

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**POSGRADO EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

Facultad de Estudios Superiores Iztacala

**“RELACIÓN DE LA BIOMASA MICROBIANA Y
LOS NIVELES DE MICRONUTRIENTES
BIODISPONIBLES EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL
VALLE DE ZAPOTITLÁN, TEHUACÁN”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

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

P R E S E N T A

XOCHITL COROMOTO GONZÁLEZ ARTEAGA

DIRECTOR DE TESIS: DR. SALVADOR RODRÍGUEZ ZARAGOZA

MÉXICO, D.F.

NOVIEMBRE, 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.

DEDICATORIA

A mis papás Florencia y Wilberto,
Gracias por estar conmigo en todo y por siempre.

A mis hermanas Wallis, Colombia y Florencia
Porque son parte de mí.

Los quiero mucho.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Salvador Rodríguez Zaragoza

Por darme su apoyo para realizar y terminar este trabajo.

A los miembros del comité tutorial:

Dra. Silke Cram Heydrich,

Dra. Pilar Ortega Larrocea,

Dr. Julio Campos Alves y

Dra. Ma. del Carmen Angeles González Chávez

Por ayudar a mejorar este trabajo con sus sugerencias.

A CONACYT

Por el apoyo financiero recibido para la realización de este trabajo

A mis amigas:

Llaráí,

Oralia,

Luz y

Evangelina

Por los momentos compartidos.

A todas las personas que de una u otra manera mostraron interés en que terminara este trabajo.

INDICE

RESUMEN	1
SUMMARY	3
INTRODUCCION	5
1. Uso y degradación del suelo	5
1.1. Procesos físicos	7
1.1.1. Erosión	7
1.1.2. Compactación y formación de costras y sellos	7
1.2. Procesos químicos	8
1.2.1. Acumulación de toxinas y metales pesados	8
1.2.2. Deficiencia o pérdida de micronutrientes	8
2. Terrazas aluviales	12
3. Micronutrientes	14
4. Biomasa microbiana	17
4.1. biomasa microbiana y su relación con los micronutrientes	17
OBJETIVOS	20
GENERAL	20
PARTICULARES	20
JUSTIFICACION	20
HIPOTESIS	21
AREA DE ESTUDIO	22
1. Ubicación geográfica	22
2. Clima	22
3. Geología	22
4. Hidrología	23
5. Edafología	23
6. Vegetación	23
MATERIAL Y METODOS	25
1. Determinación de micronutrientes	27
1.1. Extracción con DTPA (ácido dietilentriaminopentaacético)	27
2. Determinación de la biomasa microbiana	28
2.1. Fumigación e incubación del suelo	28
3. Análisis estadístico	29
RESULTADOS	30
1. Contenido de agua	30
Terraza conservada	30
Terraza degradada	31
2. Biomasa microbiana	34
Terraza conservada	34
Terraza degradada	35
3. Producción microbiana de CO ₂	37
Terraza conservada	37
Terraza degradada	37
4. Valores de pH	40
Terraza conservada	40
Terraza degradada	40
5. Manganeso	43
Terraza conservada	43
Terraza degradada	44

6. Zinc	46
Terraza conservada	46
Terraza degradada	47
7. Hierro	49
Terraza conservada	49
Terraza degradada	50
8. Cobre	52
Terraza conservada	52
Terraza degradada	53
9. Análisis de correlación	55
10. ACP (análisis de componentes principales)	59
11. Análisis de similitud	62
DISCUSION	65
1. Efectos de la estacionalidad de las lluvias	65
2. Efectos de la cobertura vegetal	70
3. Relaciones Físico, Químicas y Biológicas	74
CONCLUSIONES	79
REFERENCIAS	81
ANEXO	88

INTRODUCCIÓN

Aproximadamente el 60% del territorio mexicano se conforma por zonas áridas, muchas de las cuales poseen una gran diversidad de flora y fauna (Rzedowski, 1978). El valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla, se considera una de las regiones áridas con mayor biodiversidad del país (Villaseñor *et al.*, 1991, Dávila, 1997). Se registraron más de 2700 especies de plantas (Dávila *et al.*, 1993), casi el 30 % de ellas endémicas. Aunque no hay estudios profundos, la riqueza faunística también es considerable ya que por lo menos se registraron 34 especies de murciélagos (Rojas-Martínez y Valiente-Banuet, 1996) y 90 especies de aves (Arizmendi y Espinosa de los Monteros, 1996).

Los pobladores del valle de Tehuacán-Cuicatlán aprovechan los recursos que les provee el ambiente ya que practican la agricultura de temporal, el pastoreo de ganado caprino, la recolección de vegetales, extracción de sal y la minería (Barrera-Carrera, 2001). Sin embargo, algunas de estas actividades causan alteraciones al suelo, a su estructura y/o composición química y con ello a las poblaciones vegetales y animales que en él habitan. Estas actividades pueden contribuir a la pérdida de los nutrientes del suelo por la exportación de éstos en los productos animales y vegetales, por lixiviación y al provocar que desaparezca su cobertura vegetal. Como consecuencia de la falta de cobertura, la pérdida de materia orgánica y biomasa microbiana, se incrementa por la acción de la erosión eólica (volatilización) y la erosión hídrica (lavado) (Rodríguez-Zaragoza, 1994). Sin materia orgánica y biomasa microbiana, la presencia y disponibilidad de los nutrientes y sobre todo la de los micronutrientes puede cambiar ya que la materia orgánica los fija en sus moléculas y la biomasa microbiana los integra en su metabolismo, y esta última, es la encargada de degradar la materia orgánica para hacer biodisponibles los micronutrientes (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

1.-Uso y degradación del suelo.

En Zapotitlán de las Salinas, población perteneciente al valle de Tehuacán-Cuicatlán, algunas de las actividades más importantes en las cuales se utiliza el suelo son:

-El pastoreo directo de ganado, sobre todo caprino, ya que las cabras, al parecer son las mejor adaptadas a este tipo de ambientes áridos, por lo cual pueden aprovechar la producción natural de biomasa de las plantas del desierto. El impacto que tiene la ganadería extensiva en los matorrales del suelo de clima árido es apreciable y, en

algunos casos, devastador, debido al ramoneo directo del ganado sobre las especies más apetecibles. Dado el alto grado de endemismos de plantas y animales de los ecosistemas desérticos, este nivel de deterioro es alarmante (SEMARNAP, 2000). En Zapotitlán de las Salinas la ganadería se desarrolla en forma rústica y continúa. Debido a la pobreza de la gran mayoría de los pobladores de esta zona, el pastoreo es una de las mejores opciones para subsistir, ya que el alimentar a sus cabras no implica altos costos. Las cabras consumen arbustos y plantas anuales de temporal y de escaso valor nutricional que otro ganado no comería (Díaz-Melgoza *et al.*, 2001).

Otra de las actividades es la agrícola, en Zapotitlán de las Salinas ésta se desarrolla de manera extensiva sobre las zonas de terraza aluvial, en donde existen suelos muy fértiles. Aquí, se practica principalmente la agricultura de temporal para autoconsumo, ni técnicas ni maquinarias complejas se utilizan para cultivar las tierras. Las parcelas que se utilizan por una temporada, se dejan sin cultivar por un tiempo y se preparan otras para la siguiente temporada. Muchas de estas parcelas son abandonadas y al carecer de cobertura vegetal, el suelo puede sufrir erosión y perder materia orgánica y nutrimentos. El 19 % del territorio del valle de Zapotitlán es moderadamente apto para el uso agrícola, debido a la escasa precipitación pluvial anual y por las restricciones propias del suelo como su pH alcalino y su textura predominantemente arenosa en algunas zonas. La utilización de suelos no propicios para la agricultura y/o la utilización no moderada de aquellos aptos para esta actividad, puede tener un costo energético muy alto para el edafosistema al perder su fertilidad y a su vez puede provocar daños ambientales muy serios al no tener la posibilidad de la restauración de las condiciones del lugar (Barrera-Carrera, 2001).

Cuando un suelo es mal utilizado o se sobre explota, puede sufrir daños que en ocasiones son irreversibles. Dentro de los daños físicos se pueden mencionar: la erosión, la compactación y la formación de costras; dentro de la degradación química están la acumulación de toxinas y metales pesados, la salinización y la pérdida de nutrientes. Este último punto es de vital importancia ya que la productividad de los ecosistemas terrestres depende de la tasa de circulación de los nutrientes (Stout, 1980; Symstad *et al.*, 1998). Todo lo anterior constituye la degradación del suelo, a la que Barrow (1994) define como "la pérdida de la utilidad o de la utilidad potencial del

suelo, o la pérdida o reducción de sus rasgos u organismos que no se pueden reemplazar".

1.1-Procesos físicos.

1.1.1- Erosión.

La erosión eólica e hídrica, es una de las causas más importantes de la degradación, dado que ocasiona la pérdida de la capa superficial del suelo junto con la materia orgánica del mismo. Al disminuir la materia orgánica, la estructura del suelo sufre alteraciones (Lynch, 1984; Tisdall, 1991). La materia orgánica participa en la formación y estabilización de los agregados del suelo. Al existir un grado bajo de agregación, que es lo que sucede frecuentemente en los suelos de cultivo (Tisdall, 1994), la porosidad disminuye y la densidad aparente y compactación aumentan, lo que impide el buen desarrollo de cualquier cultivo.

Los poros en el suelo son importantes ya que son un reservorio de agua y aire necesarios para que los microorganismos puedan proliferar y realizar sus funciones metabólicas. Al mismo tiempo estos espacios del suelo también almacenan aire y agua que la vegetación utiliza en su nutrición y desarrollo. La biomasa microbiana es importante ya que también transforma los minerales a micronutrientes biodisponibles. Si la biomasa microbiana disminuye, la fertilidad del suelo y la cobertura vegetal también lo hacen, lo que ocasiona que el suelo quede susceptible de ser perturbado por otros muchos factores del medio.

1.1.2. Compactación y formación de costras y sellos.

La formación de costras y sellos es otro de los problemas que provocan la degradación del suelo. Las costras se forman en la capa superficial de suelos de clima árido, ya que después de la lluvia, el agua comienza a evaporarse rápidamente y el tamaño del poro sufre una drástica reducción, lo que trae como consecuencia la disminución de entrada de aire y agua al suelo. En casos severos el aire y el agua que penetra es insuficiente para alcanzar la zona de las raíces, lo que somete a las plantas a un estrés. Por otro lado las costras pueden llegar a ser tan gruesas que dificultan o impiden que las plántulas emerjan. Todo lo anterior conlleva una disminución en la productividad del suelo. Los sellos se forman cuando los suelos de textura arcillosa se compactan por la saturación de agua. Esto también reduce el espacio poroso, lo cual limita el movimiento de agua y de

aire en el suelo, dificultando el ingreso del agua de lluvia y facilitando la escorrentía superficial. La formación de costras (cuando el suelo está seco) y sellos (cuando está húmedo) puede llevarse a cabo a partir de procesos físicos y químicos que conllevan el rompimiento de agregados y la dispersión de arcillas (Ellis y Mellor, 1995).

1.2.- Procesos químicos.

1.2.1.- Acumulación de toxinas y metales pesados.

La degradación química es un problema que se relaciona con la contaminación, lo cual ocurre cuando concentraciones peligrosas de sustancias se acumulan y van más allá de sus niveles naturales en el suelo. La contaminación ocurre cuando distintos compuestos químicos se agregan al suelo en una concentración que rebasa la capacidad metabólica o de asimilación del sistema. Otra forma es cuando los compuestos químicos se acumulan a través de la adición de pequeñas cantidades a lo largo del tiempo pero no logran formar parte de los procesos biogeoquímicos.

Dentro de los contaminantes químicos más documentados está el conjunto llamado metales pesados tales como el Hg, Pb, Cd, Cu, Cr, Se y sus compuestos; también están los químicos orgánicos como los plaguicidas o aceites, sales de sodio y ácidos. Algunos de estos elementos pueden ser asimilados por las plantas y almacenados en sus tejidos. Sin embargo, otros pueden ser adsorbidos sobre las superficies de las arcillas y material orgánico como iones intercambiables, pueden fijarse de forma no intercambiable o pueden precipitarse en el suelo. Lo cual evita que las plantas asimilen los contaminantes, lo que puede aumentar las concentraciones de éstos en el suelo (Tiffin, 1977).

1.2.2.-Deficiencia o pérdida de micronutrientes.

Los suelos pobres en micronutrientes están ampliamente distribuidos en el mundo y por lo regular son deficientes en más de un elemento. Muchos de estos suelos se forman de depósitos aluviales, lo cual refleja una diversidad de entradas de material de diferente origen geológico. Así los materiales parentales pueden diferir ampliamente en contenido de micronutrientes, modos de depositación y transporte. Por lo cual, los regímenes de desgaste por acción del medio pueden ser diferentes y no resulta raro que el contenido de micronutrientes, su distribución y disponibilidad varíen ampliamente entre suelos dentro y entre regiones (White y Zasoski, 1999).

Entre los factores naturales que promueven la deficiencia en la disponibilidad de micronutrientes en el suelo se pueden considerar los siguientes:

- El contenido en suelo: en suelos de textura gruesa, bajos en materia orgánica, la lixiviación de micronutrientes suele ser elevada, sobre todo en zonas en las que se presenta una alta precipitación pluvial. En general, los suelos de tipo regosol y podosol arenosos y suelos aluviales y orgánicos poseen contenidos de micronutrientes muy bajos. El contenido depende del material parental a partir del cual se formó el suelo (Marschner, 1995).

- El pH: la disponibilidad de la mayoría de micronutrientes como: Fe, Mn, Zn, B y Cu incrementa cuando aumenta la acidez del suelo y disminuye frente a una condición contraria. Algunas investigaciones consideran que en pH entre 6 y 6.8 no existen deficiencias o excesos de Fe y Mn disponible. Sin embargo existen otros micronutrientes como el Mo que incrementan su solubilidad al encontrarse en medios más alcalinos (Tyler y Olsson, 2001).

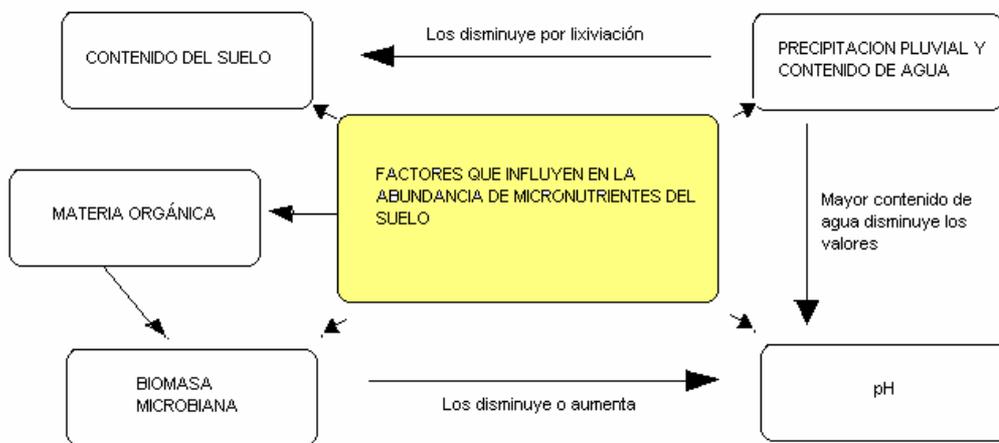
- Contenido de agua: la carencia de agua que se presenta en regiones áridas puede provocar la deficiencia en la disponibilidad de micronutrientes como el B o el Mn. Por el contrario cuando la humedad es excesiva y las cantidades de O₂ disminuyen en el suelo, la absorción de micronutrientes por los vegetales disminuye y existe también mayor pérdida por lixiviación (Drenovsky y Richards, 2004). La baja precipitación limita la producción de materia orgánica y su mineralización (Noy-Meir, 1973; Schlesinger, 1997).

-Microorganismos del suelo: el ambiente del suelo cercano a la superficie de la raíz juega un papel importante en la disponibilidad y absorción de nutrimentos. Los exudados de las plantas forman una matriz gelatinosa a la cual se encuentran asociados una gran cantidad de microorganismos. Estos microorganismos pueden ser concentradores altamente eficientes de nutrimentos, pueden facilitar la absorción de minerales por las plantas o por el contrario pueden llegar a competir por los micronutrientes, especialmente durante un gran incremento en su población. Los microorganismos y los micronutrientes se relacionan íntimamente, la biomasa

microbiana repercute en la disponibilidad de los micronutrientes del suelo y éstos a su vez ayudan a la proliferación de la biomasa microbiana (Valls y de Lorenzo, 2002).

Figura 1. Factores que influyen en la abundancia de micronutrientes del suelo

Se sugirió que la degradación del suelo se da desde el establecimiento de la agricultura, hace ya miles de años (Ellis y Mellor, 1995). El suelo puede agotarse por la pérdida de sustancias minerales nutritivas o de materia orgánica, esto se debe, entre otras cosas, al



establecimiento de algunos cultivos, los cuales extraen nutrientes del suelo y en esta forma lo empobrecen. La materia orgánica se consume por el exceso de labores de cultivo y los minerales se pierden al quedar expuestos a la erosión. Estos minerales nutritivos podrían conservarse mediante prácticas agrícolas que reduzcan las pérdidas que se deben a las malas labores y la erosión (Servicios de Conservación del Suelo, 1973; Barrow, 1994).

La agricultura provoca alteraciones en el suelo como la disminución en la concentración y disponibilidad de micronutrientes a través de los siguientes mecanismos (Stevenson y Cole, 1999):

- Agotamiento de las reservas debido a la remoción de micronutrientes bajo un régimen de producción de cultivos a largo plazo: cuando un suelo sufre de una ocupación continua para fines agrícolas sin un periodo de recuperación suficiente, no existe la oportunidad para que haya una reincorporación de material orgánico al suelo. Esta

reincorporación puede proveerle de los micronutrientes extraídos por las plantas cultivadas en el lugar. Esta situación empobrece la productividad del suelo.

- Altos niveles de fósforo por un régimen de fertilización prolongada: el efecto del fósforo cuando se utiliza de forma continua en un suelo de cultivo es el de acentuar la deficiencia en micronutrientes como el Zn, el Fe, el Cu y el Mn que son difícilmente asimilados en presencia de pirofosfatos. Lo anterior se debe a que estos elementos pueden incorporarse a los fosfatos y una vez unidos forman precipitados insolubles (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

- Incremento en el pH del suelo como resultado de la adición de carbonatos: la disponibilidad de nutrientes se relaciona fuertemente con el pH. La disponibilidad de Mn en suelos con gran cantidad de carbonatos puede reducirse por la acción de microorganismos que oxidan al Mn^{2+} . La deficiencia de Fe también se asocia con la alcalinización del suelo, ya que los mecanismos de absorción se afectan por las elevadas concentraciones de Ca^{2+} y OH^- . Los carbonatos, además de provocar la alcalinización del medio son moléculas que presentan una gran afinidad con algunos de los micronutrientes (Cu, Fe, Mn y el Zn), estos elementos pueden incorporarse a la estructura de los carbonatos y formar precipitados que al ser insolubles disminuyen la disponibilidad de dichos micronutrientes (Udo, *et al.*, 1970; Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

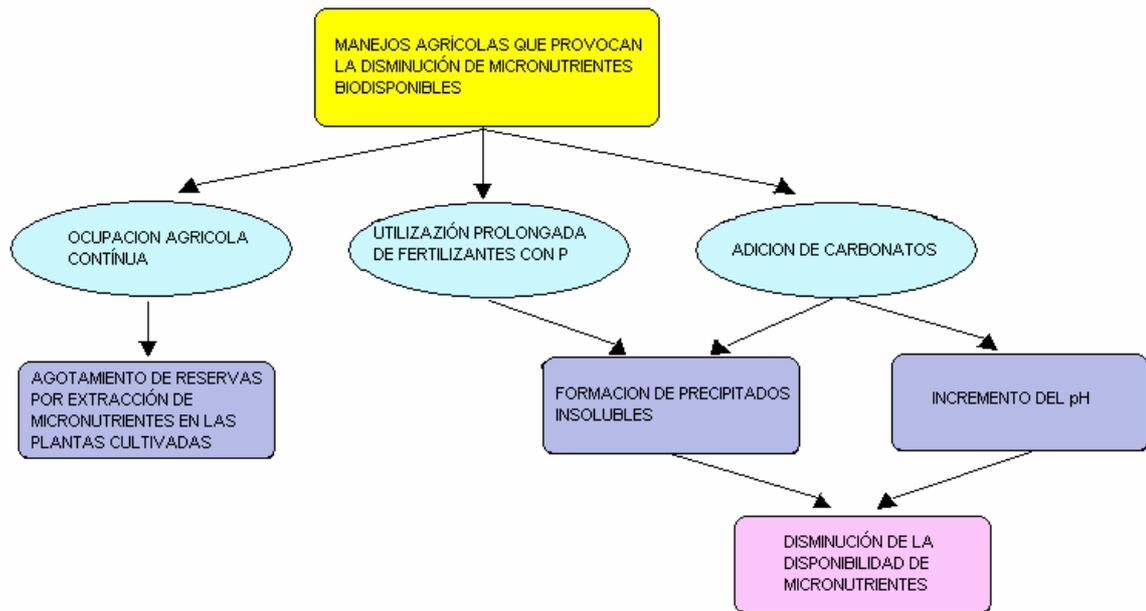


Fig. 2 Manejos agrícolas del suelo que provocan la disminución de micronutrientes biodisponibles

Estos son algunos de los procedimientos agrícolas a través de los cuales se puede llegar a la desertificación, que es la transformación de tierras forestales y/o productivas, en desiertos. En general, la pérdida de cobertura vegetal de estos suelos acelera la erosión, lo que a su vez provoca que la materia orgánica se pierda, como consecuencia viene la disminución en la productividad. Los suelos agrícolas en los cuales no se han implementado técnicas de cultivo adecuadas (rotación de cultivos, manejo de residuos de los cultivos, técnicas de conservación del agua, etc.) son susceptibles a convertirse en arenas.

2.-Terrazas Aluviales

Los suelos aluviales se caracterizan por ser jóvenes, poco evolucionados y con un alto potencial productivo (Skujins, 1991). Las terrazas aluviales del Valle de Zapotitlán de las Salinas se conforman por depósitos aluviales, cantos rodados y fragmentos de rocas sedimentarias, metamórficas e ígneas. Se forman por dos procesos diferentes, por un lado reciben una gran cantidad de materiales provenientes del proceso de erosión de la cuenca. Por otro lado se forma a partir del arrastre de sedimentos y materia orgánica proveniente de las pendientes. Forman un sistema discontinuo debido a la erosión que provoca el cauce del río en temporada de lluvias. Dentro del sistema, existe una unidad conocida como “tierras malas” que son sitios muy fragmentados por un gran número de

canales y barrancos que se forman por la confluencia de escurrimientos (Barrera-Carrera, 2001).

Los suelos que conforman estos sistemas de terraza presentan texturas arenosas y arcillosas. La textura es una de las propiedades más estables del suelo, aquellos que presentan de textura fina a media, como los arcillosos, son generalmente los que retienen mayor cantidad de agua y nutrientes. Por el contrario, suelos de textura gruesa o arenosa presentan altas tasas de infiltración y lixiviación de nutrientes (White, 1980).

La comunidad vegetal original de los sitios conservados de las terrazas aluviales, se representa por una asociación de matorral espinoso de zonas áridas conocido como mezquital. En estos lugares dominan varias especies de plantas tales como: mezquite (*Prosopis laevigata*), palo verde (*Cercidium praecox*), garambullo (*Myrtillocactus geometrizans*) y sotolin (*Beaucarnea gracilis*) (Valiente-Banuet, 1991; Dávila *et al.*, 1993).

Los suelos en las terrazas aluviales son altamente fértiles y productivos, por lo cual, son suelos en donde se concentra la actividad ganadera y sobre todo la agrícola. En Zapotitlán, al igual que en otras zonas áridas, la precipitación pluvial es baja, por tanto, el tipo de cultivos que se producen en las parcelas distribuidas en casi todas las terrazas aluviales son de temporal y el cultivo principal es el maíz (Barrera-Carrera, 2001).

La baja precipitación pluvial es uno de los factores que puede actuar como un limitante para el desarrollo de la vegetación en regiones áridas. El contenido bajo de agua disminuye la presencia de microorganismos y la disponibilidad de los micronutrientes, importantes para la vegetación. En regiones áridas con baja precipitación pluvial los valores de pH en el suelo son más altos que en regiones tropicales con alta precipitación pluvial. El contenido del agua en el suelo favorece la solubilidad de los micronutrientes que se encuentran en forma iónica (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). Esto facilita que los micronutrientes se asimilen por la planta de forma directa o con ayuda de los microorganismos (Skujins, 1991; Thompson y Troeh, 1978).

Dadas sus características en relación a su alto potencial productivo, el sistema de terrazas es uno de los más utilizados y a su vez afectados por las actividades del

hombre. La agricultura de temporal provoca una diversidad de condiciones en el suelo, tanto por su uso como por su abandono (Barrera-Carrera, 2001), en el cual, el proceso de erosión provoca una disminución y/o cambios en la diversidad de flora y fauna del lugar (Cerdea y García-Fayos, 1997; Montaña y Monrroy, 2000).

3.- Micronutrientes.

Los micronutrientes biodisponibles son elementos químicos necesarios para el crecimiento de las plantas y funcionan en pequeñas cantidades, usualmente <100 µg/g de suelo. Estos elementos se encuentran en el suelo en forma iónica y pueden moverse utilizando a los microorganismos, hacia las raíces de las plantas durante el crecimiento de las mismas (Hassett y Banwart, 1992; Barber, 1995). Muchos de estos micronutrientes también se clasifican como metales pesados pues son elementos metálicos con densidad superior a 6 kg/m; o como metales traza dadas las bajas concentraciones en las que son requeridos por los organismos. Entre éstos están el Zn, Cu, Fe y Mn. Existe una relación positiva de las concentraciones de los metales traza con los niveles de carbono orgánico, ya que la materia orgánica promueve la acumulación de estos micronutrientes (Rathore, 1980). En estudios, en algunas de las terrazas aluviales de Zapotitlán de las Salinas se determinaron las concentraciones promedio de algunos metales traza, estas fueron, para el Cu 0.192, para el Mn 11.9 y para el Zn 3.2 µg/g de suelo (Horta-Puga, com. pers.).

Micronutriente	Cu	Fe	Mn	Zn
Concentración en suelos	2-400 ¹	200-100,000*	20-5000 ³	2-200**
Concentración en plantas	1-33 ³	18-1700 ³	30-300 ²	6-126 ³

¹ Stevenson, F. J. y Fitch, A., 1981, ²Loneragan, 1975, ³ Kabata-Pendias y Pendias, 2001, * Stevenson y Cole, 1999, **Wild, 1993.

Tabla 1. Intervalo de las concentraciones de micronutrientes (en µg/g de suelo) que pueden ser encontradas en distintos suelos y plantas

El Cu aparece en forma de iones Cu⁺⁺ en la mayoría de los suelos, su solubilidad es mayor en suelos ácidos y disminuye cuando el pH se eleva. Las deficiencias de Cu son muy comunes en suelos orgánicos por su quelatación. Estos suelos generalmente contienen niveles adecuados de Cu, pero lo retienen tan fuertemente que solo una pequeña cantidad es disponible para el cultivo. Los suelos arenosos, bajos en materia

orgánica, también pueden llegar a ser deficientes en Cu, debido a pérdidas por lixiviación. Los suelos pesados (arcillosos) son los que tienen menos probabilidad de desarrollar deficiencias de Cu. Otros metales en el suelo Fe, Mn, Al afectan la disponibilidad de Cu para la planta.

El Mn es esencial para las plantas en pequeñas cantidades, en un intervalo de 30 a 300 $\mu\text{g/g}$ de suelo y tóxico en grandes cantidades, alrededor de 500 $\mu\text{g/g}$ de suelo (Loneragan, 1975). Está presente en el suelo como Mn^{++} (Geering *et al.*, 1969). Generalmente, su deficiencia está asociada con un alto pH del suelo, sin embargo, las deficiencias pueden resultar de un desbalance con otros nutrientes como Ca, Mg y Fe. La humedad del suelo también afecta la disponibilidad de Mn. Los síntomas de deficiencia son más severos en suelos con un alto contenido de materia orgánica, durante los períodos en los cuales el suelo está saturado. Los síntomas desaparecen a medida que el suelo se seca y la temperatura incrementa. Estas condiciones pueden ser el resultado de una menor actividad microbiana en suelos fríos y húmedos (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

El Fe es un elemento abundante en las rocas y en el suelo, lo más común es encontrarlo en forma de Fe^{+2} y Fe^{+3} . Comúnmente los suelos son deficientes en este micronutriente, ya que algunos compuestos férricos son de naturaleza extremadamente insoluble. La deficiencia de Fe puede ser causada también por un desbalance con otros metales como el Mo, Cu o Mn. Otros factores que pueden promover una deficiencia de Fe incluyen un alto pH y niveles bajos de materia orgánica en el suelo (Zonn, 1982).

El Zn es un elemento que se distribuye ampliamente, que aparece en pequeñas pero adecuadas cantidades en forma de Zn^{+2} en la mayoría de los suelos y las plantas. Las deficiencias de Zn ocurren debido a que está presente en pequeñas cantidades en los materiales parentales del suelo. Los suelos pueden contener desde pocos hasta cientos de kg de Zn por hectárea. Generalmente, los suelos de textura fina contienen más Zn que los suelos arenosos. Sin embargo, el contenido total de Zn en el suelo no indica cuánto de este nutriente está disponible para el cultivo. Varios factores determinan esta disponibilidad, el Zn es menos disponible a medida que sube el pH del suelo. Otro factor es la materia orgánica ya que abundante Zn se puede fijar en las fracciones orgánicas. También se puede inmovilizar temporalmente en los cuerpos de los

microorganismos del suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

Funciones de los micronutrientes¹	
Cu	<ul style="list-style-type: none"> • Forma complejos con compuestos orgánicos de bajo peso molecular y con proteínas. • Presente en enzimas con funciones vitales para el metabolismo de la planta. • Importante en procesos como: fotosíntesis, respiración, distribución de carbohidratos, reducción y fijación de N, metabolismo de pared celular y de proteínas. • Esta involucrado en los mecanismos de la resistencia a enfermedades. • Controla la producción de ADN y ARN. Su deficiencia inhibe la reproducción de las plantas.
Fe	<ul style="list-style-type: none"> • Esta presente principalmente en los cloroplastos. • Los compuestos orgánico-Fe están involucrados en los mecanismos de transferencia fotosintética de electrones. • La formación de clorofila parece estar influenciada por el Fe. • Esta implicado en el metabolismo de ácidos nucleicos. • Tiene un rol catalítico y estructural importante.
Mn	<ul style="list-style-type: none"> • Es esencial en la nutrición de la planta. • Controla el comportamiento de otros micronutrientes. • Tiene efecto en algunas propiedades del suelo como el Eh y el pH. • Participa en los sistemas enzimáticos que ayudan a la fotoproducción de O₂ en cloroplastos.
Zn	<ul style="list-style-type: none"> • Componente de enzimas: deshidrogenasa, proteinasa, peptidasa y fosfohidrolasa. • Tiene funciones relacionadas con el metabolismo de carbohidratos, proteínas y fosfatos y también con la formación de auxinas, ARN y ribosomas. • Tiene influencia en la permeabilidad de las membranas. • Estabiliza sistemas y componentes celulares de los microorganismos. • Estimula la resistencia de las plantas a la sequía y a las enfermedades causadas por hongos y bacterias.

¹ Kabata-Pendias y Pendias, 2001

Tabla 2. Funciones de los micronutrientes en plantas y microorganismos

4.-Biomasa microbiana.

La biomasa microbiana es la parte viva de la materia orgánica del suelo, excluyendo las raíces de las plantas vivas y los animales de tamaño superior a $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$ (Terrón, 1992). La actividad de los microorganismos es esencial para la transformación, almacenamiento y liberación de nutrientes a partir de materia orgánica muerta. Sin la liberación de éstos micronutrientes en forma biodisponible, el suelo puede ser poco productivo (Jenkinson y Ladd, 1981). La biomasa microbiana comprende del 1 al 3 %

del total del C del suelo y arriba del 5 % del total del N. Los procesos que la biomasa microbiana media afectan las funciones del ecosistema asociadas con el ciclo de los nutrientes, fertilidad del suelo, cambio global de C y retorno de la materia orgánica (Horwath y Paul, 1994).

Entre los microorganismos que forman la biomasa microbiana están los siguientes (Porta *et al.*; 1994): bacterias, cianobacterias, protozoos y hongos. La biomasa microbiana y su actividad responden a los cambios químicos y físicos en el suelo tales como: temperatura, humedad, pH, aireación, luz, materia orgánica y plaguicidas, entre los más importantes. Estos factores a su vez dependen del tipo de suelo, uso del suelo, tipo de cultivo, estación del año, profundidad y la composición de la vegetación (Alexander, 1981; Ortiz-Villanueva y Ortiz, 1990).

4.1 Biomasa microbiana y su relación con los micronutrientes.

Para crecer, los microorganismos deben tomar del ambiente las sustancias que requieren para la síntesis de su material celular y para la generación de energía. Estas sustancias son nutrientes que, depende de la cantidad en que se requieran, se clasifican en macro y micronutrientes. Dentro de los macronutrientes se incluyen oxígeno e hidrógeno –dados por el agua - C, N, P y S que constituyen el 95 % del peso seco de la célula bacteriana. Además el K, Na, Ca y Mg se consideran también dentro de este grupo. Los micronutrientes se requieren en cantidades menores – en el orden de $\mu\text{g/g}$ de peso seco– sin embargo no dejan de ser importantes. El Mn, Fe, Cu, Zn, Ni, Mo y B en general son constituyentes de enzimas especiales. En general, el Fe, Mn, Co, Cu, Mo y Zn son requeridos por casi todos los organismos (Stanier *et al.*, 1986; Maier *et al.*, 1999; Sylvia, *et al.*, 1999).

La deficiencia o presencia excesiva de los micronutrientes pueden provocar una disminución de la biomasa microbiana. Los micronutrientes pueden resultar tóxicos para las bacterias, sobre todo para las nitrificantes (Maliszewska y Wierzbicka, 1978; Kinsbursky, *et al.*, 1990). En consecuencia, esto repercute sobre la fertilidad del suelo. En estudios en suelos agrícolas orgánicos con alta cantidad de micronutrientes se encontró que la diversidad microbiana es mayor que en suelos arenosos con bajos niveles de micronutrientes (Ovreas y Torsvik, 1998). Por su parte, los microorganismos del suelo incrementan la biodisponibilidad de micronutrientes para las plantas, como en

el caso del Zn (Barber, 1995) o la disminuyen, como en el caso del Mn (Tinker y Sanders, 1975). Existen varias maneras en las cuales los microorganismos pueden participar en estos procesos, ya que influyen sobre la distribución de los metales dependiendo de su cantidad y de su afinidad por el mismo (Ledin *et al.*, 1999):

-Algunos metales se transforman por procesos redox con ayuda de los microorganismos, como por ejemplo el Fe y el Mn. La movilidad y toxicidad de una forma metálica es significativamente distinta a la forma original.

- La acumulación de elementos metálicos en los microorganismos puede ocurrir de forma pasiva por sorción, la cual es independiente al metabolismo ó de forma activa por asimilación intracelular, la cual depende del metabolismo. Ambos procesos pueden ocurrir en el mismo organismo. Los metales acumulados dentro de un microorganismo tendrán un destino semejante al de la célula microbiana. Al desplazarse, cualquier metal que se acumule en ellos será móvil.

- Los microorganismos pueden producir o liberar sustancias, por ejemplo compuestos orgánicos que cambian la movilidad de los metales. Al producir sulfatos oxidando el azufre permiten la movilización de los metales, al producir sulfuros a partir de su reducción ocasionan la inmovilización de los mismos.

- Los microorganismos participan en el ciclo del carbono y por lo tanto influyen en la cantidad y tipo de la materia orgánica. Al unirse la materia orgánica a los metales influye en la movilidad de los mismos. La degradación microbiana de complejos orgánico-metálicos puede cambiar la forma original de los metales. Sin embargo, los metales unidos a varias sustancias orgánicas pueden disminuir la degradación microbiana de los compuestos orgánicos. El resultado puede ser que la materia orgánica no degradada asociada con metales se acumule.

- Los microorganismos pueden influir en la movilidad de los metales de forma indirecta, ya que también pueden afectar el pH. Al producir por ejemplo, sulfuros incrementan el pH del medio y hay una inmovilización de los metales, al producir sulfatos lo disminuyen y se promueve la movilización de estos elementos (Ledin, 2000). Varios son los parámetros que influyen para que se de una acumulación de micronutrientes por microorganismos, en particular, los más importantes son el pH y las características de la

biomasa microbiana en el suelo. La interacción entre un organismo y los iones metálicos presentes en el suelo se considera como el resultado de la competencia de todos los componentes en el sistema por los micronutrientes. Un complejo balance de micronutrientes se requiere para que se de una buena actividad microbiana, lo cual a su vez, es importante para la productividad del suelo.

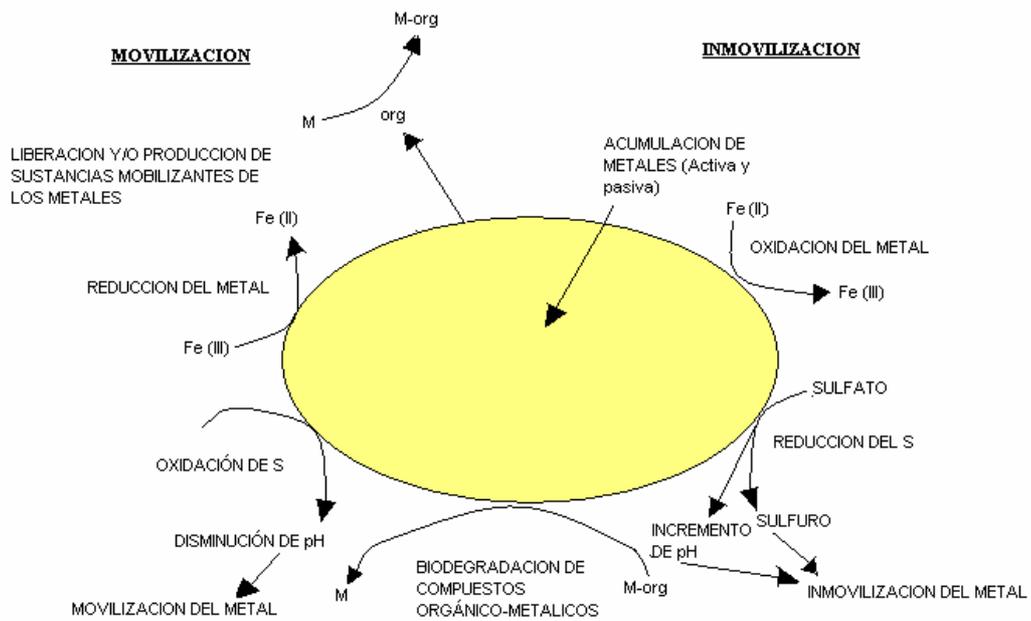


Fig. 3. Interacción entre metales y microorganismos

RELACIÓN DE LA BIOMASA MICROBIANA Y LOS NIVELES DE MICRONUTRIENTES BIODISPONIBLES EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL VALLE DE ZAPOTITLAN, TEHUACAN.

Resumen

La agricultura de temporal es una de las actividades que realizan los habitantes del Valle de Zapotitlán de las Salinas. Esta actividad puede provocar modificaciones en las características físicas, químicas y biológicas del suelo, y por consecuencia en la dinámica entre éstas. Las alteraciones pueden llegar a ser irreversibles, suelos productivos pueden dejar de serlo. Uno de los factores decisivos para que los suelos lleguen a presentar ésta condición es la pérdida de nutrientes ya que la productividad de los ecosistemas terrestres depende de la tasa de reciclaje de éstos. La forma en que la agricultura puede provocar un déficit de nutrientes en el suelo son: el secuestro de los mismos por parte de los cultivos, la erosión provocada por la falta de cobertura vegetal, los cambios de pH, etc. Dentro de los nutrientes se encuentran los micronutrientes que son elementos químicos que funcionan en cantidades pequeñas como son el Zn, Cu, Fe y Mn. Por otra parte, la actividad de los microorganismos es esencial en los procesos asociados con el ciclo de los micronutrientes y la productividad del suelo. En el presente trabajo, el objetivo principal fue determinar si la agricultura de temporal provoca cambios en la dinámica de los micronutrientes Fe, Mn, Zn y Cu biodisponibles y en la biomasa microbiana en los suelos de terrazas aluviales conservadas y degradadas de Zapotitlán de las Salinas. Dentro de los objetivos también se consideró determinar la variación de estos factores a través del tiempo, bajo condiciones de sequía y de lluvia, por tanto los muestreos se realizaron durante ocho meses en los cuales las condiciones climáticas variaron. Para realizar este estudio, se eligió un suelo desnudo como testigo, uno con vegetación y uno agrícola en cada terraza. Se tomaron muestras de suelo de 0 a 20 cm de profundidad y se realizaron las determinaciones de micronutrientes biodisponibles, contenido de agua, pH, biomasa microbiana y su actividad respiratoria, para estos dos últimos se utilizó el método de fumigación con cloroformo. Para obtener la concentración de los micronutrientes Fe, Mn, Zn y Cu biodisponibles primero se realizó una extracción a partir de las muestras de suelo utilizando DTPA. Posteriormente, la cuantificación se realizó con ayuda de espectrofotometría de absorción atómica. Los resultados se analizaron con ANOVA's de doble vía, análisis de correlación, análisis de componentes principales y análisis de similitud. Estos análisis ayudaron a determinar que los cambios climáticos modifican las variables en los tres

suelos, incluso las concentraciones de los micronutrientes; que los procesos que sufren los suelos agrícolas contribuyen a la disminución de micronutrientes, ya que las plantas cosechadas extraen parte de los micronutrientes del mismo. La elevada concentración de los micronutrientes presente en algunos meses limitó el crecimiento de la biomasa microbiana y su actividad respiratoria. La dinámica entre los micronutrientes y la biomasa microbiana sufrió alteraciones en el suelo agrícola, debido a los cambios experimentados en estos dos factores. Por último, se observó que los cambios que produce la agricultura de temporal, ocurren de la misma forma independientemente de las características de composición del suelo.

RELATION OF THE MICROBIAL BIOMASS AND THE LEVELS OF MICRONUTRIENTS BIO-AVAILABLE IN AGRICULTURAL SOILS IN THE ZAPOTITLAN VALLEY, TEHUACAN.

Summary

The seasonal agriculture is one of the activities performed by the inhabitants of the Zapotitlan de las Salinas Valley. This activity may produce modifications in the physical, chemical and biological characteristics of the soil and therefore in the dynamics among them. The alterations may become irreversible; the productive soils may stop being so. One of the decisive factors for the soils to show this condition is the loss of nutrients, since the productivity of the land ecosystems depends on the recycling rate thereof. The ways the agriculture may cause a deficit of nutrients in the soil are: the use thereof by the crops, the erosion caused by the lack of vegetal protection, the changes in the pH, etc. Within the nutrients there are micronutrients, which are chemical elements that function in small amounts such as Zn, Cu, Fe and Mn. Moreover, the activity of the micro organisms is essential in the processes associated with the micronutrients cycle and the soil productivity. In this present work, the main objective was to determine if the seasonal agriculture causes changes in the dynamics of the bio-available micronutrients Fe, Mn, Zn and Cu, and in the microbial biomass in the soils of alluvial terraces preserved and degraded in Zapotitlán de las Salinas. Within the objectives it was also considered determining the variation of these factors through the time under drought and rain conditions. Therefore, the sampling processes were carried out during a period of eight months wherein the weather conditions varied. To perform this study, a naked soil was selected as witness, one with vegetation and one agricultural soil on each terrace. Soil samples 0 to 20 cm deep were taken and the determinations of bio-available micronutrients, water content, pH, microbial biomass and their respiratory activity were performed. For the later two the chloroform fumigation method was used. To obtain the concentration of the bio-available micronutrients Fe, Mn, Zn and Cu, an extraction from the soil samples using DTPA was first carried out. Then, the quantification was made with the aid of spectrophotometry of atomic absorption. The results were analyzed with two-way ANOVA's, correlation analysis, analysis of main components and similarity analysis. These analyses helped to determine that the climatic changes modify the variables in the three soils, even the concentrations of the micronutrients; that the processes suffered by the agricultural soils contribute to the

decrease of micronutrients, since the harvested plants take part of the micronutrients thereof. The high concentration of micronutrients present in some months limited the growth of the microbial biomass and their respiratory activity. The dynamic among the micronutrients and the microbial biomass suffered alterations in the agricultural soil, due to the changes seen in these two factors. Finally, it was observed that the changes produced by the seasonal agriculture also occur in the same way regardless of the soil composition characteristics.

ÁREA DE ESTUDIO

1.-Ubicación geográfica.

La provincia florística del valle de Tehuacán-Cuicatlán pertenece a la región xerofítica mexicana. Se localiza en la parte sureste del Estado de Puebla y noroeste de Oaxaca, entre los 17° 39' y 18° 53' de LN y los 96° 55' y 97° 44' de LW. El valle de Tehuacán-Cuicatlán tiene una superficie de aproximadamente 10,000 km². Incluye varios valles entre los cuales destacan Coxcatlán, Cuicatlán, Tehuacán, Tepelmeme y Zapotitlán de las Salinas. Este último se ubica al sureste del estado de Puebla entre los 18° 07' 18'' y 18° 26' 00'' L N, 97° 19' 24'' y 97° 39' 06'' L W. Zapotitlán al Norte colinda con Tehuacán, al Sur con Caltepec, al Oeste con Chilac y San José Miahuatlán, al Este con el estado de Oaxaca y al Noreste con San Martín Atexcala. Tiene una extensión de 400 km² (Fig. 4).

2.-Clima.

El valle se considera como una región semiárida. Debe su aridez a la sombra de lluvia que produce la Sierra Madre Oriental, la cual forma una barrera que dificulta el paso de los vientos húmedos provenientes del Golfo de México (Smith, 1965; Díaz, 1991) y a la desecación paulatina de los mantos freáticos (Valiente-Banuet *et al.*, 1997). La región recibe un promedio anual de lluvias de 446.8 mm. Su temperatura media anual varía entre 18 y 22 ° C con raras heladas, presenta una canícula bien definida a la mitad del periodo de lluvias. De acuerdo con la clasificación de Köpen (modificada por García, 1973), se trata de un clima tipo BSohw (e) gw'', el cual es seco con lluvias en verano, con dos máximos de lluvia (junio y septiembre) separados por dos estaciones secas.

3.-Geología.

Geológicamente, el valle presenta afloramientos de distintas edades y orígenes, por los que la región es un mosaico heterogéneo de diferentes litologías que forman parte de la provincia geológica de Tlaxiaco. El complejo basal se forma por rocas metamórficas, constituidas por esquistos de clorita y serita, además de rocas ígneas que son totalmente intrusivas y afloran en lomeríos redondos. También existen numerosas asociaciones de rocas sedimentarias como: calizas, lutitas, conglomerados y areniscas.

4.-Hidrología.

Los ríos del valle de Zapotitlán de las Salinas forman parte de la cuenca del río Salado, la que es tributaria estacional del sistema Papaloapan que fluye del Este hacia el Golfo de México. Sólo el extremo suroeste pertenece a la cuenca del Balsas. Es recorrido por numerosos arroyos intermedios orientados en varias direcciones, concentrándose en un arroyo principal al Centro-Este llamada Agua de Gavilán, principal afluente del río Zapotitlán.

5.-Edafología.

Desde el punto de vista edáfico, en la mayor parte del área los suelos son someros, pedregosos y muestran diferentes niveles de alcalinidad. Los suelos elevados del valle son Litosoles, Cambisoles Cálcidos y Xerosoles derivados de evaporitas del cretácico temprano a medio, junto con Regosoles y Fluvisoles que se forman por materiales transportados derivados de sedimentos aluviales (Barrera-Carrera, 2001). En la base de la montaña están las terrazas aluviales con suelos regosoles y fluvisoles, formadas por el desgaste de material parental de tierras altas que se transportó por las corrientes pluviales a estos lugares. Sobre estas terrazas es común encontrar parcelas o suelo de cultivo de temporal, lo cual es un factor que altera las condiciones naturales originales del lugar.

6.-Vegetación

La vegetación de esta zona se agrupa en tres categorías principales:

- Bosque espinoso: con asociaciones típicas de arbustos espinosos de la familia Leguminosae, principalmente: *Prosopis laevigata* y *Cercidium praecox*. Encontrándose sobre todo en terrenos planos y poco pedregosos.
- Matorral xerófilo: este es el mejor distribuido en la región, se representa por asociaciones como *Neobuxbaumia tetetzo* y *Mimosa luisiana* en terrenos accidentados con pendientes de entre 6 ° y 9 °.
- Bosque tropical caducifolio: en el cual predomina la familia Leguminosae y otras especies como *Bursera* spp (Rzedowski, 1978 y Dávila, 1997).

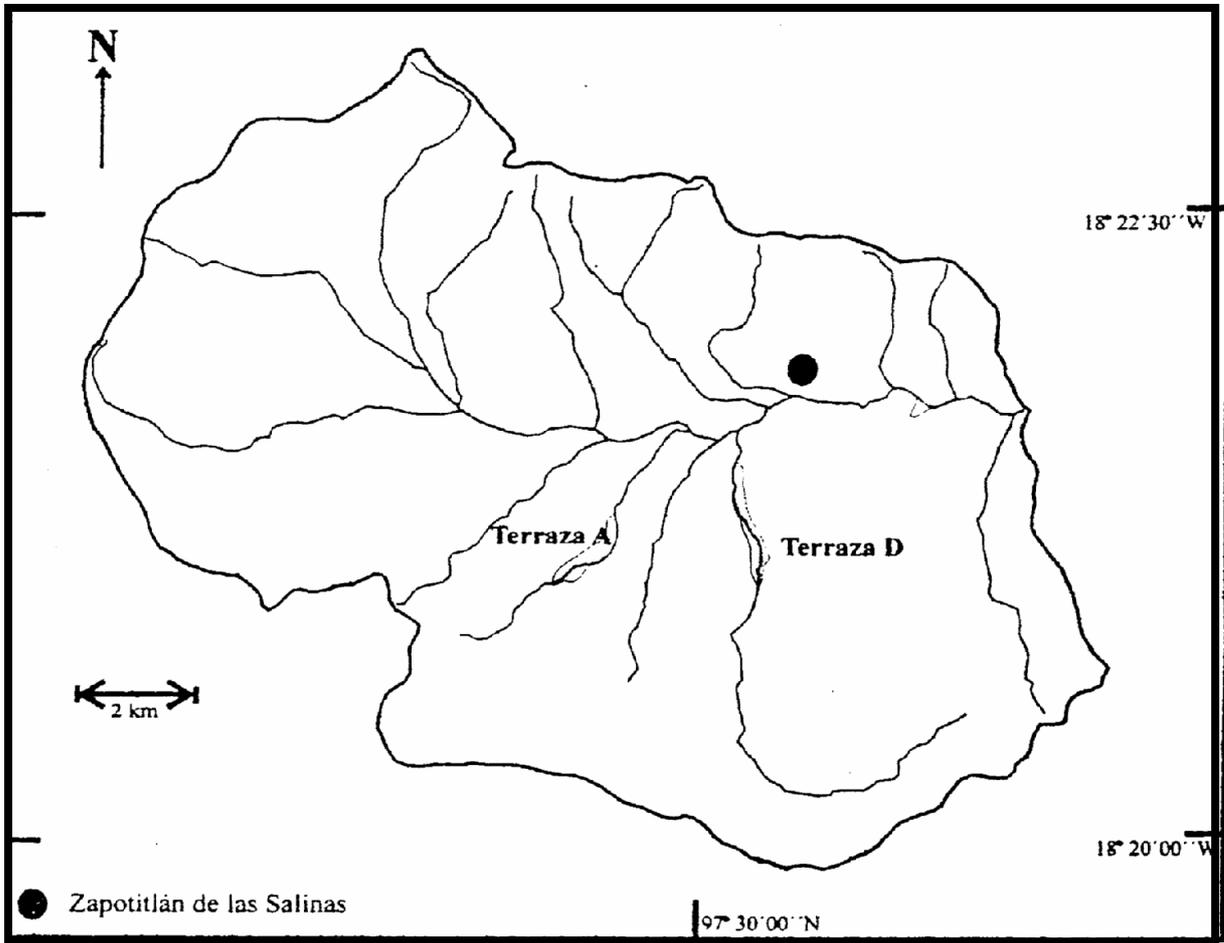


Fig. 4. Localización del área de estudio

OBJETIVOS

GENERAL

Determinar si la agricultura de temporal tiene efectos perjudiciales en los suelos de dos terrazas aluviales de Zapotitlán de las Salinas, Tehuacan.

PARTICULARES

Determinar si el empleo de la agricultura de temporal provoca cambios en las concentraciones de los micronutrientes biodisponibles y en la relación de éstos con la biomasa microbiana en una terraza conservada y en una terraza degradada

Determinar la variación que sufren las concentraciones de micronutrientes biodisponibles y biomasa microbiana en suelos agrícolas y con vegetación natural, durante época de sequía y época de lluvias, en una terraza conservada y una degradada.

HIPÓTESIS

- Las concentraciones de micronutrientes biodisponibles del suelo serán mayores durante la época de lluvias que durante la de sequía ya que el agua ayuda a solubilizar estos elementos.
- En los suelos agrícolas las concentraciones de micronutrientes biodisponibles serán menores en relación con las concentraciones en los suelos con vegetación de las 2 terrazas, esto debido a la perturbación que han sufrido los primeros.
- La biomasa microbiana presentará, una relación directamente proporcional con las concentraciones de micronutrientes biodisponibles ya que necesita de estos para realizar parte de sus procesos metabólicos y los micronutrientes de los microorganismos para encontrarse en forma biodisponible.

JUSTIFICACIÓN:

El valle de Zapotitlán de la Salinas tiene gran importancia económica y ecológica para México. Sin embargo, sus pobladores para subsistir, necesitan realizar actividades como la agricultura de temporal, que han ido degradando el lugar. El conocer la dinámica de este ecosistema de clima árido y de cada una de sus partes posibilita la detección de problemas de degradación. El presente estudio está dirigido a conocer cómo afecta la agricultura de temporal a la dinámica de los suelos de clima árido, en particular la de los micronutrientes y la biomasa microbiana. De esta manera se proporcionarán una parte de los datos para crear las estrategias de restauración y conservación necesarias.

Los micronutrientes son elementos químicos requeridos en pequeñas cantidades por los organismos vivos. La baja presencia y disponibilidad de los micronutrientes es un problema para la fertilidad y productividad del suelo, además es responsable de muchas de las enfermedades que presenta la vegetación en general. Existen muchas regiones en donde el suelo tiene una capacidad limitada para suministrar micronutrientes a la vegetación. Entre las regiones que presentan estos problemas destacan las de climas áridos y semiáridos debido al bajo contenido de materia orgánica, la alta alcalinidad y con frecuencia, el bajo contenido de arcillas del suelo. Otro de los factores determinantes es la disponibilidad de agua que, entre otras cosas, juega un papel importante afectando la actividad microbiana la cual tiene relación con los micronutrientes. En el caso de los suelos agrícolas de la región, donde se practica la agricultura de temporal debido al régimen de lluvias que predomina en el lugar, este problema puede ser aún más severo, ya que al ser abandonados sin cobertura vegetal por largos periodos o definitivamente, pueden perder materia orgánica y biomasa microbiana por efecto de la erosión y de la falta de suministro de materia orgánica del exterior.

La relación entre la biomasa microbiana y los micronutrientes es importante debido a que, por un lado la biomasa microbiana produce, consume y transporta elementos del ecosistema del suelo y por lo tanto está involucrada en el flujo de energía y en el ciclo de elementos químicos. Además es responsable de procesos como la movilización y acumulación de elementos químicos en el suelo que evitan su pérdida y aumentan su disponibilidad. A su vez, la biomasa microbiana necesita de los micronutrientes para poder realizar sus procesos metabólicos ya que estos funcionan como cofactores de

diversas enzimas. Todo lo anterior indica la importancia de conocer a que grado la agricultura de temporal altera las características del suelo.

MATERIAL Y MÉTODOS

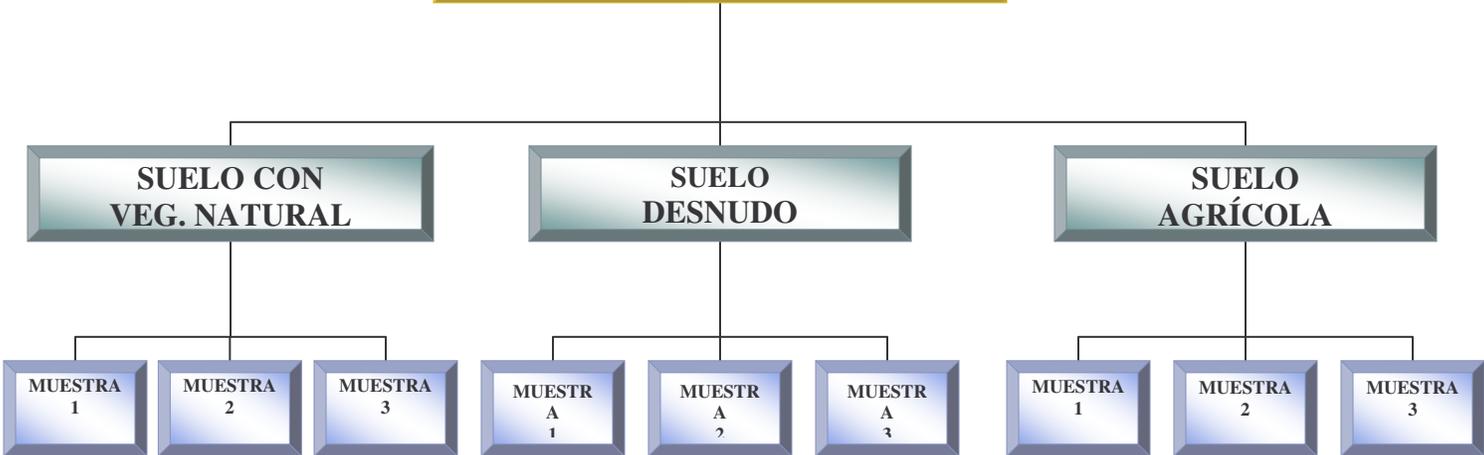
El muestreo se llevó a cabo sobre dos terrazas aluviales. El suelo de cada una de éstas presenta una textura distinta por lo cual, no se realizó una comparación de los resultados obtenidos en cada una. En la primera terraza el suelo es de textura arenosa (terrazza “D”) y en la segunda, el suelo presenta textura franco-arcillosa (terrazza “A”). Por lo anterior, la disponibilidad de los micronutrientes puede variar con relación a las características de los suelos (Sijm *et al.*, 2000).

En cada terraza se tomaron 3 muestras de suelo agrícola, 3 muestras de suelo desnudo (suelo sin cobertura vegetal) como testigo y 3 muestras de suelo conservado (suelo que conserva su cobertura vegetal natural), estas últimas se tomaron debajo de mezquites. La separación entre cada sitio tuvo cuando menos 10 m de distancia. Las muestras se tomaron con palas de plástico a profundidades de 0 a 10 cm y de 10 a 20 cm del suelo. Esta capa es la que alberga la mayor cantidad de los microorganismos, por tanto es donde se llevan a cabo la mayoría de los procesos de transformación y asimilación de la materia orgánica y de los micronutrientes.

Estos muestreos se repitieron en 8 ocasiones, cada 4 semanas entre el año 2001 y 2002. Se consideró el periodo de máxima precipitación pluvial (junio y julio), el periodo de estiaje (inicio y final de agosto y septiembre) y el periodo de sequía en los tres últimos meses de muestreo (octubre, noviembre y enero).

En las muestras tomadas se determinó la cantidad de biomasa microbiana, ya que es un indicador de los efectos de la agricultura en el suelo (Horwath y Paul, 1994). También se determinó la fracción biodisponible de los micronutrientes (Fe, Cu, Mn, Zn, Mo y B), puesto que son elementos que en concentraciones adecuadas contribuyen a la fertilidad del suelo. Además, estos datos se correlacionaron con otros parámetros físico-químicos tales como: contenido de agua en el suelo, pH y producción microbiana de CO₂. El contenido de agua se determinó por el método gravimétrico y el pH por el método del potenciómetro.

TERRAZA CONSERVADA



TERRAZA DEGRADADA

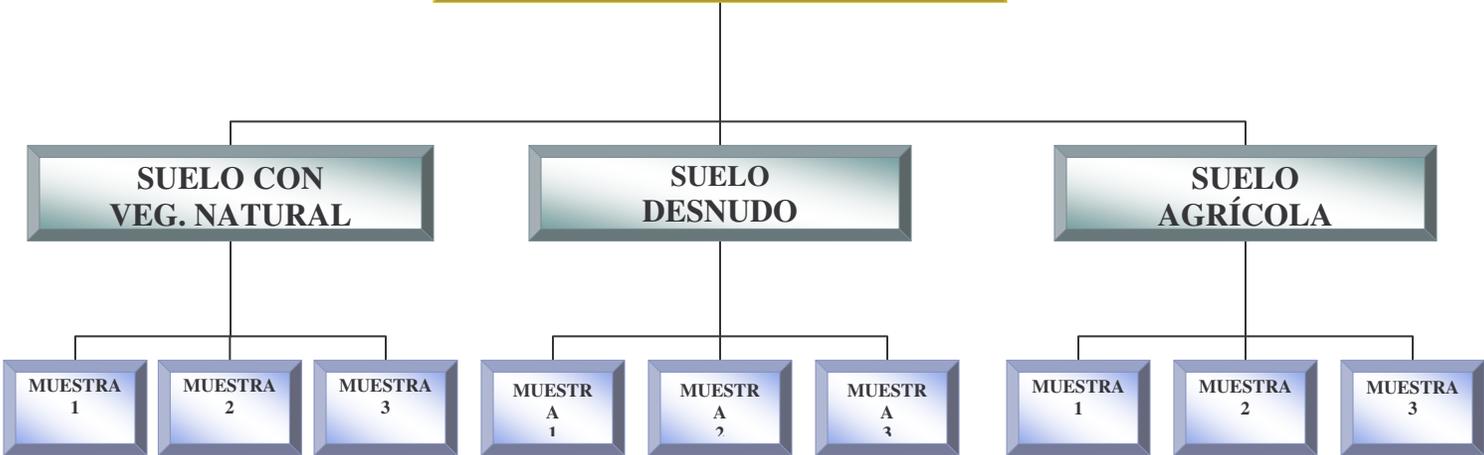


Figura 5. Diseño para la toma de muestras

1.-Determinación de micronutrientes.

Para este análisis se evitó utilizar cualquier material metálico, ya que las concentraciones de metales a determinar podrían alterarse. Por otro lado, todo el material que se utilizó se lavó primero con jabón, enjuagándolo 4 veces por lo menos con agua de la llave, posteriormente se enjuagó otras 4 veces con agua deionizada. Se dejó en ácido nítrico al 2 % 48 h, después de las cuales se enjuagó nuevamente con agua deionizada 3 veces. Para secar el material, éste se colocó en un horno a una temperatura de 60 ° C.

1.1.-Extracción DTPA (Ácido Dietilentriaminopentaacético).

Las muestras de suelo se pusieron en bolsas de plástico para trasportarlas al laboratorio y se almacenaron con humedad de campo a 0 ° C. Para procesar las muestras, los agregados de suelo se disgregaron en un mortero y después se cernieron con un tamiz de plástico con una abertura de 2 mm.

De cada una de estas muestras se tomaron aproximadamente 25 g las cuales se secaron en un horno a 60° C durante 24 h, posteriormente se tomaron 10 g para la extracción de los micronutrientes y 10 g más para una repetición.

La extracción se llevó a cabo con una solución extractante de DTPA 0.005 M ajustada a un pH de 7.3 para no sobrestimar la disponibilidad de los micronutrientes. Este método se utiliza para la determinación de estos elementos en suelos con pH neutros o alcalinos.

A cada una de las muestras de suelo (10 g) se le adicionó 20 mL de la solución extractante. Los frascos se taparon y posteriormente se pusieron en agitación horizontal 2 h a 120 oscilaciones por minuto.

Al terminar la agitación, las muestras se filtraron con papel Whatman No. 2. Cuando el filtrado no era claro se volvió a filtrar. El filtrado se aforó a un volumen final de 25 mL con la misma solución extractante en un matraz volumétrico y posteriormente se almacenó en frascos de plástico.

En cada una de las muestras se hizo la determinación de las concentraciones de micronutrientes Fe, Cu, Mn y Zn por medio de técnicas de espectrofotometría de absorción atómica. Se utilizó un Espectrofotómetro de Absorción Atómica Varian, modelo SpectrAA 880. La calibración se realizó con soluciones estándar certificadas.

2.- Determinación de la biomasa microbiana.

La determinación de la biomasa microbiana se realizó por medio de la técnica de fumigación con CHCl_3 . Cuando un suelo se fumiga con cloroformo y después se reinocula con una cantidad conocida de suelo fresco, las células microbianas que se destruyen actuarán como sustrato carbonado. Durante su descomposición desprenderán una proporción de sus componentes carbonados en forma de CO_2 .

2.1.-Fumigación e incubación del suelo.

Cada una de las muestras se tamizó y homogenizó en un cernidor de 2 mm de abertura de malla. Se tomaron dos alícuotas de 50 g cada una (la muestra y una repetición), éstas se colocaron en frascos de 100 mL, los frascos se colocaron en un desecador. Para fumigar la muestra se puso un vaso con 25 mL de CHCl_3 libre de etanol en el desecador, y se dejaron las muestras en incubación en la oscuridad a 25°C durante 24 horas. Después de la fumigación se retiró el CHCl_3 por succión con ayuda de la bomba de vacío.

La muestra de suelo fumigado se transfirió a un frasco sellable de 1 L que contenía 20 mL de NaOH 1 M en un tubo de 50 mL. El suelo se inoculó con 1 g de suelo sin fumigar y se selló herméticamente para determinar la respiración durante los primeros 10 días. Pasado este lapso el CO_2 absorbido por el NaOH produce Na_2CO_3 . Se adicionó 1 mL de BaCl_2 1.5 M en la solución de NaOH para precipitar el carbonato como BaCO_3 insoluble. La cantidad de CO_2 se obtuvo mediante titulación con HCl 1 N. Se agregó HCl 1 N hasta que desapareció el precipitado formado por la reacción anterior.

Cada frasco se volvió a sellar en condiciones similares y se dejó otros 10 días junto con otro tubo con 20 ml de NaOH , después de transcurrido este tiempo se realizó la determinación de CO_2 producido, nuevamente por el método de titulación. El control lo

representaron los frascos con NaOH con el suelo estéril pero sin la muestra de suelo. El testigo fue el NaOH que se colocó en un frasco sellable que en lugar de suelo contenía agua y al cual se le aplicó el mismo procedimiento.

La biomasa microbiana se calculó de la siguiente manera:

$$B = X - y / k$$

“X” es el peso del C como CO₂ durante los primeros 10 días, “y” es el peso del C durante los segundos 10 días y k es el porcentaje de C de la biomasa mineralizada en los primeros 10 días. Se tomó el valor de k = 0.411 (Anderson y Domsch 1978) para suelos incubados a 22° C (Rodríguez-Zaragoza, 1999).

3. -Análisis Estadístico

Para el análisis estadístico se realizaron ANOVA's de doble vía, se compararon los datos que se obtuvieron entre cada fecha de muestreo y entre los distintos suelos muestreados.

También se realizaron pruebas de correlación, para determinar si las variables tienen alguna relación entre sí. Para los análisis de correlación se tomaron como significativos los valores desde > 0.58. Se debe considerar que los datos se obtuvieron en un estudio sin condiciones controladas, por lo que, estos coeficientes de correlación pueden describir una asociación de regular a buena entre los factores implicados.

Por último, se realizó un análisis de similitud para poder agrupar a los suelos que comparten características comunes. Este se realizó con ayuda del programa PC-ORD versión 4.0.

RESULTADOS.

1.- Contenido de agua.

Terraza conservada

El contenido de agua en los tres suelos (suelo con vegetación, suelo desnudo y suelo agrícola) presenta una tendencia similar entre sí. En general, al inicio del periodo de lluvias, en junio, los contenidos de agua del suelo estuvieron por arriba del 8 %, durante julio éstos disminuyeron. En la época de estiaje, a inicios de agosto nuevamente aumentaron, ahora por arriba del 7 %. A finales de este mes se observó una disminución ya que los contenidos de agua cayeron por debajo del 6 %. En septiembre fueron los más altos, superiores al 14 %. En la época de sequía, en octubre, noviembre y enero los contenidos de agua fueron disminuyendo hasta llegar por debajo del 3 % (Fig. 1.1).

Entre los meses de muestreo existieron diferencia significativas ($P < 0.00003$) en el contenido de agua. En todos los casos fue septiembre el que presentó los valores más altos y enero el que presentó los más bajos. En el suelo con vegetación natural el valor más alto fue de 17.9 % y el más bajo fue de 3.1 % (Fig. 1.1-a2). En el suelo desnudo las diferencias entre el valor mayor y menor fue más pequeña que en los otros suelos. Los valores iban desde 15 % hasta 2.7 % (Fig. 1.1-b2). En el suelo agrícola, se determinó la diferencia más grande entre los contenidos de agua de las muestras con respecto a los suelos con vegetación natural y suelos desnudos. Los valores iban desde 20.2 % (durante el mes en que el suelo estaba cultivado con maíz) hasta 2.8 % (Fig. 1.1-c2).

Entre los suelos muestreados las diferencias también fueron significativas ($P < 0.02$). Los contenidos de agua más altos se encontraron en las muestras del suelo agrícola y los más bajos en el suelo desnudo. De 0 a 10 cm en el suelo con vegetación natural se obtuvo un promedio de los valores del contenido de agua de 8 %, en el suelo desnudo se presentó el promedio más bajo que fue de 6.2 % y en el suelo agrícola el más alto que fue de 8.5 %. De 10 a 20 cm los promedios fueron 7.8 % para el suelo con vegetación natural, 7.6 para el suelo desnudo y 8.3 para el suelo agrícola, que nuevamente es el más alto. Entre los meses de muestreo y los suelos muestreados no hubo interacción ($P = 0.2$), es decir el cambio en el contenido de agua en cada muestreo no se vio influido por el suelo en que se hizo la

determinación. En cuanto a los valores encontrados entre profundidades, en el suelo con vegetación, el único mes que presentó una diferencia fue enero, donde el contenido de agua fue mayor de 10 a 20 que de 0 a 10 cm. En el suelo desnudo se presentaron diferencias en los meses de julio, finales de agosto, octubre, noviembre y enero donde nuevamente de 10 a 20 cm los valores fueron mas altos que de 0 a 10 cm. En el suelo agrícola no se encontraron diferencias.

Terraza degradada

En esta terraza, la tendencia de los contenidos de agua en los tres suelos fue muy parecida entre ellos. Durante junio y julio estuvieron por arriba del 8 %. Al comenzar la época de estiaje en agosto los valores fueron disminuyendo, en septiembre nuevamente incrementaron hasta llegar por arriba del 15 %. Por último, durante el periodo de máxima sequía en octubre, noviembre y diciembre, los contenidos de agua disminuyeron hasta llegar por debajo del 3 % (Fig. 1.1).

El contenido de agua entre los meses de muestreo en los tres suelos tuvo una diferencia significativa ($P < 0.00002$). En general, durante septiembre se encontraron los valores más altos y en enero los más bajos. En el suelo con vegetación natural se encontró que la diferencia entre el valor más alto y el más bajo era más grande que en los otros dos suelos. El más alto fue de 19.8 % y el más bajo de 4.2% (Fig. 1.1- a1). En el suelo desnudo el valor mayor y menor presentó una diferencia más pequeña, 18.3 % y 4.4 % (Fig. 1.1- b1). El suelo agrícola presentó un valor máximo de 17.3 % (cuando el suelo estaba cultivado) y uno mínimo de 2.53 % (Fig. 1.1 - c1).

Entre los suelos el contenido de agua también fue significativamente diferente ($P < 0.00003$). En el suelo con vegetación se encontraron los contenidos más altos y en el suelo agrícola los más bajos. De 0 a 10 cm en el suelo con vegetación natural se obtuvo el promedio más alto que fue de 10.3 %, en el suelo desnudo el promedio fue de 9.3 % y en el suelo agrícola se encontró el promedio mas bajo que fue de 7 %. De 10 a 20 cm los promedios fueron de 9.5, 9.2 y 8 % para el suelo con vegetación natural, el suelo desnudo y el agrícola respectivamente. Entre los meses de muestreo y los suelos muestreados si hubo interacción ($P = 0.00003$), por lo que el resultado del contenido de agua en cada uno de los meses si

dependió del suelo en el que se tomó la muestra. Las diferencias entre profundidades sólo se presentaron en el suelo con vegetación natural y el suelo desnudo en el mes de noviembre donde el contenido de agua fue mayor de 0 a 10 que de 10 a 20 cm. Las diferencias en el suelo agrícola se dieron en noviembre y enero y los valores mas altos estuvieron de 10 a 20 cm.

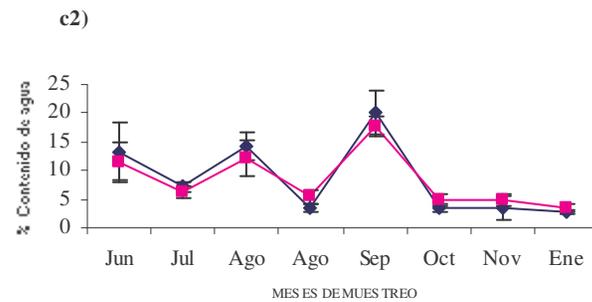
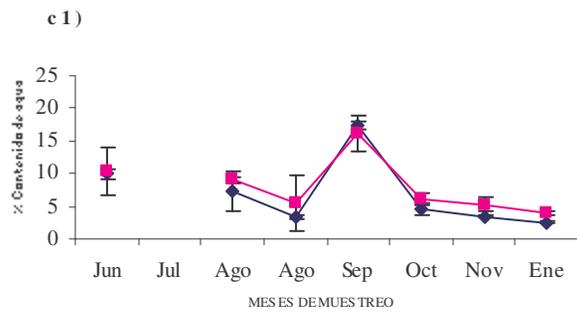
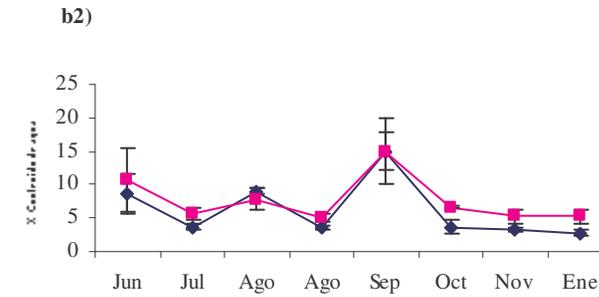
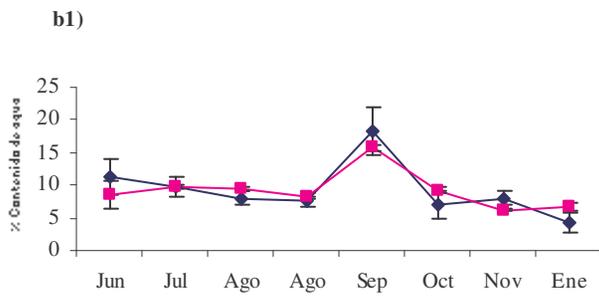
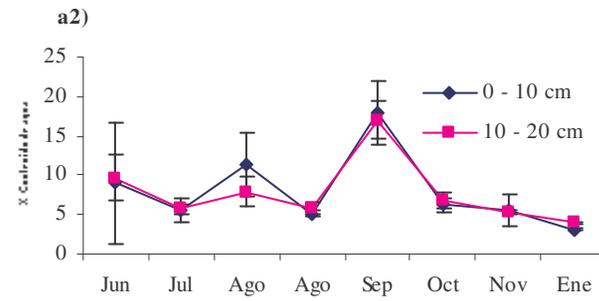
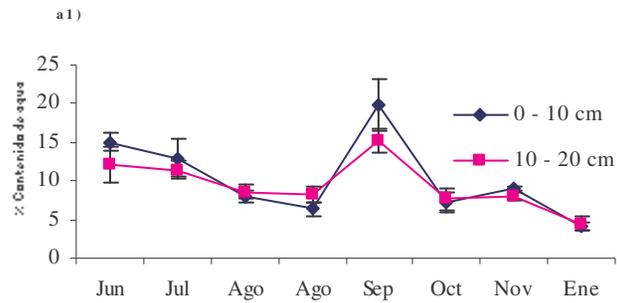


Fig. 1.1 Variación temporal en el contenido de agua de los suelos en la terraza degradada (1) y en la terraza conservada (2). Promedio de 3 muestras +/- desv. est. a) suelo con vegetación natural, b) suelo denudo, c) suelo agrícola. Nota: las muestras de julio del suelo agrícola en la terraza degradada no fueron tomadas.

2.-Biomasa microbiana

Terraza conservada

La cantidad de biomasa microbiana representada por el carbono microbiano, en los tres suelos muestreados mostró una tendencia similar entre sí. El análisis de varianza mostró que existe una diferencia significativa ($P < 0.00001$) entre las cantidades de biomasa microbiana determinadas en cada uno de los meses muestreados. En general, los valores más altos se encontraron en junio y los más bajos a finales de agosto. Sólo hubo una excepción para el suelo con vegetación natural, ya que el valor más alto determinado se encontró en noviembre y fue de $27 \mu\text{g/g}$ de suelo y el valor más bajo fue de $3.8 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.2 – a2). En el suelo desnudo la diferencia de los valores mínimo y máximo fue la más grande en comparación a los otros suelos. El valor más alto de biomasa microbiana fue de $26.4 \mu\text{g/g}$ de suelo, el cual contrastó con $1.3 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.2 – b2). En el suelo agrícola se encontró la diferencia más baja entre el valor mayor que fue de $20.9 \mu\text{g/g}$ de suelo y el menor que fue de $2.8 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.2 – c2).

Las cantidades de biomasa microbiana entre los distintos suelos no tuvieron diferencias significativas entre sí ($P < 0.1$). De 0 a 10 cm en el suelo con vegetación natural el promedio de biomasa microbiana de los meses de muestreo fue de $11.2 \mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo fue de $9.5 \mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola también fue de $11.2 \mu\text{g/g}$ de suelo. De 10 a 20 cm los promedios fueron, para el suelo con vegetación natural de $7.7 \mu\text{g/g}$ de suelo, para el suelo desnudo de $9.3 \mu\text{g/g}$ de suelo y para el suelo agrícola de $11 \mu\text{g/g}$ de suelo. Existió interacción entre los meses de muestreo y los suelos ($P = 0.008$) por lo que se puede inferir que la diferencia en la cantidad de biomasa microbiana que se encontró en cada uno de los muestreos depende de las condiciones de los suelos en donde se tomó la muestra. En el suelo con vegetación natural la única diferencia entre profundidades se dio en noviembre donde de 0 a 10 cm la cantidad de biomasa microbiana fue más grande con respecto a la encontrada de 10 a 20 cm. En el suelo desnudo la diferencia se encontró a principios de agosto y en el suelo agrícola no hubo ninguna diferencia.

Terraza degradada

La tendencia de la biomasa microbiana entre el suelo con vegetación natural y el suelo desnudo es muy parecida, en el suelo agrícola fue distinta. Las cantidades de biomasa microbiana entre los meses muestreados presentaron una diferencia significativa ($P < 0.00003$). En los suelos con vegetación natural y suelo desnudo el valor mayor se encontró en junio y el menor a finales de agosto. En el suelo con vegetación natural se presentó la diferencia menor entre los valores mayor y menor. El más alto fue de $19 \mu\text{g/g}$ de suelo y el más bajo de $3 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.2-a1). El suelo desnudo presentó la diferencia mayor entre el valor mínimo y máximo, el más alto fue de $27.1 \mu\text{g/g}$ de suelo y el más bajo de $0.5 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.2-b1). El suelo agrícola presentó un valor máximo de $25.2 \mu\text{g/g}$ de suelo en enero y uno mínimo de $2 \mu\text{g/g}$ de suelo en octubre (Fig. 1.2-c1).

Entre los distintos suelos la diferencia no fue significativa ($P < 0.9$). De 0 a 10 cm en el suelo con vegetación natural el valor promedio de la biomasa microbiana fue de $8.7 \mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo fue de $9.2 \mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola de $10 \mu\text{g/g}$ de suelo. De 10 a 20 cm los promedios fueron, para el suelo con vegetación de $9 \mu\text{g/g}$ de suelo, para el suelo desnudo de $8.5 \mu\text{g/g}$ de suelo y para el suelo agrícola de $11.4 \mu\text{g/g}$ de suelo. No hubo interacción entre los meses de muestreo y los suelos muestreados ($P = 0.4$), por lo que la variación en las cantidades de biomasa microbiana entre meses no está influida por el suelo donde se tomó la muestra. Entre las dos profundidades, sólo en el suelo desnudo y agrícola se presentaron diferencias. En el primero de ellos, a finales de agosto, de 0 a 10 cm, la cantidad de biomasa microbiana fue mayor que la de 10 a 20 cm. En el segundo, a inicios del mismo mes de 10 a 20 cm la cantidad fue mayor que de 0 a 10 cm.

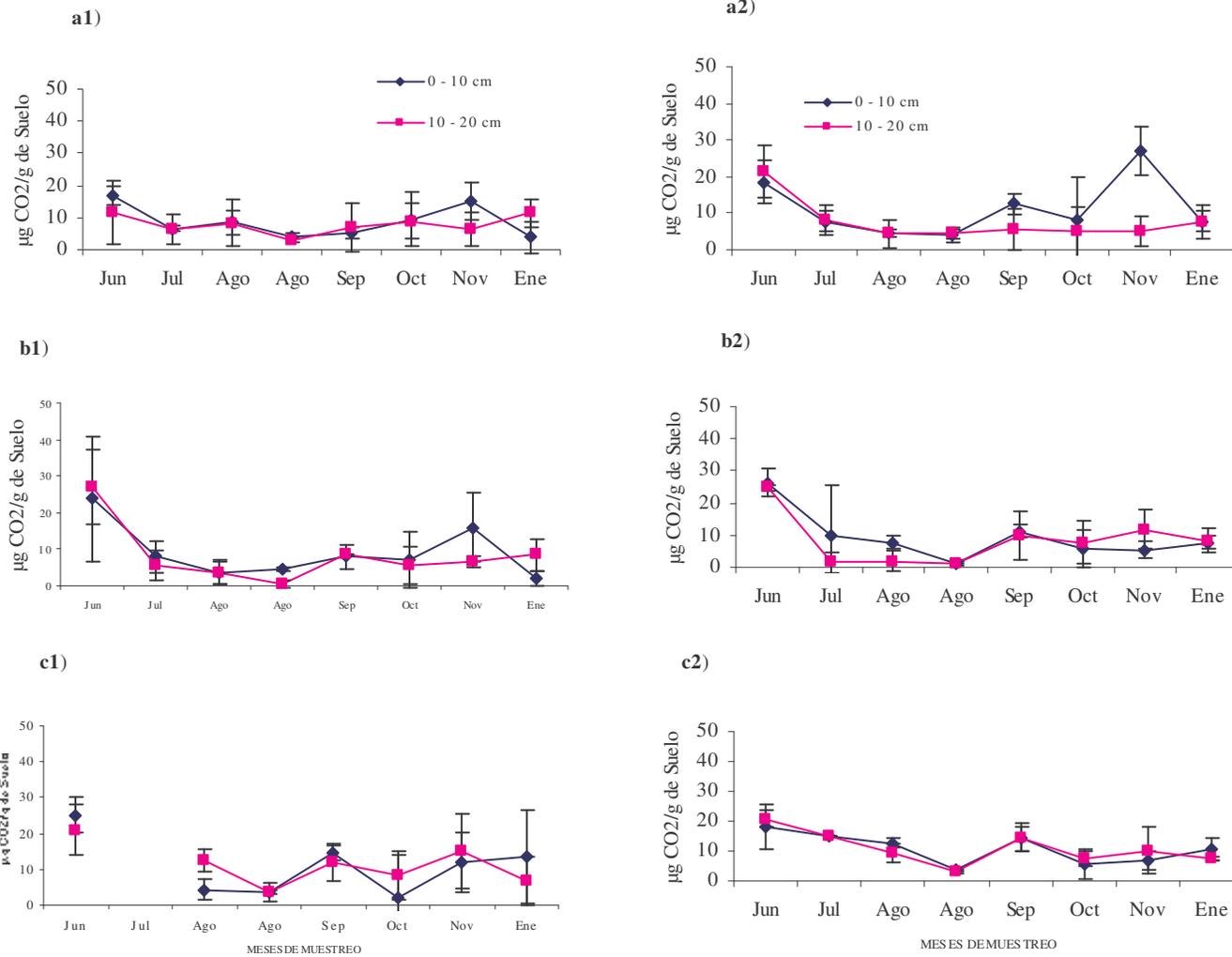


Fig. 1.2 Variación temporal de la biomasa microbiana (μg de CO_2/g de suelo) de los suelos en la terraza degradada (1) y en la terraza conservada (2). Promedio de 3 muestras \pm desv. est. a) suelo con vegetación natural, b) suelo denudo, c) suelo agrícola. Nota: las muestras de julio del suelo agrícola en la terraza degradada no fueron tomadas.

3.-Producción microbiana de CO₂

Terraza conservada

El suelo con vegetación natural y el suelo desnudo presentan una tendencia similar en la producción microbiana de CO₂, en el suelo agrícola fue distinta. Entre los meses de muestreo se observaron diferencias significativas ($P < 0.00008$). En general los valores más grandes se encontraron en junio y los más pequeños en enero. En el suelo con vegetación natural el valor mayor encontrado fue de 20.5 $\mu\text{g/g}$ de suelo y el menor fue de 12.9 $\mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.3-a2). El suelo desnudo presentó la diferencia más grande de los tres suelos entre el valor máximo que fue de 22.7 $\mu\text{g/g}$ de suelo y el mínimo que fue de 12.5 $\mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.3-b2). El suelo agrícola fue en donde se encontró la diferencia menor entre el valor mínimo que fue de 13.2 $\mu\text{g/g}$ de suelo a finales de agosto y máximo que fue de 19.83 $\mu\text{g/g}$ de suelo en junio (Fig. 1.3-c2). Los valores mínimos y máximos de respiración coinciden en la mayoría de los casos con los valores mínimos y máximos de los valores encontrados para la biomasa microbiana.

Entre los distintos suelos no hubo diferencias significativas entre la producción de CO₂ ($P < 0.6$). De 0 a 10 cm en el suelo con vegetación se encontró un promedio de los valores de todos los meses de 16.7 $\mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo y en el agrícola el promedio fue de 16.4 $\mu\text{g/g}$ de suelo. De 10 a 20 cm para el suelo con vegetación el promedio fue de 16.3 $\mu\text{g/g}$ de suelo y para el suelo desnudo y agrícola fue de 16 $\mu\text{g/g}$ de suelo. No hubo interacción entre los factores, las variaciones de CO₂ en los meses no dependieron del suelo en donde se muestreo ($P = 0.2$). Las cantidades de CO₂ en las dos profundidades no presentaron diferencias en ninguno de los tres suelos a lo largo del periodo de muestreo.

Terraza degradada

La tendencia en el suelo con vegetación y en el suelo desnudo fue parecida entre sí. En el suelo agrícola fue distinta. La producción microbiana de CO₂ entre meses de muestreo tuvo diferencias significativas ($P < 0.00007$). En todos los casos los valores más altos se encontraron en junio y los más bajos a finales de agosto, la única excepción se dio en el valor menor del suelo agrícola. El valor máximo para el suelo con vegetación natural fue de 22.3 $\mu\text{g/g}$ de suelo y el mínimo de 13.1 $\mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.3-a1). El suelo desnudo fue el

que presentó una diferencia mayor entre el valor mínimo y máximo. El más alto fue de 22.7 $\mu\text{g/g}$ de suelo y el más bajo fue de 12.3 $\mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.3-b1). En el suelo agrícola el mínimo fue de 12.4 $\mu\text{g/g}$ de suelo en enero y el máximo de 21.6 $\mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.3-c1).

No hubo diferencias significativas entre los suelos ($P < 0.6$). De 0 a 10 cm en el suelo con vegetación natural el promedio de los valores de CO_2 de todos los meses fue de 16.8 $\mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo fue de 16.7 $\mu\text{g/g}$ de suelo y en el agrícola fue de 16.2 $\mu\text{g/g}$ de suelo. De 10 a 20 cm los valores promedio fueron 16.9, 16.8 y 16.3 $\mu\text{g/g}$ de suelo para el suelo con vegetación natural, suelo desnudo y agrícola respectivamente. No hubo interacción, por tanto las características de cada suelo no intervienen en el cambio en los valores de CO_2 que se dan en cada mes ($P = 0.2$). Entre las dos profundidades no se encontraron diferencias a lo largo del periodo de muestreo en ninguno de los tres suelos. Como se puede observar, la tendencia en la producción microbiana de CO_2 y la de la biomasa microbiana tienen un comportamiento parecido, aunque la producción microbiana de CO_2 es menos variable durante todos los meses de muestreo.

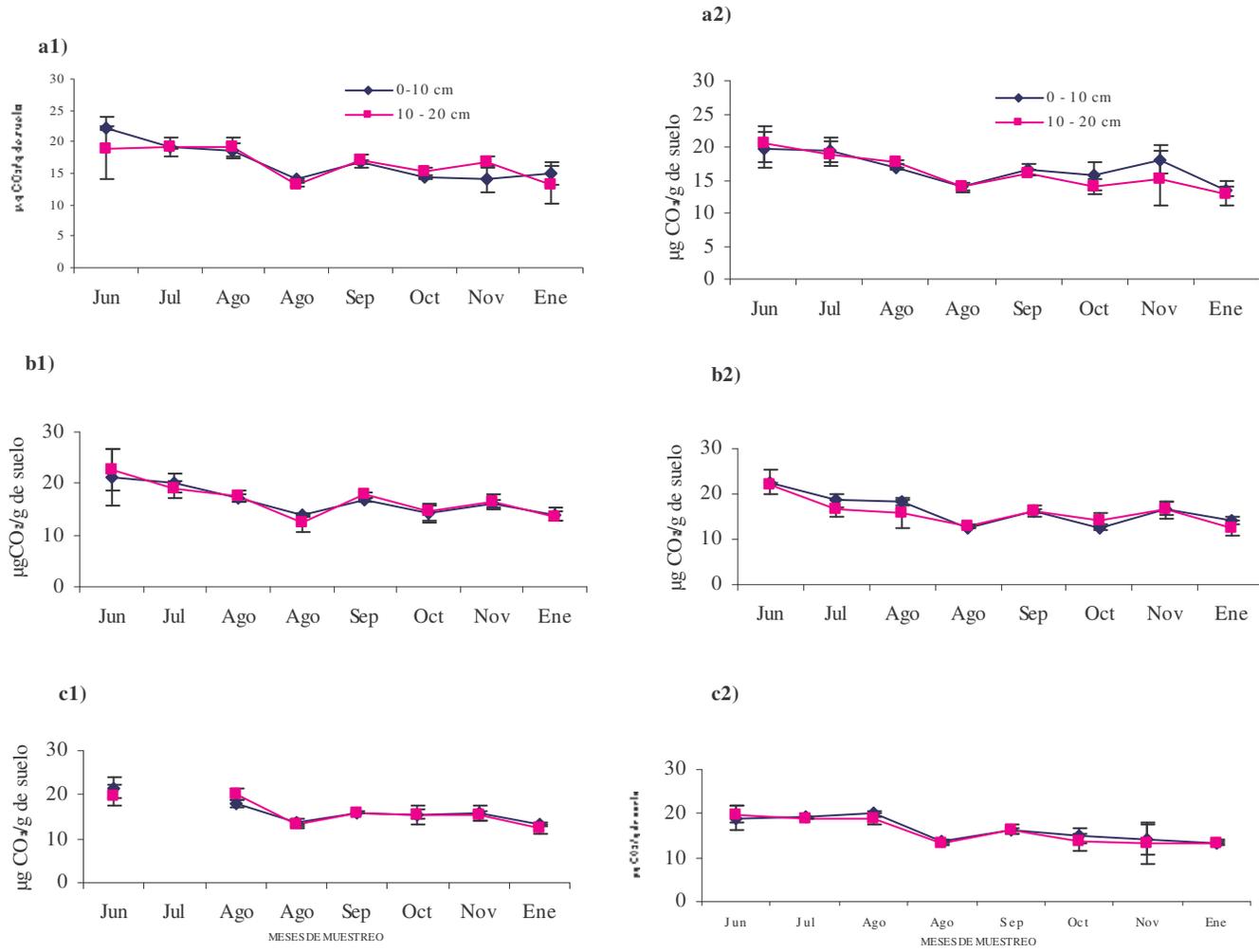


Fig. 1.3 Variación temporal en la producción microbiana de CO₂ (µg/g de suelo) de los suelos en la terraza degradada (1) y en la terraza conservada (2). Promedio de 3 muestras +/- desv. est. a) suelo con vegetación natural, b) suelo denudo, c) suelo agrícola. Nota: las muestras de julio del suelo agrícola en la terraza degradada no fueron tomadas.

4.- Valores de pH

Terraza conservada

Los valores de pH en general, se mantuvieron en un intervalo muy pequeño, de 7.3 a 8.4. Sin embargo, el análisis de varianza del pH muestra que existen diferencias significativas entre los meses de muestreo ($P < 0.00003$). En el suelo con vegetación natural el valor más alto fue de 7.8 y se encontró en los muestreos de inicios de agosto y noviembre y el más bajo que fue de 7.3 y se encontró en el muestreo realizado en julio (Fig. 1.4-a2). En el suelo desnudo, el pH más alto fue de 8 en el mes de enero, el más bajo se encontró en julio y fue de 7.4 (Fig. 1.4-b2). En el suelo agrícola, encontramos valores de pH por arriba de los hallados en los suelos anteriores, sobre todo durante septiembre, octubre y noviembre (mientras en suelo estaba cultivado y después de levantada la cosecha), donde los valores de pH determinados fueron de 8.2, 8.3 y 8.4 respectivamente. El pH más bajo se encontró en las muestras del mes de junio y fue de 7.5. En el suelo agrícola los suelos presentan pH's más altos en contraste con el suelo con vegetación y el suelo desnudo. La variación de los valores entre las épocas de lluvia y de sequía en este suelo es mayor (Fig. 1.4-c2).

Entre los suelos muestreados también hubo diferencias significativas ($P < 0.00004$). Los pH's más altos se encontraron en el suelo agrícola y los más bajos en el suelo con vegetación natural. En el suelo con vegetación natural el promedio de los valores presentes en cada mes fue de 7.6, en el suelo desnudo fue de 7.7 y en el suelo agrícola, donde estuvo el más alto fue de 8. Se encontró además una interacción entre los 2 factores ($P = 0.00002$), por lo tanto, los valores de pH obtenidos en cada uno de los meses dependen de las características de cada uno de los suelos.

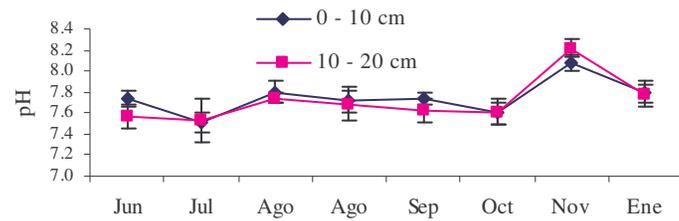
Terraza degradada

Los valores de pH fueron parecidos a los de la terraza conservada. Se encontraron diferencias significativas entre los meses correspondientes a cada muestreo ($P < 0.00001$). En el suelo con vegetación el pH más alto se encontró en el mes de noviembre y el más bajo en julio, los valores fueron de 8.2 y 7.5 (Fig. 1.4-a1). En el suelo desnudo el valor más alto fue 7.8 en los meses de junio, inicios de agosto, septiembre y enero y el más bajo fue de 7.3 encontrado en el muestro de noviembre (Fig. 1.4-b1). En el suelo agrícola se

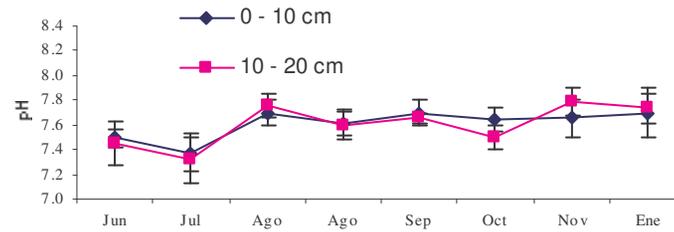
encontraron algunos de los valores más altos de pH, sobre todo en la segunda mitad del periodo de muestreo, pues a partir del mes de septiembre los valores se encuentran por arriba de 8. El valor más alto se determinó precisamente en septiembre, cuando el suelo estaba cultivado y fue de 8.3. A finales de agosto se encontró el pH más bajo de este suelo y fue de 7.6 (Fig. 1.4-c1). En general, la terraza degradada presenta valores de pH más altos que la terraza conservada.

También se encontraron diferencias significativas de pH entre los suelos ($P < 0.00002$). Los pH's más altos estuvieron en el suelo agrícola. En el suelo con vegetación natural y en el suelo desnudo el promedio de todos los meses fue de 7.7 y en el suelo agrícola se encontró el más alto que fue de 8. No hubo interacción ($P = 0.4$) entre los factores o sea que las diferencias en los valores de pH encontrados en cada uno de los meses no dependen del suelo en que se realizó el muestreo.

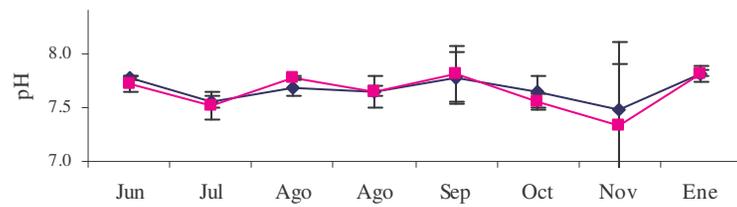
a1)



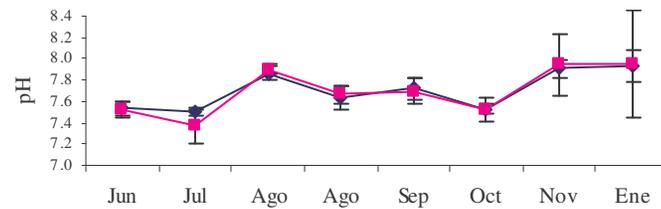
a2)



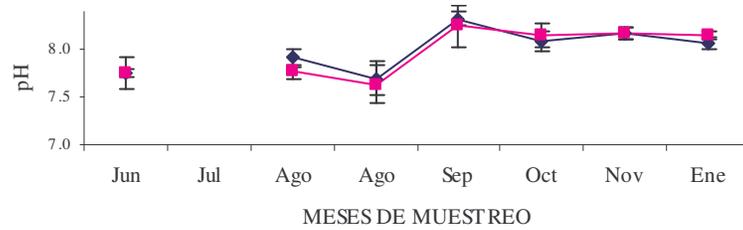
b1)



b2)



c1)



c2)

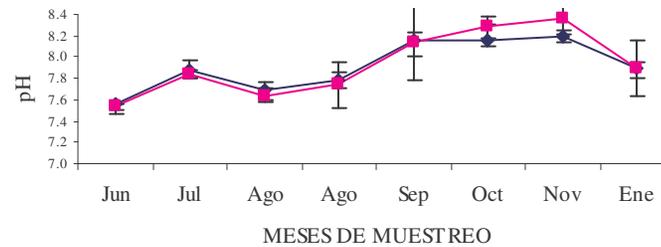


Fig. 1.4 Variación temporal de pH de los suelos en la terraza degradada (1) y en la terraza conservada (2). Promedio de 3 muestras +/- desv. est. a) suelo con vegetación natural, b) suelo denudo, c) suelo agrícola. Nota: las muestras de julio del suelo agrícola en la terraza degradada no fueron tomadas.

5.-MANGANESO

Terraza conservada

El suelo con vegetación natural y el suelo desnudo presentaron una tendencia en las concentraciones de Mn muy similar, en el suelo agrícola la tendencia fue diferente (Fig. 1.5). La diferencia entre los meses de muestreo fue significativa ($P < 0.00003$) en los suelos. Los valores más altos que se encontraron fueron 730.2 y 783.9 $\mu\text{g/g}$ de suelo en el suelo con vegetación natural y el suelo desnudo respectivamente en el mes de septiembre, los valores más bajos en estos mismos suelos fueron de 12.4 en enero y 11.3 $\mu\text{g/g}$ de suelo en julio (Fig. 1.5-a2 y 1.5-b2). Las concentraciones más bajas de Mn se presentaron en las muestras tomadas en los suelos agrícolas. En julio se determinó la cantidad más baja que fue de 7.5 $\mu\text{g/g}$ de suelo. La concentración más alta en este suelo, se obtuvo en el mes de noviembre después de levantada la cosecha y fue de 177.5 $\mu\text{g/g}$ de suelo. A diferencia de los suelos anteriores en el suelo agrícola no hay incremento de Mn durante septiembre que es cuando el suelo se encuentra cultivado (Fig. 1.5-c2).

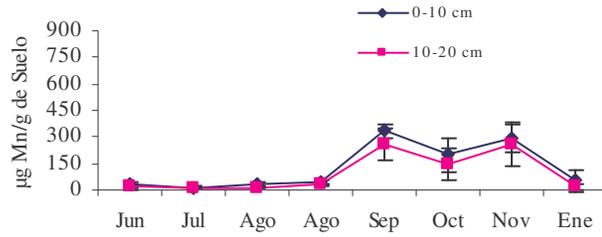
La diferencia entre los suelos muestreados también fue significativa ($P < 0.00002$). De 0 a 10 cm en el suelo con vegetación natural la concentración promedio de Mn de todos los meses fue de 138.6 $\mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo fue de 135.1 $\mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola fue de 61.4 $\mu\text{g/g}$ de suelo, la más baja de los tres suelos. De 10 a 20 cm en el suelo con vegetación el promedio fue de 140.7 $\mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo fue de 157.2 $\mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola de 50 $\mu\text{g/g}$ de suelo. El incremento de Mn durante el mes de septiembre en el suelo con vegetación natural y suelo desnudo fue considerable, lo cual no sucedió en el suelo agrícola. La proporción de Mn pasó a ser de 7:2 para el suelo con vegetación natural y el suelo agrícola y de 3:1 para el suelo desnudo y el suelo agrícola al inicio del periodo de muestreo, a ser de 26:1 y 55:2 respectivamente. Una interacción significativa ($P = 0.00002$) indicó que las variaciones en las concentraciones determinadas de Mn que se presentaron a lo largo del periodo de muestreo dependieron del suelo en que se hizo la determinación. Entre las dos profundidades sólo hubo diferencias en el suelo desnudo durante el mes de enero y la concentración mas alta se encontró de 10 a 20 cm.

Terraza degradada

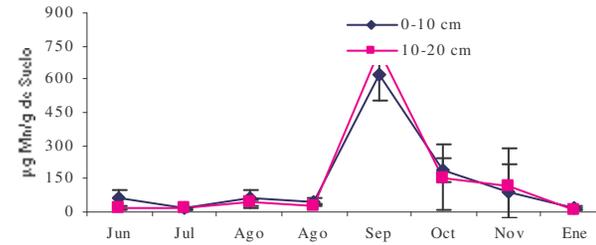
Hubo diferencias significativas entre los muestreos de cada mes ($P < 0.00003$). El valor más alto de Mn en el suelo con vegetación natural fue de $333.8 \mu\text{g/g}$ de suelo y se encontró durante el mes de septiembre, la concentración mas baja fue de $14.6 \mu\text{g/g}$ de suelo en julio (Fig. 1.5-a1). En el suelo desnudo las concentraciones de Mn estuvieron por debajo de las encontradas en el suelo con vegetación, la más alta fue de $323.2 \mu\text{g/g}$ de suelo en septiembre y la más baja de $3 \mu\text{g/g}$ de suelo en el mes de enero (Fig. 1.5-b1). La concentración más baja de Mn determinada en el suelo agrícola fue de $11.5 \mu\text{g/g}$ de suelo a principios de agosto y en este mismo suelo la más alta fue de $143.9 \mu\text{g/g}$ de suelo y se determinó en el mes de octubre cuando ya había sido levantada la cosecha (Fig. 1.5-c1).

Entre los distintos suelos también hubo una diferencia significativa en las concentraciones de Mn ($P < 0.00009$). De 0 a 10 cm en el suelo con vegetación la concentración promedio de Mn en los meses de muestreo fue de $125.8 \mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo fue de $75.5 \mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola fue de $47.6 \mu\text{g/g}$ de suelo, el más bajo de las tres. De 10 a 20 cm en el suelo con vegetación natural el promedio fue de $94.7 \mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo de $66.1 \mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola fue de $47.3 \mu\text{g/g}$ de suelo. Debido al incremento registrado en el mes de septiembre en el suelo con vegetación natural y desnudo, las proporciones de Mn en relación con las del suelo agrícola pasaron a ser de 5:3 y de 1:1 respectivamente al inicio del periodo de muestreo, a ser de 10:1 tanto entre el suelo con vegetación natural y agrícola y el suelo desnudo y suelo agrícola. Los cambios registrados en las concentraciones de Mn de cada mes fueron producto de una interacción ($P = 0.00008$), los cambios en la concentración de Mn de cada mes dependían del suelo en el que se estaba muestreando. Entre las dos profundidades muestreadas el único lugar donde hubo diferencias fue en el suelo agrícola durante el mes de octubre donde la concentración de 10 a 20 cm fue mayor que la de 0 a 10 cm. El Mn en los suelos agrícolas de la terraza degradada y conservada presenta una tendencia distinta a la que se encontró en los otros dos suelos. Las concentraciones más altas de Mn en el suelo agrícola no se encuentran en los meses en donde hay un mayor contenido de agua en el suelo sino cuando éste registró porcentajes bajos. Lo contrario de lo que ocurre en el suelo con vegetación natural y suelo desnudo.

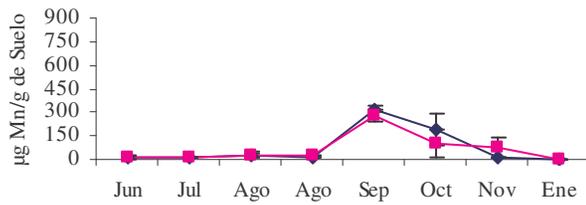
a1)



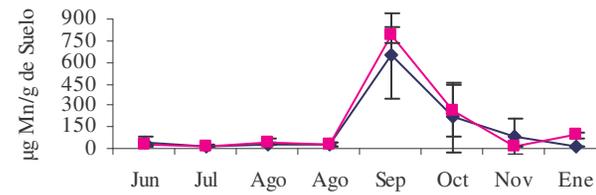
a2)



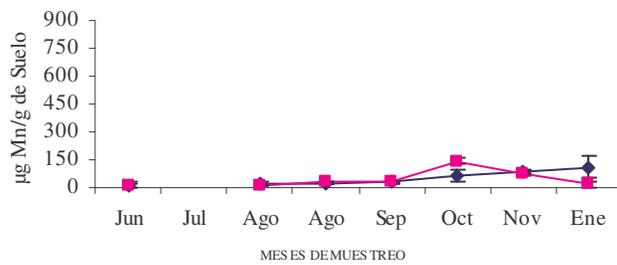
b1)



b2)



c1)



c2)

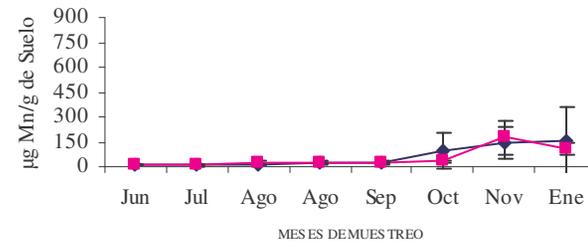


Fig. 1.5 Variación temporal en las concentraciones de Mn ($\mu\text{g/g}$ de suelo) de los suelos en la terraza degradada (1) y en la terraza conservada (2). Limite de detección 0.1. Promedio de 3 muestras \pm desv. est. a) suelo con vegetación natural, b) suelo denudo, c) suelo agrícola. Nota: las muestras de julio del suelo agrícola en la terraza degradada no fueron tomadas.

6.-ZINC

Terraza conservada

El Zn presentó diferencias significativas entre los distintos meses durante los cuales se muestreó ($P < 0.00001$). En el suelo con vegetación natural la concentración más alta fue de $13.2 \mu\text{g/g}$ de suelo durante el mes de septiembre y la más baja fue de $0.9 \mu\text{g/g}$ de suelo a finales de agosto (Fig. 1.6-a2). La concentración más baja de Zn en el suelo desnudo se encontró durante el mes de julio y fue de $0.7 \mu\text{g/g}$ de suelo, la concentración más alta fue de $9.3 \mu\text{g/g}$ de suelo en el mes de septiembre (Fig. 1.6-b2). La concentración más alta de Zn en el suelo agrícola fue de $13.6 \mu\text{g/g}$ de suelo en octubre. Las cosechas habían sido levantadas y el contenido de agua en el suelo comenzó a disminuir. La concentración de Zn más baja fue de $1 \mu\text{g/g}$ de suelo el mes de septiembre cuando el suelo estaba cultivado (Fig. 1.6-c2).

También hubo una diferencia significativa de suelo a suelo ($P < 0.00001$). De 0 a 10 cm en el suelo con vegetación natural el valor promedio de las concentraciones de Zn de todos los meses fue de $6.6 \mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo fue de $4.1 \mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola fue de $5.8 \mu\text{g/g}$ de suelo. De 10 a 20 cm en el suelo con vegetación natural el promedio fue de $3.8 \mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo de $2 \mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola de $5.5 \mu\text{g/g}$ de suelo. Al igual que para el Mn, el Zn presentó un incremento durante el mes de septiembre en el suelo con vegetación natural y el suelo desnudo, lo cual no sucedió en el suelo agrícola. En junio, las proporciones entre las concentraciones de Zn eran de 4:3 entre el suelo con vegetación natural y el suelo agrícola y de 5:6 entre el suelo desnudo y el suelo agrícola. Para septiembre las proporciones llegaron a ser de 8:1 y de 5:1 respectivamente. La interacción entre los meses de muestreo y los suelos fue significativa ($P = 0.001$). La variación en la disponibilidad del Zn a lo largo del periodo de muestreo está sujeta al suelo en el que se halla muestreado. Entre las dos profundidades a las que se tomaron las muestras no hubo ninguna diferencia en ninguno de los suelos. Las concentraciones de Zn en el suelo agrícola incrementan en el periodo de sequía después de uno de los meses con mayor contenido de agua en el suelo, a diferencia de lo que ocurrió en los suelos desnudos y con vegetación en los que las concentraciones más grandes se presentan precisamente cuando hay mayores contenidos de agua en el suelo.

Terraza degradada

La variación de la concentración de Zn fue muy parecida a la que se encontró en la terraza conservada. Hubo una diferencia significativa entre los meses de muestreo ($P < 0.00005$). La concentración de Zn más alta en el suelo con vegetación natural fue de $15.9 \mu\text{g/g}$ de suelo en el mes de noviembre, la concentración más baja fue de $0.9 \mu\text{g/g}$ de suelo a finales del mes de agosto (Fig. 1.6-a1). En el suelo desnudo las concentraciones fueron similares a las del suelo con vegetación. La más alta fue de $14.6 \mu\text{g/g}$ de suelo en el mes de octubre y la más baja fue de $0.5 \mu\text{g/g}$ de suelo en el mes de junio (Fig. 1.6-b1). En el suelo agrícola en el mes de junio se encontró la concentración de Zn más baja y fue de $0.3 \mu\text{g/g}$ de suelo, la más alta fue de tan solo $5.7 \mu\text{g/g}$ de suelo en el mes de septiembre cuando el suelo estaba cultivado (Fig. 1.6-c1).

Hubo también diferencias significativa entre los suelos muestreados ($P < 0.00005$). De 0 a 10 cm el promedio de las concentraciones de Zn de los meses muestreados en el suelo con vegetación natural fue de $6.9 \mu\text{g/g}$ de suelo, el más alto de los tres. En el suelo desnudo fue de $4.7 \mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola fue de $2 \mu\text{g/g}$ de suelo. De 10 a 20 cm en el suelo con vegetación el promedio fue de $3.4 \mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo fue de $2.4 \mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola de $2.1 \mu\text{g/g}$ de suelo. Al inicio del periodo de muestreo las concentraciones de Zn en el suelo con vegetación natural tenían una proporción de 7:1 y las del suelo desnudo de 5:1 en relación con las concentraciones del suelo agrícola. En el mes de septiembre nuevamente se encontró un aumento en las concentraciones de Zn, sin embargo ahora ocurrió también en el suelo agrícola. Por lo cual, las proporciones fueron de 4:3 entre el suelo con vegetación natural y desnudo y el suelo agrícola. Una interacción significativa ($P = 0.00002$) indicó que el cambio en las concentraciones de Zn en los meses de muestreo está influida por las condiciones de cada suelo. Sólo en el suelo con vegetación natural y en el suelo desnudo se encontraron diferencias entre las dos profundidades muestreadas, en el primero durante septiembre, en el segundo, en septiembre y octubre. En los dos casos, de 0 a 10 cm la concentración de Zn fue mayor que de 10 a 20 cm.

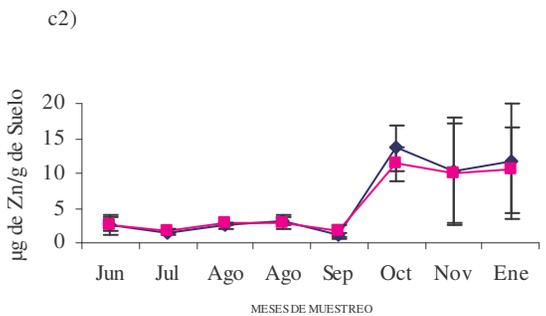
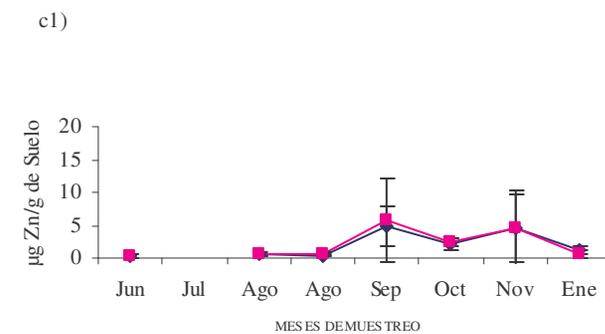
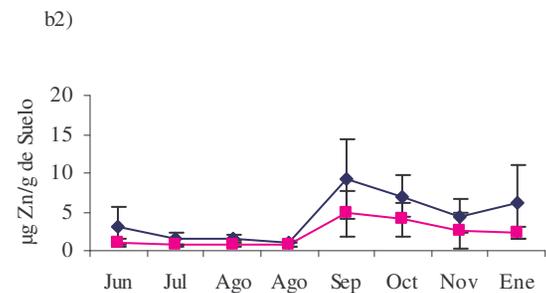
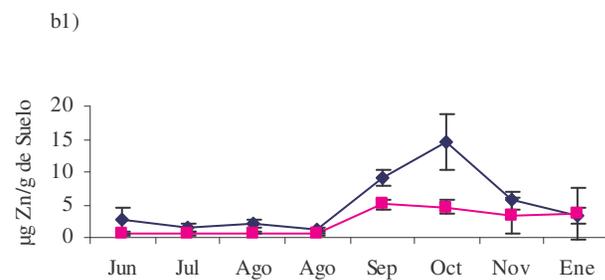
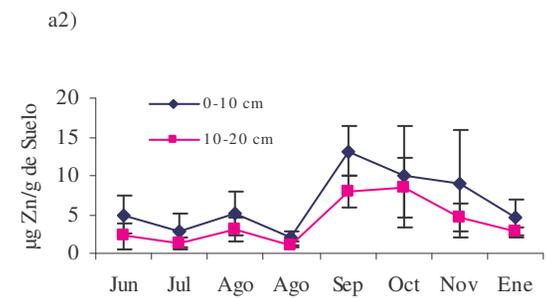
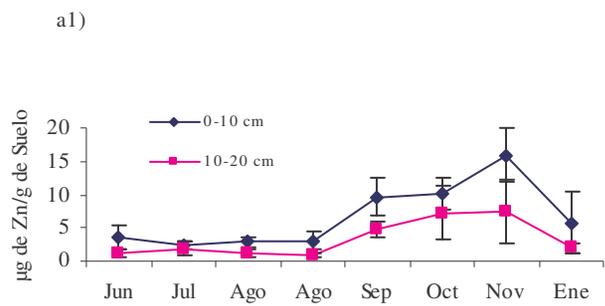


Fig. 1.6 Variación temporal en las concentraciones de Zn ($\mu\text{g/g}$ de suelo) de los suelos en la terraza degradada (1) y en la terraza conservada (2). Limite de detección 0.06. Promedio de 3 muestras \pm desv. est. a) suelo con vegetación natural, b) suelo denudo, c) suelo agrícola. Nota: las muestras de julio del suelo agrícola en la terraza degradada no fueron tomadas.

7.-HIERRO

Terraza conservada

El análisis de varianza del Fe mostró diferencias significativas entre los meses de muestreo ($P < 0.00005$). En general, se observó que el Fe en todos los suelos presentó sus concentraciones más altas en septiembre y las más bajas en julio, con excepción del suelo desnudo donde ésta última se encontró en enero. En el suelo con vegetación natural las concentraciones fueron de 171 $\mu\text{g/g}$ de suelo y de 7.9 $\mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.7-a2). En el suelo desnudo las concentraciones fueron de 151.8 $\mu\text{g/g}$ de suelo y de 9.5 $\mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.7-b2). En el suelo agrícola la concentración más baja de Fe fue de 10 $\mu\text{g/g}$ de suelo y la más alta se encontró cuando el suelo se encontraba cultivado y fue de 31.8 $\mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.7-c2).

Entre los distintos suelos muestreados la diferencia fue significativa ($P < 0.001$) El suelo con vegetación y el suelo desnudo fueron en los que se obtuvieron mayores concentraciones de Fe. De 0 a 10 cm en el suelo con vegetación natural el promedio de las concentraciones de Fe fue de 46.7 $\mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo fue de 47.8 $\mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola fue de 19.8 $\mu\text{g/g}$ de suelo. De 10 a 20 cm los promedios fueron 33.5, 28.9 y 18.9 $\mu\text{g/g}$ de suelo para el suelo con vegetación natural, suelo desnudo y agrícola respectivamente. Al inicio del periodo de muestreo, en junio, las concentraciones de Fe eran bajas y entre las del suelo con vegetación natural y el suelo desnudo, y las del suelo agrícola la proporción era de 5:3 y de 9:5 respectivamente, en septiembre las proporciones cambiaron siendo ahora de 11:2 y de 9:2 debido al incremento en las concentraciones de Fe en el suelo con vegetación natural y desnudo. En el caso del Fe también hubo interacción entre los meses de muestreo y los suelos muestreados ($P = 0.008$). La única diferencia entre las dos profundidades en las que se muestreo se registró en el suelo con vegetación natural en el mes de junio, la concentración más alta estuvo de 0 a 10 cm.

Terraza degradada

Entre los meses se dieron diferencias significativas en las concentración de Fe ($P < 0.00001$). Al igual que en la terraza conservada, las concentraciones más altas se encontraron en septiembre y las más bajas en enero con excepción del suelo agrícola donde la más baja estuvo a principios de agosto. En los suelos con vegetación natural la concentraciones fueron de $76.9 \mu\text{g/g}$ de suelo y de $6.2 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.7-a1). En el suelo desnudo fueron de $144.2 \mu\text{g/g}$ de suelo y de $11.4 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.7-b1). Las concentraciones más bajas nuevamente estuvieron en el suelo agrícola, la más baja de $8.8 \mu\text{g/g}$ de suelo y la más alta de $32.8 \mu\text{g/g}$ de suelo, cuando el suelo se encontraba cultivado (Fig. 1.7-c1).

La diferencia entre los suelos también fue significativa ($P < 0.00002$). En el suelo con vegetación natural y en el suelo desnudo las concentraciones fueron más altas. De 0 a 10 cm el promedio de las concentraciones de Fe en el suelo con vegetación natural fue de $35.2 \mu\text{g/g}$ de suelo, en el suelo desnudo fue de $36.1 \mu\text{g/g}$ de suelo y en el suelo agrícola de $18 \mu\text{g/g}$ de suelo. De 10 a 20 cm los promedios fueron 21.5 , 17.8 y $16.4 \mu\text{g/g}$ de suelo en el suelo con vegetación natural, suelo desnudo y suelo agrícola respectivamente. Durante junio las proporciones entre el suelo con vegetación natural y el suelo desnudo en relación al suelo agrícola fueron de $7:5$ y de $5:3$, en septiembre hay incremento en las concentraciones de Fe en los dos primeros suelos y las proporciones pasan a ser de $2:1$ y de $4:1$ respectivamente. La interacción entre los dos factores fue significativa ($P = 0.00004$), la variación de la concentración entre meses de muestreo está influida por el suelo en el que se muestreo. La única diferencia entre las dos profundidades muestreadas estuvo en el suelo desnudo, con una mayor concentración de Fe de 0 a 10 cm que de 10 a 20 en el mes de octubre.

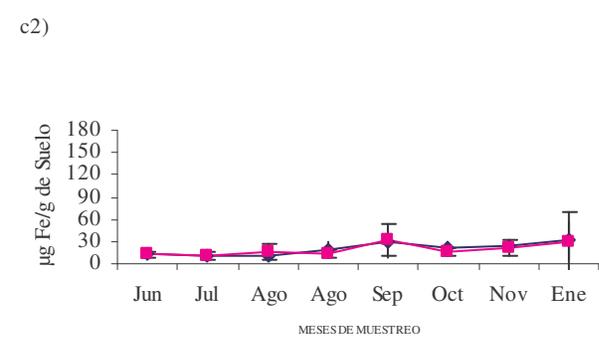
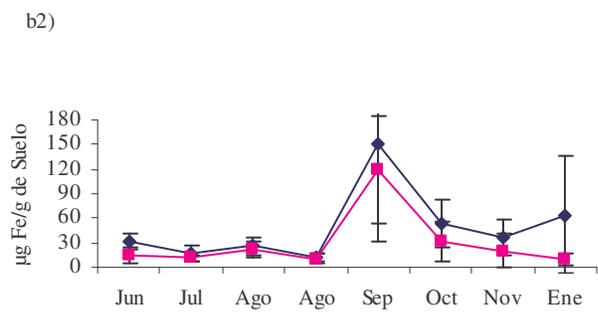
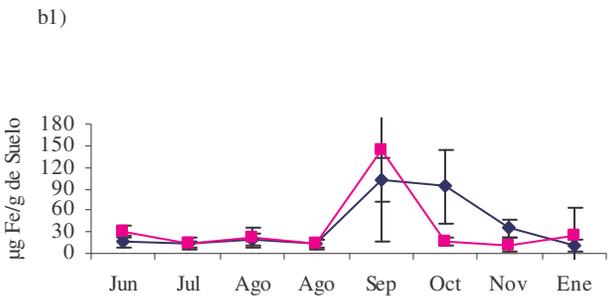
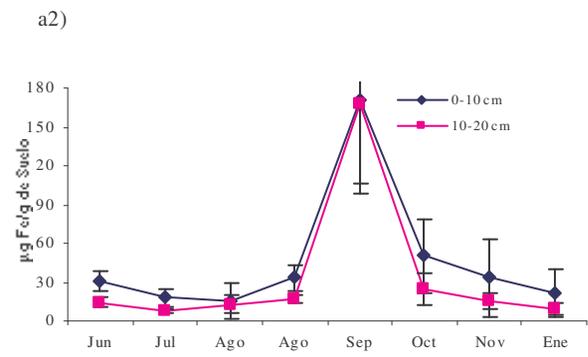
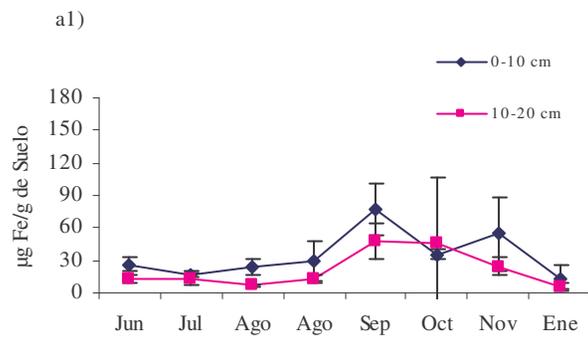


Fig. 1.7 Variación temporal en las concentraciones de Fe ($\mu\text{g/g}$ de suelo) de los suelos en la terraza degradada (1) y en la terraza conservada (2). Limite de detección 0.002. Promedio de 3 muestras \pm desv. est. a) suelo con vegetación natural, b) suelo denudo, c) suelo agrícola. Nota: las muestras de julio del suelo agrícola en la terraza degradada no fueron tomadas.

8.-COBRE

Terraza conservada

Se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de Cu entre los meses de muestreo ($P < 0.00001$). Comparando los tres suelos, en los primeros cuatro muestreos las cantidades más altas aparecen en los suelos con vegetación y desnudos. En los cuatro muestreos restantes las concentraciones más altas se encontraron en los suelos agrícolas (Fig. 1.8). En general, las concentraciones más altas se encontraron en octubre y las más bajas en julio. La excepción fue el suelo agrícola donde la concentración más alta estuvo en septiembre. En los suelos con vegetación natural las concentraciones fueron de $3.1 \mu\text{g/g}$ de suelo y de $1 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig.1.8-a2). En el suelo desnudo fueron de $3.8 \mu\text{g/g}$ de suelo y de $1 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig.1.8-b2). En el suelo agrícola la concentración más alta fue de $4 \mu\text{g/g}$ de suelo, cuando el suelo estaba cultivado, la concentración más baja fue de $0.6 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.8-c2).

No existieron diferencias significativas entre los suelos en donde se tomaron las muestras ($P > 0.6$). De 0 a 10 cm los promedios de las concentraciones de Cu para el suelo con vegetación natural, suelo desnudo y suelo agrícola fueron 1.8 , 1.8 y $2.1 \mu\text{g/g}$ de suelo y de 10 a 20 cm los promedios fueron 1.7 , 2 y $2 \mu\text{g/g}$ de suelo respectivamente. En junio las proporciones entre el suelo con vegetación natural y el suelo desnudo con relación a el suelo agrícola fueron de $5:3$ y de $2:1$. Al contrario del Mn, Zn y Fe, la concentración de Cu no incrementó en el mes de septiembre en el suelo con vegetación natural y desnudo, en el suelo agrícola esto si ocurrió. Las proporciones encontradas fueron entonces de $12:5$ y de $8:5$ correspondiendo las cantidades más pequeñas al suelo con vegetación natural y al suelo desnudo. Hubo interacción entre los dos factores, las concentraciones de Cu de cada mes están influidas por el suelo del que se tomó la muestra ($P < 0.00005$). No hubo diferencias entre las dos profundidades a lo largo de todo el periodo de muestreo en ninguno de los suelos.

Terraza degradada

Entre los meses de muestreo las diferencias en las concentraciones de Cu fueron significativas ($P < 0.00002$). En esta terraza hay una tendencia similar entre el suelo con vegetación y la del suelo desnudo, además sus concentraciones mayor y menor están en septiembre y julio respectivamente. El suelo con vegetación natural mostró concentraciones de Cu desde $4.1 \mu\text{g/g}$ de suelo hasta $1 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.8-a1). En el suelo desnudo la concentración más alta fue de $4 \mu\text{g/g}$ de suelo y la más baja de $0.8 \mu\text{g/g}$ de suelo (Fig. 1.8-b1). En el suelo agrícola la concentración más alta fue de $5.3 \mu\text{g/g}$ de suelo en octubre, después de levantada la cosecha, la más baja fue de $1.2 \mu\text{g/g}$ de suelo a principios del mes de agosto (Fig. 1.8-c1).

Entre suelos, las diferencias en las concentraciones de Cu fueron significativas ($P < 0.006$). En general las concentraciones más altas de Cu se encontraron en el suelo agrícola. De 0 a 10 cm los promedios de las concentraciones de los meses de muestreo para el suelo con vegetación natural, suelo desnudo y suelo agrícola fueron 2.1 , 1.6 y $2.9 \mu\text{g/g}$ de suelo. De 10 a 20 cm los promedios fueron 2.3 , 2.2 y $2.7 \mu\text{g/g}$ de suelo para el suelo con vegetación, suelo desnudo y agrícola respectivamente. Desde el inicio del periodo de muestreo las concentraciones de Cu fueron más altas en el suelo agrícola, las proporciones fueron de 4:3 y de 5:3 en relación con el suelo con vegetación natural y desnudo. En septiembre se observó el incremento en la concentraciones de Cu en el suelo con vegetación natural y desnudo, en el suelo agrícola la concentración no incrementó y las proporciones entonces fueron de 11:5 y de 2:1 respectivamente. En esta terraza también se dio una interacción significativa ($P = 0.00003$) entre los dos factores. Entre profundidades la única diferencia que se registró fue en el suelo con vegetación natural en septiembre donde de 10 a 20 cm la concentración de Cu fue mayor que de 0 a 10 cm.

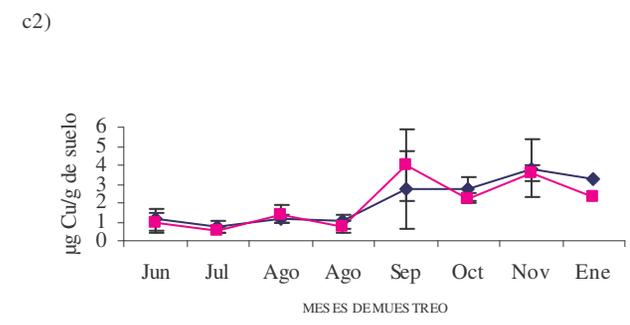
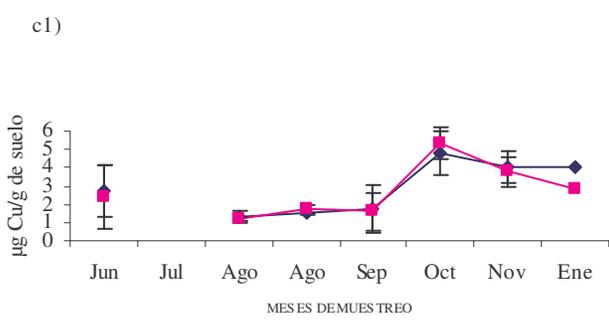
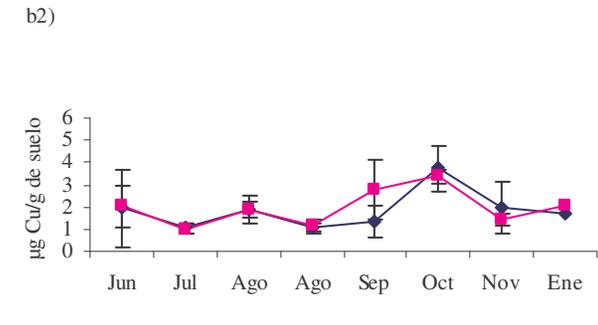
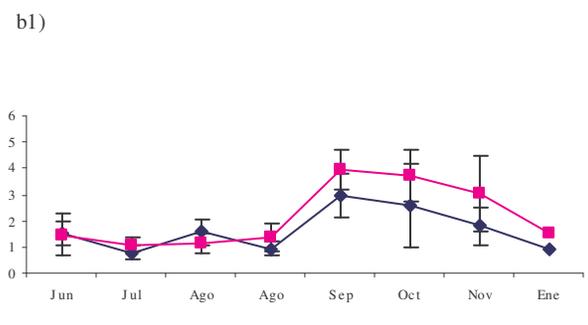
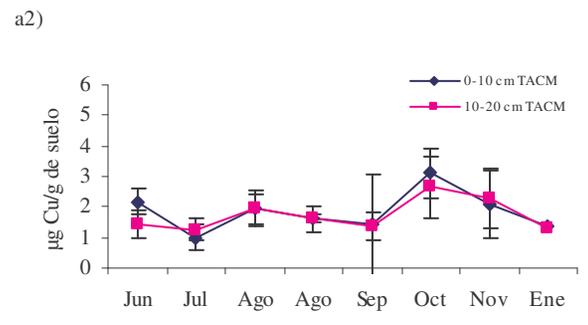
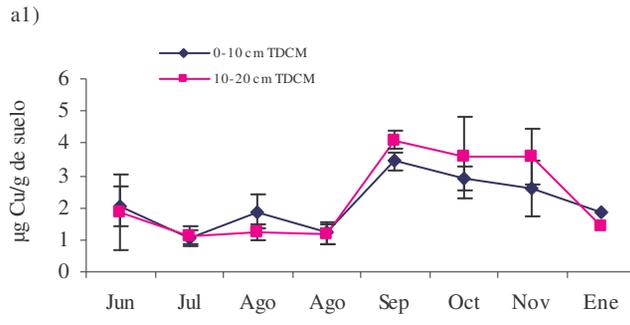


Fig. 1.8 Variación temporal en las concentraciones de Cu (µg/g de suelo) de los suelos en la terraza degradada (1) y en la terraza conservada (2). Limite de detección 0.003. Promedio de 3 muestras +/- desv. est. a) suelo con vegetación natural, b) suelo denudo, c) suelo agrícola. Nota: las muestras de julio del suelo agrícola en la terraza degradada no fueron tomadas.

9.-Análisis de correlación

Este análisis mostró las correlaciones significativas existentes en el presente estudio. El mayor número de correlaciones se dio en el suelo con vegetación y suelo desnudo de ambas terrazas, todas estas positivas. En los suelos agrícolas el número de correlaciones fue menor.

La biomasa microbiana, en el suelo con vegetación natural, en el suelo desnudo y en el suelo agrícola presentó correlaciones significativas con los valores de producción microbiana de CO₂ tanto en la terraza conservada como en la degradada. Esto implica que estos dos factores variaron de manera directamente proporcional a lo largo del periodo de muestreo.

En el suelo con vegetación natural de la terraza conservada, la concentración biodisponible de Mn se correlacionó positivamente con el contenido de agua del suelo lo cual ayuda a visualizar la importancia del agua para la disponibilidad del Mn. También hubo correlaciones significativas entre el Mn y el Fe y el Mn y el Zn. En el suelo desnudo el Mn tuvo correlación con el contenido de agua en el suelo, el Cu, el Fe y el Zn. Estas correlaciones fueron mucho más bajas que las encontradas en el suelo con vegetación. En los suelos agrícolas el Mn se correlacionó con el Fe y el Zn. En la terraza degradada el Mn del suelo con vegetación presentó correlación con el Cu, el Fe y el Zn. En el suelo desnudo el Mn también presentó correlaciones significativas con todos los micronutrientes. Por último, existió una correlación con el contenido de agua en el suelo, lo cual puede relacionarse con el hecho de que el agua contribuye a la solubilidad de los micronutrientes. En el suelo agrícola sólo hubo correlación entre el Mn y el Cu.

En el suelo con vegetación de la terraza conservada el Zn se correlacionó con el Mn y con el Fe solamente. En el suelo desnudo el Zn se correlacionó con el Fe y con el Mn. En el suelo agrícola se encontró correlación del Zn con el Mn y con el pH. En la terraza degradada el Zn del suelo con vegetación se correlacionó con el Cu, con el Fe y con el Mn. En el suelo desnudo el Zn se correlacionó con todos los micronutrientes. En el suelo agrícola el Zn presenta correlación con el Fe y con el pH.

En la terraza conservada el Fe del suelo con vegetación se correlacionó con el contenido de agua en el suelo, con el Zn y con el Mn solamente. En el suelo desnudo la

correlación de este micronutriente se da con el Cu, con el Zn y con el Mn. En el suelo agrícola el Fe se correlaciona con el contenido de agua en el suelo y con el Mn. En la terraza degradada el Fe en el suelo con vegetación se correlaciona con el Zn y con el Mn. En el suelo desnudo se correlaciona con el contenido de agua en el suelo y con el Cu, el Zn y el Mn. En el suelo agrícola la única correlación del Fe fue con el Zn.

En la terraza conservada el Cu del suelo con vegetación no se correlacionó con ninguna otra variable. En el suelo desnudo se correlacionó con el Fe y con el Mn. En el suelo agrícola tampoco hubo ninguna correlación. En la terraza degradada el Cu se correlacionó con el Zn y el Mn en el suelo con vegetación natural. En el suelo desnudo las correlaciones del Cu fueron con el Fe, el Zn y el Mn. En el suelo agrícola sólo hay correlación con el Mn. Al parecer las condiciones modificadas de los suelos agrícolas, en general, provocan una alteración en la dinámica de los micronutrientes lo cual se puede observar en la pérdida de algunas correlaciones significativas entre estos y otras variables del suelo y entre ellos mismos (Tabla 1.1 y 1.2).

TERRAZA CONSERVADA		
SUELO CON VEGETACIÓN	SUELO DESNUDO	SUELO AGRÍCOLA

FACTORES	CORRELACIÓN	FACTORES	CORRELACIÓN	FACTORES	CORRELACIÓN
Fe10-Zn10	0.611	Zn20-Fe20	0.580	H10-R10	0.582
BM20-R20	0.645	Mn20-Zn20	0.606	pH10-Zn10	0.588
H10-Fe10	0.658	Mn20-Cu20	0.613	BM20-R20	0.591
H10-Mn10	0.708	Fe20-Cu20	0.617	H10-Fe10	0.601
Mn10-Zn10	0.720	Mn10-Zn10	0.645	BM10-R10	0.639
H20-Mn20	0.800	Mn20-Fe20	0.648	Mn20-Zn20	0.765
H20-Fe20	0.805	H10-Mn10	0.651	Mn10-Fe10	0.782
Fe20-Mn20	0.808	BM20-R20	0.659		
Fe10-Mn20	0.906	BM10-R10	0.732		
		Zn10-Fe10	0.769		
		Mn10-Fe10	0.855		

TABLA 1.1.- Correlaciones entre los factores fisicoquímicos y biológicos de la Terraza Conservada. H = % de contenido de agua, BM = Carbono microbiano, R = Respiración, pH = pH, Cu = Cobre, Fe = Hierro, Mn = Manganeseo, Zn = Zinc. Los números 10 y 20 indican la profundidad a la que se tomó la muestra (de 0 a 10 y de 10 a 20 cm. respectivamente).

TERRAZA DEGRADADA					
SUELO CON VEGETACIÓN		SUELO DESNUDO		SUELO AGRÍCOLA	
FACTORES	CORRELACIÓN	FACTORES	CORRELACIÓN	FACTORES	CORRELACIÓN
Cu20-Zn20	0.593	Cu10 – Fe10	0.580	R10 – BM10	0.616

Cu10-Zn10	0.621	H10 – Mn10	0.587	Zn10 – pH10	0.630
R20-BM20	0.636	Zn20 – Mn20	0.607	R20-BM20	0.652
Fe10-Zn10	0.674	Cu10 – Mn10	0.623	Fe20 – Zn20	0.657
Fe20-Mn20	0.685	Cu20 – Zn20	0.639	Zn20 – pH20	0.685
Fe20-Zn20	0.713	Cu10 – Zn10	0.671	Cu10 – Mn10	0.699
Cu10-Mn10	0.723	Fe20 – Mn20	0.701	Cu20-Mn20	0.736
Zn20-Mn20	0.745	R10-BM10	0.744		
Cu20-Mn20	0.752	R20-BM20	0.751		
Zn10-Mn10	0.779	Zn10 – Mn10	0.782		
Fe10-Mn10	0.793	H20-Fe20	0.791		
		H20-Mn20	0.803		
		Cu20-Mn20	0.828		
		Fe10 – Zn10	0.868		
		Fe10 – Mn10	0.926		

TABLA 1.2.- Correlaciones entre los factores fisicoquímicos y biológicos de la Terraza Degradada.
H = Humedad, BM = Carbono microbiano, R = Respiración, pH = pH, Cu = Cobre, Fe = Hierro, Mn = Manganese, Zn = Zinc. Los números 10 y 20 indican la profundidad a la que se tomó la muestra (de 0 a 10 y de 10 a 20 cm. respectivamente).

10.-ACP (Análisis de Componentes Principales)

Este es un método para el análisis de datos cuantitativos que en este caso fueron discontinuos. Permitted visualizar y analizar las correlaciones que destacan entre las concentraciones de los micronutrientes y factores como el pH, la cantidad de agua disponible, la biomasa microbiana y la producción de CO₂ microbiano. Para dicho

análisis se unieron los datos de ambas terrazas para tener una visión unificada de lo que ocurre en la zona. En primer lugar, el análisis de componentes principales mostró que los factores que explican la variación que sufren los micronutrientes son: en primer lugar el pH con un 63.8%, en segundo lugar la producción microbiana de CO₂ con un 21.2%, con un mínimo porcentaje esta la biomasa microbiana de tan solo 8.0% y por último la humedad con 7% (Fig. 1.17).

El Cu presenta correlación muy significativa con el pH ya que el valor de ésta fue de $r = 0.877$, sin embargo la producción microbiana de CO₂ y el Cu tienen un valor de correlación muy pequeño, el cual es de $r = 0.114$ lo cual no es significativo.

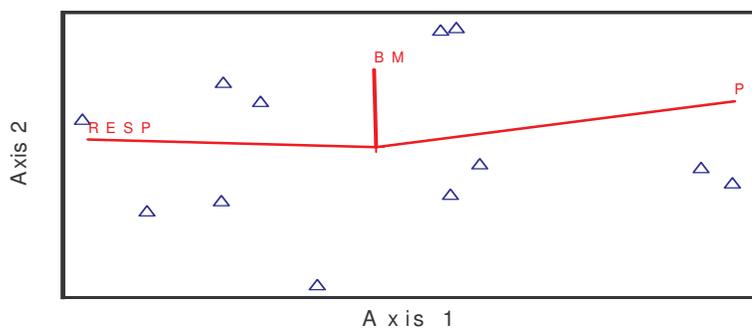
Con el Mn el pH también estuvo fuertemente correlacionado aunque esta correlación fue negativa $r = -0.798$. Para la producción microbiana de CO₂ se volvió a encontrar una correlación no significativa pues el valor de la correlación fue de -0.467 .

El Fe también presenta una correlación negativa $r = -0.879$ muy significativa con el pH y con la producción microbiana de CO₂ la correlación no es significativa $r = -0.214$.

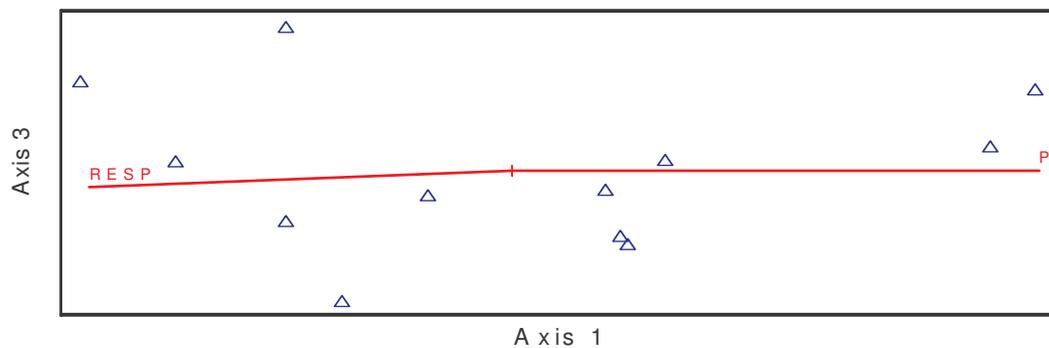
El Zn fue el único micronutriente que presentó correlaciones significativas con ambos factores, con el pH la correlación fue negativa $r = -0.609$ y con la producción microbiana de CO₂ fue positiva $r = 0.756$.

Las correlaciones con los factores pH y CO₂ microbiano resultantes de este análisis fueron distintas que las obtenidas con el análisis de correlación directa, el cual contrasta a los factores uno a uno. Estas correlaciones están dadas en función de la variación que sufren los micronutrientes y las variables pH y CO₂ microbiano a través de tiempo, es decir, tomando grupos de datos. Sin embargo, es difícil concluir en que medida factores como el pH y el CO₂ microbiano pueden explicar la variación de los micronutrientes.

A)



B)



C)

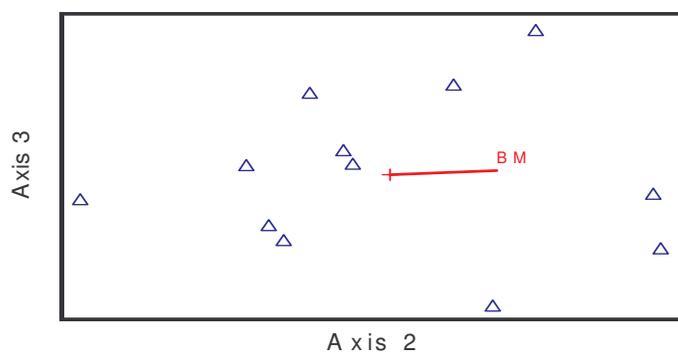


Figura 1.17.- Gráficas del Análisis de Componentes Principales (PCA). Las gráficas muestran los factores que explican la variación de los micronutrientes en los suelos muestreados. En primer lugar está el pH, después el CO₂ microbiano y por último la biomasa microbiana. , P = pH (eje 1), BM = Biomasa microbiana (eje 2), RESP = CO₂ microbiano (eje 3),.

11.- Análisis de Similitud

Con el análisis de similitud se pudo conocer cuales de los suelos estudiados, por sus características (pH, contenido de agua en el suelo, producción microbiana de CO₂, biomasa microbiana, concentraciones de Zn, Fe, Mn y Cu biodisponibles) son mas semejantes entre si. En primer lugar se obtuvieron 2 grupos principales los cuales compartían menos del 1% de la información. El primero estaba conformado por el suelo con vegetación natural de la terraza degradada de 0 a 10 cm de profundidad, el suelo con vegetación natural de la terraza conservada de 0 a 10 y de 10 a 20 cm, y el suelo desnudo de la misma terraza de 0 a 10 y de 10 a 20 cm. Los primeros cuatro suelos mencionados formaron un grupo que compartía el 90 % de la información con el último que era el suelo desnudo de la terraza conservada de 10 a 20 cm de profundidad. El grupo de los cuatro primeros suelos se dividió en 2, por un lado, el suelo con vegetación

natural de la terraza degradada de 0 a 10 cm y el suelo con vegetación natural de la terraza conservada de 10 a 20 cm que compartieron el 98% de la información, por el otro, el suelo con vegetación natural y el suelo desnudo ambos de la terraza conserva y de 0 a 10 cm que compartieron prácticamente el 100% de la información. Entre los 2 grupos anteriores se compartió el 95 % de la información.

Todo lo anterior implica que en este primer grupo la dinámica tanto de micronutrientes como la de factores físicos y biológicos es similar entre los suelos que tienen altos porcentajes de similitud. En este grupo los suelos no han estado expuestos al deterioro causado por el hombre. El suelo de la terraza degradada tiene la característica de poseer vegetación natural, lo cual puede acercar sus características a las que se dan en un suelo conservado. La profundidad a la cual se tomaron las muestras del suelo parece no describir ningún comportamiento particular en cuanto a las agrupaciones que se obtuvieron.

El segundo grupo estuvo conformado sobre todo por suelos de la terraza degradada, los cuales fueron, los suelos desnudos de 0 a 10 y de 10 a 20 cm, el suelo con vegetación de 10 a 20 cm y los suelos agrícolas de ambas terrazas de 0 a 10 y de 10 a 20 cm. Estos suelos a su vez estaban divididos en dos grupos el primero abarcaba los tres primeros suelos arriba mencionados y en el segundo grupo estaban todos los suelos agrícolas. Entre los dos grupos anteriores el porcentaje de información compartida era del 85 %. Del primer grupo los suelos desnudos de 0 a 10 y el de 10 a 20 cm compartieron el 98% de su información entre sí y el 94% con el suelo con vegetación natural de 10 a 20 cm. El segundo grupo estuvo formado exclusivamente por suelos que han sufrido alteraciones debido a su uso para la agricultura de temporal. Los suelos agrícolas de la terraza conservada y de la terraza deteriorada fueron sumamente similares, entre los suelos agrícolas de la terraza deteriorada (de 0 a 10 cm y de 10 a 20 cm) y el de la terraza conservada de 10 a 20 cm se comparte prácticamente el 100 % de la información. Entre éstos y el suelo agrícola de 0 a 10 cm de la terraza conservada se compartió el 98% de la información. Debido a lo anterior se puede decir que el tipo de suelo no influyó para hacer una diferencia entre la dinámica de los factores en los suelos agrícolas de la terraza conservada y la terraza degradada.

Es importante recalcar el hecho de que el grupo compuesto por los suelos de la terraza degradada están altamente emparentados con los suelos agrícolas (85%) y por lo tanto es posible que la dinámica de los factores físicos, químicos y biológicos de suelos alterados por la agricultura cada vez se vayan semejando más a la de los suelos de una terraza degradada (Fig. 1.9).

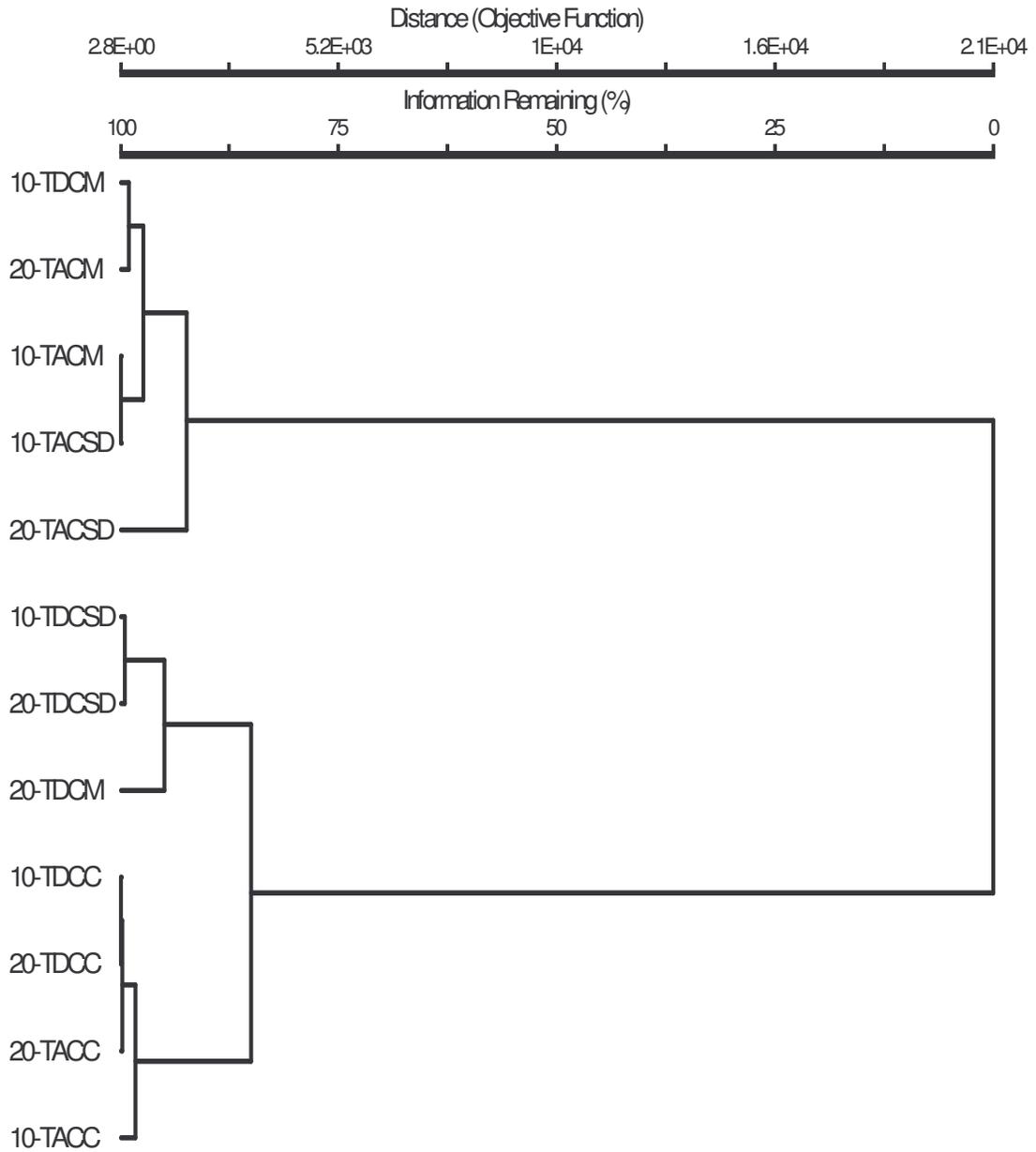


Figura 1.9.- Dendrograma que muestra la similitud que existe entre todos los suelos muestreados, en función a las concentraciones de micronutrientes y factores físico-químicos determinadas en cada uno de ellos. TDCM=

Terraza degradada suelo con vegetación natural, TDSD= Terraza degradada suelo desnudo, TDCC= Terraza degradada suelo agrícola TACM= Terraza conservada suelo con vegetación natural, TASD = Terraza conservada suelo desnudo, TACC = Terraza conservada suelo agrícola. De 0 a 10 cm y de 10 a 20 cm de profundidad.

DISCUSIÓN

En las dos terrazas, a pesar de la diferencia en la composición de los suelos, muchos de los factores estudiados tuvieron un comportamiento similar.

1.-Efectos de la estacionalidad de las lluvias.

Los cambios estacionales como la presencia y ausencia de precipitación pluvial trajeron como consecuencia que todos los factores del suelo sufrieran modificaciones. En el presente estudio el patrón de lluvias no se reflejó tal cual en el contenido de agua disponible en los tres distintos suelos de las dos terrazas. Septiembre presentó, en todos los casos, mayor contenido de agua en el suelo aunque no fue el mes de mayor precipitación pluvial. Durante los meses de mayor precipitación pluvial, que fueron junio y julio, pudo haber penetrado al suelo una parte del agua de lluvia debido a que las partículas del suelo se hincharon y taparon los poros impidiendo su libre acceso (Ellis y Mellor, 1995), quedando en muchos lugares encharcada. Durante el periodo de estiaje el resto del agua pudo haber penetrado al suelo, distribuyéndose horizontalmente a través del terreno circundante, de esta forma estuvo disponible en una cantidad y un área mayor, lo cual se observó sobre todo, durante el mes de septiembre. Toda el agua almacenada en el suelo en este mes, fue aprovechada por la vegetación natural o cultivada y por la fauna que habita en el suelo. Al llegar la época de sequía, de octubre hasta enero, la ausencia total de precipitación pluvial se manifestó en el suelo muy claramente ya que el contenido de agua en estos meses llegó a los porcentajes más bajos. El intervalo de 0 a 20 cm de profundidad resultó ser muy pequeño para detectar diferencias en el contenido de agua, la distribución de esta resultó ser muy homogénea.

En los tres suelos de cada una de las terrazas la tendencia de los porcentajes del contenido de agua durante el periodo de muestreo tuvo parecido entre sí. En cada terraza los tres suelos presentaron la misma textura esto quiere decir que pueden adsorber de la misma forma el agua.

La biomasa microbiana en regiones áridas es a menudo menos abundante en relación con la que se puede encontrar en otro tipo de climas. Ya que la biomasa es directamente proporcional a la cantidad de materia orgánica, los suelos minerales de zonas áridas soportan bajas cantidades de biomasa microbiana (Schnurer, 1985). En suelos de regiones boscosas es posible encontrar cantidades de hasta 64 $\mu\text{g/g}$ de suelo y de 1362 $\mu\text{g/g}$ en la hojarasca que cubre el suelo (Rodríguez-Zaragoza, 1999). En Zapotitlán la cantidad más grande que pudo ser observada fue de 27.09 $\mu\text{g/g}$ de suelo, mucho menos de la encontrada en algunos suelos de bosque. En otros suelos de regiones áridas se pueden encontrar cantidades desde solo 3 $\mu\text{g/g}$ de suelo (desierto del Sahara) hasta 112 $\mu\text{g/g}$ de suelo (desierto de Sonora), estas cantidades están relacionadas con la cantidad de materia orgánica presente en el suelo (Skujins, 1984). Las terrazas aluviales de la región de Zapotitlán en época de sequía presentaron cantidades de biomasa microbiana muy pequeñas, por ejemplo 0.51 $\mu\text{g/g}$ de suelo en suelo desnudo y 2.03 $\mu\text{g/g}$ de suelo en suelos agrícolas.

El periodo de lluvias en las regiones áridas favorece el crecimiento de las poblaciones microbianas (Skujins, 1984). Esto fue observado en los suelos de Zapotitlán de las Salinas. Los patrones estacionales de incremento o disminución de la biomasa microbiana están generalmente correlacionados positivamente con los patrones estacionales de disponibilidad del agua en el suelo. Ya que, los microorganismos requieren de la presencia de las películas de agua que existen entre las partículas, para realizar procesos metabólicos. Por tal, son capaces de estar o migrar hacia donde las condiciones de humedad sean favorables (Paul y Clark, 1989). Sin embargo, hay otros factores que condicionan el desarrollo de la biomasa microbiana como son la presencia excesiva o deficiente de micronutrientes (Kabata-Pendias, 2001).

La biomasa microbiana de las dos terrazas presentó variaciones por efecto de los cambios estacionales. En los tres suelos de cada terraza la biomasa alcanzó su nivel máximo durante junio, al inicio de la temporada de lluvias, cuando el contenido de agua en el suelo estaba alrededor del 10 % y las concentraciones biodisponibles de micronutrientes no eran altas. Posteriormente, las cantidades de biomasa comenzaron a disminuir, a finales de agosto se encontraron las más bajas. Durante septiembre, cuando el contenido de agua en el suelo fue el más alto del periodo, las cantidades de biomasa microbiana tuvieron un pequeño incremento, sin embargo no volvieron a alcanzar las

cantidades que se registraron en junio, esto estuvo relacionado con el hecho de que en septiembre, en la mayoría de los casos, también se encontraron las concentraciones más altas de micronutrientes Mn, Zn, Cu y Fe lo que pudo haber limitando el crecimiento de la biomasa microbiana (Kabata-Pendias, 2001). En el caso del suelo agrícola en donde no se registraron incrementos en las concentraciones de micronutrientes para el mes de septiembre, el incremento de la biomasa microbiana puede estar en función de los cambios en el contenido de agua en el suelo. El incremento de la biomasa que se dio durante septiembre disminuye lentamente en los meses posteriores que son de sequía. En los tres suelos de las dos terrazas, de 0 a 20 cm la dinámica de la biomasa microbiana fue muy parecida. Esto pudo ser consecuencia de que la cantidad de biomasa microbiana está muy ligada al contenido de agua y en éste intervalo de profundidades ésta condición es muy parecida. Sólo se encontraron diferencias entre las profundidades en pocos casos.

En la terraza conservada, se presentaron algunas particularidades. En el suelo con vegetación se observó un incremento de biomasa en uno de los meses de sequía, para lo cual no se tuvo una explicación. En el suelo desnudo, entre profundidades hay diferencias a principios de agosto, en ese momento las cantidades de biomasa eran bajas y no muy variables. En la terraza degradada el incremento de la biomasa microbiana durante el mes de septiembre sólo fue notable en el suelo agrícola. Como se mencionó arriba la presencia de concentraciones altas de micronutrientes puede limitar el desarrollo de la biomasa microbiana. Por otro lado, probablemente la vegetación cultivada, contribuyó a que fuera posible encontrar una cantidad mayor de biomasa microbiana en este sitio ya que ésta puede estar muy relacionada con su rizósfera. De 0 a 20 cm se encontró diferencia en el suelo agrícola a principios de agosto.

La producción microbiana de CO₂ en las dos terrazas presentó una tendencia parecida a la de la biomasa microbiana. Sin embargo, la variación que experimentó entre los meses de muestreo fue más pequeña en comparación con la que sufre la biomasa microbiana. Esto es debido quizá, a que la tasa de producción microbiana de CO₂ es menos sensible a cualquier cambio sufrido en el medio, que la tasa de crecimiento microbiana (Brookes, 1995; Rajapaksha *et al.*, 2004; Tobor-Kaplon *et al.*, 2005). Las modificaciones que la producción microbiana de CO₂ sufrió, estuvieron relacionadas directamente con la cantidad de biomasa microbiana presente, pero también con el contenido de agua y la

concentración de los micronutrientes en el suelo. Ya que aunque haya una cantidad grande de biomasa microbiana en un sitio si las condiciones ambientales no son las adecuadas, la producción microbiana de CO₂ de ésta disminuye.

En relación a la cantidad de biomasa microbiana y a su producción de CO₂, a las dos profundidades muestreadas en el suelo se encontraron pocas diferencias. En los suelos agrícolas se puede explicar esta situación ya que este suelo, al ser removido para cultivar, sufre una homogenización (Barrow, 1991; Rodríguez-Zaragoza, 1999). En el caso de los suelos desnudos y los suelos con cobertura vegetal natural, una posible respuesta a esta situación es el hecho de que los microorganismos suelen estar asociados a las raíces (Kent y Triplett, 2002). La distribución de los microorganismos entonces, será la misma desde 0 hasta 20 cm de profundidad ya que el árbol debajo del cual se tomaron las muestras, que fue el mezquite, tiene además de un sistema de raíces superficiales, una de raíces profundas (Flores, 1993).

En general, el pH sufre cambios muy pequeños a lo largo del periodo de muestreo. Los valores de pH en los tres suelos de las dos terrazas están dentro de un intervalo muy pequeño, la mayoría oscila alrededor de los pH's neutros. Es común que en suelos de regiones desérticas y semidesérticas donde la humedad es baja la alcalinidad suela ser alta (Schlesinger, 1997 y Drenovsky y Richards, 2004). Sin embargo, sólo en los suelos agrícolas de las dos terrazas se encontraron pH's alcalinos, en comparación con los suelos desnudo y con vegetación natural. Esto puede ser consecuencia de la disminución de materia orgánica promovida por la erosión del suelo a causa de la pérdida de su cobertura vegetal (Barrow, 1991 y Kolawole *et al.*, 2003).

Las concentraciones de los micronutrientes biodisponibles en zonas áridas y semiáridas suelen ser más bajas que las de zonas boscosas o de selva debido a que los suelos en las primeras, presentan pH's menos ácidos debido a los altos contenidos de carbonatos de calcio y la baja precipitación pluvial (Saeed y Fox, 1977; Sharma *et al.*, 1992; Martínez y Motto, 2000). La mayoría de los micronutrientes se hacen solubles y disponibles en pH ácidos, entre ellos el Zn, el Cu, el Mn y el Fe (White y Zasoski, 1999; Sharma *et al.*, 2000 y Tyler y Olsson, 2001). En el presente estudio, todos los micronutrientes estudiados sufrieron variaciones con los cambios en las condiciones climáticas, en las dos terrazas. Sin embargo, casi ninguna de estas variaciones estuvo correlacionada con

el pH determinado en cada uno de los suelos. El comportamiento de los micronutrientes tuvo un parecido mayor al del contenido de agua y cantidad de biomasa microbiana en el suelo, ya que estos dos factores tienen una gran influencia en la solubilización de éstos. El Mn, el Zn, el Cu y el Fe de los tres suelos presentaron concentraciones pequeñas durante los primeros cuatro meses. En relación con las concentraciones encontradas en los cuatro primeros meses, los observados en el mes de septiembre fueron valores altos. Durante este mes el contenido de agua disponible y la biomasa microbiana en los suelos incrementaron también (Chen *et al.*, 2003; Weber y Karczewska, 2004 y Madsen, 2005). Posteriormente las concentraciones de micronutrientes volvieron a disminuir junto con las de cantidad de agua disponible y biomasa microbiana. Con lo mencionado anteriormente, es posible afirmar que la biodisponibilidad de los micronutrientes dependió más del contenido de agua en el suelo y de la cantidad de biomasa microbiana que del pH.

Sólo en los suelos agrícolas durante septiembre, el incremento en las concentraciones de los micronutrientes biodisponibles estuvo limitada quizá debido a la demanda de éstos micronutrientes por las plantas cultivadas, las cuales pudieron estar llevando a cabo un secuestro de éstos nutrientes (Triska *et al.*, 1993). Después de levantada la cosecha, hubo un pequeño incremento en las concentraciones de los micronutrientes que puede atribuirse a la materia orgánica que queda en el suelo y es nuevamente aprovechada por este (Richards, 1987; Albaladejo *et al.* 1998 y Morgan 1995). Las concentraciones de Cu y de Zn fueron las que más se elevaron en la época de sequía en los suelos agrícolas (de octubre en adelante) para lo cual no se encontró una respuesta satisfactoria.

Las diferencias entre las concentraciones de los micronutrientes de 0 a 20 cm de profundidad fueron pocas ya que debido a que el sistema radicular del mezquite, (debajo del cual se tomaron las muestras), es profundo las concentraciones pueden no variar en dicho intervalo. La biodisponibilidad de los micronutrientes está altamente ligada a agentes que se generan durante la descomposición de la materia orgánica. Esta descomposición es promovida por la biomasa microbiana la que a su vez se encuentra muy cerca de los sistemas radiculares pues estos le proveen de sustratos necesarios para el crecimiento microbiano (Hodgson, 1963; Follet Lindsay, 1970; Haby y Sims, 1979; Sharma *et al.* 1999). En general, es posible observar que existe una relación muy

importante entre el agua, la biomasa microbiana y los micronutrientes en los suelos de Zapotitlán de las Salinas.

2.-Efectos de la cobertura vegetal

Se observaron diferencias entre los factores medidos en los tres suelos muestreados en cada terraza. Sólo la biomasa microbiana y la producción microbiana de CO₂ mantuvieron su dinámica independientemente de si el suelo presentaba vegetación natural, estaba desnudo o era de uso agrícola.

En cuanto al contenido de agua en las dos terrazas se hallaron diferencias entre los distintos suelos muestreados. En la terraza conservada, el porcentaje más alto en el contenido de agua se encontró en los suelos con vegetación natural. En el suelo agrícola el porcentaje más alto se encontró durante el mes en el cual el suelo estaba cultivado. La presencia de la vegetación pudo haber estado contribuyendo a la retención del agua en ambos suelos. El suelo que presentó menor contenido de agua fue el suelo desnudo. La vegetación contribuye con la retención del agua, por lo que los suelos carentes de cobertura vegetal son menos eficientes en este proceso (Morgan 1986 y Barrow, 1991). En la terraza degradada el mayor porcentaje en el contenido de agua también se encontró en suelos con vegetación. El suelo agrícola presentó los porcentajes más bajos de agua, sobre todo en los meses en los cuales el suelo no tenía vegetación que la retuviera.

La biomasa microbiana y su producción de CO₂ están influenciadas por las características fisicoquímicas y biológicas prevalecientes en su hábitat (Pearse *et al.*, 1995 y Sorensen, 1997). Los exudados de las raíces son de los factores más importantes que afectan los parámetros microbiológicos (Kozdrój y van Elsas, 2000 y Steenhoudt y Vanderleyden, 2000). Sin embargo, en las dos terrazas la biomasa microbiana y su producción de CO₂ no presentaron diferencias entre los tres suelos, en general, conservaron cantidades similares.

Como se pudo observar, tanto la cantidad de biomasa microbiana como su producción de CO₂ resultan ser de los factores menos sensibles a cambios en las características del suelo. Esto puede atribuirse a que en los suelos expuestos a estrés como es el caso de los agrícolas en lugar de cambiar la densidad microbiana puede estar cambiando la

estructura de la comunidad. Las especies sensibles al estrés son sustituidas por especies más resistentes por tanto la densidad microbiana y la producción de CO₂ registrada no disminuyen (Tobor-Kaplon, *et al.*, 2005). Por otra parte, el hecho de que en el suelo agrícola se hayan registrado cantidades similares a las del suelo con vegetación puede ser también consecuencia de que el arado del suelo es capaz de estimular el crecimiento y actividad microbiana. Esta estimulación es resultado del rompimiento de los agregados del suelo lo que mejora la exposición y aireación de su materia degradable.

En las dos terrazas el pH presentó diferencias significativas entre los distintos suelos muestreados. Los patrones de pH de los tres suelos eran muy irregulares. Sólo en los suelos agrícolas los cambios fueron notables ya que se alcanzaron pH's más alcalinos en comparación con los suelos con vegetación y desnudo. Esto puede ser una consecuencia de la disminución de materia orgánica que sufren estos suelos al ser cultivados y abandonados posteriormente (Barrow, 1991 y Kolawole *et al.*, 2003).

Todos los micronutrientes estudiados presentaron diferencias entre los distintos suelos. Las concentraciones fueron mucho mayores en el suelo con vegetación y desnudo que en los suelos agrícolas. Las concentraciones de Zn determinadas en el presente estudio estaban en el rango de 0.3 a 16 µg/g de suelo, las de Mn de 3 a 784 µg/g de suelo, las de Fe de 6.2 a 171 µg/g de suelo y las de Cu de 0.6 a 5.3 µg/g de suelo. Las concentraciones de los micronutrientes de los suelos con vegetación natural y suelo desnudo encontradas en septiembre presentaron un incremento fuera de lo común, en algunos casos, como para el Zn y el Cu este se mantuvo en meses posteriores. No fue posible deducir a que se debió que el incremento en las concentraciones fuera tan grande. Las concentraciones encontradas en estudios anteriores realizados sobre los suelos del valle de Zapotitlán fueron en promedio iguales, no tomando en cuenta los picos más altos que se presentaron para algunos micronutrientes de septiembre en adelante. Para el Cu entre 0.04 y 1.8 µg/g, para el Mn entre 4.7 y 43.9 µg/g y para el Zn entre 0.6 y 7.7 µg/g de suelo (Horta-Puga, com. pers.). Sin embargo, en otras zonas semidesérticas del mundo como los llanos Indo-Gangéticos las concentraciones disponibles de los micronutrientes pueden llegar a ser aún más pequeñas. Las concentraciones del Zn están entre 0.1 hasta 0.4 µg/g de suelo, las del Mn entre 2 y 15 µg/g de suelo, las de Fe entre 3 y 13 µg/g de suelo y las de Cu entre 0.1 y 1.1 µg/g de suelo (Sharma *et al.*, 2000).

Entre las concentraciones de Mn biodisponible de los tres distintos suelos de las dos terrazas hubo diferencias. Los suelos con vegetación natural y los suelos desnudos tienen una tendencia y concentraciones de Mn similares pues estos suelos no han estado expuestos a alteraciones. En comparación, los suelos agrícolas tienen las concentraciones más bajas de Mn de los tres suelos. Durante septiembre, mientras en el suelo con vegetación natural y el suelo desnudo hay un incremento en la concentración de Mn biodisponible, en el suelo agrícola la vegetación cultivada lo consume por lo cual la cantidad determinada es mucho menor. Las concentraciones sólo tienen un pequeño incremento después de levantada la cosecha, al comenzar a reaprovecharse la materia orgánica restante. En la terraza degradada el incremento en la concentración de Mn en los suelos no agrícolas durante el mes de septiembre fue menor que en la terraza conservada.

Las concentraciones de Zn biodisponible presentaron diferencias entre los tres diferentes suelos muestreados en las dos terrazas. El Zn de los suelos con vegetación natural y suelo desnudo tuvieron una tendencia similar, la del suelo agrícola fue distinta. Los suelos con vegetación natural presentaron las concentraciones más altas y los suelos agrícolas las más bajas. En el suelo agrícola de la terraza conservada el Zn tuvo un incremento grande después de levantada la cosecha.

Las concentraciones de Fe biodisponible presentaron diferencias entre los tres distintos suelos muestreados de las dos terrazas. Las tendencias y las concentraciones de Fe del suelo con vegetación y desnudo son muy similares. El suelo agrícola en las dos terrazas tiene las concentraciones más bajas de Fe y no presentó incremento en septiembre probablemente debido al cultivo. Después de levantar la cosecha el Fe incrementó.

Las concentraciones de Cu biodisponible no presentaron diferencias entre los diferentes suelos de la terraza conservada. El Cu tiene concentraciones y tendencias similares en los tres suelos. En el suelo agrícola las concentraciones de Cu se mantienen bajas hasta finales de agosto y en septiembre presentan un incremento que se mantiene hasta el mes de enero. En la terraza degradada si hubo diferencias entre las concentraciones de Cu de los tres suelos. Los suelos con vegetación y desnudo tienen un patrón muy similar en la tendencia que presentan las concentraciones de Cu pues estos suelos no han

sufrido alteraciones. Los suelos agrícolas son los que presentan las concentraciones más bajas. Las cuales se mantienen bajas hasta septiembre y en sequía (octubre) aumentan y se mantienen.

El hecho de encontrar las concentraciones más bajas de micronutrientes en los suelos agrícolas puede ser ocasionado por la modificación que sufren al ser removidos para cultivar ya que este proceso rompe la agregación del suelo lo que provoca que los nutrientes se pierdan por erosión, o que no estén biodisponibles por la ausencia de la acción de las raíces y los microorganismos (Barrow, 1991; Rodríguez-Zaragoza, 1999). Por otro lado, cuando los suelos se cultivan y posteriormente se cosechan, los micronutrientes del suelo pueden ser consumidos por las plantas (Triska *et al.*, 1993). El pequeño incremento que se registra en los meses siguientes a septiembre es ocasionado por el reaprovechamiento de la materia orgánica que queda en el suelo (Richards, 1987 y Morgan 1995).

Los suelos que están en mejores condiciones químicas, físicas y biológicas son aquellos que conservan sus características originales tales como los suelos en donde el hombre no ha alterado el medio. Los suelos agrícolas del presente estudio tanto en la terraza conservada como en la degradada tienen características que los hacen muy similares. Los suelos no alterados por el hombre en la terraza degradada, parecen estar sufriendo un proceso de deterioro, sus características los han hecho parecidos a los suelos agrícolas. Sus características tanto físicas, químicas como biológicas han sufrido cambios, los suelos con vegetación natural y los suelos desnudos por procesos de degradación naturales y los suelos agrícolas por procesos de degradación antropogénica.

3.-Relaciones físico, químicas y biológicas.

La biomasa y su actividad son condiciones del suelo que provocan cambios o influyen en la dinámica de cada uno de los micronutrientes. La biomasa y su actividad pueden contribuir con la biodisponibilidad de los micronutrientes para que sean asimilados por otros organismos.

Todos los factores estudiados intervienen para crear una dinámica dependiendo de las características de los suelos y de la estación. Entre ellos hay algunos que se relacionan, sin embargo, no forzosamente, en los datos obtenidos existirá una relación en donde uno

influye en el otro, debido que el muestreo se realizó en el campo sin controlar las variables.

En la terraza conservada, en el suelo con vegetación natural la biomasa microbiana y su producción de CO₂ están muy relacionadas. La producción de CO₂ está muy relacionada con la cantidad de biomasa microbiana presente en cada estación. El contenido de agua (que fue similar de 0 a 20 cm de profundidad) es un factor que modifica el pH, favorece el incremento de la biomasa microbiana y la solubilización de los micronutrientes. Sin embargo el contenido de agua sólo estuvo correlacionado positivamente con las concentraciones de Fe y de Mn biodisponibles. El Zn y el Cu no tienen una relación determinada con el contenido de agua. Entre los micronutrientes también se encontraron correlaciones positivas. El Zn, Fe y Mn aumentan o disminuyen simultáneamente por tanto, es probable que los factores que contribuyen o perjudican su disponibilidad sean los mismos ó que exista una influencia de uno de los micronutrientes sobre la solubilización y biodisponibilidad de los demás. Las concentraciones de Mn están relacionadas con las de otros micronutrientes como el Fe y el Zn, ya que el Mn puede formar concreciones en las que también se acumulan estos micronutrientes. Por otro lado, debido a las propiedades oxidativas y reductoras de los óxidos de Mn, éstos pueden incrementar la movilización de otros micronutrientes. El Fe y el Mn están interrelacionados en sus funciones metabólicas (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

En la terraza degradada en el suelo con vegetación natural la producción microbiana de CO₂ determinada de 0 a 20 cm de profundidad esta íntimamente ligada a la cantidad de biomasa microbiana presente en el suelo. El contenido de agua no estuvo relacionado con otros factores a pesar de ser importante para la solubilización de los micronutrientes y para los microorganismos. La tendencia del Cu fue semejante a la del Zn y el Mn y distinta a la del Fe a pesar de que la tendencia del Fe también fue similar a la del Zn y el Mn.

En la terraza conservada el suelo desnudo, de 0 a 20 cm de profundidad presentó una producción microbiana de CO₂ que también dependió de las cantidades de biomasa microbiana presentes en el suelo. El contenido de agua del suelo (muy similar de 0 a 20 cm) nuevamente estuvo relacionada con las concentraciones de el Mn y el Fe biodisponibles. Esto reafirma que la solubilidad de estos micronutrientes puede

depender del contenido de agua presente en el suelo. Las concentraciones de Zn y el Cu biodisponibles no parecen tener una relación clara con la humedad disponible, el comportamiento de éstos dos micronutrientes se parece ya que son controlados por los mismos factores del suelo como son la textura y la materia orgánica y el pH (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). En relación con las concentraciones de los micronutrientes analizados (Mn, Fe, Zn y Cu), se pudo determinar que todos ellos se correlacionaron entre sí, y a lo largo del periodo de muestreo sus concentraciones siguieron variaciones muy similares.

En la terraza degradada, en el suelo desnudo, también existió una relación estrecha entre la biomasa microbiana y su producción CO₂. Sin embargo, el contenido de agua sigue sin relacionarse con estos dos factores, pero no así con el Mn y el Fe con los que tiene una correlación significativa positiva. Lo cual puede indicar la importancia del agua en la solubilización de éstos micronutrientes. En este suelo, el Cu, Fe, Mn y Zn presentan una tendencia semejante como en la terraza conservada.

En la terraza conservada, en el suelo agrícola, de 0 a 20 cm de profundidad la producción de CO₂ nuevamente depende de las cantidades de biomasa microbiana en el suelo. Este fue el único suelo donde el contenido de agua varía a través del tiempo siguiendo el mismo patrón que la producción microbiana de CO₂. Las concentraciones de Fe biodisponible también siguieron la misma tendencia que el contenido de agua. Sin embargo, la correlación con las concentraciones de Mn biodisponible que se observaron en los suelos con vegetación y desnudo desapareció. Muchas de las correlaciones entre las concentraciones de micronutrientes se perdieron bajo las condiciones modificadas de este suelo agrícola. En relación con los micronutrientes, sólo las concentraciones de Mn biodisponible se correlacionaron con resto de las concentraciones de los otros micronutrientes. Por último, el Zn en el suelo agrícola fue el único micronutriente que pareció seguir la misma tendencia del pH. En el suelo agrícola estas dos variables presentan sus valores más altos durante los meses de mayor sequía. Esto parece relacionar las concentraciones de Zn biodisponibles con los pH alcalinos en este suelo. Sin embargo, el Zn como la mayoría de los micronutrientes es soluble en pH's ácidos. Una posible respuesta es que el incremento en las concentraciones de Zn biodisponible esté relacionado con otros factores como son la presencia de compuestos de P y la saturación de Ca del suelo que en los suelos agrícolas puede estar alterada, estos

factores están negativamente correlacionados con la solubilidad y disponibilidad de Zn en el suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

En la terraza degradada, en el suelo agrícola, la biomasa microbiana y su producción de CO₂ tuvieron una relación muy cercana. Nuevamente el contenido de agua del suelo no tiene ninguna relación evidente ni con la biomasa ni con los micronutrientes. Los micronutrientes que presentaron patrones similares a lo largo del muestreo en este suelo fueron, por un lado el Cu y el Mn, y por el otro el Fe y el Zn.

Dadas las correlaciones positivas entre los micronutrientes y el contenido de agua del suelo, se puede pensar que este último es importante para que micronutrientes como el Mn y el Fe se presenten en forma biodisponible, por tanto el régimen de precipitación pluvial influye en su distribución temporal y espacial (Sharma *et al.*, 2000). La influencia que el agua tiene sobre el Zn y el Cu es menos evidente.

No se encontró ninguna correlación significativa entre la biomasa microbiana y el contenido de agua en ninguno de los suelos. También se pudo observar que ninguno de los micronutrientes mostró una correlación significativa con la biomasa microbiana o con su producción de CO₂ como se había esperado. Los micronutrientes analizados varían sus concentraciones en el suelo de manera distinta a como lo hace la biomasa microbiana. Lo anterior nos habla de una dinámica entre los micronutrientes y la biomasa microbiana más compleja de lo que es una simple variación paralela a lo largo del periodo de muestreo.

Una explicación probable del por que a través del tiempo no existe una correlación positiva significativa entre los micronutrientes, la biomasa microbiana y la respiración es la siguiente: la biomasa microbiana del suelo durante el inicio de la época de lluvias (junio) experimenta un rápido incremento ya que la disponibilidad de agua es uno de los factores que contribuyen o limitan la actividad microbiana (Skujins, 1991). La biomasa microbiana junto con las plantas pueden asimilar los micronutrientes que se han solubilizado debido al cambio en el porcentaje de contenido de agua en el suelo. Sin embargo, como las lluvias en esta época son torrenciales y duran poco, quizá las condiciones no son las optimas para la proliferación de depredadores. Estos son importantes ya que participan en la red trófica alimentándose de plantas y

microorganismos y liberando parte de los micronutrientes en forma biodisponible en sus desechos. Si no hay depredadores las concentraciones biodisponibles de los micronutrientes del suelo disminuyen, ya que parte de éstos quedan inmovilizados ya sea en forma de precipitados o formando parte de los microorganismos. Durante esta época tendríamos una relación inversamente proporcional, entre más microorganismos, menor concentración de micronutrientes. Durante junio y agosto, la concentración de micronutrientes biodisponibles sigue siendo baja, esta vez además, debido al bajo contenido de agua disponible en el suelo y a la disminución de la biomasa microbiana que contribuyen con la solubilización de estos elementos. Durante este momento la relación es directamente proporcional, a menor biomasa microbiana, menor concentración de micronutrientes.

Durante el mes de septiembre, en el cual se presentó un mayor porcentaje de contenido de agua la biomasa microbiana incrementó, sin embargo, también lo hace la mesofauna, constituida de los depredadores de microorganismos. Al alimentarse la mesofauna, la cantidad de biomasa microbiana que se puede registrar en el suelo disminuye. No así los micronutrientes, ya que parte de ellos son transformados y liberados por los microorganismos que aún quedan en el suelo y otra parte llega en forma disponible en los desechos de la mesofauna. Lo cual, nuevamente puede dar una relación inversamente proporcional. Durante octubre, noviembre y enero que son meses de sequía, la falta de humedad disponible en el suelo nuevamente provoca disminución de la biomasa microbiana y de micronutrientes biodisponibles como durante junio y agosto (Paul y Clark, 1989; Brown, 1995; Neher, 1999).

En la mayoría de los suelos los micronutrientes se correlacionaron positivamente. Esto sugiere que la variación en la concentración de estos micronutrientes depende de factores comunes del suelo como la biomasa microbiana, la materia orgánica y el pH (Follet y Lindsay, 1970; Sharma *et al.*, 2000). En los suelos agrícolas ha habido una mayor modificación de las condiciones naturales del suelo. Las consecuencias de este cambio en el uso del suelo se reflejan en la disminución de las concentraciones de micronutrientes disponibles, lo cual también afecta la dinámica del entorno (Kabata-Pendias y Pendias 2001). La disminución de micronutrientes biodisponibles en estos suelos puede ocurrir por varios procesos: la lixiviación, la erosión por la destrucción de la materia orgánica durante las labores de cultivo, o el consumo de los micronutrientes

por las plantas que son cultivadas (Servicio de Conservación de Suelos, 1973; Kabata-Pendias y Pendias 2001).

Si bien factores como la biomasa microbiana, su producción de CO₂ y el pH se tienen documentados como los principales responsables de explicar la disponibilidad de los micronutrientes en el suelo (Skujins, 1991; White y Zasoski, 1999; Sharma *et al.*, 2000; Kabata-Pendias, 2001); en el presente estudio no existieron correlaciones con estos parámetros. Otros factores como la mesofauna, materia orgánica, etc., que no fueron estudiados aquí es probable que tengan una relación directa con ellos y puedan explicar de una forma más clara su disponibilidad en este ecosistema.

CONCLUSIONES

Todos los factores del suelo, biomasa microbiana, su producción de CO₂, contenido de agua, pH y micronutrientes sufrieron variaciones por los cambios climáticos ocurridos en la época de sequía y de lluvias. El agua disponible en el suelo es necesaria para que la biomasa microbiana realice sus funciones metabólicas y para que los micronutrientes se hagan solubles y biodisponibles. En el caso de micronutrientes como el Zn y el Cu las concentraciones se mantuvieron arriba a pesar del bajo contenido de agua presente después de septiembre. La precipitación El cambio de condiciones que trae consigo la precipitación pluvial es determinante para los factores físicos, químicos y biológicos del suelo.

La agricultura de temporal alteró propiedades del suelo, excepto la biomasa microbiana y su producción de CO₂. Los suelos agrícolas presentaron valores significativamente diferentes a los que presentó el suelo con vegetación natural. Los micronutrientes biodisponibles fueron los más afectados ya que las concentraciones disminuían mientras el suelo estaba cultivado como consecuencia de consumo por las plantas y aumentaban después de levantada la cosecha al regresar una parte de la materia orgánica al suelo. En los suelos agrícolas el pH presentó los valores más alcalinos lo cual disminuye la solubilización de los micronutrientes. Al ser el suelo agrícola un ambiente modificado, los micronutrientes sufren modificaciones en cuanto a las concentraciones biodisponibles halladas en los mismos. El cambio en la biodisponibilidad de los micronutrientes en los suelos agrícolas trae como consecuencia cambios en la dinámica del ecosistema.

El incremento en las concentraciones de los micronutrientes en algunos meses de muestreo en los tres suelos de las dos terrazas coincidió con una falta de incremento en la biomasa microbiana y de su producción de CO₂ a pesar de que las condiciones de humedad eran idóneas. La presencia de concentraciones elevadas de los micronutrientes biodisponibles es tóxica para la mayoría de los seres vivos, en este caso, en el suelo limitó el crecimiento de la biomasa microbiana y su producción de CO₂.

La biomasa microbiana no siguió en ninguno de los suelos una relación directamente proporcional con las concentraciones de ninguno de los micronutrientes. Estos dos factores tienen una relación más compleja en donde a su vez influyen factores como el

contenido de agua en el suelo, el pH, y otros factores que no fueron determinados para este estudio, como la materia orgánica, la mesofauna, etc. En general se pudo observar, que todos los suelos agrícolas independientemente de si son suelos deteriorados o conservados son afectados de la misma forma por el cambio que sufren al ser utilizados como suelos de cultivo. Los suelos en los que el hombre no ha tenido ninguna influencia cuentan con características muy similares independientemente de si cuentan o no con vegetación. El futuro de los suelos desnudos que están en una terraza degradada es el de presentar las mismas características que un suelo agrícola.

ANEXO

Tablas de valores promedio de cada muestreo. a) de 0 a 10 cm de profundidad b) de 10 a 20 cm de profundidad. TDCM= Terraza degradada con vegetación (Mezquite), TDSC= Terraza degradada con suelo desnudo, TDCC= Terraza degradada con suelo agrícola, TACM= Terraza conservada con vegetación (Mezquite), TACSD= Terraza conservada con suelo desnudo, TACC= Terraza conservada con suelo agrícola. Los meses de la columna izquierda corresponden a los muestreos realizados.

1.- Porcentajes de humedad.

a)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	15.01	11.24	9.92	8.97	8.77	13.27
JULIO	12.97	9.74	0.00	5.50	3.67	7.12
AGOSTO	7.96	8.00	7.32	11.43	9.07	14.31
AGOSTO	6.39	7.76	3.38	5.15	3.49	3.52
SEPTIEMBRE	19.81	18.34	17.30	17.94	14.94	20.20
OCTUBRE	7.15	7.08	4.53	6.19	3.72	3.38
NOVIEMBRE	9.00	8.00	3.45	5.65	3.25	3.55
ENERO	4.18	4.42	2.53	3.08	2.74	2.84

b)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	12.16	8.47	10.33	9.71	10.57	11.57
JULIO	11.43	9.63	0.00	5.70	5.57	6.21
AGOSTO	8.59	9.49	9.06	7.92	7.88	12.22
AGOSTO	8.15	8.16	5.48	5.82	4.96	5.40
SEPTIEMBRE	15.19	15.73	16.09	16.93	15.00	17.60
OCTUBRE	7.67	9.28	6.07	6.79	6.65	4.93
NOVIEMBRE	8.00	6.15	5.26	5.23	5.21	4.87
ENERO	4.51	6.67	4.00	4.02	5.28	3.47

2.- Valores de pH

a)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	7.7	7.8	7.8	7.5	7.5	7.6
JULIO	7.5	7.6		7.4	7.5	7.9
AGOSTO	7.8	7.7	7.9	7.7	7.9	7.7
AGOSTO	7.7	7.7	7.7	7.6	7.6	7.8
SEPTIEMBRE	7.7	7.8	8.3	7.7	7.7	8.2
OCTUBRE	7.6	7.6	8.1	7.6	7.5	8.2
NOVIEMBRE	8.1	7.5	8.2	7.7	7.9	8.2
ENERO	7.8	7.8	8.1	7.7	7.9	7.9

b)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	7.6	7.7	7.8	7.5	7.5	7.5
JULIO	7.5	7.5		7.3	7.4	7.8
AGOSTO	7.7	7.8	7.8	7.8	7.9	7.6
AGOSTO	7.7	7.6	7.6	7.6	7.7	7.7
SEPTIEMBRE	7.6	7.8	8.3	7.7	7.7	8.1
OCTUBRE	7.6	7.6	8.2	7.5	7.5	8.3
NOVIEMBRE	8.2	7.3	8.2	7.8	7.9	8.4
ENERO	7.8	7.8	8.2	7.7	8.0	7.9

3.- Biomasa microbiana ($\mu\text{g/g}$ de suelo).

a)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	16.79	23.76	25.22	18.49	26.44	17.94
JULIO	6.33	7.95	0.00	7.87	9.98	0.00
AGOSTO	8.43	3.97	4.30	4.54	7.79	12.73
AGOSTO	4.20	4.55	3.63	3.84	1.38	3.89
SEPTIEMBRE	5.46	7.99	14.61	12.58	11.12	14.14
OCTUBRE	9.57	7.22	2.03	8.19	5.84	5.35
NOVIEMBRE	15.09	15.98	12.00	27.01	5.35	6.89
ENERO	3.81	2.11	13.54	7.46	7.79	10.71

b)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	18.98	27.09	21.09	21.33	24.74	20.92
JULIO	6.49	5.51	0.00	8.11	4.30	0.00
AGOSTO	8.35	3.73	12.33	4.46	6.40	9.33
AGOSTO	3.00	0.51	3.50	4.42	1.42	2.85
SEPTIEMBRE	8.66	8.58	12.17	5.55	10.12	14.48
OCTUBRE	9.00	5.60	8.52	5.03	7.79	7.79
NOVIEMBRE	6.41	6.81	15.25	5.11	11.68	10.22
ENERO	11.44	8.43	6.81	7.79	8.35	7.54

4.- Producción microbiana de CO₂ (µg/g de suelo).

a)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	22.33	21.33	21.63	19.67	22.70	19.00
JULIO	19.20	20.00	0.00	19.53	18.57	0.00
AGOSTO	18.70	17.20	18.00	16.77	18.13	20.07
AGOSTO	14.00	13.80	13.57	13.87	12.67	13.67
SEPTIEMBRE	16.77	16.77	15.77	16.63	16.30	16.43
OCTUBRE	14.37	14.13	15.30	15.63	12.57	14.93
NOVIEMBRE	14.20	16.03	15.7	18.13	12.57	14.93
ENERO	15.10	14.03	13.23	13.40	14.03	13.37

b)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	19.00	22.67	19.90	20.50	22.13	19.83
JULIO	19.13	18.87	0.00	19.00	16.73	0.00
AGOSTO	19.20	17.57	20.10	17.83	15.90	18.73
AGOSTO	13.13	12.33	13.17	13.90	12.83	13.23
SEPTIEMBRE	17.00	17.90	16.07	16.13	16.37	16.13
OCTUBRE	15.17	14.60	15.60	14	14.37	13.53
NOVIEMBRE	16.80	16.63	15.33	15.23	16.87	13.43
ENERO	13.23	13.63	12.45	12.87	12.53	13.40

5.- Concentraciones de Manganeso (µg/g de suelo). Limite de detección 0.1

a)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	28.46	15.23	15.44	58.67	44.41	12.65
JULIO	16.28	11.73	0.00	16.11	16.76	9.94
AGOSTO	36.72	31.06	17.06	61.19	34.48	15.98
AGOSTO	43.11	16.66	22.35	48.73	25.70	29.27
SEPTIEMBRE	333.76	323.16	28.60	623.89	645.47	28.49
OCTUBRE	197.95	190.31	65.46	188.63	215.41	98.17
NOVIEMBRE	297.82	10.65	82.27	93.59	85.28	144.11
ENERO	52.23	5.09	102.12	17.88	13.30	152.49

b)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	19.39	15.03	12.98	18.69	21.31	9.07
JULIO	14.56	13.97	0.00	14.18	11.32	7.48
AGOSTO	16.24	20.49	11.54	42.11	44.37	22.73
AGOSTO	29.91	19.29	27.93	30.81	28.35	18.88
SEPTIEMBRE	261.58	276.30	29.43	730.19	783.89	23.56
OCTUBRE	144.31	105.27	143.85	155.89	265.34	33.29
NOVIEMBRE	254.32	78.36	78.56	120.95	12.22	177.47
ENERO	17.53	3.00	26.52	12.43	91.02	107.91

6. - Concentraciones de Zinc ($\mu\text{g/g}$ de suelo). Limite de detección 0.06

a)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	3.66	2.66	0.36	4.96	3.19	2.65
JULIO	2.49	1.44	0.00	2.94	1.56	1.52
AGOSTO	2.86	2.24	0.47	5.09	1.48	2.49
AGOSTO	3.11	1.10	0.37	2.17	0.90	3.24
SEPTIEMBRE	9.62	9.08	4.82	13.19	9.32	1.0
OCTUBRE	10.17	14.59	2.05	9.89	6.99	13.57
NOVIEMBRE	15.85	5.69	4.42	9.00	4.44	10.25
ENERO	5.82	3.25	1.19	4.70	6.27	11.72

b)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	1.16	0.53	0.31	2.20	1.06	2.65
JULIO	1.88	0.34	0.00	1.32	0.72	1.76
AGOSTO	1.28	0.72	0.51	3.10	0.89	2.80
AGOSTO	0.88	0.71	0.59	0.93	0.79	2.89
SEPTIEMBRE	4.77	5.03	5.69	7.94	4.75	1.65
OCTUBRE	7.29	4.60	2.36	8.41	3.98	11.34
NOVIEMBRE	7.39	3.34	4.56	4.69	2.56	10.03
ENERO	1.95	3.67	0.68	2.69	2.21	10.44

7.-Concentraciones de Hierro ($\mu\text{g/g}$ de suelo). Limite de detección 0.002

a)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	26.41	17.43	12.57	30.75	31.68	13.31
JULIO	16.74	12.50	0.00	17.91	16.99	10.15
AGOSTO	24.34	19.10	10.10	15.10	25.85	10.28
AGOSTO	29.50	13.07	13.03	33.37	12.04	20.10
SEPTIEMBRE	76.90	103.20	32.84	171.00	151.77	29.03
OCTUBRE	35.79	92.83	20.14	50.14	53.45	20.95
NOVIEMBRE	54.26	34.74	19.71	33.18	36.06	24.21
ENERO	13.27	11.45	20.30	20.97	64.09	30.91

b)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	12.87	29.87	15.20	14.34	14.74	12.79
JULIO	13.08	12.83	0.00	7.91	11.21	10.05
AGOSTO	6.70	21.86	8.83	13.03	20.92	15.61
AGOSTO	13.14	12.87	15.80	17.16	10.56	14.23
SEPTIEMBRE	47.97	144.21	28.54	167.69	118.87	31.79
OCTUBRE	46.64	16.58	20.77	24.56	31.91	16.26
NOVIEMBRE	24.50	11.76	15.74	15.06	20.45	21.33
ENERO	6.24	24.91	11.00	8.88	9.51	28.93

8.- Concentraciones de Cobre ($\mu\text{g/g}$ de suelo). Limite de detección 0.003

a)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	2.03	1.52	2.7	2.17	1.95	1.13
JULIO	1.04	0.79	0.00	1.01	1.05	0.76
AGOSTO	1.88	1.57	1.33	1.92	1.86	1.13
AGOSTO	1.22	0.94	1.52	1.60	1.07	1.01
SEPTIEMBRE	3.43	2.95	1.76	1.41	1.30	2.71
OCTUBRE	2.91	2.60	4.80	3.10	3.75	2.72
NOVIEMBRE	2.58	1.80	4.05	2.08	1.99	3.82
ENERO	1.84	0.94	4.04	1.35	1.67	3.23

b)

MUESTREO	TDCM	TDCSD	TDCC	TACM	TACSD	TACC
JUNIO	1.83	1.47	2.40	1.43	2.03	0.96
JULIO	1.12	1.09	0.00	1.26	1.01	0.56
AGOSTO	1.26	1.15	1.18	1.95	1.90	1.38
AGOSTO	1.17	1.35	1.73	1.64	1.14	0.76
SEPTIEMBRE	4.10	3.96	1.60	1.35	2.77	4.00
OCTUBRE	3.58	3.71	5.32	2.65	3.38	2.22
NOVIEMBRE	3.60	3.03	3.76	2.27	1.43	3.60
ENERO	1.42	1.51	2.80	1.28	2.02	2.31

REFERENCIAS

1. ALEXANDER, M. (1981). Introducción a la microbiología del suelo. Editor. AGT. México, D. F. 491 p.
2. ANDERSON, J. P. E. y Domsch, K. H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10: 215-221.
3. BARBER, S. (1995). Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach. Segunda edición. John Wiley & Sons, Inc. N.Y. E. U. 414 p.
4. BARRERA-CARRERA, C. (2001). Descripción y regionalización fisiográfica del valle de Zapotitlán, Puebla. Tesis Lic. FES Iztacala, UNAM. 87 p.
5. BROOKES, P. C. (1995). The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biol.Fertility Soils* 19:269-279.
6. BROWN, G. G. (1995). How do earthworms affect microfloral and faunal community diversity? *Plant and Soil* 170: 209-231.
7. CERDA, A. y García-Fayos. (1997). The influence of slope angle on sediment, water and seed losses on badland landscapes. *Geomorphol.* 18: 77-90.
8. CHEN, G., Zhu, H. y Zhang, Y. (2003). Soil microbial activities and carbon and nitrogen fixation. *Research in Microbiology* 154: 393-398.
9. DÁVILA, P. (1997). Tehuacan - Cuicatlán región, México. In: pp 139-143, Davies, S.D. *et al.*, edit. Centres of plant diversity. The world Wildlife Fund for Nature and The World Conservation Union. 220 p.
10. DÁVILA, P., Villaseñor, J.L., Medina, R., Ramírez, A., Salinas, A., Sánchez-Ken, J. y Tenorio, P. (1993). Listados florísticos de México. Flora del Valle Tehuacan-Cuicatlán. Inst. Biol. UNAM. Mex. 150 p.
11. DÍAZ, P. (1991). Efectos dependiendo de la densidad de una cactácea columnar (*Neobuxbaumia tetetzo* Coulter) del Valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla. Tesis Lic. Facultad de Ciencias. UNAM. México. D. F. 103 p.
12. DRENOVSKY, R. E. y Richards, J. H. (2004). Critical N:P values: Predicting nutrient deficiencies in desert shrublands. *Plant and Soil.* 259: 59-69.
13. ELLIS, S. y Mellor, A. (1995). Soils and environmental, Edit. Routledge London, England. 480 p.
14. FLORES, J. F. (1993). Estudio de las primeras etapas de desarrollo de el Mezquite *Prosopis laevigata* en el estado de Aguascalientes. *Agrociencia. Recursos*

- Naturales Renovables. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. de México. 3: 41-52.
15. FOLLET, R. H. y Lindsay, W. L. (1970). Profile distribution of zinc, iron, manganese and copper in 1970 Colorado soils. Tech. Bull. 110, 79. Colorado State University Experimental Station, Fort Collins.
 16. GARCÍA, E. (1973). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 252 p.
 17. GEERING, H. R. Hodgson, J. F. y Sdano C. (1969). Micronutrient cation complexation soil solution: IV. The chemical state of manganese in soil solution. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 33: 81-85.
 18. HABY V. S. y Sims J. R. (1979). Availability of micronutrient cations in Montana soils. Bull. Mont., Agriculture Experimental Stn. 708.
 19. HASSET, J. J. y Banwart, W. L. (1992). Soils and their environment. Ed. Prentice- Hall. New Jersey. 424 p.
 20. HODGSON J. F. (1963). Chemistry of micronutrient elements in soils. Adv. Agronomy 15:119-150.
 21. HORTA-PUGA. En prep. Bioavailable Metallic Trace Elements in Alluvial soils from Zapotitlán, México. FES Iztacala. UNAM.
 22. HORWATH, F. R. y Paul, E. A. (1994). Microbial Biomass. In cap. 36 Methods of soil Analysis. Soil Science Society of America. E. U. 415 p.
 23. JENKINSON, D. S. y Ladd, J.N. (1981). Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: pp 415-471. Paul, E.A., Ladd, J.N. Eds. Soil Biochemistry, vol.5. Marcel Dekker, New York.
 24. KABATA-PENDIAS, A. y Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants. 3rd ed. Ed. CRC Press. New York, E.U. 413 p.
 25. KINSBURSKY, R. S., Degani, R., Baranes, G., Steinberger, Y., (1990). Root-microbial populations dynamics in a soil profile under the canopy of the desert shrub *Zygophyllum dumosum*. Journal of Arid Environments 19: 261-267.
 26. KENT, A. D. y Triplett, E. W. (2002). Microbial communities and their interactions in soil and rhizosphere ecosystems. Annu. Rev. Microbiol. 56:211-236.

27. KOLAWOLE G. O., Tian G. y Tijani-Enlola H. (2003). Dynamics of phosphorus fractions during fallow with natural vegetation and planted *Pueraria phaseoloides* in south-western Nigeria. *Plant and Soil* 257: 63-70.
28. LEDIN, M., Krantz-Rulcker, C y Allard, B. (1999) Microorganisms as metal sorbents: comparison with other soil constituents in multi-compartment systems. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1639-1648.
29. LEDIN, M. (2000). Accumulation of metals by microorganisms: processes and importance for soil systems. *Earth-Science Reviews* 51: 1-31.
30. LYNCH, J.M. (1984). Interactions between biological processes, cultivation and soil structure. *Plant soil* 76: 307-318.
31. MADSEN, E. (2005). Identifying microorganisms responsible for ecologically significant biogeochemical processes. *Nature Reviews Microbiology*. 3: 439-446.
32. MAIER, M., Pepper, I. y Gerba, P. (1999). *Environmental microbiology*. Academic Press. California. 585 p.
33. MALISZEWSKA W. y Wierzbicka H. (1978). The influence of lead, zinc y copper on the development and activity of microorganisms in soils. In *Proc. Effects of Trace Element Pollutants on Agric. Environ. Quality*. Vol. I, Kabata-Pendias A.
34. MARSCHNER, H. (1995). *Mineral nutrition of higher plants*. 2nd ed. Academic Press, London. England 889 p.
35. MONTAÑO, N. y Monrroy, A. (2000). Conservación ecológica de suelos en zonas áridas y semiáridas. *Revista Ciencias* 26: 27-37.
36. MORGAN, R. P. (1986). *Soil erosion and conservation*. Ed. Longman Scientific & Technical.
37. NEHER, D. A. (1999). Soil community composition and ecosystem processes. Comparing agricultural ecosystems with natural ecosystems. *Agroforestry Systems*. 45: 159-185.
38. NOY-MEIR, I. (1973). Desert ecosystems: Environment and producers. *Annu. Rev. Ecol. Systematics* 4: 25-51.
39. ORTÍZ-VILLANUEVA, B. y Ortiz, C. A. (1990). *Edafología*. Séptima edición. Edit. UACH. 394 p.
40. OVREAS, L. y TORSVIK, V. (1998). Microbial diversity and community structure in two different agricultural soil communities. *Microbial Ecology*. 36: 303-315.

41. PAUL, A. y Clark, F. E. (1989). Occurrence and distribution of soil organisms. Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press. U. K.
42. PORTA, J., López-Acevedo, M. y Roquero, C. (1994). Edafología. Para la agricultura y el medio ambiente. Edit. Mundi-Prensa. Madrid. 807 p.
43. RATHORE, G. S. (1980). Availability of micronutrients in some alluvial soils and their effect on wheat. Journal Indian Soc. Soil Sci. 28: 248-250.
44. RICHARDS, B. N. (1987). The microbiology of terrestrial ecosystems. Longman Scientific and Technical. New York.
45. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, S. (1994). Ecology of free-living amoebae. Critical Reviews in Microbiology 20: 225-241.
46. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, S. (1999). "Variaciones de la comunidad de amebas en respuesta a la perturbación de un suelo forestal de encino-pino en Villa del Carbón, estado de México Tesis de Doctorado. IPN. Postgrado en Ciencias Biología-Ecología. 121 p.
47. RZEDOWSKI, J. (1978). Vegetación de México. Editorial Limusa, México. 432 p.
48. SAEED, M. y Fox, R. L. (1977). Relations between suspension pH and Zn solubility in acid and calcareous soils. Soil Sci. 124: 199-204.
49. SCHLESINGER, W.H. (1997). Biochemistry: An analysis of global change. 2nd Ed. Academic Press, London, U.K. 588 p.
50. SCHNURER, J., Clarholm, M. y Rosswall, T. (1985). Microbial mass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. Soil Biol. Biochem. 17: 611-618.
51. SEMARNAP, (2000). La gestión ambiental en México. SEMARNAP. México. 374 p.
52. SERVICIOS DE CONSERVACIÓN DEL SUELO, (1973). Manual de conservación de suelos. Edit. Limusa, Wiley S.A. México. 331 p.
53. SHARMA, B. D., Sidhu, P. S. y Nayyar, V. K. (1992). Distribution of micronutrients in arid zone soils of Punjab and their relationship with soil properties. Arid Soil Res. Rehabil. 6: 233-242.
54. SHARMA, B. D., Jassal, H. S., Sawhney, J. S. y Sidhu, P. S. (1999). Micronutrient distribution in different physiographic units of Siwalik Hills of semiarid tract of Punjab, India. Arid Soil Res. Rehabil. 13: 189-200.

55. SHARMA, B. D., Mukhopadhyay, S. S. Sidhu, P. S. y Katyal, J. C. (2000). Pedospheric attributes in distribution of total and DTPA-extractable Zn, Cu, Mn y Fe in Indo-Gangetic plains. *Geoderma*. 96: 131-151.
56. SIJM, D., Kraaij, R. y Belfroid, A. (2000). Bioavailability in soil or sediment: exposure of different organisms and approaches to study it. *Environmental Pollution*. 108: 113-119.
57. SKUJINŠ, J. (1984). Microbial ecology of desert soils. *Adv. Microb. Ecol.* 7: 49-92.
58. SKUJINS, J. (1991). *Semiarid lands and Deserts. Soil resource and reclamation.* Edit. Skujins. New York. E.U. 668 p.
59. SMITH, C.E. (1965). Flora Tehucan valley. *Fieldiana Botany* 31: 107-143.
60. SORENSEN J. (1997). The rizosphere as a habitat for soil microorganisms. In: van Elsas, Trevors J.D., Wellington E. M. H. *Modern Soil Microbiology.* Marcel Dekker. New York, pp 21-45.
61. STANIER, R. Ingraham, J., Wheelis, M. y Painter, P. (1986). *The microbial World.* Quinta edición. Prentice Hall. E.U. 435 p.
62. STEENHOUDT O. y Vanderleyden J. (2000). *Azospirillum*, a free-living nitrogen-fixing bacterium closely associated with grasses: genetic, biochemical and ecological aspects. *Fems Microbiology Reviews*. 24: 487-506.
63. STEVENSON, F. J. y Cole, M. A. (1999). *Cycles of soil. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, sulfur and micronutrients.* Segunda edición. Edit. John Wiley & Sons. Inc. E.U. 480 p.
64. STEVENSON F. J. y Fitch, A. (1981). Reactions with organic matter , in *Copper in soils and plants.*, Loneragan, J.F. Robson, A. D. and Graham, R.D. Ed. Academic Press, New York, 69 p.
65. STOUT, J. D. (1980). The role of protozoa in nutrient cycling and energy flow. In: 1-59 p. *Advances in Microbial Ecology*, Vol. 4. Ed. M. Alexander, Plenum Press, New York.
66. SYLVIA, M. Fuhrmann, J., Hartel, P. y Zuberewrer, D. (1999). *Principles and Applications of soil microbiology.* Prentice Hall. E.U. 442 p.
67. SYMSTAD, A. J., Tilman, D., Wilson, J. y Knops, J. J. H. (1998). Species loss and ecosystem functioning: effects of species identity and community composition. *OIKOS* 81: 389-397.

68. TIFFIN, L. O. (1977). The form and distribution of metal in plants:an overview. In Proc. Hanford life science Symp. U.S. Department of energy, Symposium series, Washington, D. C. 315 p.
69. TISDALL, J.M. (1991). Fungal hyphae and structural stability of soil. Aust. Journal Soil Research. 29: 729-743.
70. TISDALL, J.M. (1994). Possible role of microorganisms in aggregation in soil. Plant. Soil 159: 115-121.
71. TINKER, P. B. y Sanders, F. E. (1975). Rhizosphere microorganisms and nutrition. Soil Sci. 119: 363-368.
72. TOBOR-KAPLON, M. A., Bioem, J., Römken, P. F. A. M. y de Ruiter P. C. (2005). Functional stability of microbial communities in contaminated soils. Oikos. 111: 119-129.
73. TRISKA, F. J., Duff, J. H. y Avanzino, R. J. (1993). Patterns of hydrological exchange and nutrient transformation in the hyporheic zone of a gravel bottom stream: examining terrestrial-aquatic linkages. Freshwater Biology. 29: 259-274.
74. TYLER, G. y Olsson, T. (2001). Concentrations of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity. European Journal of Soil Science 52: 151-165.
75. UDO, E. J., Bohn, H. L. y Tucker, T. C. (1970). Zinc adsorption by calcareous soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34: 405-407.
76. VALIENTE-BANUET, A. (1991). Dinámica del establecimiento de cactáceas: Patrones generales y consecuencias de los procesos de facilitación por plantas nodrizas en desiertos. Tesis doctoral, UACPyP-CCH-Centro de Ecología, UNAM. México. 175 p.
77. VALIENTE-BANUET, A. Rojas-Martínez, A. Casas y M.C. Arizmendi. (1997). Pollination ecology of two winter-blooming giant columnar cacti in the Tehuacan Valley, México. Journal of arid Environments 37: 331-341.
78. VALLS, M. y de Lorenzo, V. (2002). Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for the remediation of heavy metal pollution. Fems Microbiology Reviews. 26: 327-338.
79. VILLASEÑOR, J. L., Dávila P. y Chiang, F. (1991). Fitogeografía del Valle de Tehuacan-Cuicatlán. Bol. Soc. Bot. Mex. 50: 135-149.
80. WEBER, J. y Karczewska, A. (2004). Biogeochemical processes and the role of heavy metals in the soil environment. Geoderma. 122: 105-107.

81. WHITE, R. E. (1980). Introduction to the principles and Practice of Soil Science. Edit. Halsted Press Book. U.K. 198 p.
82. WHITE, J. G. y Zasoski, R. (1999). Mapping soil micronutrients. Field Crops Research. 60: 11-26.
83. WILD, A. (1993). Soils and the environmental. An introduction. Cambridge University Press. U. K. 433 p.
84. ZONN, S.V. (1982). Iron in soils. Publ. House, "Nauka", Moscow.