



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS

**ALMACENES Y FRACCIONES DE FÓSFORO EN EL
SUELO DE TRES ECOSISTEMAS EN LA REGIÓN DE
CHAMELA, JALISCO.**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(B I O L O G Í A A M B I E N T A L)**

P R E S E N T A

I V Á N C H I R I N O V A L L E

DIRECTOR DE TESIS: DR. VÍCTOR JARAMILLO LUQUE

MÉXICO, D.F.

JUNIO, 2008



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

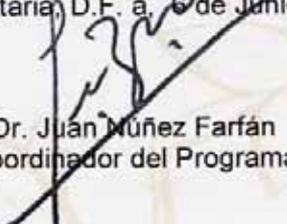
Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 25 de Abril de 2008, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGÍA AMBIENTAL)** del alumno **IVÁN CHIRINO VALLE** con número de cuenta **97178943** con la tesis titulada "**Almacenes y fracciones de fósforo en el suelo de tres ecosistemas en la región de Chamela, Jalisco**", realizada bajo la dirección del **DR. VÍCTOR JOAQUÍN JARAMILLO LUQUE**.

Presidente: DR. SALVADOR RODRÍGUEZ ZARAGOZA
Vocal: DR. FELIPE FRANCISCO GARCÍA OLIVA
Secretario: DR. VÍCTOR JOAQUÍN JARAMILLO LUQUE
Suplente: DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO
Suplente: DRA. ROSA IRMA TREJO VÁZQUEZ

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

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F. a 6 de Junio de 2008.


Dr. Juan Muñoz Farfán
Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del interesado.

RECONOCIMIENTOS

Se agradece ampliamente la beca otorgada por la Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), a través del Posgrado en Ciencias Biológicas.

Este trabajo forma parte del proyecto “Contribución de los procesos biogeoquímicos a la rehabilitación del suelo en un ecosistema tropical estacional perturbado”, el cual fue financiado por PAPIIT, UNAM, clave IN222005.

El Comité Tutorial estuvo conformado por:

Dr. Víctor Joaquín Jaramillo Luque

Dr. Felipe García Oliva

Dra. Rosa Irma Trejo Vázquez

AGRADECIMIENTOS

Le agradezco a la **Universidad Nacional Autónoma de México** mi formación académica.

A mi asesor, el **Dr. Víctor Jaramillo Luque**, por su ejemplar manera de guiarme en el proceso del pensamiento analítico e introducirme en el más interesante campo de la ecología, la biogeoquímica. Le agradezco, además, su indiscutible gran calidad humana expresada en muchas otras formas de apoyo, razones por las cuales lo considero un ejemplo a seguir.

A los miembros de mi comité tutorial, los doctores **Felipe García Oliva** e **Irma Trejo Vázquez**, por conformar el mejor grupo de apoyo que me pudo haber tocado. Agradezco además al Dr. Felipe por la excelente clase de Ecología de Suelos, gracias a la cual he podido apreciar más las maravillas que ocurren a nuestros pies.

A los miembros del jurado, los doctores **Salvador Rodríguez** y **Leopoldo Galicia**, por sus sugerencias y comentarios.

A la M. en C. **Maribel Nava** por su inapreciable ayuda con el trabajo de laboratorio y por su gran paciencia, contra la cual atenté en varias ocasiones.

A **Salvador Araiza**, **Eloy Castro**, **César González** y **Arturo Jiménez** por el gran apoyo y la compañía que me brindaron durante el trabajo de campo.

A mis **amigos**, **familiares** y todas aquellas personas que contribuyeron de manera directa e indirecta con la realización del presente trabajo.

MUCHAS GRACIAS!!!

Con todo amor para mis papás, mi hermano, mi abuelita, mi tío Danton y a Xoco, POR TODO.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS

ÍNDICE

1. RESUMEN	1
2. ABSTRACT	3
3. INTRODUCCIÓN	5
4. MÉTODOS	10
4.1. Área de estudio	10
4.2. Sitios de estudio	11
4.3. Diseño de muestreo de suelos	14
4.4. Métodos analíticos	15
4.4.1. Fósforo total	15
4.4.2. Fracciones de fósforo	15
4.4.3. Determinación del porcentaje de arenas en los suelos	17
4.4.4. Análisis estadístico	17
5. RESULTADOS	19
5.1. Fósforo total	19
5.2. Fracciones de fósforo	22
6. DISCUSIÓN	28
7. BIBLIOGRAFÍA	34

1. RESUMEN

En este estudio se evaluó el efecto de tres tipos de cobertura vegetal sobre los contenidos de P total y sus formas inorgánicas y orgánicas en las fracciones lábiles (H_2O y NaHCO_3) y moderadamente lábiles (NaOH) de P en el suelo. El estudio se realizó en tres tipos de cobertura vegetal en la región de Chamela, Jalisco: a) selva baja caducifolia (bosque primario: BP), b) bosque secundario con 28 años de abandono (BS) y c) potreros con 32 años de uso ganadero (Pr). La colecta de muestras de suelo se realizó durante los meses de mayo (época seca) y octubre (época húmeda) del año 2006. Para cuantificar el contenido de P total se cavaron trincheras de las cuales se extrajeron muestras de cuatro profundidades (0–10, 10–20, 20–40 y 40–60 cm), obteniendo dos réplicas por tipo de cobertura. Las muestras para realizar el fraccionamiento de P consistieron en un total de seis muestras compuestas por tipo de cobertura a dos profundidades: 0-5 y 0-10 cm, de las cuales se determinaron las formas inorgánicas y orgánicas de las fracciones lábil (bicarbonato) y moderadamente lábil (sosa), para lo cual se realizó un fraccionamiento secuencial con base en el método de Hedley.

Los resultados indicaron que las concentraciones promedio de P total en el suelo de los diferentes tipos de cobertura fueron mayores en BP ($396 \mu\text{g P g}^{-1}$) y más bajas en Pr ($126 \mu\text{g P g}^{-1}$), con los BS con valores intermedios ($336 \mu\text{g P g}^{-1}$). Los almacenes mostraron la misma tendencia con valores de 233, 71 y 190 kg ha^{-1} , respectivamente. En general, se observó que las concentraciones de Po en las fracciones bicarbonato (NaHCO_3) y sosa (NaOH) fueran mayores en BP (34.2 y $59.8 \mu\text{g P g}^{-1}$, respectivamente) que en BS (12.0 y $18.7 \mu\text{g P g}^{-1}$, respectivamente) y Pr (4.6 y $37.7 \mu\text{g P g}^{-1}$, respectivamente). Las concentraciones de Pi en las fracciones lábiles no presentaron ningún patrón definido, mientras que las de la fracción NaOH variaron únicamente durante

la temporada húmeda, siendo mayores en el BP ($35.2 \mu\text{g P g}^{-1}$) que en Pr ($2.6 \mu\text{g P g}^{-1}$). La proporción que el Po de las fracciones NaHCO_3 y NaOH representaron del P total indica que en BS se presentó la menor proporción de Po (9%), en relación con Pr (25%) y BP (20%). En el caso de Pr, el 23% de éste se encontró en la fracción más recalcitrante. Cuando se obtuvo la relación entre las fracciones de fósforo orgánico ($\text{Po NaOH/Po NaHCO}_3$) se observó que mientras en los bosques primario y secundario la fracción NaOH representó de dos a tres veces la concentración de la fracción NaHCO_3 (BP= 1.9, BS= 3.3), en los potreros la fracción NaOH representó once veces (Pr= 10.9) la de la fracción NaHCO_3 .

Estos resultados indican que la transformación de los bosques a potreros provoca una reducción en los almacenes totales de P, así como una redistribución de las fracciones de P en las formas más recalcitrantes. Por esto, la condición de degradación del suelo en los potreros enfrenta un panorama difícil en términos de la sostenibilidad o de la restauración del ecosistema.

2. ABSTRACT

The effect of three land cover types on the total P pools and the organic and inorganic forms of labile (H_2O and NaHCO_3) and moderately labile (NaOH) fractions of soil P was evaluated. The study was conducted in three sites with different vegetation cover in the Chamela region, Jalisco: a) primary tropical dry (BP), b) Secondary tropical dry forest with 28 years after of growth abandonment (BS) and c) pastures with 32 years of cattle use (Pr). To quantify the total soil P pools, two replicate trenches in each land cover were excavated and samples were obtained at different depths (0-10, 10-20, 20-40 y 40-60 cm). The samples for P fractionation consisted of a total of six composed samples for each cover type and were obtained at two depths: 0-5 and 0-10 cm. The inorganic and organic forms in the labile (bicarbonate) and moderately labile (hydroxide) fractions were determined with a sequential fractionation procedure based on Hedley's method. Soil samples were collected in May (dry season) and October (wet season).

Results indicated that total soil P concentrations were higher in BP ($396 \mu\text{g P g}^{-1}$) and lower in Pr ($126 \mu\text{g P g}^{-1}$), while BS showed intermediated values ($336 \mu\text{g P g}^{-1}$). The P pools showed the same pattern with values of 233, 71 y 190 kg ha^{-1} , respectively. In general, organic P concentration in the bicarbonate (NaHCO_3) and hydroxide (NaOH) fractions were higher in BP (34.2 and $59.8 \mu\text{g P g}^{-1}$, respectively) than in BS (12.0 and $18.7 \mu\text{g P g}^{-1}$, respectively) and Pr (4.6 and $37.7 \mu\text{g P g}^{-1}$, respectively). Inorganic P concentrations in labile fractions did not showed a defined pattern, while in the NaOH fraction they varied only through the wet season, with a higher concentration in BP ($35.2 \mu\text{g P g}^{-1}$) than in Pr ($2.6 \mu\text{g P g}^{-1}$). Calculation of the percentage of total P represented in the organic NaHCO_3 and NaOH fractions, showed that BS had the lowest percentage of P_o (9%), while it was higher in Pr (25%) and BP (20%). In the case of Pr, 23% was in the less

labile fraction. When the ratio between the organic P fractions ($P_o \text{ NaOH}/P_o \text{ NaHCO}_3$) was calculated, it was observed that the NaOH fraction represented two to three times the concentration of NaHCO_3 (BP= 1.9, BS= 3.3), while it represented eleven (Pr= 10.9) times in pastures.

The results of this study indicate that conversion of tropical dry forest to pastures results in a decrease in total soil P pools and in a redistribution of organic P fractions into less labile forms. In this sense, soil degradation in pastures poses a difficult problem in terms of ecosystem sustainability and restoration.

3. INTRODUCCIÓN

La selva baja caducifolia (SBC) ocupa el 42% de los bosques tropicales del mundo y alberga una alta diversidad de especies (Janzen, 1988; Sabogal, 1992; Murphy y Lugo, 1995; Kennard *et al.*, 2002). En México, la selva baja caducifolia es el ecosistema tropical más ampliamente distribuido. Originalmente ocupó cerca del 64% del área de los bosques tropicales del país (Masera *et al.*, 2001). Sin embargo, a principios de la década de los noventa sólo permanecía inalterado el 27% debido a que grandes extensiones de ésta han sido transformadas en sistemas agropecuarios, presentando una tasa anual de deforestación del 1.4% (Trejo & Dirzo, 2000). La deforestación de la SBC influye de manera directa sobre la dinámica hidrológica de las regiones, reduce la diversidad biológica y aumenta la erosión del suelo (Maass *et al.*, 2002). La degradación del suelo es consecuencia directa de la pérdida de la cobertura vegetal, de la erosión por viento y la pérdida de partículas de suelo debido al arrastre por agua (Maass, 1988; García-Oliva y Maass, 1998). Esto disminuye el potencial de colonización de plantas y micorrizas, ya que se presenta una reducción en los aportes y calidad de la materia orgánica del suelo, así como una modificación en las condiciones microclimáticas que alteran la humedad del suelo (Giardina *et al.*, 2000a; Álvarez-Santiago, 2002).

Se han identificado tres etapas subsecuentes en la transformación de la SBC (Maass *et al.*, 2002). La primera es la *roza-tumba-quema*, la cual consiste en la tala de la selva y la quema posterior del material vegetal seco. Este método de desmonte produce cambios en el tamaño de los almacenes de nutrientes, pues se ha observado que se puede perder entre el 96% del C y N y el 56% del P de la biomasa vegetal, así como las formas orgánicas que se encuentran en las primeras capas del suelo (Kauffman *et al.*, 1993). También se aprecia una pérdida de algunos grupos funcionales microbianos y de la

biomasa de las raíces finas, por lo cual los nutrimentos se siguen perdiendo durante las siguientes etapas de transformación (García-Oliva y Maass, 1998; Maass *et al.*, 2002). La segunda etapa es la de la *primera estación de crecimiento*, durante la cual los campesinos siembran pastos o maíz. En esta etapa el suelo queda expuesto a la erosión hídrica y eólica debido a la disminución de la cubierta vegetal, por lo que se observa una pérdida importante de los macroagregados del suelo (García-Oliva *et al.*, 1999). La tasa de erosión en esta etapa depende de la intensidad del fuego, así como de la intensidad de las primeras tormentas (García-Oliva y Maass, 1998; García-Oliva *et al.*, 1999). La última etapa de transformación es la del *pastoreo intensivo*, la cual consiste en la introducción de ganado vacuno, lo cual produce una alta compactación del suelo y por lo tanto una disminución en la capacidad de infiltración de agua al suelo, aumentando así la susceptibilidad a la erosión hídrica (García-Oliva *et al.*, 1999; Burgos y Maass, 2004). Se ha reportado que la densidad aparente de las capas superficiales del suelo en la SBC de Chamela, aumenta un 10% después de una década de uso, mientras que se genera una pérdida de los nutrimentos del suelo debido a la lixiviación, la erosión y la degradación biológica del suelo (García-Oliva y Maass, 1998).

El nivel de degradación que alcanza el suelo después de la transformación depende de la intensidad del manejo, del tiempo de uso y de la topografía (Maass *et al.*, 1988; Giardina *et al.*, 2000b). Se ha observado que el relieve afecta el contenido de la materia orgánica y los nutrimentos al modificar las condiciones microclimáticas, el contenido de humedad y los movimientos de agua dentro y fuera del perfil del suelo (Maass *et al.*, 1988). Lo cual ilustra la compleja interacción de los procesos que ocurren en paisajes tropicales con dominancia de laderas inclinadas, como en el caso de Chamela, donde existe una alta intensidad de lixiviación y erosión en los sistemas perturbados (García-Oliva y Maass, 1998; Maass *et al.*, 1998).

Varios estudios en la región de Chamela señalan que la perturbación puede disminuir la biomasa microbiana y su capacidad para llevar a cabo la descomposición de la materia orgánica, disminuyendo así las tasas de mineralización y por lo tanto reduciendo la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Campo *et al.*, 1998; García-Oliva *et al.*, 1999; Sandoval, 2007). Por eso, la actividad enzimática de los microorganismos puede ser utilizada como un indicador de la degradación del suelo (Sandoval, 2007).

De acuerdo con Chapin *et al.* (2002) y Romero-Duque (*en prep.*), la recuperación del bosque después de un disturbio depende de la intensidad y severidad de este, de la duración de la estación de crecimiento, de la humedad del suelo y de la disponibilidad de los nutrientes del suelo. Algunos estudios han documentado que los almacenes de nutrientes se recuperan con la invasión de leñosas y el establecimiento de bosques secundarios en regiones tropicales estacionalmente secas (Saynes *et al.*, 2005; Sandoval, 2007; Romero-Duque, *en prep.*). Romero-Duque (*en prep.*) reporta que no existen diferencias significativas en los almacenes de C y N del suelo entre bosques secundarios y primarios de Chamela hasta una profundidad de 60 cm, mientras que Sandoval (2007) reporta que la actividad de las fosfatasas era similar entre bosques primarios y secundarios de esta región.

El P es considerado un nutriente fundamental en la dinámica de la SBC de Chamela y su disponibilidad tiene un papel clave en la regulación de la productividad primaria y el funcionamiento del ecosistema (Jaramillo & Sanford, 1995; Álvarez-Santiago 2000; Campo *et al.*, 2001; Maass *et al.*, 2002; Rentería *et al.*, 2005). Walker y Syers (1976) propusieron un modelo sobre la limitación progresiva del P, el cual sugiere que a través del desarrollo del suelo en los ecosistemas, el P proveniente de la intemperización de ciertos minerales (como la apatita) se agota y por ende la principal fuente del P disponible es la resultante de la mineralización de las formas orgánicas (Johnson *et al.*, 2003). Lo anterior indica que

durante el desarrollo del suelo va cambiando la proporción entre las formas orgánicas e inorgánicas (Cross & Schlesinger, 1995). Asimismo, Fassbender (1987) encontró que el contenido de P varía de acuerdo con la textura de los suelos (presentándose una mayor cantidad en los suelos arcillosos) y con la profundidad (el contenido de P total disminuye con la profundidad del suelo, coincidiendo con la disminución de materia orgánica y fosfatos orgánicos) y concluye que el fósforo en el suelo está relacionado con el contenido de materia orgánica y la evolución pedogénica. Los factores como la temperatura, la humedad y el pH afectan la dinámica microbiana y por ende las tasas de mineralización de P, las cuales son mayores en suelos con pH neutros (entre 5.5 y 7), con temperaturas altas (24 y 45° C) y en condiciones intermedias de humedad (donde se ven favorecidas las comunidades bacterianas), lo cual indica que en ecosistemas tropicales las tasas de mineralización son mayores que en los bosques templados (Fassbender, 1987).

El P en el suelo se presenta en distintas formas como polifosfatos y P orgánico (Po), que a su vez se encuentran compuestos por fracciones que varían desde las fácilmente mineralizables (lábil) hasta las formas más resistentes (no lábil) (Borie & Rubio, 2003; Richter *et al.* 2006). En el suelo de Chamela, el Po es la forma principal y representa entre el 57-70% del P en el suelo de la selva y de praderas derivadas de su transformación (Giardina *et al.*, 2000b; Álvarez-Santiago, 2002). Álvarez-Santiago (2002) observó que el P orgánico disminuye con el tiempo de uso del suelo, lo cual apoya las observaciones de Dockersmith *et al.* (1999) y de Giardina *et al.* (2000b), quienes encontraron que aunque después de una quema se pueden apreciar aumentos en la fracción orgánica del P, éste disminuye con el tiempo y el tipo de manejo. El cambio de uso de suelo no sólo afecta el Po del suelo en la SBC de Chamela. García-Oliva y Maass (1998) mostraron que en Chamela existe una relación inversa entre la edad de las praderas y el contenido de P inorgánico disponible (ortofosfatos), siendo las praderas más viejas las que presentan el

menor contenido. Por ejemplo, encontraron 11 unidades de P total por cada unidad de P disponible en los suelos de bosques primarios, mientras que esta relación aumentó a 17 en praderas con más de siete años de uso.

Con base en lo anterior, el objetivo de este estudio fue comparar los contenidos de P total y las fracciones orgánicas e inorgánicas de P en el suelo de tres ecosistemas del trópico seco: bosque primario, bosque secundario y pradera. Los objetivos particulares fueron:

- 1) Cuantificar y describir la distribución vertical de los contenidos de P total en el suelo en cada uno de los ecosistemas.

- 2) Determinar la variación de las fracciones orgánicas e inorgánicas de P en el suelo como resultado de la transformación del bosque primario para su uso agropecuario y como resultado de la colonización de especies leñosas en sitios que fueron abandonados.

Se espera que la cantidad de P total en el suelo de los bosques primarios (BP) sea mayor que en los bosques secundarios (BS) y en los potreros (Pr), así como que haya una disminución de las formas lábiles y moderadamente lábiles de P orgánico e inorgánico en el suelo de los potreros con respecto al de los bosques primarios y secundarios.

La cuantificación del almacén y las concentraciones de P en el suelo y su distribución vertical, permitirá establecer comparaciones con la distribución de C y N en la SBC y praderas (Jaramillo et al., 2003) y en los bosques secundarios (L.P. Romero en prep.) de la región.

4. MÉTODOS

4.1. Área de estudio

El estudio se realizó en la región de Chamela, ubicada en la costa del sur del estado de Jalisco, México (19° 29' N, 105° 01' W). De acuerdo con el sistema de clasificación climática de García (1978, en García-Oliva *et al.* 2002), la región de Chamela presenta un clima de tipo Aw_{0i}, el cual se interpreta como cálido subhúmedo con régimen de lluvias en verano. La temperatura media anual es de 24.6°C (1978-2000), mientras que la oscilación media mensual es de 4.3 °C, por lo que se le considera como isotermal (García-Oliva *et al.*, 2002). La región presenta una precipitación anual de 748 mm, de los cuales el 80% ocurre entre los meses de Julio y Octubre (García-Oliva *et al.*, 2002). Chamela se localiza dentro de la unidad geológica denominada Bloque de Jalisco, que a su vez forma parte de la provincia fisiográfica de la Sierra Madre del Sur (Schaaf, 2002). La zona está conformada por rocas graníticas (granitos, granodioritas y tonalitas) formadas durante el Cretácico, así como por rocas sedimentarias de origen riolítico, andesítico, granítico y volcánico-sedimentario conformadas durante el Terciario (Schaaf, 2002). De acuerdo con la clasificación de suelos de la FAO, en esta región podemos encontrar básicamente tres tipos de suelo: Regosoles eútricos, Faeozems háplicos y Cambisoles eútricos (Cotler *et al.* 2002). Los tipos de textura de suelo son los franco arcillo-arenosos y el migajón arenoso, con valores de pH que oscilan entre 6-7, mientras que los contenidos de materia orgánica son bajos (<5%) (García-Oliva y Maass, 1998). Estos suelos presentan una alta pedregosidad y son someros, por lo que tienen una baja capacidad de retención de agua (García-Oliva *et al.*, 1998; Cotler *et al.* 2002).

El tipo de vegetación dominante está clasificado como selva baja caducifolia y se caracteriza porque la mayoría de las especies arbóreas pierden sus hojas al iniciar la

temporada seca (Lott, 1987). Las especies de árboles más comunes son: *Bursera* spp., *Jatropha simpetalata* Standl. & Blake [J. Standleyi Steyererm.], *Caesalpinia eriostachys* Benth., *C. coriaria* (Jacq.) Willd, *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Oken. y *Lonchocarpus constrictus* Pitt. (Lott, 2002). Jaramillo *et al.* (2003) reportan que la biomasa aérea total de la SBC de Chamela es de 112 Mg ha⁻¹, mientras que Martínez-Yrizar *et al.* (1996) reportan que su productividad primaria neta es de 12 Mg ha⁻¹ año⁻¹.

4.2. Sitios de estudio

Se seleccionaron tres localidades con diferentes tipos de cobertura vegetal: bosque primario (Estación de Biología Chamela), bosque secundario donde han pasado 28 años desde el abandono (Ejido La Fortuna) y potreros con 32 años de uso (Ejido de San Mateo) (Figura 1). En cada localidad se seleccionaron dos sitios independientes como réplicas del tipo de cobertura con edades, manejo, tipo de suelo y características topográficas similares. Las características de las localidades y de los sitios son las siguientes:

- a) La Estación de Biología de Chamela, perteneciente al Instituto de Biología de la UNAM y situada dentro de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, tiene vegetación de selva baja caducifolia con una mínima o nula intervención antrópica. Se han registrado 125 familias de plantas vasculares, de las cuales las especies arbóreas más comunes son *Bursera* spp., *Caesalpinia eriostachys* Benth., *Cordia alliodora* y *Lonchocarpus constrictus* Pitt (Lott y Atkinson, 2002). Los sitios se ubicaron en lomeríos con pendientes convexas (31°) orientadas hacia el sur con suelos jóvenes, arenosos y poco estructurados (Regosoles eútricos), de textura franco-arcillo-arenosa. La parte superficial del suelo tiene contenidos de materia orgánica menores al 5% y un pH que oscila entre 6 y 7

(García-Oliva *et al.*, 1995). Los sitios se ubicaron a 0.45 km al NE y 0.87 km al N de los edificios de la estación de biología de Chamela. La ubicación de los sitios es la siguiente: Tejón (T): 19° 30' 3''N, 105° 2' 35''W; Búho (B): 19° 29' 56''N; 105° 2' 31''W).

- b) De acuerdo con Romero-Duque *et al.* (2007), los bosques secundarios que se eligieron en el ejido La Fortuna tienen una edad aproximada de 28 años y son derivados de un bosque primario que fue clareado con maquinaria y quemado posteriormente. En esta localidad se sembraron pastos de las especies *Panicum maximum* Jacq. (zacate Guinea) y *Pennisetum ciliare* L. (zacate Buffel) para la producción ganadera, la cual duró alrededor de seis años; posteriormente las praderas fueron abandonadas y colonizadas por la especie *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir. var *leiocarpa* Barneby (Romero-Duque *et al.*, 2007). Otras de las especies más comunes son: *Lonchocarpus lanceolatus* Benth., *L. minor* Sousa, *Apoplanesia paniculata* Presl., y *Cordia alliodora* (Ruiz y Pav.) (Romero-Duque *et al.*, 2007). Los sitios se encuentran sobre pendientes de 15 a 35° orientadas hacia el sur y presentan suelos relativamente jóvenes y someros (Regosoles eútricos), poco estructurados, de textura migajón-arcillo-arenosa y un pH de 6-6.5. Los sitios se localizan a 17 y 19 km al norte de la Estación de Biología cerca de la población de Quémaro y su ubicación geográfica es la siguiente: Guayabiloso (G): 19° 37' 28''N, 105° 9' 17''W; La Abuela (A): 19° 38' 47''N; 105° 10' 30''W.

- c) Los potreros que se eligieron en el ejido de San Mateo presentan una edad aproximada de 30 años desde el disturbio, el cual consistió en la aplicación de la roza-tumba-quema a un bosque primario. En esta localidad se sembraron

pastos de las especies *Panicum maximum* Jacq. (zacate Guinea) y *Pennisetum ciliare* L. (zacate Buffel) para la producción ganadera y se conservó alrededor del 20% de los árboles con el fin de brindar sombra al ganado. Los sitios se caracterizan por ser lomeríos con pendientes convexas de 17° orientadas hacia el sur, el tipo de suelo dominante es Regosol eútrico, con texturas franco-arcillo-arenosas y un pH ligeramente ácido (6) (Sandoval, 2007). Los sitios se encuentran a 8 y 9 km al norte de la Estación de Biología Chamela (Mirador (M): 19° 33′ 42″N, 105° 4′ 43″W; Pradera (P): 19° 33′ 49″N; 105° 4′ 48″W).



Figura 1. Ubicación geográfica de los sitios de estudio

4.3. Diseño de muestreo de suelos

En cada sitio se establecieron tres parcelas de 15 x 10 m (Figura 2), las cuales fueron ubicadas sobre laderas con orientación sur. Las parcelas estaban separadas entre sí y el lado largo de éstas se estableció con la dirección de la pendiente. Las muestras de suelo se colectaron en el 2006, durante los meses de mayo (época seca) y octubre (época húmeda).

Para cuantificar el almacén de P total (Pt) en el perfil se cavaron trincheras de 1 x 1 m de profundidad como lo propone la metodología de Anderson & Ingram (1993), a partir de las cuales se extrajeron muestras de las siguientes profundidades: 0–10, 10–20, 20–40 y 40–60 cm, en una parcela seleccionada al azar de cada sitio, de tal forma que se obtuvieron dos réplicas por tipo de cobertura. De la misma manera, se tomaron muestras de cada profundidad para determinar la densidad aparente con el método del cilindro (Anderson e Ingram, 1993). Este procedimiento se realizó en una sola ocasión durante la temporada húmeda del 2006. Las muestras se guardaron en bolsas de plástico etiquetadas y se llevaron al laboratorio. Se secaron a 50°C por 12 hrs y se tamizaron en una malla de 2 mm para separar el material vegetal, piedras y arenas gruesas.

Las muestras para realizar el fraccionamiento de P consistieron de una muestra compuesta de suelo a partir de cinco muestras tomadas al azar en cada parcela. De esta forma, se obtuvieron un total de 6 muestras compuestas por tipo de cobertura a dos profundidades: 0-5 cm y 0-10 cm, en las temporadas seca y húmeda del año 2006. De la misma manera se tomaron muestras para determinar la densidad aparente del suelo durante la temporada seca del año 2006. Las muestras se secaron a temperatura ambiente. Para obtener el peso seco se pesó una submuestra de 50 g y se secó en un horno a 75° C por 48 horas; el porcentaje de humedad fue calculado mediante el método gravimétrico.

Para calcular el almacén de fósforo en kg/ha, la densidad aparente se multiplicó por la concentración de Pt. Además, se determinó el porcentaje de arenas de las muestras con la

finalidad de determinar si existían o no variaciones importantes del suelo que incidieran en los valores de las concentraciones de P o en la densidad aparente. Los valores de Pt se corrigieron con respecto al efecto por compactación del suelo en los potreros (Detwiler, 1986).

4.4. Métodos analíticos

4.4.1. Fósforo total

Para determinar el Pt se molieron 20 g de suelo seco de cada submuestra en un mortero de ágata. Posteriormente se pesaron 5 g del suelo molido y se les aplicó el método de digestión ácida, el cual consistió en la oxidación de la materia orgánica a partir de una digestión con H₂SO₄ (Jackson, 1982). Las muestras se leyeron en un autoanalizador modelo Bran Luebbe AutoAnalyzer III, por medio del método colorimétrico de molibdato después de una reducción con ácido ascórbico (Murphy y Riley, 1962).

4.4.2. Fracciones de fósforo

El fraccionamiento de fósforo se realizó con base en el método de extracción secuencial propuesto por Hedley *et al.* (1982) (adaptado por Nava-Mendoza y Montaña para las condiciones de Chamela), para obtener las siguientes fracciones: fósforo soluble en agua (muy lábil), en bicarbonato (NaHCO₃, lábil) y en hidróxido (NaOH, moderadamente lábil). Para las fracciones en bicarbonato e hidróxido se obtuvieron las formas orgánicas e inorgánicas de P.

Para obtener la fracción de P soluble en agua se pesó un gramo de suelo seco de cada muestra, se le añadieron 30 ml de agua desionizada, se agitó por una hora y se centrifugó por 20 min. Una vez centrifugado se decantó la solución sobrenadante para leerse en el autoanalizador como ortofosfato PO₄⁻³. Para obtener la fracción lábil de P,

soluble en bicarbonato de sodio (NaHCO_3), se utilizó la pastilla de suelo que quedó del fraccionamiento anterior, a la cual se le agregaron 30 ml de NaHCO_3 0.5 M con pH 8.5 y se le agitó por 16 hrs. Se centrifugó por 30 min, se decantó el sobrenadante y se le dejó reposar en viales durante una noche. Para obtener la fracción de Pi se tomaron 5 ml de la parte superior de la solución y se depositaron en un matraz de 25 ml. Se adicionaron 10 ml de agua, 0.55 ml de HCl 5 M y se agitaron hasta que desgasificaron completamente. Después se agregaron 2 gotas de fenoftaleina, 0.095 ml de NaOH 10 N y se añadieron gotas de HCl 5N hasta que la solución se tornó transparente. Finalmente, los matraces se aforaron y la solución se leyó en el autoanalizador. Para obtener el Pt de esta fracción se agitó la solución restante en el vial, se tomaron 5 ml y se colocaron en viales de boca ancha. Posteriormente, se adicionaron 0.113 ml de H_2SO_4 11N y después de 10 min se agregó 1 ml de H_2SO_4 . Después se añadieron 0.7 ml de $(\text{NH}_4)_2 \text{S}_2\text{O}_8$ (persulfato de amonio) al 50% y se metieron al autoclave junto con blancos de referencia. Se sacaron y colocaron en matraces de 25 ml, se añadieron dos gotas de p-nitrofenol y 2.8 ml de NaOH 10M hasta que viraron a color amarillo. Posteriormente, se añadieron gotas de HCl 5M para que se tornaran transparentes, se titularon y leyeron en el autoanalizador. El Po se calculó con la siguiente fórmula: $P_o = P_t - P_i$.

Para obtener la fracción de P moderadamente lábil, soluble en hidróxido de sodio (NaOH), se tomaron las muestras de suelo sobrante del procedimiento anterior, se les agregó 30 ml de NaOH 0.1M y se agitaron por 16 hrs para luego centrifugarlas por 30 min., se decantó el sobrenadante y se dejaron reposar en viales durante una noche. Para extraer las fracciones de Pi y Pt en NaOH, se siguió el mismo procedimiento que con bicarbonato, sólo que en esta ocasión después de digerir las muestras en autoclave para obtener la fracción de P_t , se les agregó un 1g de acetato de amonio (James Ippolitto *com.*

pers.) y se centrifugaron por 5 min. El sobrenadante se sometió al mismo procedimiento de neutralización.

Los extractos se leyeron con un autoanalizador modelo Bran Luebbe AutoAnalyzer III. El P soluble se leyó por el método de ortofosfato en agua, mientras que los extractos de bicarbonato de sodio e hidróxido de sodio se leyeron por el método de ortofosfato en extracto de suelo (Hedley *et al.*, 1982).

4.4.3. Determinación del porcentaje de arenas en los suelos

Debido a la distribución heterogénea de los tipos de cobertura en el paisaje, se determinó el porcentaje de arenas en muestras de suelo de cada profundidad (0-10, 10-20, 20-40, 40-60) para establecer si éste afectaría la determinación del P total, la densidad aparente y por lo tanto el valor de los almacenes de P. Para ello se tomaron 10 g de suelo de cada muestra, se les agregó hexametáfosfato al 5% y se agitaron por 18 hrs. Posteriormente, la muestra se tamizó con una malla de 250 μ y lo restante a través de una de 45 μ . El suelo que quedaba en cada tamiz se secó y se pesó para determinar el porcentaje de arenas gruesas y finas contenidas en la fracción total de arenas.

4.4.4. Análisis estadístico

Los datos fueron analizados con un análisis de varianza de medidas repetidas (RMANOVA; Von Ende, 1993). El factor principal fue el uso de suelo: bosque primario (BP), bosque secundario (BS) y potrero (P), con dos réplicas por uso de suelo. Las fechas de muestreo fueron consideradas como medidas repetidas. El valor de las variables para cada réplica se obtuvo del promedio de las tres parcelas por sitio. Cuando se encontraron efectos estadísticamente significativos ($P \leq 0.1$) del uso de suelo o de la interacción uso del suelo x estación se usó la prueba de comparación múltiple de Tukey (HSD) para

determinar diferencias significativas entre los promedios (Sokal y Rohlf, 1995). Los datos fueron transformados para satisfacer los supuestos de distribución normal y homogeneidad de varianza cuando se requirió (Sokal y Rohlf, 1995). Los análisis se realizaron con el programa Statistica Vers. 6.1 (Statsoft, 2003).

5. RESULTADOS

5.1. Fósforo total

Las concentraciones promedio de P total en el suelo de los diferentes tipos de cobertura fueron menores en los potreros (Pr) y mayores en los bosques primarios (BP) y secundarios (BS) ($F= 5.81$; $P=0.09$) (Tabla 1). En general, las concentraciones de P fueron mayores en los primeros 10 cm del suelo con respecto a otras profundidades, aunque no se observaron tendencias consistentes entre los 10 y 60 cm de profundidad en ninguno de los tipos de cobertura (Tabla 1).

Tabla 1. Concentraciones de P total ($\mu\text{g P g}^{-1}$) en cada una de las profundidades. BP = bosque primario; BS = bosque secundario; Pr = potrero. Las concentraciones representan la media y el error estándar; $n=2$. Medias con letras diferentes indican diferencias significativas ($P \leq 0.10$)

Profundidad (cm)	BP	BS	Pr
0-10	456 \pm 105	376 \pm 90	165 \pm 25
10-20	374 \pm 69	353 \pm 173	114 \pm 22
20-40	372 \pm 101	398 \pm 118	113 \pm 4
40-60	382 \pm 157	219 \pm 5	114 \pm 33
Promedio	396 \pm 108^a	336 \pm 94^a	126 \pm 21^b

Al examinar la densidad aparente (DA) en cada tipo de cobertura (Tabla 2) se observó que el valor más alto en la profundidad de 0-10 cm se registró en los potreros y el menor en el bosque primario. Tanto en el bosque primario como en el secundario la DA fue

mayor en las profundidades de 10-60 cm, mientras que en los potreros la DA sólo aumentó de 40-60 cm de profundidad.

Tabla 2. Densidad aparente (g cm^{-3}) en cada una de las profundidades y tipos de cobertura. BP = bosque primario; BS = bosque secundario; Pr = potrero. Los valores representan la media y el error estándar; $n = 2$.

Profundidad (cm)	BP	BS	Pr
0-10	1.19 \pm 0.14	1.26 \pm 0.01	1.44 \pm 0.09
10-20	1.53 \pm 0.07	1.41 \pm 0.10	1.30 \pm 0.14
20-40	1.64 \pm 0.23	1.48 \pm 0.11	1.02 \pm 0.91
40-60	1.73 \pm 0.25	1.54 \pm 0.05	1.73 \pm 0.96

Debido a la distribución heterogénea de los tipos de cobertura en el paisaje, se requirió determinar si existían o no variaciones importantes del suelo que incidieran en los valores de las concentraciones de P o en los de la densidad aparente. Para ello se consideró necesario determinar el porcentaje de arenas para cada profundidad (Tabla 3).

Tabla 3. Porcentaje de arenas en el suelo de cada tipo de cobertura y por profundidad. BP = bosque primario; BS = bosque secundario; Pr = potrero. Los valores representan la media y la desviación estándar; $n=2$.

Profundidad (cm)	BP	BS	Pr
0-10	65 \pm 28	48 \pm 16	61 \pm 23
10-20	68 \pm 31	47 \pm 13	63 \pm 28
20-40	73 \pm 40	54 \pm 10	64 \pm 35
40-60	78 \pm 48	58 \pm 7	72 \pm 37

Se observó que en el BS se presentaron los porcentajes de arena más bajos, mientras que en el BP y en el Pr se presentaron los valores más altos. Uno de los sitios de BP presentó porcentajes altos de arena (78%), lo cual afectó los valores de densidad aparente y las concentraciones de P total. Con estos datos se corrobora que la concentración de P más baja en los potreros no se debe a diferencias en el porcentaje de arenas en el suelo. Los almacenes de P (kg ha^{-1}) en el total del perfil fueron diferentes entre los tipos de cobertura ($F= 11.71$; $P= 0.038$) y fueron mayores en los bosques primarios y secundarios que en los potreros (Tabla 4). Al calcular el porcentaje del total que representó el valor del almacén en cada una de las profundidades y en cada tipo de cobertura, se observó que en los primeros 20 cm de profundidad se concentró del 47 al 55% del total.

Tabla 4. Almacenes de P (kg ha^{-1}) en el suelo de cada tipo de cobertura y en cada una de las profundidades. Se presenta, para cada profundidad, el porcentaje que representa del total. BP = bosque primario; BS = bosque secundario; Pr = potrero. Los valores representan la media y el error estándar; $n = 2$. Medias con letras diferentes indican diferencias significativas ($P \leq 0.05$).

Profundidad (cm)	BP	%	BS	%	Pr	%
0-10	53 ± 8	23	47 ± 11	25	24 ± 5	34
10-20	57 ± 9	24	51 ± 27	27	15 ± 2	21
20-40	59 ± 10	26	58 ± 14	30	17 ± 1	24
40-60	63 ± 20	27	$34 \pm .03$	18	15 ± 1	21
Total	233 ± 47^a	100	190 ± 52^a	100	71 ± 2^b	100

5.2. Fracciones de fósforo

El fraccionamiento de P se realizó en muestras de suelo colectadas de 0-5 y de 0-10 cm de profundidad, durante las temporadas seca y húmeda de 2006. Se presentan primero los resultados obtenidos de 0-5 cm por ser la profundidad en la que se registra la mayor actividad biológica en el suelo de Chamela. Las concentraciones de la fracción de P soluble (agua) y la forma inorgánica en bicarbonato se suman para representar la fracción de P inorgánico lábil; a esta fracción se le designará como “P inorgánico disponible” (Pid) en lo sucesivo.

En la Tabla 5 se muestran los resultados del análisis estadístico para las variables, con los valores de F y sus niveles de significancia. La fuente de variación “cobertura” representa a los tipos de cobertura (bosque primario, bosque secundario y potrero) y “temporada” representa las épocas seca y húmeda. El análisis estadístico mostró que las formas orgánicas de P, tanto bicarbonato como hidróxido, difirieron entre los tipos de cobertura, mientras que el P inorgánico en hidróxido de sodio mostró una interacción significativa ($P = 0.08$) entre el tipo de cobertura y la estacionalidad.

Tabla 5. Valores de F y sus niveles de significancia con un ANDEVA de medidas repetidas para las fracciones de P en los tres tipos de cobertura (bosque primario, bosque secundario y potrero) y para las dos temporadas de muestreo (épocas seca y húmeda)
* indica un efecto significativo del factor ($P \leq 0.1$).

Grados de libertad	Fuente de variación					
	Coberturas (C)		Temporada (T)		C x T	
	2 gl	P	1 gl	P	2 gl	P
<i>Variables</i>						
Pid	1.7	0.32	1.5	0.33	0.2	0.81
Po NaHCO ₃	19.7	*0.02	3.0	0.18	0.9	0.48
Pi NaOH	7.8	*0.06	8.3	*0.06	6.4	*0.08
Po NaOH	20.15	*0.02	2.8	0.19	0.6	0.60

Las concentraciones de P_{id} no fueron significativas para ninguna variable y oscilaron entre 9.5 y 25.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ en los diferentes tipos de cobertura (Figura 1a). El promedio de concentración en la temporada seca fue de 20 $\mu\text{g g}^{-1}$ y en la temporada húmeda de 13 $\mu\text{g g}^{-1}$. En el caso del P_o en NaHCO_3 , las concentraciones mayores ocurrieron en los bosques primarios (34.2 ± 10.9) y las menores en los potreros (4.6 ± 0.8) con valores intermedios en los bosques secundarios (12.0 ± 2.9) (Figura 1b). Las concentraciones de P_i en la fracción NaOH variaron entre los tipos de cobertura en función de la estacionalidad (Tabla 5 y Fig. 2a). En particular, en la temporada húmeda la concentración de P_i NaOH en el bosque primario fue más alta que la del potrero para esta temporada ($P < 0.1$), mientras que la concentración no varió significativamente entre los tipos de cobertura en la época seca. Por otro lado, las concentraciones de P_o en NaOH fueron significativamente menores en el bosque secundario (18.7 ± 3.9) que en el bosque primario (59.8 ± 1.7 ; $P \leq 0.05$), con los potreros con valores intermedios (37.7 ± 3.9) (Figura 2b). En general, se observó una tendencia a que las concentraciones de P_o , tanto de NaHCO_3 como de NaOH fueran mayores en el bosque primario que en los otros tipos de cobertura.

Cuando se calculó la proporción P_o/P_i para ambas fracciones se observó que las concentraciones de P_o en la fracción más lábil (bicarbonato) fueron mayores que las de P_i en los bosques primarios, mientras que en los bosques secundarios y en los potreros la forma predominante fue la inorgánica (Tabla 6). La concentración de P_o en la fracción más recalcitrante (NaOH) fue mayor que la de P_i tanto en los bosques primarios como en los potreros, mientras que fue menor que la de P_i en los bosques secundarios, similar a la fracción bicarbonato. El cociente P_o/P_i en los potreros mostró un aumento muy marcado de la temporada seca a la húmeda en esta fracción.

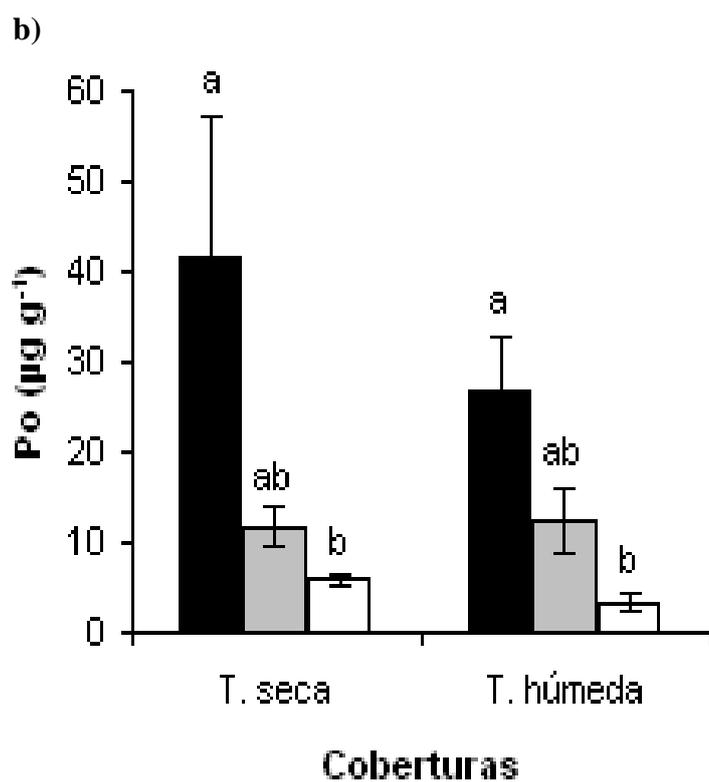
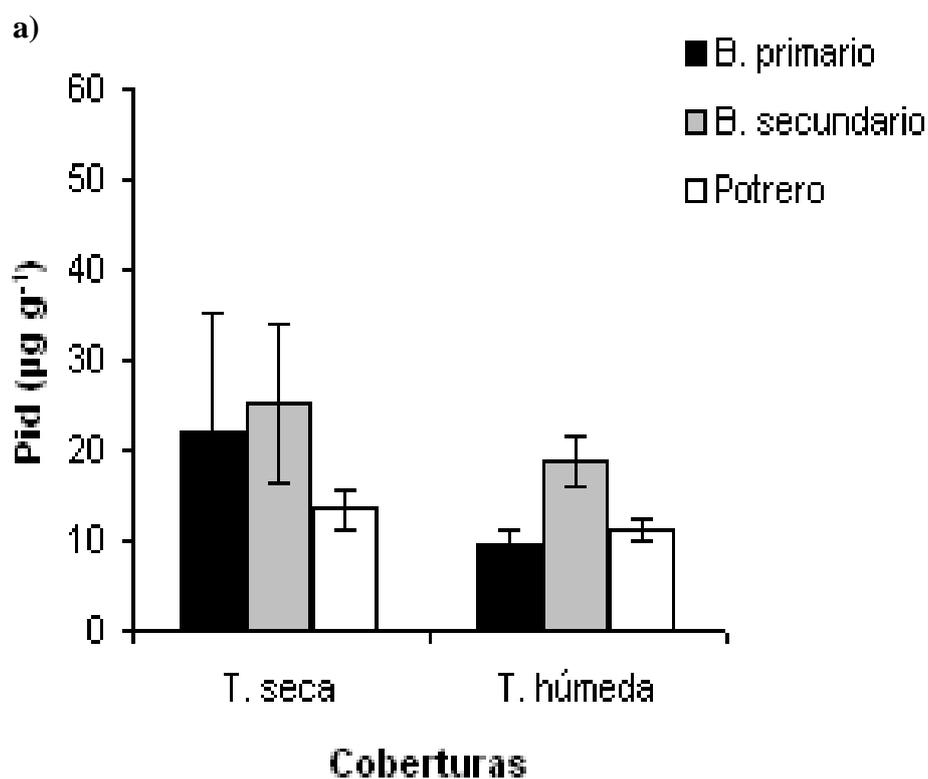


Figura 1. Concentraciones ($\mu\text{g P g}^{-1}$) de Pid (P soluble + Pi en NaHCO_3) (a) y Po (b) en la fracción NaHCO_3 de 0-5 cm de profundidad para cada tipo de cobertura en las temporadas seca y húmeda. Los valores representan la media y el error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre coberturas al interior de cada fecha ($P \leq 0.05$).

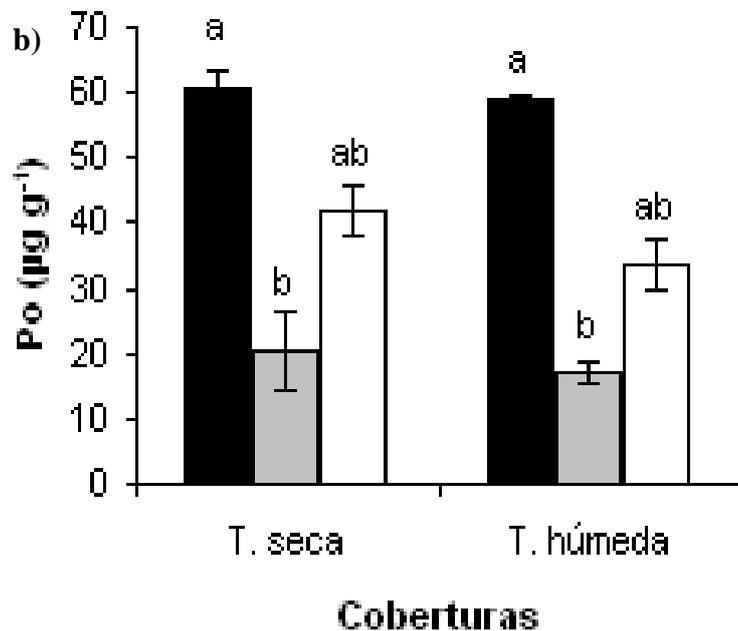
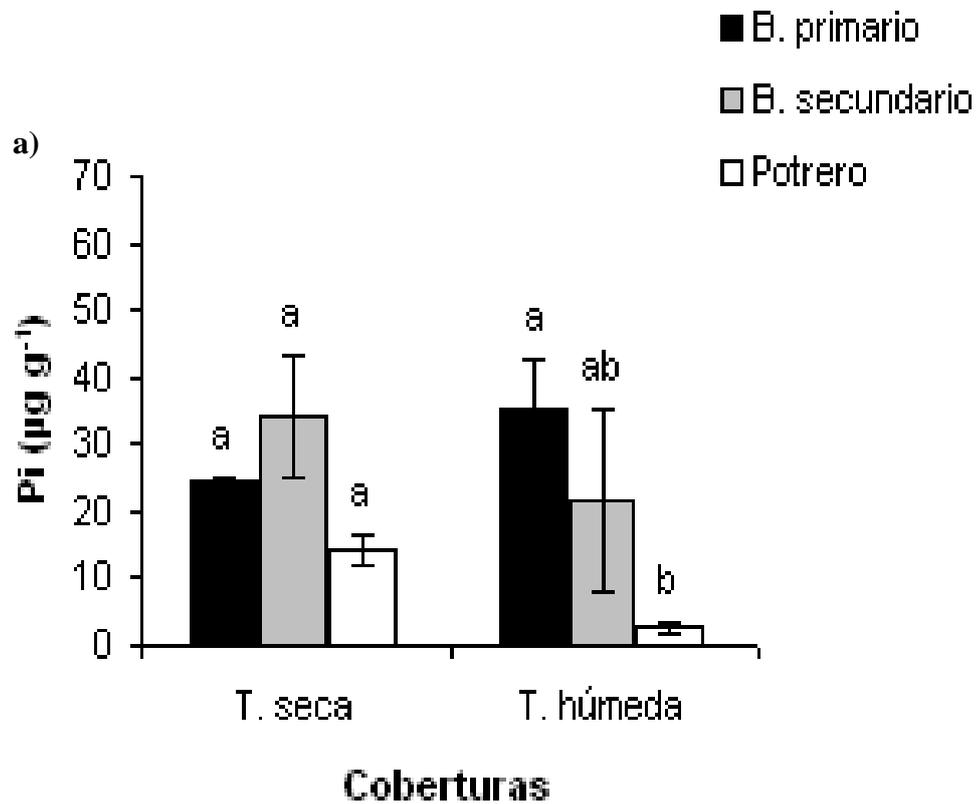


Figura 2. Concentraciones ($\mu\text{g P g}^{-1}$) de Pi (a) y Po (b) en la fracción NaOH de 0-5 cm de profundidad para cada tipo de cobertura en las temporadas seca y húmeda. Los valores representan la media y el error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre coberturas al interior de cada fecha con $P \leq 0.1$ para el panel **a** y $P \leq 0.05$ para el panel **b**.

Tabla 6. Cociente Po/Pi para las fracciones de NaHCO₃ y NaOH en cada tipo de cobertura en las temporadas seca (S) y húmeda (H), en la profundidad de 0-5 cm del suelo.

	NaHCO ₃		NaOH	
	S	H	S	H
B. Primario	1.9	2.8	2.5	1.7
B. Secundario	0.5	0.7	0.6	0.8
Potrero	0.4	0.4	2.9	12.9

Al examinar las concentraciones de las fracciones y los cocientes en la profundidad de 0-10 cm se observó que los patrones (i.e. diferencias y similitudes entre los tipos de cobertura) fueron similares a los que se presentaron en la profundidad de 0-5 cm, con excepción del cociente Po/Pi en la fracción NaOH (Tabla 7). En esta fracción, las concentraciones de Po fueron ligeramente mayores que las de Pi aún en los bosques secundarios, a diferencia de lo que ocurrió en la profundidad de 0-5 cm. Como se esperaba, los valores de las concentraciones fueron ligeramente menores en esta profundidad que en la de 0-5 cm. La concentración de Pt fue mayor en los bosques primarios y secundarios que en los potreros a esta profundidad.

Tabla 7. Concentraciones ($\mu\text{g P g}^{-1}$) de P inorgánico disponible (Pid), Po en NaHCO₃, Pi y Po en NaOH y P total para cada tipo de cobertura en las temporadas seca (S) y húmeda (H) de 0-10 cm de profundidad del suelo. BP = bosque primario; BS = bosque secundario; Pr = potrero.

		Pid	Po NaHCO ₃	Po/Pid NaHCO ₃	Pi NaOH	Po NaOH	Po/Pi NaOH	P total
BP	S	17	35	2.1	26	57	2.2	456
	H	10	20	2.0	31	48	1.6	
BS	S	18	7	0.4	27	29	1.1	376
	H	15	9	0.6	17	24	1.4	
P	S	11	5	0.5	10	41	4.1	165
	H	9	2	0.2	2	35	17.5	

La suma de las concentraciones de Po de las dos fracciones promediadas para ambas temporadas, mostró que en los bosques primarios la concentración de Po en los primeros 10 cm del suelo alcanzó los $80 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en los bosques secundarios y en los potreros las concentraciones de Po fueron de $34.5 \mu\text{g g}^{-1}$ y $41.5 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. Al calcular la proporción que el Po de las fracciones bicarbonato y sosa representaron del P total en cada tipo de cobertura (Tabla 8), se observó que los bosques secundarios presentaron la menor proporción de Po, mientras que la mayor se encontró en los potreros y en el bosque primario. Es decir, en estos últimos entre el 20 y 25% del P total se encontró en formas orgánicas. Sin embargo, en el caso de los potreros el 23% de éste se encontró en la fracción más recalcitrante.

Tabla 8. Cocientes $\text{PoNaHCO}_3/\text{Pt}$, PoNaOH/Pt y Pot/Pt en el suelo a una profundidad de 0-10 cm para cada tipo de cobertura. El Pot es la suma de las concentraciones de las fracciones NaHCO_3 y NaOH .

Cobertura	Po NaHCO₃/Pt	Po NaOH/Pt	Pot/Pt
B. Primario	0.06	0.12	0.18
B. Secundario	0.02	0.07	0.09
Potrero	0.02	0.23	0.25

Igualmente, cuando se obtuvo la relación entre las fracciones de fósforo orgánico ($\text{Po NaOH}/\text{Po NaHCO}_3$) se observó que mientras en los bosques primarios y secundarios la fracción NaOH representó de dos a tres veces la concentración de la fracción NaHCO_3 (BP= 1.9, BS= 3.3), en los potreros la fracción NaOH representó hasta once veces (Pr= 10.9) la de la fracción NaHCO_3 .

6. DISCUSIÓN

Se ha observado que el cambio de uso del suelo en Chamela tiene como consecuencia la pérdida de la cobertura vegetal, la exposición del suelo a la erosión por viento, la pérdida de partículas de suelo debido al arrastre por agua, una reducción en los aportes y calidad de la materia orgánica del suelo, así como una modificación en las condiciones microclimáticas, lo cual podría afectar la disponibilidad de fósforo en el suelo (Maass, 1988; García-Oliva *et al.*, 1995; García-Oliva y Maass, 1998; Giardina *et al.*, 2000a).

En el presente estudio se observó que las concentraciones de P total se vieron afectadas por el uso de suelo, lo cual concuerda con lo observado en otros estudios en Chamela (García-Oliva y Maass, 1998; Sandoval, 2007) y en otros ecosistemas (Hedley *et al.*, 1982). Los resultados de este trabajo y los de Sandoval (2007), en los mismos sitios, registraron que las concentraciones de P total en el potrero se redujeron hasta un 70% con respecto al bosque primario. El trabajo de Hedley *et al.* (1982), mostró una disminución del 30% en un sistema agrícola respecto a una pradera natural en Canadá. Hedley *et al.* (1982) sugieren que la disminución del P total en los sistemas agrícolas se puede deber a la erosión causada por el agua y el viento, así como a la remoción de los cultivos. En el mismo sentido, García-Oliva y Maass (1998) señalan que la reducción del P total en los potreros de Chamela se puede deber a que el pisoteo del ganado aumenta la densidad aparente del suelo, lo cual aumenta la escorrentía superficial y la erosión del suelo. Maass *et al.* (1988) realizaron un experimento en Chamela, en el que modificaron el tipo de cobertura del suelo bajo distintas condiciones con la finalidad de determinar en donde se presentaba la erosión del suelo más alta. Observaron que en aquellos sitios cubiertos por pastos de las especies *Panicum maximum* Jacq. (zacate Guinea) y *Pennisetum ciliare* L.

(zacate Buffel) se presentó la pérdida mayor de nutrimentos del suelo debido a los procesos de erosión causados por la lluvia, alcanzando valores de pérdida de suelo entre 50 y 100 t ha⁻¹ año⁻¹. Lo anterior señala la alta susceptibilidad a la erosión que se presenta en la región de Chamela con la conversión del bosque primario a potreros.

El bosque secundario presentó concentraciones intermedias de P total, con valores similares al bosque primario, lo cual sugiere que existe una tendencia hacia la recuperación ó que la pérdida de P durante los seis años de uso de los sitios como potreros podría no haber sido tan grande. Estos resultados concuerdan con otros estudios realizados en bosques tropicales secundarios en Brasil y Jamaica (McDonald y Healey, 2000; McGrath *et al.*, 2000) donde se observó que las concentraciones de P total aumentaron paulatinamente después de abandonar la prácticas agropecuarias. La semejanza en las concentraciones de P total entre los bosques primarios y secundarios se puede deber también al efecto de la calidad de la materia orgánica del mantillo. Romero-Duque (2008) encontró en los mismos bosques secundarios de este estudio, que tanto la biomasa aérea como los almacenes de C y N en el suelo, también presentaban un aparente proceso de recuperación con respecto al bosque primario. Por ejemplo, el cociente C:N del mantillo es similar en los bosques secundarios de este estudio (26; Romero-Duque, *en prep.*) y en el bosque primario de la región (27; Jaramillo *et al.*, 2003). Por otro lado, Anaya (2007) reportó que el cociente N:P del mantillo presentaba un valor similar (28) en cuatro diferentes parcelas de bosque primario de Chamela.

También se ha observado que en los bosques primarios y secundarios de Chamela las especies dominantes son leguminosas (Lott *et al.*, 1987; Durán *et al.*, 2002; Romero-Duque *et al.*, 2007). Eviner y Chapin (2003) plantean que las especies de plantas pueden modificar la física y química del suelo, así como la actividad, distribución e interacciones de la microbiota. Por ejemplo, Dockersmith *et al.* (1999) observaron que una especie de

leguminosa abundante en Chamela (*Caesalpinia eriostachys*) favorecía el aumento en las concentraciones de amonio y nitrato en el suelo por medio de la fijación, mientras que disminuía las concentraciones de P debido a que presenta una alta demanda de éste, por lo que se esperaría que la dominancia de leguminosas promueva también similitudes en ciertos procesos del suelo y en la dinámica del P.

Las concentraciones más altas de Pt en los primeros centímetros del suelo con respecto a los estratos más profundos concuerdan con lo reportado en otros estudios sobre las concentraciones totales de P y otros nutrimentos en Chamela (C, N, K, Ca y Mg) (Campo, 1995; García-Oliva y Maass, 1998; Cotler *et al.*, 2002; Jaramillo *et al.*, 2003), lo cual probablemente refleja el papel que juegan los nutrimentos del mantillo y la mayor actividad biológica en las capas superficiales del perfil.

Tanto el P total como las formas orgánicas de P ($\text{NaHCO}_3 + \text{NaOH}$) disminuyeron en los potreros por el uso agropecuario. De acuerdo con García-Oliva y Maass (1998), la reducción del fósforo en los potreros se puede deber a una disminución de la entrada de materia orgánica después de años de uso ganadero continuo, ya que el ganado consume una fracción importante de la biomasa aérea en los potreros. Por otro lado, también se ha reportado que la roza tumba y quema, así como el uso posterior como potrero afecta los nutrimentos del suelo debido a la pérdida de la cubierta vegetal y a la disminución de raíces (Castellanos *et al.*, 2001; Jaramillo *et al.*, 2003).

Otros trabajos han mostrado una reducción de los macroagregados y del P orgánico asociado a ellos con el cambio de uso del suelo (García-Oliva y Maass, 1998; García-Oliva *et al.*, 1999; García-Oliva *et al.*, 2006) lo cual puede reducir la actividad microbiana que regula la disponibilidad y la conservación de estos nutrimentos en el suelo. García-Oliva (*com. pers.*) encontró que el porcentaje de macroagregados asociados a la masa libre de arenas en los suelos de este estudio, disminuía de 90% en bosques primarios hasta

alrededor de 30% en potreros y bosques secundarios. En el mismo sentido, Ellingson *et al.* (2000) reportaron una disminución en las tasas de mineralización de N y de nitrificación aún por dos años después del establecimiento de potreros en Chamela, lo que indica un impacto de la transformación en diversos procesos microbianos del suelo.

La tendencia en la reducción de la concentración de fósforo orgánico lábil (NaHCO_3) en los potreros con respecto a los bosques primarios, así como la disminución en la proporción Po/Pid en el bosque secundario y potrero con respecto al bosque primario son consistentes con los resultados de Álvarez-Santiago (2002) para otro bosque primario y potrero de Chamela. A partir de los datos de Álvarez-Santiago (2002), se calculó que el cociente Po/Pid era de 1.1 en el bosque primario (2.0 en este estudio), mientras que en el potrero disminuyó a 0.7 (0.4 en este estudio). Es decir, el disturbio del bosque favorece una redistribución de las fracciones lábiles de P. Dicha redistribución tiene implicaciones negativas para el ecosistema, ya que las formas orgánicas son la fuente principal de P disponible en estos suelos (Campo *et al.*, 1998; Giardina *et al.*, 2000a; Álvarez-Santiago 2002). La redistribución de las formas del P debido al manejo ya ha sido reportada en otros trabajos (Hedley *et al.*, 1982; Giardina *et al.*, 2000b) que sugieren que la transformación afecta la materia orgánica del suelo (MOS), el pH y la microbiota.

Se esperaba encontrar una disminución significativa del fósforo inorgánico disponible (Pid) en el suelo de los potreros con respecto al de los bosques primarios y secundarios debido al manejo, ya que se ha observado que el uso del suelo propicia su oclusión por parte de las formas menos disponibles (Neufdelt *et al.*, 2000). Sin embargo, los resultados de este estudio no presentaron dicho patrón y contrastaron con los reportados por Sandoval (2007) para el fósforo disponible medido con el método de Olsen en los mismos sitios de estudio, pues encontró que esta fracción disminuyó en los bosques secundarios y potreros. Por otro lado, los resultados fueron semejantes a los reportados por Álvarez-

Santiago (2002) para otro bosque primario y potrero en Chamela, pues tampoco encontró una tendencia clara en el Pid con respecto al manejo del suelo. Montaña (2008) realizó un estudio en bosques primarios de Chamela y encontró que las concentraciones del Pid en el suelo fueron muy variables, indicando que su mineralización depende mucho del sitio y de la distribución de las lluvias en el año. Dicha evidencia sugiere que estas fracciones son muy dinámicas y que diversos factores controlan su concentración en el suelo, entre los que la disponibilidad de agua puede jugar un papel importante.

El aumento en la proporción de Po en la fracción menos lábil (NaOH) en los potreros y que fue once veces mayor que la de bicarbonato, es similar a lo encontrado por Hedley *et al.* (1982) en otro sistema templado de Canadá. A partir de datos de Álvarez-Santiago (2002), se calculó que el cociente Po_{NaOH}/Po_{NaHCO_3} fue de 5.0 en un potrero de diez años de edad en Chamela, lo cual sugiere que en un lapso mayor de tiempo de uso, como en los potreros del presente estudio, incrementa la proporción de Po en la fracción menos lábil. La proporción de P total que representó la fracción de Po moderadamente lábil (NaOH) dos a tres veces mayor en los potreros que en los bosques primario y secundario, señala la baja disponibilidad de P para las plantas que se presenta en este sistema debido al manejo. La mineralización del Po depende principalmente de la actividad de los microorganismos del suelo, en particular de la producción de enzimas fosfatasas (Baum *et al.*, 2003). Sandoval (2007) observó que la actividad de la fosfatasa disminuyó en los potreros con respecto a los bosques primarios, por lo que este resultado junto con la mayor proporción de Po en la fracción menos lábil sugiere cambios en las propiedades físicas, biológicas y bioquímicas del suelo.

De todos los resultados anteriores se puede concluir que la transformación de los bosques a potreros provoca una disminución en los almacenes totales de P, así como una redistribución de las fracciones de P en las formas más recalcitrantes. Por esto, la

condición de degradación del suelo en los potreros enfrenta un panorama difícil en términos de la sostenibilidad o de la restauración del ecosistema. Asimismo, los resultados de este y otros trabajos en la misma región (Álvarez-Santiago, 2002; Sandoval, 2007) han mostrado que el P puede ser un elemento útil para el diagnóstico del estado de los procesos biogeoquímicos en el suelo de la SBC de Chamela, ya que es muy sensible a la perturbación generada por el uso prolongado del suelo con fines agropecuarios.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez-Santiago S. A. 2002. Efecto de la perturbación en la interacción micorrízica vesículo-arbuscular en un ecosistema tropical estacional. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Anaya C.A. 2007. Dinámica del C y N en el mantillo de un bosque tropical caducifolio en Jalisco, México. Tesis de Doctorado, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, México.
- Anderson R. V., J. S. I. Ingram. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility. A handbook of methods. (2da. Ed.). CAB International. U. K. 70 pp.
- Baum C., P. Leinweber, A. Schlichting. 2003. Effects of chemical conditions in rewetted peats temporal variation in microbial biomass and acid phosphatase activity within the growing season. *Applied Soil Ecology* **22**: 167-174.
- Borie F., R. Rubio. 2003. Total and organic phosphorus in Chilean volcanic soils. *Gayana Botánica* **60**: 69-78.
- Burgos A., J.M. Maass. 2004. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agriculture Ecosystems and Environments* **104**: 475-481.
- Campo J. 1995. Ciclo del fósforo en un ecosistema tropical estacional. Tesis de Doctorado, Centro de Ecología, UNAM.
- Campo J., V.J. Jaramillo, J. Maass. 1998. Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia* **115**: 167-172.

- Campo J., M. Maass, V. J. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, J. Sarukhán. 2001. Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry* **53**:161-179.
- Castellanos J., V. Jaramillo, R.L. Sanford, J.B. Kauffman. 2001. Flash-and-burn effects on fine root biomass and productivity in a tropical dry forest ecosystem in Mexico. *Forest Ecology and Management* **148**: 41-50.
- Chapin III F.S., P.A. Matson, H.A. Money. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag. New York. USA.
- Cotler H., E. Durán, C. Siebe. 2002. Caracterización morfo-edafológica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. Pp: 17-47. En: Noguera, F. A., J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Aldrete, M. Quesada-Avenidaño (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México.
- Cross A.F., W.H. Schlesinger. 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorous in natural ecosystems. *Geoderma* **64**: 197-214.
- Detwiler R.P. 1986. Land use change and the global carbon cycle: the role of tropical soils. *Biogeochemistry* **2**: 67-93.
- Dockersmith I.C., C.P. Giardina, R.L. Sanford. 1999. Persistence of tree related patterns in soil nutrients following slash-and-burn disturbance in the tropics. *Plant and soil* **209**: 137-156.
- Durán E., P. Balvanera, E. Lott, G. Segura, A. Pérez-Jiménez, A. Islas, M. Franco. 2002. Estructura, composición y dinámica de la vegetación. Pp: 443-472. En: Noguera, F. A., J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Aldrete, M. Quesada-Avenidaño (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México.

- Ellingson L.J., J.B. Kauffman, D.L. Cummings, R.L. Sanford Jr., V.J. Jaramillo. 2000. Soil N dynamics associated with deforestation, biomass burning, and pasture conversion in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* **137**: 41-51.
- Eviner V., F.S. Chapin III. 2003. Functional matrix: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **34**: 455-485.
- Fassbender H. W. 1987. Química de suelos. IICA, USA.
- García-Oliva F., J.M. Maass, L. Galicia. 1995. Rainstorm analysis and rainfall erosivity of a seasonal tropical region with a strong cyclonic influence on the pacific coast of Mexico. *Journal of applied meteorology* **34**: 2491-2499.
- García-Oliva F., J.M. Maass. 1998. Efecto de la transformación de la selva a pradera sobre la dinámica de los nutrientes en un ecosistema tropical estacional en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **62**: 39-48.
- García-Oliva F., R. L. Sanford Jr., E. Nelly. 1999. Effects of flash-and-burn management on soil aggregate organic C and N in a tropical deciduous. *Geoderma* **88**: 1-12.
- García-Oliva F., A. Camou, J.M. Maass. 2002. El clima de la región central de la costa del pacífico mexicano. Pp: 3-10. En: Noguera, F. A., J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Aldrete, M. Quesada-Avenidaño (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México.
- García-Oliva F., J.F. Gallardo, N.M. Montaña, P. Islas, P. 2006. Soil carbon and nitrogen dynamics followed by a forest-to-pasture conversion in western Mexico. *Agroforestry Systems* **66**: 93-100.
- Giardina C.P., Sanford Jr., I.C. Døckersmith. 2000a. Changes in soil phosphorous and nitrogen during slash-and-burn clearing of a dry tropical forest. *Soil Science Society American Journal* **64**: 247-260.

- Giardina C.P., Sanford Jr., I.C. Døckersmith, V.J. Jaramillo. 2000b. The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. *Plant and Soil* **220**: 399-405.
- Hedley M.J., J.W.B. Stewart, B.S. Chauhan. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of American Journal* **46**: 970-976.
- Jackson M., 1982. Análisis químico de suelos. Ediciones Omega. Barcelona, España. 662 pp.
- Janzen H.D. 1988. Management of the habitat fragments in a tropical dry forest: Growth. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **75**: 105-116
- Jaramillo V. J., R.L. Sanford Jr. 1995. Nutrient cycling in tropical deciduous forests. En *Seasonally Dry Tropical Forests*. Bullock, S.H., H.A. Mooney y E. Medina (Eds.). Cambridge University Press. Cambridge. Pp. 346-361.
- Jaramillo V. J., J. B. Kauffman, L. Rentería-Rodríguez, D. L. Cummings, L. Ellingson. 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems* **6**: 609 – 629.
- Johnson A.H., J. Frizano, D.R. Vann. 2003. Biogeochemical implications of labile phosphorous in forest soils determined by the Hedley fractionation procedure. *Oecologia* **135**: 487-499.
- Kauffman, J.B., R.L. Sanford Jr., D.L. Cummings, I.H. Salcedo, E.V.S.B. Sampaio. 1993. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fire in neotropical dry forest. *Ecology* **74**: 140-151.
- Kennard D. K., K. Gould, F. E. Putz, T. S. Fredericksen, F. Morales. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* **162**: 197-208.

- Lott E.J., Bullock, Magallanes. 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forest of coastal Jalisco. *Biotropica* **19**: 228-235.
- Lott E.J., T.H. Atkinson. 2002. Biodiversidad y fitogeografía de Chamela-Cuixmala, Jalisco. Pp: 83-97. En: Noguera, F. A., J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Aldrete, M. Quesada-Avendaño (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México.
- Maass M., C.F. Jordan, J. Sarukhan. 1988. Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal of Applied Ecology* **25**: 595-607.
- Maass M., J. V. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva, A. Pérez-Jiménez, J. Sarukhán. 2002. Aspectos funcionales de la selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. Pp: 525 – 542. En: Noguera, F. A., J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Aldrete, M. Quesada-Avendaño (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de biología, UNAM. México.
- Martinez-Yrizar A., J.M. Maass, L.A. Pérez-Jiménez, J. Sarukhan. 1996. Net primary productivity of a tropical deciduous forest ecosystem in western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* **12**: 169-175.
- Masera O., A. D. Cerón, A. Ordóñez. 2001. Forestry mitigation options for Mexico: finding synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* **6**: 291 – 312.
- McDonald M.A., J.R. Healey. 2000. Nutrient cycling in secondary forests in the blue mountains of Jamaica. *Forest Ecology and Management* **139**: 257-278.
- McGill W.B., C.V. Cole. 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N S and P through soil organic matter. *Geoderma* **26**: 267-286.
- McGrath D.A., C.K. Smith, H.L. Gholz, Oliveira F.D. 2000. Effects of land use-change on soil nutrient dynamics in Amazonia. *Ecosystems* **4**: 625-645.

- Montaño N.M. 2008. Efecto del carbono orgánico sobre la disponibilidad de fósforo y nitrógeno en el suelo de un ecosistema tropical estacional mexicano. Tesis de Doctorado, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, México.
- Murphy, J., J.P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analyses Chemical Acta* **27**: 31-36.
- Murphy P., A. Lugo. 1995. Dry forest of Central America and the Caribbean. En: Seasonally Dry Tropical Forests. Bullock, S.H., H.A. Mooney y E. Medina (Eds.). Cambridge University Press. Cambridge. Pp. 346-361.
- Neufeldt H., J.E. da Silva, M.A. Ayarza, W. Zech. 2000. Land-use effects on phosphorous fraction in Cerrado oxisols. *Biol. Fertil. Soils* **31**: 30-37.
- Rentería L.Y., V.J. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, A. Pérez-Jiménez. 2005. Nitrogen and phosphorous resorption in trees of a Mexican tropical dry forest. *Trees* **19**: 431-441.
- Richter D.D., H. L. Allen, J. Li, D. Markewitz, J. Raikes 2006. Bioavailability of slowly cycling soil phosphorus: major restructuring of soil P fractions over four decades in an aggrading forest. *Ecosystem ecology* **150**: 259-271.
- Romero-Duque L.P., V.J. Jaramillo, A. Pérez-Jiménez. 2007. Structure and diversity of secondary tropical dry forests in Mexico, differing in their prior land-use history. *Forest Ecology and Management* **253**: 38-47.
- Sandoval A. 2007. Dinámica enzimática estacional asociada a carbono, nitrógeno y fósforo del suelo en un ecosistema tropical seco transformado. Tesis de licenciatura, Escuela de Químico Farmacobiología, UMSNH, México.
- Sabogal C. 1992. Regeneration of tropical dry forests in Central America, with examples from Nicaragua. *Journal of Vegetation Science* **3**: 407-416

- Saynes V., C. Hidalgo, J. Etchevers, J. Campo. 2005. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Applied Soil Ecology* **29**: 282-289.
- Schaaf P. 2002. Geología y geofísica de la costa de Jalisco. Pp: 11 – 16. En: Noguera, F. A., J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Aldrete, M. Quesada-Avendaño (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México.
- Sokal R.R., F.J. Rohlf. 1995. Biometry. 3ra edición. Freeman and Company, San Francisco, CA, USA.
- Solis E. 1993. Características fisicoquímicas de un suelo en un ecosistema tropical estacional. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Trejo I., R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* **94**: 133 – 142.
- Von Ende C.N. 1993. Repeated measures analysis: growth and other time-dependent measures. Pp: 113-1337. En: Sheiner S.M., J. Gurevitch, editors. Design and analysis of ecological experiments. New York: Chapman and Hall.
- Walker T.W., J.K. Syers. 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma* **15**: 1-19.