



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**POSGRADO EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

INSTITUTO DE ECOLOGÍA

**PROBLEMÁTICA PARA EL ESTABLECIMIENTO DE
SEIS ESPECIES NATIVAS DE SELVA BAJA
CADUCIFOLIA EN LA RECUPERACIÓN DE UN SITIO
PERTURBADO EN LAS BARRANCAS DEL
TEMBEMBE, MORELOS.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

Biol. ANDREA GALINDO ESCAMILLA

DIRECTOR DE TESIS: Dra. MA. DEL PILAR HUANTE PÉREZ

México, D. F.

Agosto de 2006



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.

A todas las personas, familia, compañeros, profesores,
amigos, amantes y andantes del camino que,
de forma directa o meramente casual,
contribuyeron en esta tesis.

Para todos ellos mi más sincero reconocimiento
e infinitas gracias.

Agradecimientos

- A mi tutora, Dra. Pilar Huante, por su amistad y todo su apoyo en el desarrollo de esta tesis.
- A mis sinodales y miembros de Comité Tutorial, Dra. Alma Orozco, Dra. Silke Cram, Dra. Eliane Cecon, Dr. Emmanuel Rincón y M.C. Pilar Fernández, por su apoyo, paciencia y consejos. A los técnicos académicos Irma Acosta y Adolfo Vital; al Dr. Raúl García Barrios y todos los involucrados en el proyecto de la Estación del Río Tembembe que participaron en esta tesis, incluyendo las comunidades de Cuentepec y Ahuatenco.
- Al CONACYT (beca 181776), la Fundación Packard y al proyecto DGAPA-UNAM IN23280 por los apoyos económicos recibidos durante mis estudios.

ÍNDICE

	Página
RESUMEN	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCIÓN	5
I. ANTECEDENTES	6
1.1 El suelo	6
1.2 El suelo y el ciclaje de nitrógeno y fósforo	10
1.3 La selva baja caducifolia y su deterioro	11
1.4 La recuperación de sitios perturbados	14
II. OBJETIVOS	17
III. HIPÓTESIS	17
IV. METODOLOGÍA	18
4.1 Descripción del sitio de estudio	18
4.2 Caracterización del suelo	20
4.2.1 Perfil del suelo	20
4.2.2 Muestras	20
4.2.3 Nutrientes del suelo	21
4.2.4 Actividad biológica	22
4.3 Diseño experimental	23
4.3.1 Especies seleccionadas y colecta de semillas	23
4.3.2 Germinación y crecimiento en invernadero	29
4.3.3 Transplante a campo y mediciones mensuales	30
V. RESULTADOS	32

5.1 Descripción de los perfiles de suelo	32
5.2 Nutrientes del suelo	35
5.2.1 Materia orgánica	35
5.2.2 Nitrógeno	35
5.2.3 Fósforo	38
5.3 Actividad biológica	40
5.3.1 Raíces	40
5.3.2 Esporas	40
5.3.3 Actividad de la deshidrogenasa	41
5.4 Supervivencia	43
5.5 Crecimiento	43
VI. DISCUSIÓN	46
VII. CONCLUSIONES	50
BIBLIOGRAFÍA	51

RESUMEN

El establecimiento, entendido como la supervivencia y crecimiento, es un paso crucial en la recuperación de sitios perturbados. Ante la continua y profunda perturbación de los ecosistemas, la regeneración natural no es viable, por lo que es necesario restaurar para recuperar sus funciones y aspecto. Entender los factores que afectan el establecimiento resulta prioritario para asegurar el éxito de la restauración.

El presente trabajo se centró en el establecimiento de seis especies nativas en los taludes del río Tembembe, Morelos, para: 1) determinar en dos sitios con pendiente contrastante, los factores que influyen en el establecimiento de estas seis especies, y 2) a partir del éxito en el establecimiento, determinar qué especies son más susceptibles a ser usadas en este sitio en programas de restauración. Debido a la historia de degradación del sitio, se esperaba que la estructura edáfica en los sitios planos propiciara eventos de anegamiento, afectando negativamente el establecimiento, mientras que en los sitios con pendiente la mejor estructura evitara el anegamiento y permitiera el establecimiento.

Para poner a prueba esta hipótesis se diseñó un experimento de introducción a campo de plántulas de 2 meses de edad en una franja continua con distribución al azar en dos sitios, a) sitio plano y b) sitio con pendiente (de 15°); las especies son: *Pithecellobium dulce*, *Acacia cochliacantha*, *Leucaena leucocephala*, *Ipomoea wolcottiana*, *Heliocarpus velutinus* y *Guazuma ulmifolia*; se sembraron 12 individuos por especie por sitio (12x6x2). Durante un año se registró mensualmente la supervivencia y se calculó el crecimiento a partir de la altura total. Así mismo, se hizo una descripción del suelo mediante perfiles de suelo y durante el año de crecimiento en campo en ambos sitios se cuantificaron los nutrientes (materia orgánica, nitratos, amonio y tasas de nitrificación y mineralización,

fósforo asimilable y total) y la actividad biológica (cantidad de raíces, esporas de hongos micorrízicos arbusculares y actividad de la deshidrogenasa) para determinar algunas de las características edáficas que determinaron el establecimiento.

Los resultados de nutrientes (nitratos y tasa de nitrificación) y actividad biológica del suelo (cantidad de raíces, de esporas y actividad de la deshidrogenasa) mostraron que la estructura edáfica del sitio con pendiente es mejor que la del sitio plano. Al término de un año de crecimiento en campo, en el sitio plano sólo sobrevivieron dos individuos de especies distintas (*Leucaena leucocephala* y *Guazuma ulmifolia*), mientras que en el sitio con pendiente dos especies, *Acacia cochliacantha* e *Ipomoea wolcottiana*, se establecieron exitosamente (supervivencia de 66.67% y 50% respectivamente). Estos resultados apoyan la hipótesis planteada de que la estructura edáfica de los sitios planos propicia el anegamiento lo cual afecta negativamente el establecimiento, mientras que en los sitios con pendiente la mejor estructura edáfica evita el anegamiento y permite el establecimiento.

Para la recuperación de esta zona de barrancas se sugiere utilizar estas dos especies en sitios con pendiente, mientras que en los sitios planos, las enmiendas deben ser dirigidas a mejorar la estructura, drenaje y actividad biológica antes de emprender programas de restauración.

Palabras clave: *establecimiento, especies nativas, restauración, suelo, Tembembe.*

ABSTRACT

After the over-exploitation of our ecosystems, restoration of degraded lands is urgently needed in order to recover the landscape and its environmental services. As plant establishment (survival and growth) is a crucial step, understanding the factors that affect establishment will improve restoration success.

Six native species were studied in the Tembembe river slopes, in the state of Morelos. The aim of this study was: 1) to determine the main factors that affect establishment in two different slope situations, and 2) to determine the most suitable species to be used in restoration programs. Due to the site degradation history, poor soil conditions were expected in the flat lands, where flooding events would negatively affect establishment; on the other hand, better soil conditions in the slope lands (absence of flooding events) would allow successful establishment.

To test this hypothesis a plant introduction experiment was designed. Six species were selected: *Pithecellobium dulce*, *Acacia cochliacantha*, *Leucaena leucocephala*, *Ipomoea wolcottiana*, *Heliocarpus velutinus* and *Guazuma ulmifolia*; twelve 2 month old seedlings were randomly planted in a continuous fringe in two different slope sites, a) flat site and b) slope site (15° slope). Soil main characteristics were described by soil profiles; during the one year growth period, nutrients (organic matter, nitrates, ammonium, nitrification and mineralization rates, available and total phosphorus) and biological activity (roots, arbuscular mycorrhizal spores and dehydrogenase activity) were measured to identify the soil's main characteristics that determined the plant establishment.

The nutrient (nitrate and nitrification rate) and biological activity results (roots, mycorrhizal spores and dehydrogenase activity) showed that the soil structure is better in

the slope site than in the flat site. By the end of the one year field growth period, only two individuals of different species survived in the flat site (*Leucaena leucocephala* and *Guazuma ulmifolia*), while in the slope site, *Acacia cochliacantha* and *Ipomoea wolcottiana* successfully established (66.67% and 50% survivorship respectively). These results support the proposed hypothesis that soil structure in flat sites favors flooding events that negatively affect establishment, while in slope sites, the better soil structure avoids flooding and allows plant establishment.

To restore this zone, these two species must be used only in the slope sites, while on the flat sites, the amendments must be directed to improve soil structure, infiltration and biological activity before beginning biological restoration techniques.

Keywords: *establishment, native species, restoration, soil, Tembembe.*

INTRODUCCIÓN

El estado actual de deterioro de los ecosistemas nos obliga, no sólo a protegerlos, sino a intervenir activamente en su restauración cuando el grado de degradación no permite su regeneración natural. Una de las técnicas de restauración más exitosa para la recuperación de la cobertura vegetal es la introducción de plantas al campo, tomando en cuenta para su selección criterios de crecimiento, uso tradicional, impacto ambiental, valor ecológico y comercial (Lugo *et al.*, 1990; Sabogal, 1992; Gerhardt, 1993; Archer, 1995; Nussbaum *et al.*, 1995; Chávez-León, 1996; Lugo, 1997; Savill *et al.*, 1997; Throop, 2000; Van der Putten *et al.*, 2000; Caravaca *et al.*, 2002b; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004; Zhang *et al.*, 2004; Hooper *et al.*, 2005; De Villalobos *et al.*, 2005); pero no siempre se tiene el éxito esperado, ya que las variables (inherentes a cada especie y ambientales), afectan el desarrollo vegetal, sobre todo en el establecimiento, el cual puede ser evaluado, entre otros parámetros, por la supervivencia y el crecimiento. La selva baja caducifolia se caracteriza por tener una estacionalidad marcada (secas/lluvias), una gran diversidad biológica y por ser uno de los ecosistemas más explotados y transformados por el hombre. Debido a la falta de humedad durante la época de secas, la etapa de establecimiento se vuelve crítica al introducir plantas al campo con fines de restauración. Para explicar el establecimiento, otras variables además de la humedad deben ser tomadas en cuenta, como las características físicas, los nutrientes y actividad biológica del suelo. Entender las variables del medio que afectan el establecimiento es esencial para comprender mejor el sistema en su conjunto y asegurar el éxito de los programas de restauración. En esta tesis se presenta la problemática para el establecimiento de seis especies nativas de selva baja caducifolia en la recuperación de los taludes del río Tembembe (Morelos), y se describen los elementos físicos, químicos y biológicos del suelo más relevantes.

I. ANTECEDENTES

1.1 El suelo

El suelo es un cuerpo natural continuo que representa una interfase entre los materiales geológicos, procesos biológicos, hidrológicos y fenómenos meteorológicos, es decir, es donde la hidrósfera, litósfera, atmósfera, biosfera y sus procesos se sobrelapan formando la edafósfera. Sus funciones incluyen ser el medio natural para el crecimiento vegetal y la actividad biológica, amortiguar la formación y destrucción de compuestos, regular el ciclo del agua y completar el ciclaje de la mayoría de los elementos requeridos por los sistemas biológicos. Es un sistema abierto tridimensional, dinámico y complejo compuesto básicamente de dos fases: una sólida, compuesta de materiales inorgánicos minerales y materia orgánica, y otra fase porosa, que corresponde al espacio ocupado por agua o aire (Buol *et al.*, 1989; Brady, 1990).

Las partículas del suelo se clasifican según su tamaño en: arenas, limos y arcillas; la estructura del suelo está dada por el arreglo de éstas, siendo los agregados la unidad primaria: su tamaño, forma y estabilidad controlan la distribución y tamaño de los poros, mismos que con su variedad determinan el crecimiento de las raíces y la capacidad del suelo para almacenar y transmitir agua y aire a través de sus capas (Brady, 1990; Scott *et al.*, 1999; Wuest *et al.*, 2005). Este arreglo de partículas debe permanecer estable ante una gran variedad de fuerzas disruptivas naturales y antropogénicas (Scott *et al.*, 1999), por lo que la estabilidad de agregados es usada como indicador de resistencia a la erosión (Chappell *et al.*, 1999).

La estabilidad de agregados está relacionada directamente con la materia orgánica, la actividad biológica y sus productos: la estabilidad de agregados se incrementa al aumentar la cantidad de materia orgánica (Zhang, 1994; Cerdá, 1998; Boix-Fayos *et al.*, 2001; Acosta-Martínez, *et al.*, 2004; Milne y Haynes, 2004; Tejada *et al.*, en prensa) si esta se pierde, la cantidad de agregados disminuye perdiéndose la estructura del suelo, y por ende la porosidad y capacidad de retención de humedad y aereación (FAO, 1980; Tisdall y Oades, 1982; Sparling *et al.*, 1992; Rab, 2004). La materia orgánica hace que el suelo retenga mayor cantidad de agua (FAO, 1980; Zang, 1994), promoviendo la actividad microbiológica y el crecimiento radicular (Zhang, 1994; Singh *et al.*, 2001; Włodarczyk *et al.*, 2002); esta actividad biológica, sea de raíces, hifas, bacterias o de la pedofauna (lombrices, termitas, hormigas, etc), libera agentes adherentes que estabilizan los agregados (Tisdall y Oades, 1982; Oades, 1993) como la glomalina segregada por las micorrizas (Wright y Upadhyaya, 1998; Wright *et al.*, 1999; Nava-Gutiérrez, 2000; Wuest *et al.*, 2005).

Sarah y Rodeh (2003) obtuvieron un incremento en la tasa de estabilidad de agregados de 252.7% al aumentar con riego 150% la cota de lluvia anual en una zona árida, recuperando por completo la actividad biológica y la estructura del suelo. Cammeraat e Imerson (1998) y Cerdá (1998) encontraron una relación positiva entre la presencia y cobertura de la vegetación y la estabilidad de agregados; Chappell *et al.* (1999) encuentran que el carbono orgánico explica el 56% de la variación en la estabilidad de agregados y Sparling *et al.* (1992) el 78% por el carbono microbiano; Milne y Haynes (2004) también encuentran esta correlación, así como García *et al.* (2005), quienes además reportan que la actividad enzimática es afectada por la rizósfera y la especie vegetal; Chander *et al.* (1997) encuentran que incluso ciertas especies disminuyen la actividad enzimática y biomasa

microbiana del suelo. Otros autores correlacionan el carbono orgánico con otras medidas de la actividad de los microorganismos, como la actividad enzimática, específicamente de la deshidrogenasa (Chander *et al.*, 1997), el C de la biomasa microbiana (Milne y Haynes, 2004) y la respiración del suelo (Chevallier *et al.*, 2004; Milne y Haynes, 2004), la cual decrece drásticamente en condiciones de mucha o muy poca agua, lo que afecta además el ciclaje de nutrientes (Skoop *et al.*, 1990).

Los estudios arriba citados demuestran que la estructura del suelo, la estabilidad de agregados, la erodabilidad, la actividad microbiológica, la materia orgánica y el crecimiento vegetal están correlacionados y que los efectos positivos o negativos sobre cualquiera de estos elementos por el manejo del suelo, tendrán repercusiones en los demás y determinarán su calidad.

Un indicador de calidad del suelo es un sustituto medible de un atributo del suelo (propiedades y procesos físicos, químicos y biológicos) que da idea de qué tan bien funciona el suelo (Reynolds *et al.*, 2002). Los cambios en los indicadores tienen una amplia gama de tiempos de respuesta y deben ser específicos al tipo de suelo (Burger y Kelting, 1999). Los indicadores serán adecuados si: detectan cambios inducidos por el manejo, son fácilmente medibles, relevantes a lo largo del tiempo y el espacio, baratos y adaptados a ecosistemas específicos (Schoenholtz *et al.*, 2000).

El color, la densidad aparente, la estructura, el pH, la cantidad de materia orgánica y nutrientes del suelo son algunos indicadores de calidad del suelo a largo y mediano plazo (Lal, 1999; Reynolds *et al.*, 2002). La pedofauna, la tasa de respiración, los hongos micorrízicos y las enzimas del suelo son algunos indicadores biológicos cuyo tiempo de respuesta es a corto plazo (Brookes, 1995; Lal, 1999; Nava-Gutiérrez, 2000; Schoenholtz *et al.*, 2000). Varios autores encuentran que las comunidades microbiológicas y su actividad

son indicadores sensibles para detectar alteraciones en los ciclos de nutrientes y la calidad del suelo a corto plazo por influencia de la vegetación o del manejo del suelo (Kennedy y Smith, 1995; Paul y Clark, 1996; Chander *et al.*, 1997; Bandick y Dick, 1999; Vance y Entry, 2000; Quilchano y Marañón, 2002; Filip, 2002; Avidano *et al.*, 2005; Tejada *et al.*, en prensa).

Las enzimas del suelo son aquellas producidas por los microorganismos edáficos, y pueden encontrarse de manera libre en el suelo (exoenzimas, que se desnaturalizan rápidamente) o dentro del microorganismo que la produjo (endoenzimas) y que reflejan su actividad (Alef y Nannipieri, 1995). Al participar en los procesos relacionados con los ciclos de nutrientes, entre otros, las enzimas del suelo son usadas como indicadores biológicos de la calidad del suelo (Friedel *et al.*, 1994; Alef y Nannipieri, 1995; Filip, 2002; Avidano *et al.*, 2005).

La deshidrogenasa es una endoenzima catalizadora de reacciones de óxido-reducción presente sólo en células vivas (Alef, 1995; Quilchano y Marañón, 2002); es, entre varias enzimas, la más sensible (Musa y Mukhtar, 1968; Filip, 2002) y representativa a los cambios recientes en el manejo del suelo (Kennedy y Smith, 1995; Caravaca *et al.*, 2002a y b) por lo que es usada como indicador para entender varios ciclos de nutrientes (Kennedy y Smith, 1995; Paul y Clark, 1996; Vance y Entry, 2000; Tejada *et al.*, en prensa) y ha sido propuesta por Tejada *et al.* (en prensa) como medida de la actividad biológica total del suelo.

Aunque está ampliamente documentado el uso de varias enzimas del suelo (*i.e.* deshidrogenasa), así como la respiración y la biomasa microbiana, para comparar técnicas de manejo (Chander *et al.*, 1997; Bandick y Dick, 1999; Wright *et al.*, 1999; Carpenter-Boggs *et al.*, 2003; Acosta-Martínez *et al.*, 2004; Milne y Haynes, 2004; Wuest *et al.*,

2005), historia de sucesión o manejo (Singh *et al.*, 2001; Allison *et al.*, 2005; Saynes *et al.*, 2005), tipo de cultivo (Sparling *et al.*, 1992; Chander *et al.*, 1997; Bandick y Dick, 1999), especies vegetales o su combinación en plantaciones (Fisher, 1995; García *et al.*, 2005), sitios restaurados, cultivados o perturbados vs. sitios naturales (no perturbados) (Sparling *et al.*, 1992; Bandick y Dick, 1999; Vance y Entry, 2000; Carpenter-Boggs *et al.*, 2003; Acosta-Martínez *et al.*, 2004; Milne y Haynes, 2004; Singh, *et al.*, 2004), no existe registro del uso de la deshidrogenasa para comparar la actividad microbiológica en puntos contrastantes dentro de una misma catena, lo cual, además de viable, es un indicador de respuesta a corto plazo que posibilita comparar en sistemas estacionales los cambios en la actividad microbiológica del suelo tanto a escala espacial (entre puntos de la catena) como a escala temporal (entre secas y lluvias).

1.2 El suelo y el ciclaje de nitrógeno y fósforo

El nitrógeno es un elemento esencial para el crecimiento vegetal, cuyo ciclo, al igual que el de otros elementos importantes para los sistemas vivos como el carbono, nitrógeno y fósforo, ocurre en parte en el suelo (Brady, 1990; Alef y Nannipieri, 1995; Burger y Kelting, 1999). Los pasos del ciclo del nitrógeno que ocurren en el suelo son la transformación a nitratos (nitrificación) y amonio (amonificación), y la pérdida llamada desnitrificación; la suma de las dos primeras (nitrificación y amonificación) se llama mineralización (Brady, 1990).

La nitrificación es el proceso de oxidación enzimática del amonio a nitratos realizado por microorganismos del suelo, mismos que son muy sensibles a cambios en su ambiente (Saynes, 2004) y que necesitan condiciones específicas como niveles altos de

amonio, oxígeno disponible (aireación por porosidad), humedad adecuada (Skoop *et al.*, 1990), una fuente de C, pH entre 6.6 y 8, temperatura (23-35°C; a mayor temperatura la nitrificación disminuye, deteniéndose a 50°C; Brady, 1990). Por lo tanto, el oxígeno, la humedad, la temperatura, la cantidad y calidad de la materia orgánica y el pH son las principales condiciones que afectan el crecimiento de las bacterias del suelo (Brady, 1990; Arnold *et al.*, 1999; Arunachalam *et al.*, 1999; Caravaca *et al.*, 2002b; Saynes, 2004). Todas estas condiciones, pueden ser modificables por el tipo y abundancia de vegetación y por el manejo del suelo (Skoop *et al.*, 1990; Caravaca *et al.*, 2002a; Allison *et al.*, 2005); por ejemplo, en suelos inundados los organismos anaeróbicos transforman el amonio y los nitratos a formas volátiles que se liberan a la atmósfera, perdiéndose del 60 al 70% de los fertilizantes (Brady, 1990).

Al igual que el N, el fósforo (P) es esencial para el crecimiento vegetal y parte de su ciclo ocurre en el suelo. El P forma parte estructural de todos los organismos, al morir y descomponerse la materia orgánica en el suelo, el fósforo es liberado completándose el ciclo. Debido a su alta reactividad, el P se encuentra en combinación con otros elementos en formas solubles e insolubles (Brady, 1990). A pesar de su escasez, organismos como las micorrizas facilitan la incorporación de este elemento (Jasper y Davy, 1993), y aumentan su concentración en el suelo cuando se le adiciona materia orgánica (Caravaca *et al.*, 2002b).

1.3 La selva baja caducifolia y su deterioro

Los bosques tropicales son los más antiguos, diversos y ecológicamente complejos, ya que sostienen más de la mitad de todas las formas de vida del planeta (Meli, 2003). La selva baja caducifolia (SBC), o bosque tropical caducifolio, es un ecosistema caracterizado

por su estacionalidad, diferenciándose una época seca de una de lluvias, con un promedio anual de precipitación entre 400 y 1300 mm (de Alba y Reyes, 1998). La mayoría de las especies en este ecosistema responden a la falta de agua tirando sus hojas, haciendo que el paisaje entre épocas sea contrastante (Murphy y Lugo, 1986; Dorado, 1997).

A nivel mundial su estructura y composición varía; en México se compone de árboles bajos de 8-12 m que se ramifican a poca altura, lianas y hierbas; las familias predominantes son Leguminosae, Euphorbiaceae, Burseraceae, Cactaceae, Malpigiaceae y Anacardiaceae, entre otras (Trejo, 1998). Se encuentra en climas con temperatura media entre los 22-26°C, sin que se presenten heladas (nunca -0°C; Miranda y Hernández X, 1963; Rzedowski, 1986; Trejo, 1999). Se distribuye desde el nivel del mar hasta los 2000msnm en una franja continua desde los 28°N hasta la frontera con Guatemala y cubre el 60% del área de vegetación tropical del país (Trejo y Dirzo, 2000).

A lo largo del tiempo, el hombre ha usado este tipo de ecosistemas para establecerse y realizar sus actividades, por ejemplo la domesticación de animales y plantas tales como el maíz, los frijoles y las papas en las primeras civilizaciones (Challenger, 1998). Actualmente, los bosques tropicales se encuentran amenazados como resultado de la interacción de varios componentes: densidad poblacional, situación socioeconómica de la comunidad, intereses políticos nacionales e internacionales y los recursos financieros o intelectuales para proyectos de conservación (Sabogal, 1992; Meli, 2003).

De acuerdo con el análisis sobre el potencial de vegetación de Rzedowski (1986), la SBC pudo haber cubierto casi 14% del territorio nacional (aproximadamente 270 mil km²) y según los mapas de la Secretaría de Programación y Presupuesto (1981), cerca de 8% (270 mil km²) de SBC permanecía intacta al final de la década de los 70's. Trejo y Dirzo (2000) realizaron una comparación entre los mapas de Rzedowski digitalizados y el mapa

de uso del suelo de Oropeza de 1995, encontrando que sólo el 27% del área original permanecía intacta, lo que representa un 3.7% del área nacional; otro 27% había sido alterado y considerablemente fragmentado; 23% más se consideraba como tierras degradadas y el 23% restante había sido reemplazado por otros usos del suelo, principalmente para campos de cultivos y áreas abiertas para el pastoreo del ganado.

Las diferentes formas en que se emplea un terreno y su cubierta vegetal se conocen como *usos del suelo* (IFN, 2000); el cambio de uso de suelo tiene consecuencias múltiples que incluyen la pérdida de biodiversidad (Trejo y Dirzo, 2000), la disfunción del ciclo del agua, la pérdida de materia orgánica, la erosión (FAO, 1980; Forth, 1984; Morgan, 1986) y la reducción de las comunidades microbiológicas y su actividad por prácticas de manejo inadecuadas (Caravaca *et al.*, 2002a). Al perderse la cobertura vegetal por el cambio de uso del suelo, la erosión y la escorrentía superficial aumentan, sobre todo en sitios con pendiente, esto disminuye la infiltración y la recarga de los acuíferos (Forth, 1984; Rzedowski, 1986; Ortiz *et al.*, 1994) y provoca el anegamiento de los sitios planos (Chappell *et al.*, 1999), lo que genera condiciones de anoxia que afectan negativamente la actividad biológica del suelo (Brzezinska *et al.*, 1998; Wlodarczyk *et al.*, 2002).

Uno de los cambios de uso del suelo más comunes es a tierras de pastoreo (Kuhurana y Singh, 2001); un estudio realizado en la cuenca del río Sonora registró que el pastoreo reduce en un 22% la cobertura vegetal arbustiva y en un 61.34% la cobertura herbácea y que al excluir el ganado de sitios con vegetación el arrastre de sedimentos disminuye en 21% y en sitios con pastos 137% (Sánchez-Arellano, 1988). El sobrepastoreo además compacta el suelo, lo que afecta negativamente el crecimiento vegetal (Siege-Issem *et al.*, 2005); según Bayhan *et al.* (2002), en suelos compactos el porcentaje de plántulas de girasol emergidas, el promedio de días para su emergencia, la altura y la producción

disminuyen significativamente. Veihmeyer y Hendrickson (1948) encontraron que la elongación radicular en suelos arcillosos se detiene completamente a densidades de 1.5-1.6 Mg m⁻³; Tardieu (1994) establece que este impedimento físico también afecta la tasa de crecimiento, la elongación de otros órganos no impedidos, el transporte de carbono, el desarrollo fenológico y la arquitectura de raíz (longitud, anchura y ramificación), que adicionalmente puede causar estrés por agua, incluso en suelos relativamente húmedos.

1.4 La recuperación de sitios perturbados

Los sitios perturbados tienden a regenerarse naturalmente por medio de la sucesión, siendo poco a poco colonizados por especies de sitios cercanos no perturbados (Throop, 2000). Sin embargo, la sucesión puede ser lenta e incluso llegar a detenerse por la falta de fuentes cercanas de semillas o por las barreras, bióticas y abióticas, para la dispersión, germinación y establecimiento de las plántulas (Gerhardt, 1993; Karin, 1993; Veenedaal *et al.*, 1995; Chávez-León, 1996; Aide, 2000; Holl *et al.*, 2000; Throop, 2000; Khurana y Singh, 2001; Hooper *et al.*, 2005).

Para superar estas barreras y recuperar sitios deforestados existen varias técnicas, una de las más empleadas es la introducción de plantas a campo para reestablecer la cobertura vegetal (Sabogal, 1992; Chávez-León, 1996; Lugo, 1997; Khurana y Singh, 2001; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004) de preferencia con especies nativas (Lugo *et al.*, 1990; Gerhardt, 1993; Caravaca *et al.*, 2002b; Zhang *et al.*, 2004), útiles (Savill *et al.*, 1997; Throop, 2000), de rápido crecimiento (Khurana y Singh, 2001) y/o sucesionales tardías (Van der Putten *et al.*, 2000). A veces los pastos o hierbas son eliminados para evitar que compitan con las plántulas introducidas (Archer, 1995; Nussbaum *et al.*, 1995; Hooper *et*

al., 2005; De Villalobos *et al.*, 2005); sin embargo, algunas veces esta remoción puede ser contraproducente ya que la vegetación remanente provee cierta protección al suelo (Evans, 1992; Cerdá, 1998) y existen estudios donde el establecimiento no se ve afectado por la presencia o remoción de pastos (Brown y Archer, 1989; O'Connor, 1995).

Para evitar la erosión en sitios con pendiente, se pueden hacer bordos o terrazas (Evans, 1992) que, aunados a una cobertura vegetal, ayudan a la recuperación de estos sitios (Rojas-López, 2004). Moor *et al.* (1979) encontraron que una cobertura mínima de pastos de 15-20% disminuye significativamente la erosión, la escorrentía y el aporte de sedimentos, favoreciendo la infiltración y evitando la pérdida de nutrientes. Zhang *et al.* (2004) evaluaron el efecto de la introducción de árboles nativos, a tres años de crecimiento, la pérdida de suelo y la escorrentía superficial anual se redujo significativamente (de 53-256 ton ha⁻¹ y 303-1056 mm respectivamente en las zonas desnudas, a 2-43 ton ha⁻¹ y 56-291 mm respectivamente en las zonas con cubierta vegetal).

Sin embargo, en suelos compactos o erosionados los métodos de restauración más empleados no dan los resultados esperados en porcentaje de supervivencia, desarrollo de la planta, captación de agua y detención de arrastre de sedimentos (Verduzco, 1968; Awadhwal y Thierstein, 1985; Harrington, 1999), y debe tomarse en cuenta que la especie vegetal afecta las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, de manera tanto positiva, aumentando la concentración de ciertos nutrientes, cantidad de materia orgánica o actividad biológica (Lugo *et al.*, 1990; Cerdá, 1998; Parrota, 1999; Singh *et al.*, 2004; García *et al.*, 2005), como negativa, disminuyendo la concentración de nutrientes y actividad biológica, aumentando la densidad aparente o segregando sustancias alelopáticas (Fisher, 1995; Chander *et al.*, 1997; Acosta-Martínez *et al.*, 2004; Lemenih *et al.*, 2004).

La recuperación de sitios perturbados requiere del establecimiento de un sistema planta-suelo autosustentable, donde la sucesión sea promovida o dirigida por la selección de la(s) especie(s) vegetal(es) (Lugo, 1997; Van der Putten *et al.*, 2000; Rojas-López, 2004; Singh *et al.*, 2004; Hooper *et al.*, 2005), el manejo microbiológico (Visser *et al.*, 1983; Kennedy y Smith, 1995; Singh *et al.*, 2001), de la pedofauna (de Deyn *et al.*, 2003), de las enmiendas y aportes en forma de fertilizantes o abonos (Sutherland y Bryan, 1990; Lodge *et al.*, 1994; Chander *et al.*, 1997; De Villalobos *et al.*, 2005; Tejada *et al.*, en prensa), por lo que resulta imperativo caracterizar los componentes biológicos, físicos y químicos del suelo que influyen en el crecimiento vegetal.

II. OBJETIVOS

Objetivo general

Identificar la problemática para el establecimiento de seis especies nativas de la selva baja caducifolia para la restauración de un sitio perturbado en los taludes del río Tembembe en condiciones de pendiente contrastantes.

Objetivos particulares

Caracterizar algunos factores físicos, químicos y biológicos del suelo que influyen en el establecimiento (supervivencia y crecimiento) de seis especies nativas en sitios de pendiente contrastante (planicie de menos de 5° y pendiente de 15°).

Evaluar la supervivencia y el crecimiento de seis especies nativas en sitios de pendiente contrastante (planicie de menos de 5° y pendiente de 15°).

III. HIPÓTESIS

Se espera que en el sitio plano, el crecimiento y la supervivencia de las especies arbóreas sea menor que en el sitio con pendiente, debido a las condiciones desfavorables del suelo (eventos de anegamiento) en el sitio plano.

IV. METODOLOGÍA

4.1 Descripción del sitio de estudio

El sitio de estudio se localiza en los taludes del Río Tembembe, al noroeste del Estado de Morelos en el municipio de Temixco; las coordenadas son: 18° 54' 34'' N y 99° 20' 23'' W, entre el poblado de Ahuatenco, Estado de México, y Cuentepec, Morelos (Fig. 1). Esta región está asentada geológicamente sobre rocas sedimentarias e ígneas intrusivas de origen volcánico, correspondientes al período cuaternario. El suelo es feozem (símbolo H; INEGI, 1982), y se caracteriza por ser rico en materia orgánica y nutrientes, tener una capa superficial oscura algo gruesa, pH alrededor de 6.6 y 26% de arcilla. El clima es semicálido con una temperatura media de 21° a 24° C (INEGI, 2000). La precipitación pluvial es de 1000-1200mm anuales, en un periodo de lluvias de junio a octubre; los vientos dominantes son del noreste hacia el suroeste (Gobierno del Estado de Morelos, 2004).

El municipio cuenta con una superficie aproximada de 87.68 km², de los cuales se utilizan, en forma general, 13,262 ha para uso agrícola, 5,676 ha para uso pecuario y 5 ha para uso industrial (IFN, 2000). En cuanto a la tenencia de la tierra se puede dividir en: 2,651 ha propiedad ejidal, 2,900 ha propiedad comunal y 1,515 ha propiedad privada (INEGI, 1995).

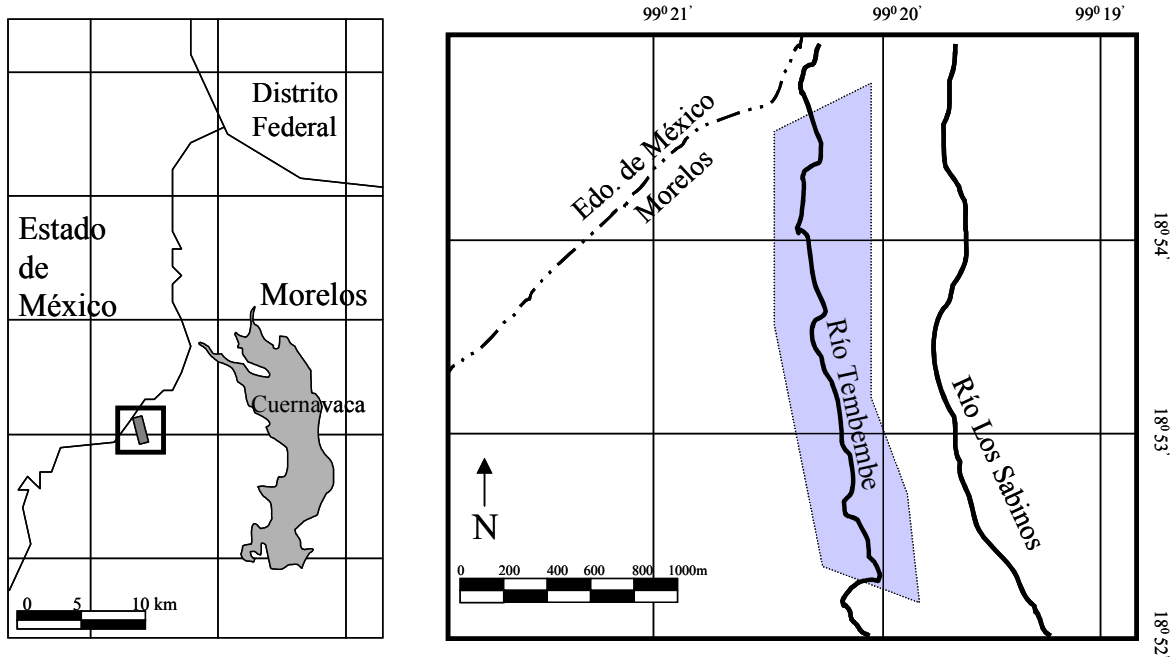


Fig. 1. Localización del sitio de estudio

La vegetación está constituida principalmente por selva baja caducifolia de clima cálido, destacando entre otros árboles *Ipomoea wolcottiana*, *Guazuma ulmifolia*, varias especies de *Bursera* (*B. odorata*, *B. fagaroides*, *B. microphylla*, *B. bipinnata*, entre otras) y *Acacia* (*A. farnesiana*, *A. pennatula*, *A. cochliacantha*, etc.), *Pileus mexicana*, *Leucaena leucocephala*, *Lysiloma acapulcensis*, *Enterolabium cyclocarpum*, *Pithecellobium dulce*, *Amphipterygium adstringens*, *Ceiba parviflora* y *Prosopis juliflora* (Aguilar, 1998).

A fines del siglo XIX, la mayor parte de los bosques fueron explotados por los ingenios azucareros y la industria papelera (Livenais, 2001); a excepción de la vegetación de difícil acceso en barrancas y cañadas, los taludes de la zona del río Tembembe fueron deforestados prácticamente en su totalidad, para dar lugar a parcelas de cultivo intensivo y pastizales para la cría de ganado que pasta libremente. Actualmente son terrenos de muy baja productividad, con cultivos agrícolas y potreros poco productivos (entrevistas

personales). Algunas consecuencias de la deforestación son: la erosión de los taludes, el transporte y depósito de sedimentos, la reducción de la fauna terrestre y acuática local, el deterioro ecológico y la reducción de la infiltración del agua precipitada; este último aspecto representa una disminución considerable en la recarga del acuífero, en el caudal de los ríos y un aumento en la frecuencia de las crecidas (CNA, 1996).

4.2 Caracterización del suelo

4.2.1 Perfil del suelo

Para la caracterización edáfica se realizaron perfiles en los tres puntos principales de la catena con características geomorfológicas distintas y a las cuales llamaremos meseta, pendiente y plano; cada perfil midió 1m x 0.5m y varió en profundidad dependiendo de la localización de la roca madre en cada punto. La descripción de los perfiles (características como textura, color, motas, estabilidad de agregados y densidad aparente y de raíces por horizonte) fue determinada en campo de acuerdo con Siebe *et al.* (1996).

4.2.2 Muestreos

Para cuantificar los nutrientes y actividad biológica del suelo se colectaron muestras de los primeros 10cm de profundidad en los sitios plano y con pendiente con un nucleador de 10cm de diámetro en cinco puntos por condición de pendiente seleccionados al azar. Los muestreos se realizaron uno en la temporada de secas (21 de enero) y tres en la temporada de lluvias: inicio de lluvias (29 de junio); lluvias sin anegamiento (21 de julio); y lluvias con

anegamiento en el sitio plano (31 de agosto). Las muestras fueron transportadas el mismo día en bolsas de plástico en hieleras a 5°C.

Muestreos	{	Secas.....	21 de enero.....	S		
		Lluvias	{	Inicio de lluvias.....	29 de junio.....	M1
				Lluvias sin anegamiento.....	21 de julio.....	M2
				Lluvias con anegamiento en el sitio plano.....	31 de agosto.....	M3

Para calcular la humedad del suelo, en cada muestreo se tomaron adicionalmente 3 muestras de los mismos primeros 10cm en cajas petri de 6cm de diámetro x 1.5cm; el porcentaje de humedad fue calculado por gravimetría con la diferencia de peso fresco y peso seco (48hrs de secado a 70°C , Horno Boekel modelo 107801).

4.2.3 Nutrientes del suelo

La cuantificación de nitratos y amonio se realizó mediante la técnica de colorimetría descrita por Alef y Nannipieri (1995), usando 10g de suelo tamizado (con una criba de 1mm²) de cada muestra (n=5 por sitio) y leyendo en espectrofotómetro (SPECTRONIC GÉNESIS 2, 1999, EU) a 410 nm para nitratos y 630 nm para amonio. La tasa de mineralización y nitrificación fue calculada con los datos de nitratos y amonio de los tres muestreos de lluvias (Alef y Nannipieri, 1995) teniendo como intervalo de tiempo entre muestreos: 24 días del inicio de lluvias a lluvias sin anegamiento (M1-M2); 44 días de lluvias sin anegamiento (M2-M3) y 66 días del inicio de lluvias a lluvias con anegamiento (M1-M3).

La determinación del contenido de fósforo asimilable y de materia orgánica fue realizada en el Laboratorio Central de Suelos de la Universidad Autónoma de Chapingo, con los métodos de Bray P-I y de Walkley y Black, respectivamente (Alef y Nannipieri, 1995). La determinación de fósforo total fue realizada en el Laboratorio de Análisis Químicos para Alimentos de la Facultad de Medicina Veterinaria de la UNAM con el método AOAC 965.17.

Los resultados de cada análisis de nutrientes fueron utilizados como variables de respuesta siendo analizados con un análisis de varianza (ANDEVA) de una vía para detectar diferencias significativas entre los muestreos (secas, lluvias M1, M2 y M3) y para detectar diferencias significativas entre sitios por muestreo se analizaron los datos con una t de Student con el programa JMP (versión 3.2.1, SAS Institute Inc., 1997).

4.2.4 Actividad biológica

La biomasa de raíces fue obtenida por tamizado húmedo de 7 muestras de 100g de suelo de los primeros 10cm de cada sitio (plano y pendiente); una vez obtenidas las raíces se secaron y pesaron (48h de secado a 70°C, Horno Boekel modelo 107801).

Para obtener la cantidad de esporas de hongos micorrízicos arbusculares (HMA), en ambos sitios (plano y pendiente), se extrajeron del suelo las esporas de HMA con la técnica de diferencial de sacarosa, contándose visualmente al microscopio estereoscópico (Daniels y Skipper, 1983); se hicieron tres repeticiones de 100g de suelo por condición de pendiente en todos los muestreos (secas y lluvias M1, M2 y M3).

Para estimar la actividad de los microorganismos edáficos a través del tiempo, se determinó la actividad de la deshidrogenasa por el método de reducción de cloruro de iodonitrotetrazolio (INT; Benefield, 1977) leyendo en espectrofotómetro a 478 nm (SPECTRONIC GÉNESIS 2, 1999, EU). Se tomaron tres muestras de los primeros 10cm por sitio (plano y pendiente) en los muestreos de secas (S), inicio de lluvias (M1) y lluvias con anegamiento del sitio plano (M3) y se hicieron tres réplicas por muestra (n=9 por sitio por muestreo).

Para detectar diferencias significativas entre sitios por muestreo, los datos de raíces en peso seco se analizaron con una t de Student con el programa JMP (versión 3.2.1, SAS Institute Inc., 1997). La cantidad de esporas y de INT fue utilizada como variable de respuesta y analizada con un ANDEVA de una vía para detectar diferencias significativas entre muestreos (secas, lluvias M1, M2 y M3 para esporas; y secas, lluvias M1 y M3 para actividad de microorganismos edáficos); para detectar diferencias significativas entre sitios por muestreo se analizaron los datos con una t de Student con el programa JMP (versión 3.2.1, SAS Institute Inc., 1997).

4.3 Diseño experimental

4.3.1 Especies seleccionadas y colecta de semillas

Los criterios de selección de las seis especies para este trabajo fueron: que su tasa de crecimiento fuera rápida y que se encontraran de forma natural en los alrededores de la zona de estudio. Adicionalmente se tomó en cuenta su uso tradicional y su potencial para atraer fauna o para enriquecer el suelo (fijadoras de nitrógeno). Su descripción botánica se presenta a continuación (Vázquez-Yáñez, *et al.*, 1999):

Pithecellobium dulce (Mimosaceae): Árbol o arbusto espinoso perennifolio nativo de México, de 15 a 20 m de altura; hojas con un par de pinas y éstas con un par de hojuelas de 2.5 a 7 cm de largo, obovadas y asimétricas. Muda las hojas viejas al salir las nuevas. Los renuevos son de color rojizo. Flores blanco-cremosas o verdes; inflorescencias axilares de 5 a 30 cm de largo; los frutos son vainas delgadas dehiscentes de hasta 20 cm largo por 10 a 15 mm de ancho, enroscadas, rojizas o rosadas, constreñidas entre las semillas. Se abren por ambos lados para liberar numerosas semillas de 7 a 12 mm de largo, ovoides aplanadas, negras, rodeadas de un arilo dulce, blancuzco o rosado. Testa delgada y permeable al agua. Florece de noviembre a mayo, los frutos maduran de marzo a julio.

Ventajas: árbol multipropósito con potencial para reforestación productiva en zonas degradadas de selva y zonas secas y áridas; fija nitrógeno (se asocia con *Rhizobium*), es de fácil adaptación y rápido crecimiento. Se usa como árbol de sombra y forraje para ganado, conserva y mejora la calidad del suelo, atrae fauna por sus frutos. De él se extrae aceite aromático, madera para construcción, postes de cerca y carpintería en general. Tiene cualidades medicinales y melíferas. Es muy resistente a la sequía y calor, suelos arcillosos, inundados o pobres y al ramoneo intenso. El fruto es comestible.

Acacia cochliacantha (Mimosaceae): Árbol usualmente de 5-10 m de alto con el raquis de las hojas pálido-pubescente; estipulas estipulares siempre presentes, muy inconspicuas en el desarrollo de la hoja, pálidas de 1-2 mm de largo, usualmente anchas y planas, rojizas con la edad, divergentes de 1-5 cm de largo; hojas 5-15 cm

de largo; 15-25 pares de pinnas; pínulas 25-35 pares, 1-4 mm de largo, pecíolo corto; inflorescencias ramificadas, flores amarillas, sésiles, globosas de 5-12 mm de diámetro, con pedúnculos 1-2.5 cm de largo, solitarias o usualmente fasciculadas; corola tubular, de 2 mm de largo, cáliz campanulado un tercio o menos de largo; estambres conspicuos; frutos lineares, glabros de 10-15 cm de largo, 0.8-1.2 cm de ancho, agudos en ambos ápices; semillas 9-14, pardas, ovado-lenticulares, 5 mm de largo. Esta especie es prospera en suelos pobres.

Ventajas: especie forrajera (hojas y frutos) resistente al sobrepastoreo; se usa además como cerca viva y tiene propiedades medicinales. Está en peligro de extinción ya que su madera es muy apreciada como leña. En algunas comunidades es usada para la construcción. Es fijadora de nitrógeno por lo que mejora la calidad del suelo en sitios empobrecidos.

Leucaena leucocephala (Mimosaceae): árbol o arbusto perennifolio o caducifolio, inerme hasta de 6-8 m de altura, con hojas bipinnadas y pecíolos de 3,5 a 5 cm de largo, con una glándula en la base del par de pinnas inferiores y el raquis de 7 a 13 cm de longitud; pinnas de 4 a 8, cada una con 13 a 15 pares de foliólulos oblongo-lanceolados, asimétricos, agudos. Flores en capítulos globosos sobre pedúnculos. Tienen el cáliz 5-dentado y la corola con 5 pétalos libres; androceo con 10 estambres blanquecinos, exertos. Los frutos son vainas solitarias o en grupos, dehiscentes, aplanadas, glabras de color pardo. Semillas de ovadas a elíptico-oblongas, de color marrón o negruzcas, con una aréola central alargada. Se multiplica con facilidad por semillas; sistema radicular profundo y extendido.

Florece y fructifica a lo largo del año dependiendo de la precipitación o disponibilidad del agua. Los frutos maduran de marzo a abril.

Ventajas: árbol multipropósito de rápido crecimiento de gran interés agrosilvícola, es forrajera para ganado ovino con altos niveles nutricionales e ideal para repoblar zonas marginales. Se usa en linderos, como sombra para cultivos perennes comerciales y para controlar la erosión. Su hojarasca es un excelente abono verde, mejora la fertilidad del suelo y fija nitrógeno además de ser medicinal y melífera; en sitios donde hubo explotación minera se usa para rehabilitar los suelos. Sus raíces promueven el drenaje de tierras inundables. Se extraen aceites esenciales aromáticos, pulpa para papel, colorantes, leña y carbón; el fruto es comestible.

Ipomoea wolcottiana (Convolvulaceae): Árbol de hasta 6 m con el tronco robusto y torcido, de color gris plomizo a pardo amarillento con abundantes lenticelas y con numerosas ramas ascendentes y horizontales; exuda abundante líquido blanco al ser cortado; hojas dispuestas en espiral, simples sin estípulas; láminas de 10 x 5 a 15 x 9 cm ovadas, con el margen entero, ápice acuminado; pecíolos de 5 a 9 cm de largo, glabros. Los árboles de esta especie pierden las hojas antes de florecer en noviembre hasta después de fructificar totalmente, en abril o mayo; flores en fascículos en las axilas de hojas caídas; flores actinomorfas de 8 cm de largo; sépalos color crema verdoso ampliamente ovados, fuertemente imbricados, glabros; corola blanca de 7 a 8 cm de largo, infundibuliforme, expandida en 5 lóbulos redondeados; 5 estambres, pardo amarillentos de 1 cm de largo, insertos en la base del tubo de la corola en un manojito de pelos, glabros; estigma grande y acanalado; los frutos son cápsulas de 2 cm de largo, 4-valvadas, ovoides o elipsoidales, glabras, moreno opacas, con sépalos

persistentes; contienen 4 semillas de 1 cm de largo, triangulares, con muchos pelos sedosos blancos a lo largo de dos de los tres márgenes. Florece de diciembre a marzo, maduran de enero a mayo.

Ventajas: árbol muy usado localmente para cercas vivas debido a su alta capacidad de enraizamiento y varas de buena longitud; medicinalmente se usa en el tratamiento de males hepáticos y como diurético. Para picaduras de alacrán se utilizan emplastos elaborados con las hojas. Es forrajeado por venados. También se usa como ornamental por sus flores.

Heliocarpus velutinus (Tiliaceae): Árbol de 3-6 metros de altura, hojas ovadas u ovado-lanceoladas, acuminadas y subcordadas de 6-15 cm; tronco recto y cilíndrico, ramificado a baja altura. Corteza blanco-grisácea. Ramitas terminales cilíndricas y pubescentes. Hojas simples, alternas, con tres lóbulos acuminados, de 11-24 cm de largo y de 4-20 cm de ancho, obovadas, con bordes serrados y base cordada o truncada. Las hojas presentan glándulas en los bordes. Pecíolo largo, pubescente. Estípulas lanceoladas, caducas. Durante la estación seca deja caer las hojas. Flores blancas, bisexuales o unisexuales. El fruto es una cápsula pubescente, verde, tornándose rojo o rosado al madurar, cubierto de pelos suaves en la superficie exterior y dehiscente en dos valvas. Las semillas son dispersadas por el viento. Florece y fructifica de diciembre a junio.

Ventajas: árbol de rápido crecimiento que puede emplearse en plantaciones mixtas para recuperar áreas degradadas. Es usado como combustible, forraje, para construcción de muros de empalizada y para dolores estomacales y en animales para tratar problemas de embarazo y parto.

Guazuma ulmifolia (Sterculiaceae): Árbol de 10 a 15 m de altura normalmente de menor talla; tronco derecho frecuentemente ramificado desde la base; copa dispersa. Corteza externa ligeramente fisurada en pequeños pedazos, pardo grisácea. Hojas alternas, simples; láminas de 3 x 1.5 a 13 x 6.5 cm, ovadas a lanceoladas, con el margen aserrado; haz rasposo de color verde oscuro y envés sedoso verde grisáceo. Flores actinomorfas de 5 mm de diámetro en panículas de 2 a 5 cm de largo, estrellado-pubescentes, con olor dulce, sépalos verdosos, de 2 a 3 mm de largo o desiguales; 5 pétalos de color crema de 3 a 4 mm de largo y con 3 estambres blancos cada uno; estilo de 1 mm de largo; estigma simple. Los frutos son cápsulas de 3 a 4 cm de largo, en infrutescencias de hasta 10 cm, ovoide, 5- valvada, que se abre tardíamente, con numerosas protuberancias cónicas en la superficie, moreno oscura a negra cuando está totalmente madura, de olor y sabor dulce; contiene numerosas semillas de 2 a 2.5 mm de largo, redondeadas, pardas. Florece casi todo el año, especialmente de abril a octubre y sus frutos maduran casi todo el año, especialmente de septiembre a abril y permanecen durante largo tiempo en el árbol.

Ventajas: especie de rápido crecimiento con potencial para reforestación productiva en zonas degradadas de selva y en zonas secas y áridas. Sus principales usos son fruta, leña y madera. El fruto es comestible y se preparan bebidas, atole, pinole y tortillas; la flor también es comestible. También se usa como forraje, para sombra de cultivos y ganado, como medicina, para conservar y mejorar la fertilidad y estabilidad del suelo, como cerca viva, para construcción de casas e instrumentos musicales. Néctar valioso para la producción de miel de alta calidad.

Durante los meses de marzo a mayo de 2004 se colectaron en la región semillas de las seis especies seleccionadas de frutos maduros en plantas adultas y saludables. Se consideró un fruto maduro aquel que presenta una coloración homogénea y que al ser tocado se cae; en caso de frutos dehiscentes, las semillas se colectaron al abrirse el fruto.

4.3.2 Germinación y crecimiento en invernadero

Para promover la germinación, las semillas con cubierta permeable (*Pithecellobium dulce*, *Leucaena leucocephala* y *Heliocarpus velutinus*) se imbibieron en agua por 24 horas (remojo). Las semillas con cubierta impermeable (*Acacia cochliacantha*, *Ipomoea wolcottiana* y *Guazuma ulmifolia*) fueron previamente escarificadas con ácido sulfúrico hasta ver un cambio en la coloración de la cubierta y luego remojadas. Después del remojo de 24 horas, se les colocó en charolas de plástico con arena húmeda (30x40x15cm) y se les mantuvo a 27°C (30°C máx.- 20°C mín.) con riego diario.

A los 7 días de germinadas se colocaron en bolsas de plástico para invernadero (15x15cm), con una mezcla de suelo del sitio de estudio con arena en una proporción 2:1. El suelo se extrajo de los primeros 10 cm de profundidad de las dos condiciones de pendiente y fue tamizado para eliminar piedras y raíces (malla de 1cm² de luz). En Cuernavaca se acondicionó un invernadero abierto con malla sombra para el crecimiento de las plántulas, las cuales fueron colocadas en galrones con recubrimiento de plástico para evitar plagas, enfermedades y nematodos. La temperatura promedio anual en la zona fue de 21.1°C y la precipitación promedio anual entre los 800 y 1500 mm (Servicio Meteorológico Nacional, 2004). Las plantas fueron regadas cada tercer día en el invernadero.

4.3.3 Transplante a campo y mediciones mensuales

A los dos meses de crecimiento en invernadero, las plantas se transplantaron a campo en condiciones de pendiente contrastantes: sitio con pendiente (de 15°) y sitio plano (condición plana, menos de 5°).

El transplante se realizó en una franja continua y homogénea de 4 plantas a lo largo de la pendiente, por 18 plantas a lo ancho (72 plantas por sitio) con una separación de 1m entre planta y planta y 3.5 m a la cerca para exclusión de ganado. Alrededor de la base de cada planta se colocaron piedras para evitar la competencia e invasión de pastos (Orozco-Segovia, comunicación personal). La distribución fue completamente al azar (Fig. 2).

Sitio con pendiente

1	5	2	4	1	6	4	2	5	1	6	3	2	1	4	6	5	3
3	2	6	2	4	3	5	6	2	3	1	4	6	5	2	3	4	1
2	1	4	3	5	1	4	3	4	2	5	2	3	2	5	6	2	3
5	6	5	4	6	3	6	1	5	6	3	1	4	5	4	1	6	1

Sitio plano

5	6	1	4	3	1	5	4	1	2	6	4	6	1	4	3	6	2
2	1	3	6	2	3	5	1	5	2	6	3	5	3	2	1	5	1
4	6	5	3	6	2	3	4	1	6	2	5	2	4	6	5	4	1
5	1	4	2	4	5	4	2	6	3	1	3	2	6	1	3	4	5

Fig. 2. Esquema de la distribución de las especies estudiadas en los dos sitios (con pendiente y plano) con las siguientes claves:

- (1) *Pithecellobium dulce*, (2) *Acacia cochliacantha*, (3) *Leucaena leucocephala*, (4) *Ipomoea wolcottiana*, (5) *Heliocarpus velutinus* y (6) *Guazuma ulmifolia*.

Mensualmente se registró la supervivencia y se midió el crecimiento tomando la altura total para calcular la tasa de crecimiento relativo (en inglés relative growth rate, RGR) mediante la fórmula (Hunt, 1982)

$$\mathbf{RGR = \frac{\ln x_2 - \ln x_1}{t_2 - t_1}}$$

donde

Ln es el logaritmo natural y

x la altura total en el tiempo

El crecimiento así expresado fue analizado estadísticamente con el programa JMP (versión 3.2.1, SAS Institute Inc., 1997) mediante una prueba t de Student contrastando ambos sitios en cada muestreo (plano y pendiente) por especie a un año de crecimiento. Durante la época de secas (de febrero a mayo) no se realizaron registros.

V. RESULTADOS

5.1 Descripción de los perfiles de suelo.

Meseta. Perfil muy somero y compacto (16cm de profundidad), de textura franco arcillo limosa y color uniforme café oscuro con 20-30% de piedras. El perfil se encuentra dividido en dos horizontes diferenciados por una mayor densidad aparente y de raíces en el primer horizonte (0-8cm) debido al pisoteo continuo y presencia de pastos. Estructura de grado fuerte a moderado que rompe en agregados finos a muy finos con estabilidad de alta a mediana (Tabla 1).

Pendiente. Perfil de mayor profundidad (23cm) de textura franco limo arcillosa a arcillo limosa, color café oscuro un poco rojizo uniforme en apariencia, sin piedras en los horizontes (0-23cm) y pedregoso en el masivo de roca intemperizada (50%). Se presentan motas en los canales dejados por las raíces. La estabilidad de agregados varía según la humedad, siendo alta en húmedo y baja en seco. Todo el perfil es más poroso y con densidades aparentes menores que en la meseta y en el sitio plano (1.3 a 1.5). La densidad de raíces en los primeros 10 cm (extremadamente alta) es mayor que en los otros dos perfiles (meseta y plano) (Tabla 1).

Plano. Perfil profundo (75cm) de textura franco limosa a arcillo limosa con cambios de coloración muy evidente, siendo más rojizo y claro en los dos primeros horizontes, y presentando motas en casi todos los horizontes que aumentan su frecuencia a partir de los 30cm. La estabilidad de los agregados es alta en los primeros 30cm, a partir de los cuales es baja. La densidad aparente se incrementa de 1.4 en el primer horizonte (0-4cm) a 1.6 en el segundo (4-10cm) y permanece igual hasta los 75cm. La densidad de raíces decrece

gradualmente conforme se incrementa la profundidad, pasando de extremadamente alta en el primer horizonte (0-4cm) a baja a los 75cm (Tabla 1).

Tabla 1. Descripción de los horizontes de los perfiles en los tres diferentes puntos de la catena

Perfil	Profundidad	Descripción
Meseta	0-8 cm	Horizonte de textura franco limosa-fina, de color café oscuro (2/2 10YR) con motas claras comunes, finas y bien definidas (mota 5/8 7.5 YR, matriz 5/1 2.5 Y); estructura subangular mediana de grado fuerte que rompe a subangular fino, con muchos poros finos intersticiales exped (fuera del agregado) y comunes inped (dentro del agregado). La estabilidad de agregados, densidad de raíces y densidad aparente (1.8) es muy alta.
	8-16 cm	Horizonte de textura franco arcillo-limosa, de color café más oscuro (2/1 10YR) sin motas; estructura angular media a fina de grado moderado que rompe a angular muy fino, con muchos poros finos y muy finos exped, y comunes inped. La estabilidad de agregados y densidad de raíces es mediana; la densidad aparente (1.6) es menor.
	16 cm	Roca
Pendiente	0-10 cm	Horizonte de textura franco limosa-arcillosa, de color café obscuro (2/2 10YR) con motas comunes en los canales de las raíces, escasas claras y finas (mota 5/8 7.5 YR, matriz 5/1 10 YR); estructura subangular fina de grado moderado que rompe a subangular fina, con muchos poros medianos y finos exped, y comunes finos y muy finos inped. La estabilidad de agregados es alta, la densidad de raíces extremadamente alta y la densidad aparente (1.3) moderada.
	10-23 cm	Horizonte de textura arcillo limosa, de color rojizo más amarillo (3/4 7.5YR) con motas comunes (2-20%) en bandas finas (mota 5/8 7.5 YR y matriz 3/2 7.5 YR); estructura subangular y angular media de grado fuerte que rompe a subangular y angular fina, con muchos poros medianos y finos exped, y comunes finos inped. La estabilidad de agregados es alta en húmedo pero muy baja en seco, la densidad de raíces muy alta y con mayor densidad aparente (1.4) que el horizonte superior.
	23 cm	Masivo de roca intemperizada, de textura franco limosa-fina, de color más claro (4/4 10YR); con poros comunes finos inped y exped. La estabilidad de agregados es muy baja tanto en húmedo como en seco; la densidad de raíces es alta así como la densidad aparente (1.5).

Plano	0-4 cm	Horizonte de textura franco limosa-fina a franco arcillo-limosa, de color café oscuro en húmedo (2/3 10YR) con motas (20%) difusas de 1.2 a 0.3 mm (mota 5/8 7.5 YR, matriz 5/3 10 YR); estructura subangular media a fina de grado moderado que rompe a subangular fina, con muchos poros medianos y finos exped, y pocos inped. La estabilidad de agregados es alta, la densidad de raíces extremadamente alta y la densidad aparente (1.4) mediana.
	4-10 cm	Horizonte de textura arcillo arenosa, de color rojizo más amarillo (3/4 7.5YR) con motas frecuentes (+20%) en nubes (mota 5/8 7.5 YR y matriz 5/3 10 YR) finas de menos de 5mm; estructura subangular media a fina de grado fuerte que rompe a subangular fina, con muchos poros medianos y finos, más exped que inped. La estabilidad de agregados es alta, la densidad de raíces muy alta y hay mayor densidad aparente (1.6) que el horizonte superior.
	10-30 cm	Horizonte de textura arcillo limosa, de color café oscuro en húmedo (2/2 10YR) con moteado incipiente; estructura subangular media de grado fuerte que rompe a subangular fina, con muchos poros finos, más exped que inped. La estabilidad de agregados y densidad de raíces es alta y hay igual densidad aparente (1.6) que el horizonte superior.
	30-75 cm	Horizonte de textura arcillo-arenosa a arcillo-limosa, de color café oscuro (2/2 10YR) con muchas motas (mota 5/8 7.5 YR y matriz 5/3 10 YR); estructura columnar angular gruesa de grado fuerte, que rompe a angular gruesa, con pocos poros finos, más exped que inped. La estabilidad de agregados es baja y densidad de raíces es mediana; hay igual densidad aparente (1.6) que el horizonte superior.
	75 cm	Horizonte de estructura masiva, con textura arcillo-limosa de color muy amarillento (4/4 10YR), con motas frecuentes (+20%) en forma de nube claramente perceptibles (mota 5/8 10YR y matriz 5/2 10YR); con pocos poros finos y muy finos. La estabilidad de agregados y la densidad de raíces es baja; la densidad aparente es mucho mayor (1.8).
NOTA: En este perfil se encontró una grieta continua desde el tercer horizonte hasta el fin del perfil; la anchura varió de 3cm al inicio hasta 20cm a los 60 y 70cm de profundidad.		

5.2 Nutrientes del suelo

5.2.1 Materia orgánica

No se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de materia orgánica entre muestreos por sitio ($p > 0.05$) ni entre sitios por muestreo, a excepción del inicio de lluvias (M1), donde fue significativamente mayor para el sitio con pendiente ($t = 0.0093$, $p < 0.05$, g.l. 4). Sin embargo hay una tendencia a incrementarse con las lluvias sobre todo en el sitio plano, (Fig. 3).

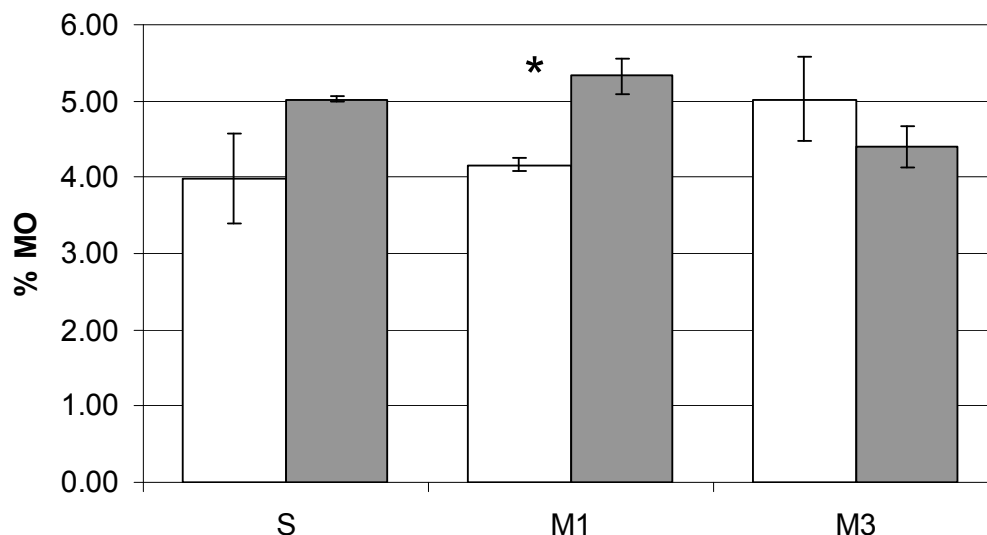


Fig. 7. Actividad de la deshidrogenasa en el suelo en los muestreos de secas (S), inicio de lluvias (M1) y lluvias con anegamiento del sitio plano (M3). Las barras blancas corresponden al sitio plano y las barras grises al sitio con pendiente. Las líneas verticales representan el error estándar. Las letras indican los grupos estadísticamente distintos entre

5.2.2 Nitrógeno

Nitratos. La concentración de nitratos en ambos sitios fue significativamente mayor (más del triple) en el muestreo de secas (S) que en los muestreos de lluvias ($F = 44.2$, $p < 0.0001$, g.l. 3); durante los muestreos de lluvias, en el sitio plano, la concentración de

nitratos disminuye, presentándose diferencias significativas entre los muestreos de inicio de lluvias (M1) y lluvias con anegamiento (M3), mientras que en el sitio con pendiente no se registraron diferencias significativas entre los muestreos de lluvias. Estadísticamente no hubo diferencias significativas entre sitios (plano y con pendiente) por muestreo a excepción del muestreo de lluvias con anegamiento del sitio plano (M3), donde la concentración de nitratos fue significativamente mayor en el sitio con pendiente ($t=0.055$, $p=0.0049$, g.l. 8; Fig. 4).

Amonio. La concentración de amonio en ambos sitios fue significativamente mayor en el muestreo de secas (S) que en los muestreos de lluvias (M1, M2 y M3). Durante la época de lluvias, la concentración de amonio tiende a aumentar, presentando diferencias significativas únicamente entre el muestreo de inicio de lluvias (M1) y lluvias sin y con anegamiento del sitio plano (M2 y M3; $F=36.48$, $p<0.0001$ g.l. 3). La concentración de amonio al inicio de lluvias fue la más baja para ambos sitios ($M1=0.73$ ppm, ± 0.06). No se encontraron diferencias significativas entre sitios por muestreo ($p>0.05$; Fig. 4).

Tasa de nitrificación. La tasa de nitrificación en el sitio plano fue significativamente mayor al inicio de lluvias (M1-M2), que al encontrarse anegado (M2-M3). Contrariamente, en el sitio con pendiente, la tasa de nitrificación aumentó significativamente luego del inicio de lluvias (M2-M3) presentando además diferencias significativas con el sitio plano ($t=0.0047$, $p<0.001$, g.l. 8). No se encontraron diferencias significativas entre sitios al inicio de lluvias ($t=0.55$, $p>0.05$, g.l. 8; Fig. 4).

Tasa de mineralización. La tasa de mineralización fue significativamente mayor al inicio de lluvias que al momento de anegarse el sitio plano ($F=46.0$, $p<0.0001$, g.l. 2), pero no se encontraron diferencias significativas entre sitios por muestreo ($p>0.05$; Fig. 4).

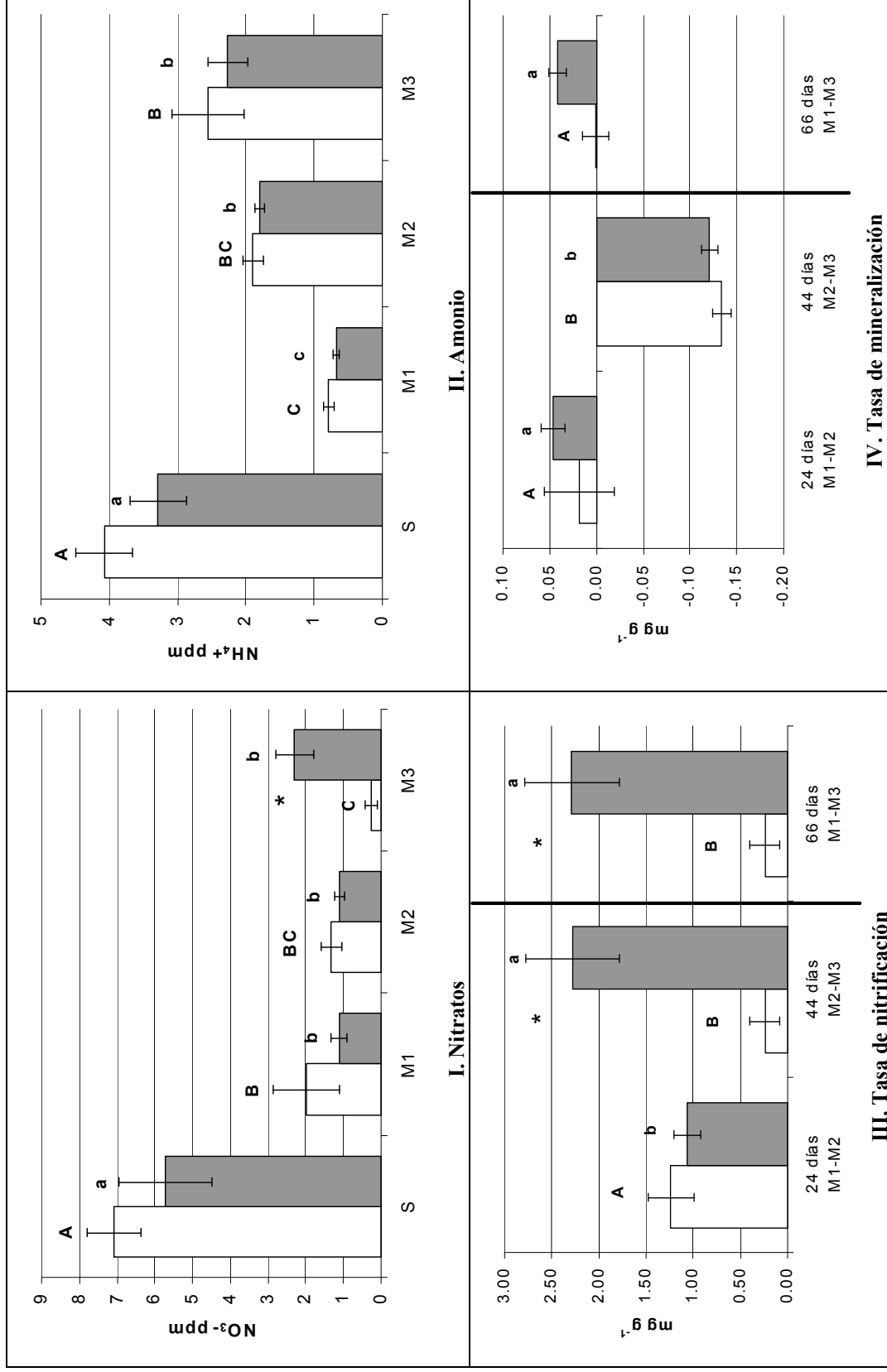


Fig. 4. Concentración de (I) nitratos, (II) amonio, (III) tasa de nitrificación y (IV) tasa de mineralización en los muestreos de secas (S), inicio de lluvias (M1), lluvias sin anegamiento (M2) y lluvias con anegamiento del sitio plano (M3). Las barras blancas corresponden al sitio plano y las barras grises al sitio con pendiente. Las líneas verticales representan el error estándar. Las letras indican los grupos estadísticamente distintos entre muestreos por sitio, siendo mayúsculas para el sitio plano y minúsculas para el sitio con pendiente (Tukey Kramer). * = diferencias significativas entre sitios para el mismo muestreo ($p < 0.05$).

5.2.3 Fósforo

Fósforo asimilable. La concentración de fósforo asimilable fue significativamente mayor en secas (S) que en los muestreos de lluvias (M1 y M3; $F=14.74$, $p=0.003$, g.l. 2). No se encontraron diferencias significativas entre sitios por muestreos ($p>0.05$) (Fig. 5).

Fósforo total. En el sitio plano, la concentración de fósforo total es significativamente mayor en el muestreo de lluvias con anegamiento (M3) que al inicio de lluvias (M1; $t=0.0188$, $p<0.001$, g.l. 10); mientras que en el sitio con pendiente no se registraron diferencias significativas entre muestreos. La concentración de fósforo total entre sitios por muestreo presentó diferencias significativas únicamente en el muestreo de lluvias con anegamiento (M3), donde fue significativamente mayor en el sitio plano ($t=0.0012$, $p<0.0001$, g.l. 10; Fig. 5).

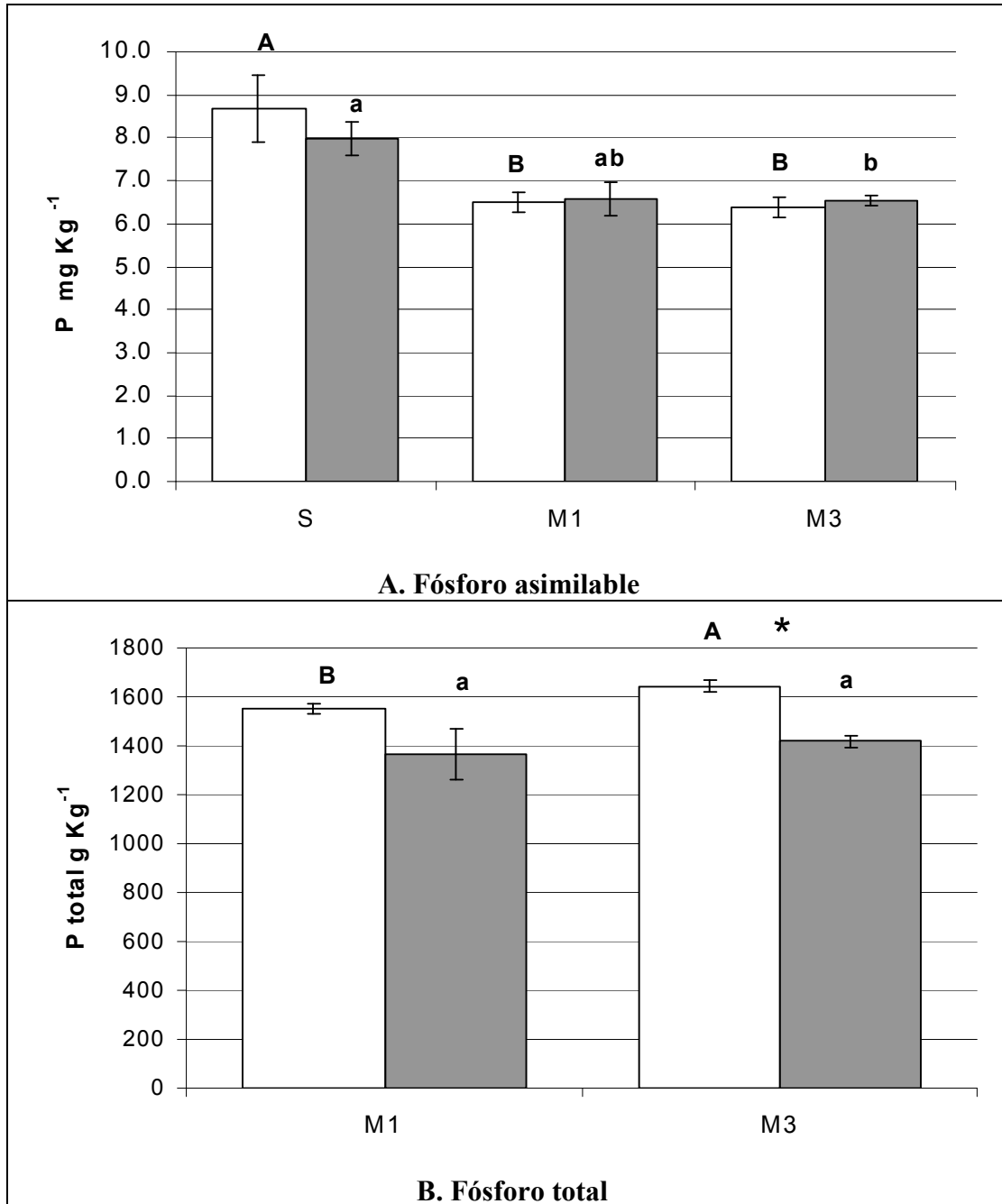


Fig. 5. Concentración de (A) fósforo asimilable y (B) fósforo total en los muestreos de secas (S), inicio de lluvias (M1) y lluvias con anegamiento del sitio plano (M3). Las barras blancas corresponden al sitio plano y las barras grises al sitio con pendiente. Las líneas verticales representan el error estándar. Las letras indican los grupos estadísticamente distintos entre muestreos por sitio, siendo mayúsculas para el sitio plano y minúsculas para el sitio con pendiente (Tukey Kramer). * = diferencias significativas entre sitios para el mismo muestreo ($p < 0.05$).

5.3 Actividad biológica

5.3.1 Raíces

La cantidad de raíces en los primeros 10cm de profundidad medida en los perfiles por densidad fue mayor para el sitio con pendiente que para el sitio plano (extremadamente alta y muy alta respectivamente). De igual manera, la cantidad de raíces medida por peso seco fue significativamente mayor para el sitio con pendiente ($0.543 \text{ g g}^{-1} \text{ suelo} \pm 0.09$) que para el sitio plano ($0.324 \text{ g g}^{-1} \text{ suelo} \pm 0.02$; $t=2.48$, $p=0.028$, g.l. 12).

5.3.2 Esporas

En ambos sitios se encontraron diferencias significativas en la cantidad de esporas de HMA entre muestreos; en el sitio plano, la cantidad de esporas de HMA en los muestreos de inicio de lluvias (M1) y lluvias sin anegamiento (M2) fue similar ($p>0.05$) y difirieron significativamente, en orden descendente, con el muestreo de secas (S) y con el de lluvias con anegamiento (M3; $F=131$, $p<0.001$, g.l. 3). Por el contrario, en el sitio con pendiente, la cantidad de esporas de HMA se incrementa con las lluvias, presentando diferencias significativas, en orden ascendente, entre los muestreos de secas (S), inicio de lluvias (M1) y, como un grupo, lluvias sin anegamiento (M2) y con anegamiento (M3; $F=97.03$, $p<0.05$, g.l. 3). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre sitios en los muestreos de secas (S), lluvias sin anegamiento (M2) y con anegamiento (M3; $p<0.05$, g.l. 4); únicamente al inicio de lluvias (M1) no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($t=1.24$, $p=0.28$, g.l. 4; Fig. 6).

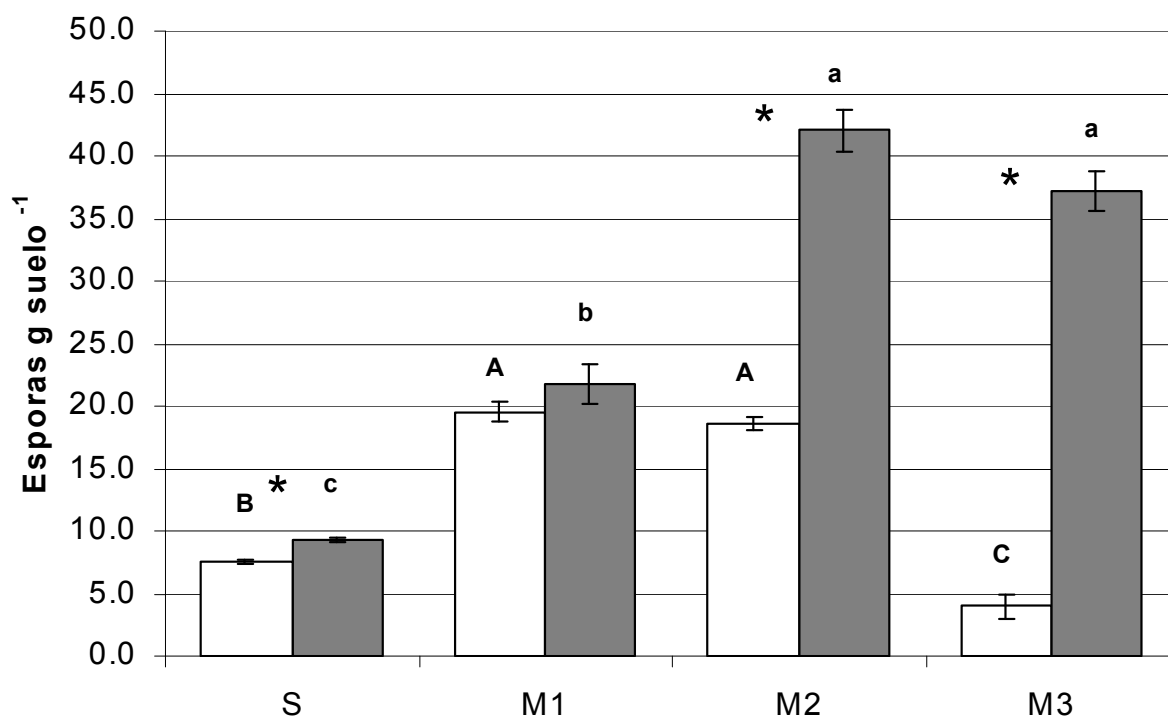


Fig. 6. Número de esporas de hongos micorrízicos arbusculares por gramo de suelo en los muestreos de secas (S), inicio de lluvias (M1), lluvias sin anegamiento (M2) y lluvias con anegamiento en el sitio plano (M3). Las barras blancas corresponden al sitio plano y las barras grises al sitio con pendiente. Las líneas verticales representan el error estándar. Las letras indican los grupos estadísticamente distintos entre muestreos por sitio, siendo mayúsculas para el sitio plano y minúsculas para el sitio con pendiente (Tukey Kramer). * = diferencias significativas entre sitios para el mismo muestreo ($p < 0.05$).

5.3.3 Actividad de la deshidrogenasa

Se encontraron diferencias significativas entre muestreos por sitio; en el sitio plano, la actividad de la deshidrogenasa en el muestreo de inicio de lluvias ($M1=45.96$) fue significativamente menor ($F=44.05$, $p < 0.0001$, g.l. 2) que en los muestreos de secas ($S=219.8$ ug INT $g^{-1} h^{-1}$, ± 5.4) y lluvias con anegamiento ($M3=247.1$ ug INT $g^{-1} h^{-1}$, ± 14), sin encontrarse diferencias significativas entre estos dos últimos ($p > 0.05$). En el sitio con pendiente, la actividad de la deshidrogenasa presentó diferencias significativas ($F=58.88$, $p < 0.0001$, g.l. 2), en orden ascendente, entre los muestreos inicio de lluvias (M1), secas (S)

y lluvias con anegamiento (M3). Sin embargo, mientras que en el sitio con pendiente la actividad de la deshidrogenasa en el último muestreo se dispara al doble del valor de secas (S=245 ug INT g⁻¹ h⁻¹, ±2.6; M3=485 ug INT g⁻¹ h⁻¹, ±47.6), en el sitio plano la actividad registrada en el muestreo de lluvias con anegamiento (M3) sólo alcanza valores similares a los registrados en secas (S).

En todos los muestreos la actividad de los microorganismos edáficos medida por la actividad de la deshidrogenasa fue significativamente mayor en el sitio con pendiente (p<0.05, g.l. 16; Fig. 7).

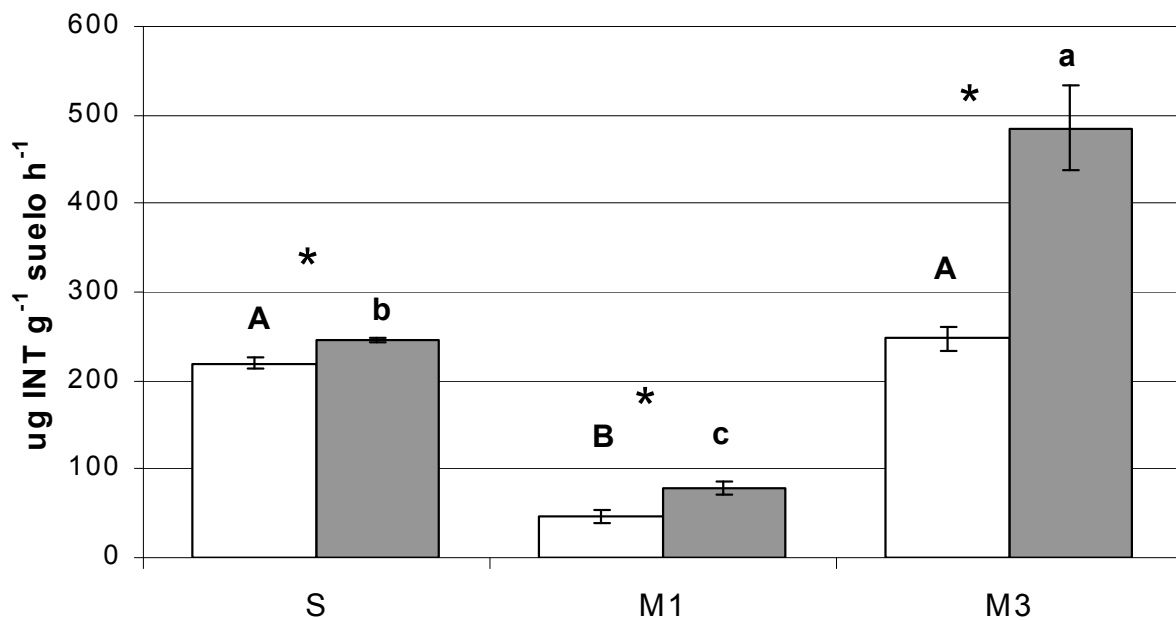


Fig. 7. Actividad de la deshidrogenasa en el suelo en los muestreos de secas (S), inicio de lluvias (M1) y lluvias con anegamiento del sitio plano (M3). Las barras blancas corresponden al sitio plano y las barras grises al sitio con pendiente. Las líneas verticales representan el error estándar. Las letras indican los grupos estadísticamente distintos entre muestreos por sitio, siendo mayúsculas para el sitio plano y minúsculas para el sitio con pendiente (Tukey Kramer). * = diferencias significativas entre sitios para el mismo muestreo (p<0.05).

5.4 Supervivencia

La supervivencia de todas las especies en el sitio con pendiente fue mayor que en el sitio plano durante un año de crecimiento en campo. En el sitio plano la supervivencia disminuyó desde el segundo mes (agosto de 2004), continuando durante las lluvias; a un año de crecimiento en campo sólo dos individuos sobrevivieron en el sitio plano, uno de *Leucaena leucocephala* y otro de *Guazuma ulmifolia* (8.33%). En el sitio con pendiente la supervivencia hasta antes de la época de secas (julio de 2004 a enero de 2005) fue de 100% excepto para *Heliocarpus velutinus* y *Guazuma ulmifolia*; después de un año de crecimiento en campo, en el sitio con pendiente sobrevivieron *Acacia cochliacantha* (66.67%) e *Ipomoea wolcottiana* (50%). En ambos sitios la especie con menor supervivencia desde el segundo mes fue *Heliocarpus velutinus* (41.67%; Fig. 8).

5.5 Crecimiento

La tasa relativa de crecimiento (RGR) de las seis especies en ambos sitios tendió a disminuir a valores cercanos a cero a partir del transplante a campo, manteniendo esta tendencia hasta el inicio de lluvias (junio 2005), cuando los individuos de las especies sobrevivientes rebrotaron. La RGR por especie fue similar entre sitios a excepción de *Acacia cochliacantha* (Agosto 2004;) e *Ipomoea wolcottiana* (Agosto y Septiembre 2004; $t=0.048$, $t=0.00005$ y $t=0.0116$, respectivamente, $p<0.05$. g.l. 22) quienes alcanzaron una RGR mayor en el sitio con pendiente que en el sitio plano; contrariamente, *Heliocarpus velutinus* (Septiembre 2004) y *Guazuma ulmifolia* (Enero 2005) presentaron una RGR mayor en el sitio plano que en el sitio con pendiente ($t=0.03$ y $t=0.02$, respectivamente, $p<0.05$, g.l. 22). A pesar de que la RGR disminuye luego del transplante, a un año de crecimiento en campo la RGR de *Acacia cochliacantha* e *Ipomoea wolcottiana* vuelve a alcanzar valores similares a los iniciales (Fig. 9).

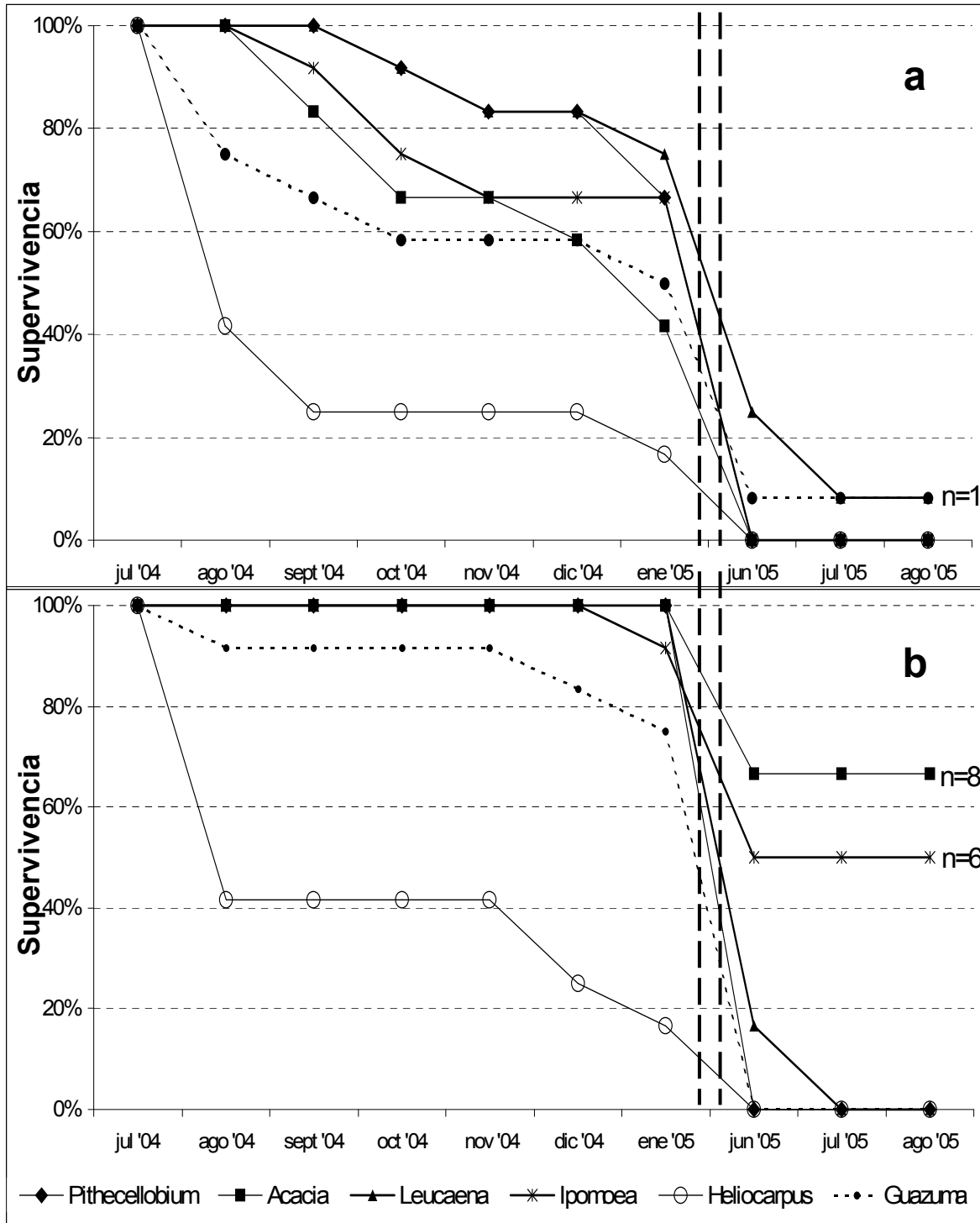


Fig. 8 . Porcentaje de supervivencia de las seis especies durante un año de crecimiento en campo en (a) el sitio plano y (b) el sitio con pendiente. Las líneas verticales punteadas corresponden a los meses de secas durante los cuales no se realizaron registros.

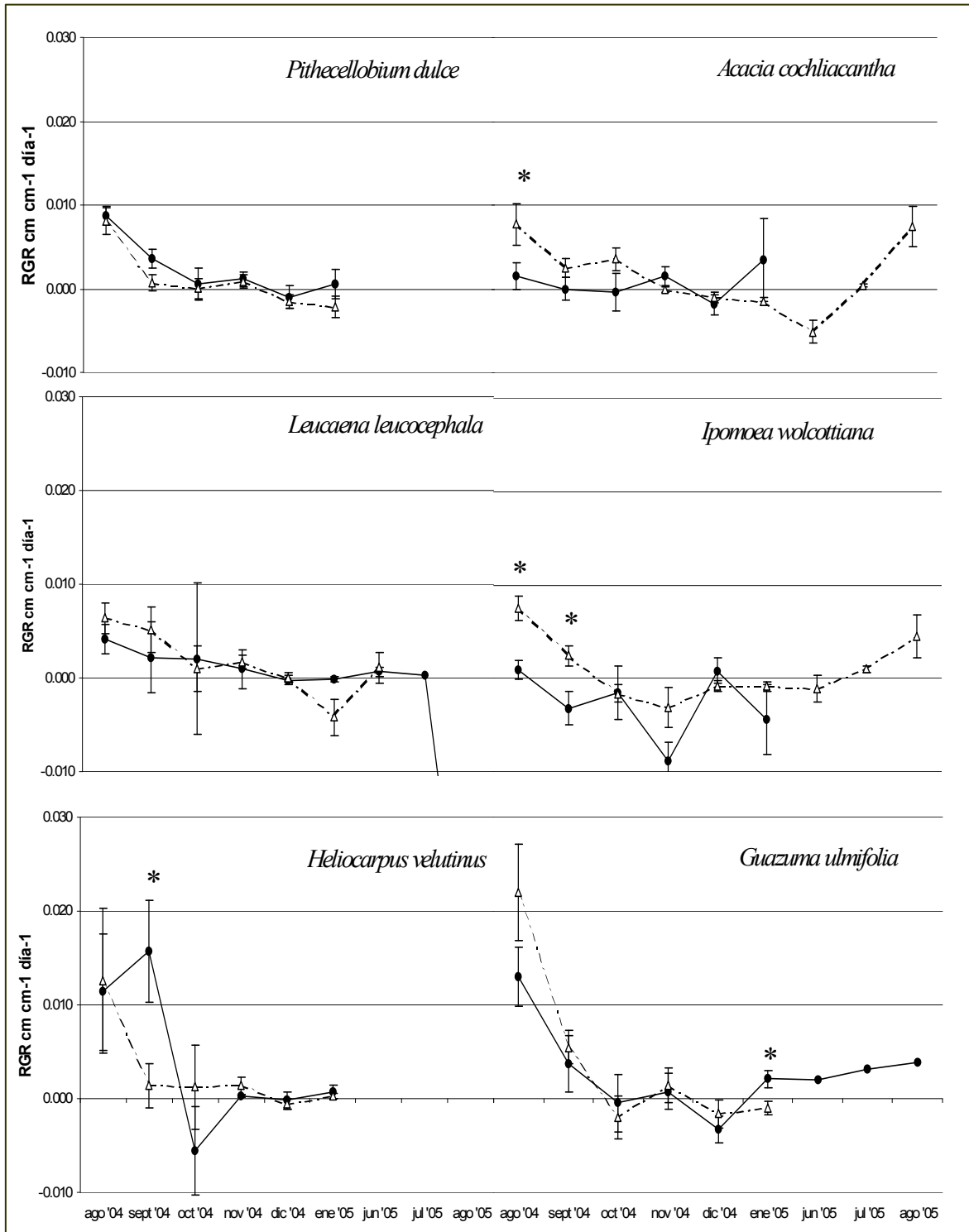


Fig. 9. Tasas relativas de crecimiento (RGR) de las seis especies en el sitio plano —●— y el sitio con pendiente -△- a lo largo de un año de crecimiento en campo. Las líneas verticales representan el error estándar y los asteriscos diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

VI. DISCUSIÓN

Las diferencias encontradas en los perfiles de suelo (*i.e.* profundidad, textura) se explican por la pendiente y posición en la catena (Brady, 1990; Galicia-Sarmiento, 1992). Las motas encontradas en el perfil del sitio plano, así como las observaciones directas de campo en época de lluvias, indican la ocurrencia de eventos de anegamiento debido a la pobre estructura del suelo en el sitio plano (baja infiltración). La baja infiltración ha sido reportada también por otros autores como consecuencia de una pobre estructura de suelo medida, por ejemplo, mediante la estabilidad de agregados (Tisdall y Oades, 1982; Reynolds *et al.*, 2002), espacio poroso (Awadhwal y Thierstein, 1985; Brady, 1990), cantidad de materia orgánica (FAO, 1980; Tisdall y Oades, 1982; Awadhwal y Thierstein, 1985; Scott *et al.*, 1999; Wuest *et al.*, 2005), actividad de raíces (Carroll *et al.*, 2004) y microorganismos del suelo (Scott *et al.*, 1999).

La ausencia de diferencias significativas en el porcentaje de materia orgánica entre sitios y entre muestreos, sugiere que la geomorfología de este sitio no determina la cantidad de materia orgánica, lo que contrasta con los resultados de Solís (1993) y Galicia-Sarmiento (1992) quienes encuentran una mayor concentración de materia orgánica en los sitios planos comparados con sitios con pendiente. En el presente estudio no se encontró una correlación positiva entre materia orgánica y la actividad biológica del suelo, misma que reportan varios autores (Kennedy y Smith, 1995; Paul y Clark, 1996; Chander *et al.*, 1997; Arunachalam *et al.*, 1999; Bandick y Dick, 1999; Vance y Entry, 2000; Caravaca *et al.*, 2002a y b; Chevallier *et al.*, 2004; Milne y Haynes, 2004; García *et al.*, 2005; Tejada *et al.*, en prensa); esto sugiere que las diferencias en la actividad de la deshidrogenasa entre sitios podría responder a las condiciones de anoxia generadas en el sitio plano por anegamiento y

no al contenido de materia orgánica. Fisher (1995) tampoco encuentra esta relación materia orgánica-deshidrogenasa, pero él atribuye su variación a la densidad aparente; en este estudio, la densidad aparente influye sólo de manera indirecta en la actividad de la deshidrogenada al propiciar el anegamiento y por ende las condiciones de anoxia en el sitio plano.

La máxima concentración de amonio se registró en secas (S), lo que concuerda con Saynes *et al.* (2005) quienes estudiaron la dinámica del N también en un sistema estacional tropical, pero difiere inversamente con los mismos autores para la concentración de nitratos. La mayor tasa de nitrificación durante las lluvias (M2-M3) y de mineralización al inicio de lluvias (M1-M2) es también reportada por Singh *et al.* (2001) para bosques estacionales en Nepal, sin embargo, los valores más bajos obtenidos por estos autores en sitios recientemente perturbados (1 año) duplican los encontrados en este estudio, lo que muestra el empobrecimiento de este sitio.

La mayor concentración de P registrada en secas concuerda con lo reportado por Campo *et al.* (1998) para la selva baja caducifolia de Chamela, y puede atribuirse a la inactividad de las plantas y la falta de humedad durante esta época. Los valores de P total entre sitios sólo fueron significativamente distintos durante las lluvias con anegamiento, concordando con el patrón observado también en Chamela por Campo (1993) y Solís (1993), pero la diferencia entre sitios no es tan marcada como la que los mismos autores reportan y en sus sitios no hay eventos de anegamiento. Debido a los bajos niveles de P, la inoculación micorrizica podría mejorar el aprovechamiento de este elemento por las plantas, tal como sugieren Khurana y Singh (2001) y Jasper y Davy (1993) quienes encuentran que las micorrizas mejoran la incorporación de P, más aún a bajos niveles de P;

sin embargo, en los sitios planos de este estudio, el anegamiento influye de manera negativa en la actividad de las micorrizas y por lo tanto en los niveles de P.

La supervivencia fue mayor en el sitio con pendiente, siendo *Acacia cochliacantha* e *Ipomoea wolcottiana* (66.67% y 50% respectivamente) las especies que se establecieron a un año de crecimiento en campo; estos resultados concuerdan con Jara (2005) quien encuentra que las especies más frecuentes en sitios abandonados de la Sierra de Huautla son *Acacia cochliacantha* e *Ipomoea arborescens*. Las otras cuatro especies (*Pithecellobium dulce*, *Leucaena leucocephala*, *Heliocarpus velutinus* y *Guazuma ulmifolia*) no se establecieron porque no lograron superar la época de secas. A pesar de ser caducifolias, sus hojas permanecen más tiempo que las de *Acacia cochliacantha* e *Ipomoea wolcottiana*, lo que sugiere un mayor gasto de agua por permanecer más tiempo expuestas transpirando. La alta mortalidad de *Heliocarpus velutinus* mostrada desde el segundo mes en campo puede estar relacionada a su menor tamaño al momento del transplante (3cm, promedio)

Las RGR fueron menores que las reportadas en la literatura (Vazquez-Yanes *et al.*, 1999); al igual que lo propuesto por Verduzco (1968) para restaurar terrenos forestales, y por Allen (1986) en Tanzania, en el presente estudio, el deterioro del suelo afecta negativamente el crecimiento de las plantas. En este sentido, las enmiendas aplicadas para mejorarlo estructuralmente o su actividad microbiológica (como al inocular con HMA), favorecerán el crecimiento vegetal, tal como reportan Carter *et al.* (1992) y Caravaca *et al.* (2002b). Aunque estudios como los de De Villalobos *et al.* (2005) reportan mayor emergencia y supervivencia de *Prosopis caldenia* en suelos perturbados, debe notarse que en sus experimentos también agregaron estiércol, lo que mejora el suelo a pesar del

disturbio; en el estudio de Van Rheenen *et al.* (2004), el crecimiento se correlaciona positivamente con el disturbio del suelo, pero las plantas en este estudio son altamente demandantes de luz, por lo que sitios perturbados tienen mayor irradiación que en sitios no perturbados, donde el sombreado y competencia de otras plantas afecta negativamente el crecimiento de especies colonizadoras.

Sin embargo, el crecimiento de la parte aérea es sólo una parte del crecimiento total de la planta y, tal como establecen Murphy y Lugo (1986) y Lieberman y Li (1992), el crecimiento radicular de plántulas de sistemas estacionales es mayor que el aéreo, lo que sugiere que probablemente los recursos incorporados por las plántulas del presente estudio hayan sido asignados a las raíces. Un mayor desarrollo radicular conferirá ventajas en el aprovechamiento de parches ricos en nutrientes (Moore, 2003), y las diferencias inherentes a cada especie en estrategias para incorporar nutrientes supone que habrá menos competencia entre especies (Eviner y Chapin III, 1997).

La recuperación de esta zona de taludes en particular es de vital importancia a nivel de embalse, debido a que el río Tembembe forma parte de la cuenca del Balsas y aporta agua a la zona Noroeste del estado de Morelos. Para su recuperación se debe emplear una estrategia que combine el conocimiento biológico generado a partir de este trabajo, así como otras mejoras a nivel mecánico. En los sitios con pendiente, las especies más susceptibles a ser usadas son *Acacia cochliacantha* e *Ipomoea wolcottiana*; el tiempo de crecimiento previo a la introducción a campo podría aumentarse con el fin de introducir plántulas más fuertes, sin embargo, debe evaluarse la viabilidad de prolongar el crecimiento en invernadero (recursos económicos, materiales, espaciales y humanos). Las enmiendas en los sitios planos deberán estar encaminadas a mejorar la estructura, drenaje y actividad biológica antes de emplear técnicas biológicas como la introducción de plantas.

VII. CONCLUSIONES

La geomorfología determina las características edáficas y estas se relacionan con el éxito en el establecimiento. El sitio de pendiente no presenta eventos de anegamiento y mantiene una mejor estructura que el sitio plano (menor densidad aparente, mayor espacio poroso) que favorece el desarrollo radicular y el crecimiento, y que es mantenida por una mayor actividad biológica que en el sitio plano.

Las variaciones en el comportamiento de otras características edáficas entre sitios, tales como la concentración y tasa de nutrientes, se explican por la baja actividad biológica, consecuencia de las condiciones de anoxia generadas por el anegamiento en el sitio plano.

Los valores negativos de la RGR se explican por la desecación del ápice como respuesta a la falta de agua sin comprometer la supervivencia y crecimiento posterior en *Acacia cochliacantha* e *Ipomoea wolcottiana*. Debido a este comportamiento caducifolio, la altura no sigue incrementándose a partir de la máxima alcanzada en la primer temporada de lluvias (2004), rebrotando en varios puntos (yemas axilares) en la segunda (2005) asemejando el crecimiento arbustivo.

La recuperación de esta zona requiere una estrategia combinada: en los sitios con pendiente las especies más susceptibles a ser usadas son *Acacia cochliacantha* e *Ipomoea wolcottiana*; en los sitios planos deberán emplearse otros métodos que mejoren físicamente el suelo antes de emplear técnicas biológicas como la introducción de plantas.

Aún cuando la introducción de individuos a campo es una técnica muy usada para restaurar sitios degradados, y existe información técnica de las especies en condiciones óptimas u otros sitios, el éxito dependerá de la información disponible, como la descripción de las condiciones edáficas del sitio.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta-Martínez, V., T.M. Zobeck y V. Allen. 2004. Soil microbial, chemical and physical properties in continuous cotton and integral crop-livestock systems. *Soil Science Society of America Journal* 68 (6) 1875-1884
- Aguilar, S. 1998. *Ecología del estado de Morelos, un enfoque geográfico*. Editorial Praxis. México.
- Aide, T. M. 2000. Clues for tropical forest restoration. *Restoration Ecology* 8 (4) 327
- Alef, K. 1995. Dehydrogenase activity. En: Alef, K. y P. Nannipieri. 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, USA. pp 228-231
- Alef, K. y P. Nannipieri. 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, USA. 576 pp.
- Allen, J.C. 1986. Soil properties and fast-growing tree species in Tanzania. *Forest Ecology and Management* 16 (1-4) 127-147
- Allison, V.J., R.M. Miller, J.D. Jastrow, R. Matamala y D.R. Zak. 2005. Changes in soil microbial community structure in a tall grass prairie chronosequence. *Soil Science of America Journal* 69 (5) 1412-1421
- Archer, S. 1995. Herbivore mediation of grass-woody plant interactions. *Tropical Grasslands* 29, 218-235.
- Arnold, S.S., I.J. Fernández, L.E. Rustad y L.M. Zibilske. 1999. Microbial response of an acid forest soil to experimental soil warming. *Biology and Fertility of Soils* 30, 239-244
- Arunachalam, K., A. Arunachalam y N.P. Melkania. 1999. Influence of soil properties on microbial populations, activity and biomass in humid subtropical mountainous ecosystems of India. *Biology and Fertility of Soils* 30, 217-223
- Avidano, L., E. Gamalero, G.P. Cossa y E. Carraro. 2005. Characterization of soil health in an Italian polluted site by using microorganisms as bioindicators. *Applied Soil Ecology* 30, 21-33
- Awadhwai, N. K. y G. E. Thierstein. 1985. Soil crust and its impact on crop establishment: A review. *Soil and Tillage Research* 5 (3) 289-302

- Bandick, A.K. y R.P. Dick. 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 1471-1479
- Bayhan, Y., B. Kayisoglu y E. Gonulol. 2002. Effect of soil compactation on sunflower growth. *Soil and Tillage Research* 68 (1) 31-38
- Benfield, C.B., Howard, P.J.A., Howard, D.M., 1977. The estimation of dehydrogenase activity in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 9, 67-70
- Boix-Fayos, C., A. Calvo-Cases, A.C. Imeson y M.D. Soriano-Soto. 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena* 44, 47-67
- Brady, N.C. 1990. *The nature and properties of soils*. 10th edition. Macmillan Publishing Co. USA. 621 pp.
- Brookes, P.C. 1995. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils* 19, 277-279
- Brown, J.R. y S. Archer. 1989. Woody plant invasion grassland: establishment of honey mesquite (*Prosopis glandulosa* var. *glandulosa*) on sites differing in herbaceous biomass and grazing history. *Oecologia* 80 (1) 19-26
- Brzezinska, M., Z. Stepniewska y W. Stepniewski. 1998. Soil oxygen status and dehydrogenase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1783-1790
- Buol, S.W., F.D. Hole y R.J. McCracken. 1989. *Soil genesis and classification*. 3era edición. Iowa State University Press, USA. 446 pp.
- Burger, J.A. y D.L. Kelting. 1999. Using soil quality indicators to asses forest stand management. *Forest Ecology and Management* 122, 155-156
- Cammeraat, L.H. y A.C. Imeson. 1998. Deriving indicator of soil degradation from soil aggregation studies in southeastern Spain and southern France. *Geomorphology* 23 307-321
- Campo, J. 1993. Disponibilidad y flujos de nutrimentos en una toposecuencia con bosque tropical seco en México. *Agrociencia* 37 (2) 211-219
- Campo, J., V. Jaramillo y J.M. Maass. 1998. Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia* 115 (1-2) 167-172

- Caravaca, F., G. Masciandaro y B. Ceccanti. 2002a. Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research* 68 (1) 23-30
- Caravaca, F., J.M. Barea, D. Figueroa y A. Roldán. 2002b. Assessing the effectiveness of mycorrhizal inoculation and soil compost addition for enhancing reafforestation with *Olea europaea* subsp. *Sylevestris* through changes in soil biological and physical parameters. *Applied Soil Ecology* 20, 107-118
- Carpenter-Boggs, L., P.D. Stahl, M.J. Lindstrom y T.E. Schumacher. 2003. Soil microbial properties under permanent grass, conventional tillage and no-tillage management in south Dakota. *Soil and Tillage Research* 71, 15-23
- Carroll, Z.L., S.B. Bird, B.A. Emmett, B. Reynolds y F.L. Sinclair. 2004. Can trees shelterbelts on agricultural land reduce flood risk?. *Soil Use and Management* 20 (3) 357-359
- Carter, D.C., D. Harris, J.B. Youngquist y N. Persaud. 1992. Soil properties, crop water use and cereal yields in Botswana after additions of mulch and manure. *Field Crops Research* 30 (1-2) 97-109
- Cerdá, A. 1998. Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena* 32, 73–86
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los Ecosistemas Terrestres de México. Pasado, presente y futuro. CONABIO. IBUNAM. ASM, SC, México.
- Chander, K., S. Goyal, M.C. Mundra y K.K. Kapoor. 1997. Organic matter, microbial biomass and enzyme activity of soils under different crop rotations in the tropics. *Biology and Fertility of Soils* 24, 306-310
- Chappell, N.A., J.L. Ternan y K. Bindin. 1999. Correlation of physicochemical properties and sub-erosional landforms with aggregate stability variations in a tropical Ultisol disturbed by forestry operations. *Soil and Tillage Research* 50 (1999) 55-71
- Chávez-León, G. 1996. Principios, conceptos y consideraciones de restauración ecológica. *Ciencia Forestal* 21 (80) 3-24
- Chevallier, T., E. Blanchart, A. Albrecht y C. Feller. 2004. The physical protection of soil organic carbon in aggregates: a mechanism of carbon storage in a Vertisol under pasture and market gardening (Martinique, West Indies). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 375–387

- CNA (Comisión Nacional del Agua), 1996. Clasificación del Río Apatlaco. Documento de estudio para determinar capacidad y características de uso y calidad en las descargas de aguas residuales que se vierten a la corriente superficial a fin de preservar este recurso hídrico. CNA. México.
- Daniels, B.A. y H.D. Skipper. 1983. Methods for the recovery and quantitative estimation of propagules from soil. En: *Methods and principles of mycorrhiza research*. Shenck, N.C. Paul, Minnesota. pp 29-37
- de Alba, E. y M.E. Reyes. 1998. La diversidad biológica de México: Estudio de País, 1998. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- de Deyn, G.B., C.E. Raaijmakers, H.R. Zoomer, M.P. Berg, P.C. de Ruiter, H.A. Verhoef, T.M. Bezemer y W.H van der Putten. 2003. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature* 422, 711-713
- De Villalobos, A.E., D.V. Peláez y O.R. Elia. 2005. Factors related to establishment of *Prosopis caldenia* Burk. seedlings in central rangelands of Argentina. *Acta Oecologica* 27, 99-106
- Dorado, O. 1997. Sustainable development in the tropical deciduous forest of México: myths and realities. En: Hoagland, K.E. y A.Y. Rossman (eds.), *Global genetic resources: access, ownership and intellectual property rights*. Association of Systematic Collections. USA, 263-278 pp.
- Evans, J. 1992. *Plantation forestry in the tropics*, 2nd ed. Clarendon press, Oxford. 403 pp.
- Eviner, V.T. y F.S. Chapin III. 1997. Plant-microbial interactions. *Nature* 385, 26-27
- FAO, 1980. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de suelos. FAO, Roma.
- Filip, Z. 2002. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 169-174
- Fisher, R.F. 1995. Amelioration of degraded rain forest soils by plantations of native trees. *Soil Science Society of America Journal*. 59, 544-549
- Forth, H.D. 1984. *Fundamentals of soil science*. 7th edition. John Wiley and Sons. USA.
- Friedel, J. K., K. Mölter y W.R. Fischer. 1994. Comparison and improvement of methods for determining soil dehydrogenase activity by using triphenyltetrazolium chloride and iononitrotetrazolium chloride. *Biology and Fertility of Soils* 18, 291-296

- Galicia-Sarmiento, L. 1992. Influencia de la variabilidad de la forma de la pendiente en las propiedades físicas del suelo y su capacidad de retención de agua en una cuenca tropical estacional. Tesis de licenciatura. UNAM.
- García, C., A. Roldán y T. Hernández. 2005. Ability of different plant species to promote microbiological processes in semiarid soil. *Geoderma* 124, 193–202
- Gerhardt, K. 1993. Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science*, 4, 95-102
- Gobierno del Estado de Morelos. 2004. Municipio de Miacatlán: medio físico. <http://e-municipios.e-morelos.gob.mx/miacatlan.htm>
- Gómez-Aparicio, L., R. Zamora, J.M. Gómez, J.A. Hódar, J. Castro y E. Baraza. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14 (4) 1128-1138
- Harrington, CA. 1999. Forest planted for ecosystem restoration or conservation. *New Forest* 17, 175-190
- Holl, K. M.E. Loik, E.H.V. Lin e I.A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8 (4) 339-349
- Hooper, E.R., P. Legendre y R. Condit. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42 (6) 1165–1174.
- Hunt, R. 1982. Plant growth curves: the functional approach to plant growth analyses. Arnold. U.K. 243 pp.
- IFN (Inventario Forestal Nacional). 2000. Estadísticas del uso del suelo. INF. México.
- INEGI. 1982. Carta edafológica 1:50000 E-14-A-58. INEGI. México
- INEGI. 1995. Censo nacional. INEGI. México
- INEGI. 2000. Carta de climas 1:50000 E-14-A-58. INEGI. México
- Jara, P. 2005. Efecto de dos especies arbóreas sobre las condiciones del suelo: implicaciones para la regeneración del bosque tropical seco, Sierra de Huautla, Morelos. Tesis de Maestría. UNAM.

- Jasper, D.A. y J.A. Davy. 1993. Root characteristics of native plant species in relation to the benefit of mycorrhizal colonization for phosphorus uptake. *Plant and Soil* 156, 281-284
- JMP. 1997. JMP User's Guide, Version 3.2.1. SAS Institute Inc. Estados Unidos.
- Karin, G. 1993. Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science* 4, 95-102
- Khurana, E. y J.S. Singh. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* 28 (1) 39-52
- Kennedy, A.C. y K.L. Smith. 1995. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soil. *Plant and Soil* 170, 75-86
- Lal, R. 1999. Soil quality and soil erosion. Soil and water conservation Society, USA. 329 pp.
- Lemenih, M., M. Olsson y E. Karlton. 2004. Comparison of soil attributes under *Cupressus lusitanica* and *Eucalyptus saligna* established in abandoned farmlands with continuously cropped farmlands and natural forest in Ethiopia. *Forest Ecology and Management* 195, 57-67.
- Lieberman, D y M. Li. 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science* 3, 375-382
- Livenais, P. 2001. Peuplement et évolution agraire au Morelos (Mexique). L'Harmattan, Collection Populations, Francia.
- Lodge, D.J., W.H. McDowell y C.P. Swiney, 1994. The importance of nutrient pulses in tropical forest. *Trends of ecology* 9, 384-387
- Lugo, A.E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management*, 99, 9-19
- Lugo, A.E., Cuevas, E., Sánchez, M.J. 1990. Nutrients and mass in litter and top soil of 10 tropical tree plantations. *Plant and Soil* 125, 263-280
- Meli, P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia* 28 (10) 581-589

- Milne, R.M. y R.J. Haynes. 2004. Soil organic matter, microbial properties, and aggregate stability under annual and perennial pastures. *Biology and Fertility of Soils* 39 (3) 172-178
- Miranda, F. y E. Hernández-X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la sociedad Botánica de México* 23 (8) 29-47
- Moor, T.R., D.B. Thomas y R.G. Barber. 1979. The influence of grass cover on runoff and soil erosion from soils in the Machakos area, Kenya. *Tropical Agriculture* 56 (4) 339-344
- Moore, P. D. 2003. Roots of diversity. *Nature* 424, 26-27
- Morgan, R.P.C. 1986. Soil erosion and conservation. Logman Scientific & technical. E.U.
- Murphy, P.G. y A.E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17, 67-88
- Musa, M.M. y N.O. Mukhtar. 1968. Enzymatic activity of a soil profile in the Sudan Gezira. *Plant and Soil* 30 (1) 153-156
- Nava-Gutiérrez, Y. 2000. Efecto de la asociación de hongos micorrízicos arbusculares: leguminosas en las características de un suelo tepetatoso. Tesis de licenciatura. UNAM
- Nussbaum, R., J. Anderson y T. Spencer. 1995. Factors limiting the growth of indigenous tree seedlings planted on degraded rainforest soils in Sabah, Malaysia. *Forest Ecology and Management* 74 (1-3) 149-159
- Oades, J.M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56, 377-400
- O'Connor, T.G., 1995. Acacia karroo invasion of grassland: environmental and biotic effects influencing seedling emergence and establishment. *Oecologia* 103 (2) 214-223
- Ortiz, M., Anaya, M. y Estrada, J. 1994. Evaluación, cartografía y políticas preventivas de la degradación de los suelos. Colegio de Postgraduados. Universidad Autónoma de Chapingo/Conaza. México.
- Parrota, J.A. 1999. Productivity, nutrient cycling and succession in single and mixed-species plantations of *Casuarina esquistifolia*, *Eucalyptus robusta* and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 124, 45-77

- Paul E.A y F.E. Clark. 1996. Soil microbiology and biochemistry. Academic press, EU 368pp
- Quilchano, C. y T. Marañón. 2002. Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soils. *Biology and Fertility of Soils* 35 (2) 102–107
- Rab, M.A. 2004. Recovery of soil physical properties from compaction and soil profile disturbance caused by logging of native forest in Victorian Central Highlands, Australia. *Forest Ecology and Management* 191, 329–340
- Reynolds, W.D., B.T. Bowman, C.F. Drury, C.S. Tan y X. Lu. 2002. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. *Geoderma* 110, 131– 146
- Rojas-López, O. 2004. Establecimiento de cobertura vegetal en terrenos severamente erosionados de la mixteca alta oaxaqueña. Tesis de licenciatura. UACH. México.
- Rzedowski, J., 1986. Vegetación de México. 2a. edición. Limusa, México.
- Sabogal, C. 1992. Regeneration of tropical dry forests in Central America, with examples from Nicaragua. *Journal of Vegetation Science*. 3, 407-416
- Sánchez-Arellano, J.G. 1988. Efecto del sobrepastoreo en el arrastre de sedimentos sobre la cuenca del río Sonora. Tesis de licenciatura. UAUCH. México.
- Sarah,P. y Y. Rodeh. 2003. Soil structure variations under manipulations of water and vegetation. *Journal of Arid Environments* 58, 43-57
- Savill, P., J. Evans, D. Auclair y J. Falck. 1997. Plantation silviculture in Europe. Oxford University press. UK.
- Saynes, V. 2004. ciclos del C y N en el suelo de bosque tropical seco: efectos del tiempo de regeneración. Tesis de licenciatura. UNAM. México.
- Saynes, V., C. Hidalgo, J.D. Etchevers y J.E. Campo. 2005. Soil C and N dynammics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in México. *Applied Soil Ecology* 29 (3) 282-289
- Schoenholtz, S.H., H. Van Miegroet y J.A. Burger. 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 138: 335-356

- Scott, D.E., A.C. Kennedy y C.A. Cambordella. 1999. Impact of soil organism and organic matter on soil structure. En: Lal, R. Soil quality and soil erosion. Soil and Water Conservation Society, USA. 329 pp.
- Secretaría de Programación y Presupuesto. 1981. Atlas Nacional del Medio Físico. SPP, México
- Servicio Meteorológico Nacional. 2004. Página de clima por entidad federativa. www.smn.cna.gob.mx
- Siebe, Ch., E. Jahn y K. Stahr. 1996. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Publicación especial 4. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México.
- Siege-Issem, C.M., J.A. Burguer, R.F. Powers, F. Ponder y S.C. Patterson. 2005. Seedling root growth as a function of soil density and water content. *Soil Science Society of America Journal* 69 (1) 215-226
- Singh, A.N., A.S. Raghubanshi y J.S. Singh. 2004. Impact of native tree plantations on mine spoil in a dry tropical environment. *Forest Ecology and Management* 187, 49-60
- Singh, K.P., T.N. Mandal y S.K. Tripathi. 2001. Patterns of restoration of soil physicochemical properties and microbial biomass in different landslide sites in the sal forest ecosystem of Nepal Himalaya. *Ecological Engineering* 17, 385-401
- Skoop, J., Jawson, M.D., Doran, J.W., 1990. Steady-state aerobic microbial activity as a function of soil water content. *Soil Science Society of America Journal* 54, 1619-1625.
- Solís, E. 1993. Características fisicoquímicas de un suelo en un ecosistema tropical estacional. Tesis de licenciatura, Instituto de ecología. UNAM.
- Sparling, G.P., T.G. Shepherd y H.A. Kettles. 1992. Changes in soil organic C, microbial C and aggregate stability under continuous maize and cereal cropping, and after restoration to pasture in soils from the Manawatu region, New Zealand. *Soil and Tillage Research* 24 (3) 225-241
- Sutherland, R.A. y K.B. Bryan. 1990. Runoff and erosion from a small semiarid catchment, Baringo district, Kenya . *Applied Geography* 10 (2) 91-109

- Tardieu, F. 1994. Growth and functioning of roots and of root systems subjected to soil compaction. Towards a system with multiple signaling?. *Soil and Tillage Research* 30, 217-243
- Tejada, M., C. García, J.L. González y M.T. Hernández. En prensa. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology and Biochemistry*
- Throop, W. 2000. Environmental restoration. Ethics, theory and practice. Humankind books. USA
- Tisdall, J.M. y J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33, 141-163
- Trejo, I., 1998. Distribución y diversidad de selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Trejo, I., 1999. El clima de la selva baja caducifolia en México. *Investigaciones Geográficas* 39, 40-52
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest a national and local analysis in México. *Biological Conservation* 94, 133-142
- Van der Putten, W.H., S.R. Mortimer, K. Hedlund, C. Van Dijk, V.K. Brown, J. Lepa, C. Rodríguez-Barrueco, J. Roy, T. A. Diaz-Len, D. Gormsen, G.W. Korthals, S. Lavorel, I. Santa-Regina y P. Smilauer. 2000. Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. *Oecologia*, 124 (1) 91-99
- Van Rheenen, H.M.P.J.B. (Jacaranda), R.G.A. Boot y M.J.A. Wergera, M.Ulloa-Ulloa. 2004. Regeneration of timber trees in a logged tropical forest in North Bolivia. *Forest Ecology and Management* 200, 39-48
- Vance, N.C. y J.A. Entry. 2000. Soil properties important to the restoration of a Shasta red fir barrens in the Siskiyou Mountains. *Forest Ecology and Management* 138, 427-434
- Vázquez-Yanes, C., A.I. Batis-Muñoz, M.I. Alcocer-Silva, M. Gual-Díaz y C. Sánchez-Dirzo. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM. México.
- Veenedaal, E.M., M.D. Swaine, V.K. Agyeman, D. Blay, I.K. Abebrese y C.E. Mullins. 1995. Differences in plant and soil water relations in and around a forest gap in west

- Africa during the dry season may influence seedling establishment and survival. *Ecology* 83, 83-90
- Veihmeyer, F.J. y A.H. Hendrickson. 1948. Soil density and root penetration. *Soil Science* 65, 487-493
- Verduzco, G.J. 1968. Restauración de terrenos forestales degradados. *Bosques. Órgano del servicio forestal mexicano* 4 (6) 5-16
- Visser, S., C.L. Griffiths y D. Parkinson. 1983. Effects of surface mining on the microbiology of a prairie site in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Soil Science* 63, 171-189
- Włodarczyk, T., W. Stepniewski y M. Brezinska. 2002. Dehydrogenase activity, redox potential, and emissions of carbon dioxide and nitrous oxide from Cambisols under flooding conditions. *Biology and Fertility of Soils* 36, 200-206
- Wright, S.F. y A. Upadhyaya. 1998. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil* 198 (1) 97-107
- Wright, S.F., J.L. Starr, e I.C. Paltineanu. 1999. Changes in soil aggregate stability and concentration of glomalin during tillage management transition. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1825-1929.
- Wuest, S.B., T.C. Caesar-TonThat, S.F. Wright y J.D. Williams. 2005. Organic matter addition, N, and residue burning effects on infiltration, biological, and physical properties of an intensively tilled silt-loam soil. *Soil and Tillage Research* 84, 154-167
- Zhang, H. 1994. Organic matter incorporation affects mechanical properties of soil aggregates. *Soil and Tillage Research* 31 (2-3) 263-275
- Zhang, B., Y. Yang y H. Zepp. 2004. Effect of vegetation restoration on soil and water erosion and nutrient losses of a severely eroded clayey Plinthudult in southeastern China. *Catena* 57, 77-90.