forest Meteorology* **128**: 243–250
 - Smiet A. 1992. Forest ecology on Java: human impact and vegetation on Montane Forest. *Journal of Tropical Ecology* **8**:129-152.
 - Society for Ecological Restoration (SER). 2005. *Defining ecological restoration*. Consultado en: www.ser.org
 - Spies T., Franklin, J. y Klopsch M. 1990. Canopy gaps in Douglas-fir forests of the Cascade Mountains. *Canadian Journal of Forest Research* **20**:649-658.
 - St Pierre, E. 2000. Effects of canopy gaps in Douglas-fir forests and resource gradients on fecundity and growth of understory herbs. PhD thesis, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
 - Storch P., Marquet P. y Gaston K. 2005. Untangling and entangled bank. *Science* **307**:684-686
 - Storey P. 2003. The conservation and Improvement of Sloping Land. Volume III: Practical Application – Soil and Water Conservation. Science Publishers, Inc. Enfield N.H.
 - Stapanian M. y Casell D. 1999. Regional frequencies of tree species associated with anthropogenic disturbances in three forest types. *Forest Ecology and Management* **117**:241-252.
 - StatSoft Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), versión 6. www.statsoft.com.
 - Stringham T., Krueger W. y Shaver P. 2003. State and transition modeling: An ecological process approach. *Journal of Range Management*. **56**:106-113.
 - Swetnam T. y Lynch A. 1993. Multi-century regional scale patterns of western spruce budworm outbreaks. *Ecological Monographs* **63**:399-424.
 - Ter Braak C. 1995. Ordination. En: Jongman R., Ter Braak C. y Van Tonrenge O. Eds. *Data Analysis in Community and Landscape*. Cambridge University Press. Cambridge.
 - Thornthwaite C. y Mather J. 1944. The Water Balance. *Publications in Climatology* **8**:1-104.
 - Throop W. 2000. *Environmental Restoration. Ethics, Theory and Practice*. Humanity Books. Nueva York.
 - Titus J. 1990. Microtopography and woody plant regeneration in a hardwood floodplain swamp in Florida. *Bulletin of Torrey Botanical Club* **117**:429-437.
-

- Tramer E., 2002. The gaps dynamics of canopy trees of a *Tsuga canadensis* forest community. *Northeastern Naturalist* **9**:391-406
 - Turner M., Collins S., Lugo A., Magnuson J., Rupp S., y Swanson F. 2003. Disturbance Dynamics and Ecological Response: The Contribution of Long-Term Ecological Research. *BioScience* **53**:46-56
 - Uhl C., Clark K., Dezzeo N. y Maquirino P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology* **69**:751-763.
 - Urbanska K., Webb N. y Edwards P. 1997. *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press. Inglaterra.
 - Urrego B. 1997. La reforestación con coníferas y sus efectos sobre la acidificación, podsolización y pérdida de fertilidad de los suelos. *Información Agronómica* **28**:6-12.
 - Valverde T. y Silvertown J., 1998. Variation in the demography of a woodland understorey herb (*Primula vulgaris*) along the forest regeneration cycle: projection matrix analysis. *Journal of Ecology* **86**:545-562.
 - Van Diggelen R., Grootjans A. y Harris J. 2001. Ecological restoration: State of art or state of science. *Restoration Ecology* **9**:115-118
 - Vitousek P., Money A., Lubchenco J. y Melillo J. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* **277**:494-499.
 - Werner A., Stinson G., Rampley J., Dymond C. y Neilson E. 2008. Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**:1551-1555.
 - Westoby M., Walker B. y Noy-Meir I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* **42**:266-274.
 - White D., Haines B. y Boring L. 1988. Litter decomposition in southern Appalachian black locust and pine-hardwood stands: litter quality and nitrogen dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* **18**:54-63.
 - White P. y Pickett S. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. En: Pickett S. y White P. Eds. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. New York: Academic. Nueva York.
 - Whitmore T. 1984. Gap size and species richness in tropical rain forest. *Biotropica* **16**:767-779.
 - Whitmore T. 1990. Canopy gaps and the two major groups offorest trees. *Ecology* **70**:536-8.
 - Wischmeier W. 1959. A rainfall erosion index for a universal soil-loss equation. *Soil Science of America Proceedings* **23**:246-249.
-

- Wischmeier W., Johnson C. y Cross B. 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation* **26**:189-193.
 - Wischmeier W. y Smith D. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses. A guide to Conservation Planning. Supersedes Agriculture Handbook No. 282. Science and Education Administration United States Department of Agriculture in cooperation with Purdue Agricultural Experiment Station. Washington, D.C.
 - Wischmeier W. y Smith D. 1985. Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Transactions, American Geophysical Union*.**38**:285-291
 - Yap S., Chak C., Majuiakim L., Anuar M. y Putz F. 1995. Climbing bamboo (*Cinochloa* spp.) in Deramakot Forest Reserve, Sabah: biomechanical characteristics, modes of ascent and abundance in a logged-over forest. *Journal of Forest Science* **8**:196-202.
 - Zachar D. 1982. *Soil erosion*. Elsevier. Amsterdam
 - Zedler J. y Callaway J. 2006. Evaluating the progress of engineered tidal wetlands. *Ecological Engineering* **5**:211-225.
 - Zublena J., Baird J. y Lilly J. 1991. Nutrient Content of Organic Materials. Extension Soil Science Specialists, North Carolina Coop. Ext. Serv., Publ. AG-439-18, Raleigh.
-