



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS
COLEGIO DE GEOGRAFÍA**



**CAPITALES DE CARBONO, NITRÓGENO Y FÓSFORO
DEL SUELO EN BOSQUES TEMPLADOS DE LA
SIERRA NORTE DE OAXACA.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
LICENCIADO EN GEOGRAFÍA

PRESENTA:

JOSÉ MANUEL CANTO VERGARA



FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS
COLEGIO DE GEOGRAFÍA

ASESOR: DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO

México, D.F.

Agosto de 2004



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA



AGRADECIMIENTOS

A mis padres Manuel Canto y Rita Vergara, por la confianza, cariño, apoyo e incomparable ejemplo, presente en todos los momentos de mi vida; con todo mi esfuerzo y amor.

A Marilú, compañera de la más grande aventura de mi vida, con todo el amor que hay en mi mente y en mi corazón: por siempre.

A José María Canto[†] y Patricia Fernández[†] por la expectación y alegría que sentían por este momento; con mucho cariño.

A mis hermanas Zazil y Rita, a mis amigos Chucho, Jahaziel, Rodrigo, Amay, Jorge, Alberto, Lázaro, Rafael, Javier y Fausto así como a toda mi familia.

A Maru Melgoza por estar siempre junto a mi, compartiendo penas y alegrías a lo largo de estos años.

A la familia Cuevas Fernández, por su amistad a lo largo de estos 5 años.

A todos los profesores y las profesoras del Colegio de Geografía de la Facultad de Filosofía y Letras.

Al Dr. José Lugo Hubp y a la Dra. Irasema Alcántara Ayala, por su amistad y por haberme enseñado más allá de la Geografía.

Al profesor José Morales por la gentil ayuda recibida a lo largo de la licenciatura así como para llevar a cabo los trámites de titulación.

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo excepcional.

NOMBRE:

José Manuel Canto

VERGARA

FECHA:

21 Agosto 2004

FIRMA:

José Manuel Canto

A la Dirección General del Personal Académico y al Instituto de Geografía de la UNAM, por otorgarme la beca para la realización del presente trabajo de tesis en el contexto del proyecto IN-208902.

Al Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento, asesor de este trabajo de tesis y profesor del Colegio de Geografía, por guiarme y acompañarme a lo largo de este proceso de aprendizaje y superación.

Al Dr. Julio Campo por su valiosa asesoría y agradable compañía.

A los ciudadanos de la Comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, especialmente al Ing. Leopoldo Nicolás Santiago Pérez y al señor Mauro Aquino García, pues sin su ayuda, la ubicación de los sitios de muestreo hubiese sido imposible.

Al Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente del Instituto de Geografía, especialmente a la QFB. Claudia Luz Hernández Villegas por el apoyo y asesoría técnica brindada para la realización de análisis de suelos tales como la determinación de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, determinación de pH, entre otros, que fueron parte fundamental de esta tesis.

Al Laboratorio de suelos del Instituto de Ecología de la UNAM y al Mtro. Enrique Solís Villalpando por su asesoría y disposición mostrada para llevar a cabo las determinaciones de nitrógeno total, fósforo total, amonio y nitratos.

Y de manera muy especial, a los profesores: Dra. Martha C. Cervantes Ramírez, Biol. Claudia Vallejo Albarrán, Biol. Edward M. Peters Recagno y a la Mtra. en Geog. Leticia Gómez Mendoza, quienes integraron el jurado revisor de este trabajo de tesis, les agradezco el tiempo y la minuciosa lectura del texto, así como sus comentarios y recomendaciones.

ÍNDICE

	Pág.
RESUMEN	1
I. INTRODUCCIÓN	
1.1. Los bosques templados en México y Oaxaca.	3
1.2. La dinámica del carbono.	4
1.3. La deforestación y emisiones de CO ₂ .	10
1.3.1. El papel de los bosques secundarios en el secuestro de carbono.	13
1.4. La fertilidad del suelo y sus implicaciones en el secuestro de carbono.	14
1.4.1. Almacenamiento de carbono en el suelo de áreas cultivadas.	17
1.5. Planteamiento del problema.	22
1.6. Objetivo general.	28
1.6.1. Objetivos particulares.	28
II. MÉTODOS	
2.1. Descripción del sitio de estudio.	29
2.2. Diseño del muestreo.	32
2.3. Análisis de laboratorio.	33
2.3.1. Determinación de la textura del suelo.	34
2.3.2. Determinación de la densidad real del suelo.	36
2.3.3. Determinación del pH del suelo.	36
2.3.4. Determinación de la capacidad de intercambio catiónico del suelo.	37
2.3.5. Determinación del carbono orgánico del suelo.	37
2.3.6. Determinación del nitrógeno y fósforo del suelo.	38
2.3.7. Determinación de amonio y nitratos del suelo.	38
2.4. Análisis estadísticos.	38
III. RESULTADOS	
3.1. Cronosecuencia seca vs. cronosecuencia húmeda.	40
3.2. Densidad real y textura del suelo.	41
3.3. Potencial de hidrógeno y capacidad de intercambio catiónico.	45
3.4. Concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo y sus cocientes.	58
3.5. Concentraciones de nitratos, amonio y su cociente.	72
IV. DISCUSIÓN	
Discusión.	78
CONCLUSIONES	
Conclusiones.	92
BIBLIOGRAFÍA CITADA	
Bibliografía citada.	94
ANEXO I: Tablas de datos y análisis estadísticos.	
Tabla 1. Valor de la densidad real del suelo de los bosques templados secos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	100
Tabla 2. Valor de la densidad real del suelo de los bosques templados húmedos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	101
Tabla 3. Porcentaje de arena, limo, arcilla y clases texturales del suelo de los bosques templados secos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	102

Tabla 4.	Porcentaje de arena, limo, arcilla y clases texturales del suelo de los bosques templados húmedos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	103
Tabla 5.	Resultados de los análisis de varianza de las variables: pH, sodio, potasio, calcio, magnesio y la capacidad de intercambio catiónico del suelo de los bosques templados secos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	104
Tabla 6.	Niveles de pH, sodio, potasio, calcio, magnesio y el valor de la capacidad de intercambio catiónico del suelo de los bosques templados secos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	105
Tabla 7.	Valor del pH y concentraciones de sodio, potasio, calcio, magnesio y la capacidad de intercambio catiónico del suelo, de los bosques templados secos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	106
Tabla 8.	Resultados de los análisis de varianza de las variables: pH, sodio, potasio, calcio, magnesio y la capacidad de intercambio catiónico del suelo de los bosques templados húmedos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	107
Tabla 9.	Niveles de pH, sodio, potasio, calcio, magnesio y el valor de la capacidad de intercambio catiónico del suelo de los bosques templados húmedos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	108
Tabla 10.	Valor del pH y concentraciones de sodio, potasio, calcio, magnesio y la capacidad de intercambio catiónico del suelo, de los bosques templados húmedos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	109
Tabla 11.	Resultados de los análisis de varianza de las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados secos de la Sierra Norte de Oaxaca.	110
Tabla 12.	Concentraciones de carbono, nitrógeno, fósforo, amonio y nitratos del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados secos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	111
Tabla 13.	Concentraciones de carbono, nitrógeno, fósforo, amonio y nitratos del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados secos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	112
Tabla 14.	Resultados de los análisis de varianza de las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados húmedos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	113
Tabla 15.	Concentraciones de carbono, nitrógeno, fósforo, amonio y nitratos del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados húmedos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	114
Tabla 16.	Concentraciones de carbono, nitrógeno, fósforo, amonio y nitratos del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados húmedos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	115
Tabla 17.	Resultados de los análisis de varianza de las concentraciones de amonio y nitratos del suelo y su respectivo cociente, de los bosques templados secos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	116
Tabla 18.	Resultados de los análisis de varianza de las concentraciones de amonio y nitratos del suelo y su respectivo cociente, de los bosques templados húmedos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	117

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig.	Título	Pág.
1.1.	Cambios en la concentración de CO ₂ .	5
1.2.	Diagrama simplificado del ciclo del C en el suelo.	7
2.1.	Espacio-mapa del área de estudio.	29
2.2.	Perfil esquemático de la vegetación – condición contrastante de humedad.	31
2.3.	Diseño del muestreo del suelo.	33
3.1.	Comportamiento de la densidad real (cronosecuencia seca: CSS).	41
3.2.	Comportamiento de la densidad real (cronosecuencia húmeda: CSH).	42
3.3.	Triángulo de textura del suelo (CSS).	43
3.4.	Triángulo de textura del suelo (CSH).	44
3.5.	Potencial de hidrogeno del suelo (CSS).	46
3.6.	Potencial de hidrogeno del suelo (CSH).	47
3.7.	Comportamiento del sodio (CSS).	48
3.8.	Comportamiento del sodio (CSH).	49
3.9.	Comportamiento del potasio (CSS).	50
3.10.	Comportamiento del potasio (CSH).	51
3.11.	Comportamiento del calcio (CSS).	52
3.12.	Comportamiento del calcio (CSH).	53
3.13.	Comportamiento del magnesio (CSS).	54
3.14.	Comportamiento del magnesio (CSH).	55
3.15.	Comportamiento de la capacidad de intercambio catiónico (CSS).	56
3.16.	Comportamiento de la capacidad de intercambio catiónico (CSH).	57
3.17.	Comportamiento del carbono (CSS).	59
3.18.	Comportamiento del carbono (CSH).	60
3.19.	Comportamiento del nitrógeno (CSS).	61
3.20.	Comportamiento del nitrógeno (CSH).	63
3.21.	Comportamiento del fósforo (CSS).	64
3.22.	Comportamiento del fósforo (CSH).	65
3.23.	Comportamiento del cociente C:N (CSS).	66
3.24.	Comportamiento del cociente C:N (CSH).	67
3.25.	Comportamiento del cociente C:P (CSS).	68
3.26.	Comportamiento del cociente C:P (CSH).	69
3.27.	Comportamiento del cociente N:P (CSS).	70
3.28.	Comportamiento del cociente N:P (CSH).	71
3.29.	Comportamiento de los nitratos (CSS).	72
3.30.	Comportamiento de los nitratos (CSH).	73
3.31.	Comportamiento del amonio (CSS).	74
3.32.	Comportamiento del amonio (CSH).	75
3.33.	Comportamiento del cociente NH ₄ ⁺ :NO ₃ ⁻ (CSS).	76
3.34.	Comportamiento del cociente NH ₄ ⁺ :NO ₃ ⁻ (CSH).	77

LISTA DE SIGLAS Y ACRÓNIMOS

CIC.- Capacidad de intercambio catiónico.

CO₂.- Dióxido de carbono.

COS.- Carbono orgánico del suelo.

CSS.- Cronosecuencia seca.

CSH.- Cronosecuencia húmeda.

MOS.- Materia orgánica del suelo.

PMA.- Precipitación media anual.

r.p.m.- Revoluciones por minuto.

Kton.- Kilo-tonelada (1 Kton es igual a 10³ toneladas).

Gt.- Giga-tonelada (1 Gt es igual a 10⁹ toneladas).

Pg.- Pega-gramo (1 Pg es igual a 10¹⁵ gramos).

mg/cm³.- Miligramos por centímetro cúbico.

mg C g⁻¹.- Miligramos de carbono (o elemento señalado) por cada gramo de suelo.

mg C Kg⁻¹.- Miligramos de carbono (o elemento señalado) por cada kilogramo de suelo.

mg/ha.- Miligramos por hectárea.

cmol+/Kg.- Centimoles de carga (+) por kilogramo de suelo.

RESUMEN

En las últimas dos décadas, los suelos forestales de las regiones templadas han cobrado gran importancia debido a su potencial en el secuestro de CO₂. Sin embargo los estudios se han enfocado principalmente a los bosques templados de latitudes extra tropicales. México a pesar de ser un país del trópico, posee bosques templados por efecto de la altitud, cobrando mayor relevancia ambiental debido a la diversidad de especies que albergan. Por ello el presente estudio tuvo como objetivo determinar algunas de las propiedades físicas y químicas del suelo en bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca, México, con el fin de realizar el análisis e interpretación de cómo el aprovechamiento forestal y la sustitución de bosques por parcelas de cultivo afectan la dinámica del carbono y los nutrientes en el suelo, en una condición climática contrastante por medio de dos cronosecuencias: una seca (CSS) con edades de regeneración de 2, 5, 10, 20 y 30 años y otra húmeda (CSH) con 1, 5, y 20 años de regeneración; en ambas cronosecuencias se contó con un bosque maduro y un cultivo.

En abril y mayo del 2003 se colectaron un total de 120 muestras del suelo mineral a dos profundidades (0 a 10 cm y 10 a 20 cm) en 12 parcelas de 50 x 50 m en diez sitios de bosques (Pino-encino y Encino-pino) y dos sitios de cultivo, pertenecientes a la Comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca.

El análisis de las muestras de suelo se realizó en el Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente (LAFQA) del Instituto de Geografía y en el laboratorio de suelos del Instituto de Ecología de la Universidad Nacional

Autónoma de México. Las variables edáficas que se midieron fueron las concentraciones de carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P), amonio (NH_4^+), nitratos (NO_3^-) así como la textura del suelo, el potencial de hidrógeno, las concentraciones de sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{+2}), magnesio (Mg^{+2}) y la capacidad de intercambio catiónico.

Los resultados más relevantes señalan que la concentración de C en el suelo fue significativamente mayor en la cronosecuencia húmeda (CSH) (82 mg C Kg^{-1}) que en la cronosecuencia seca (CSS) (57 mg C Kg^{-1}); asimismo, la concentración de P del suelo de la CSH fue 2.1 veces mayor que en la CSS (9.5 mg P Kg^{-1} y 4.5 mg P Kg^{-1}). En contraste, la concentración de N fue mayor en la CSS (19 mg N Kg^{-1}) que en la CSH (14 mg N Kg^{-1}). En los sitios secos, la concentración de C fue mayor en los bosques con 20 y 30 años de aprovechamiento que en el bosque maduro, mientras que en los sitios húmedos, el bosque maduro tuvo mayor concentración de C que los bosques recién aprovechados. Las concentraciones de Na^+ y K^+ del suelo fueron 1.94 y 2.94 veces mayores en la CSH que en la CSS, respectivamente; por el contrario, las concentraciones de Ca^{+2} y Mg^{+2} fueron 1.5 y 2.1 veces mayores en la CSS que en la CSH.

El estudio concluye que los factores que determinan el almacén de C en el suelo son la edad de regeneración y la condición de humedad. Del mismo modo los bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca sometidos a un buen manejo forestal, son actualmente almacenes de C que pueden incrementar su potencial de secuestro.

I. INTRODUCCIÓN

1.1. Los bosques templados en México y Oaxaca.

En los 1'959,248 km² que conforman su territorio nacional, México despliega una gran heterogeneidad climática, litológica, topográfica y altitudinal, resultando en mega-ambientes de singularidades ecogeográficas, por ello está considerado entre los 12 países Megadiversos (Toledo, 1998). La zona ecológica templada subhúmeda (*sensu* Toledo *et al.*, 1985) cubre alrededor del 21% de la superficie del país. Esta zona ecológica se ubica principalmente en la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre Oriental, el Eje Neovolcánico Transversal y la Sierra Madre del Sur (entre los 1400 y los 3500 m snm) (Challenger, 1998). Esta franja altitudinal se caracteriza por tener un clima templado y marcadamente estacional (veranos cálidos y húmedos, e inviernos fríos y húmedos) (García, 1981).

En México, los bosques de *Pinus* y *Quercus* (pino y encino) son los ecosistemas más ricos en especies porque albergan a aproximadamente 7,000 especies de plantas que representan el 25% de la flora fanerogámica del país (Challenger, 1998; Rzedowski, 1991a). Estos bosques, contienen alrededor de 50 especies de pinos, las cuales representan el 50% del total a nivel mundial; así como 170 especies de encinos, que constituyen más del 50% del total a escala mundial (Conabio, 2001).

La elevada riqueza de estas especies se debe a que estos bosques son el centro primario de diversidad de los géneros Pinos (*Pinus* spp.), a nivel mundial y Encinos (*Quercus* spp.) en el hemisferio occidental (Nixon, 1993; Challenger, 1998). La cobertura potencial de este ecosistema se ha calculado en el 20% del territorio nacional (Challenger, 1998; Rzedowski, 1991a); donde alrededor del 5%

está ocupado por bosques de encinos, 14% por bosques de pino-encino y 1% por otras coníferas (Rzedowski, 1991b).

Históricamente, los bosques de pino y encino han sufrido una elevada tasa de disminución en su extensión y en el número de especies (Rzedowski, 1978; Gómez-Pompa, 1985; Challenger, 1998). Actualmente, la superficie cubierta por bosques de encinos, bosques mixtos y bosques de pino en el país alcanza alrededor del 15.16% del territorio (Palacio *et al.*, 2000), y presentan una tasa de deforestación anual promedio mayor al 0.5 % (Maser *et al.*, 1997).

La tasa de deforestación de dichos ecosistemas no ha sido homogénea en el espacio ni en el tiempo como consecuencia de la heterogeneidad espacial, de las características físicas, culturales y climáticas a escala del paisaje. Por ejemplo, Maser (1992), señala que un 80% de la deforestación total del país está concentrada en las regiones centro y sureste de México. No obstante lo anterior, los estudios que cuantifiquen las emisiones de CO₂ debidas a la deforestación para este tipo de ecosistemas no se han desarrollado lo suficiente en México.

1.2. La dinámica del carbono.

El ciclo del carbono, se encuentra íntimamente relacionado con el clima, el ciclo hidrológico, el ciclo de nutrientes y la producción de biomasa por medio de la fotosíntesis tanto en la superficie terrestre como en los océanos (GCP, 2003). Esta producción sostiene a todo el reino animal, en el que los humanos estamos incluidos debido a la dependencia que tenemos tanto de alimentos como de materias primas de origen natural (GCP, 2003).

El cambio climático global es el principal problema del siglo XXI (IPCC, 2001). Este se debe al calentamiento que sufre el planeta debido a que la radiación reflejada por la superficie terrestre es absorbida y reemitida por los gases de invernadero, generando así un exceso de calor. Distintos autores (Houghton y Woodwell, 1989; Dixon *et al.*, 1994 Masera, 1995) señalan que el dióxido de carbono (CO_2) es el principal gas de efecto invernadero. El incremento de la concentración atmosférica del CO_2 , se debe por una parte a la emisión derivada de la quema de combustibles fósiles (a partir de la Revolución Industrial en 1820) (Figura 1.1), y por otra, a la transformación de la cobertura vegetal cuyo efecto directo es la reducción de la tasa de captura de este gas mediante la fotosíntesis.

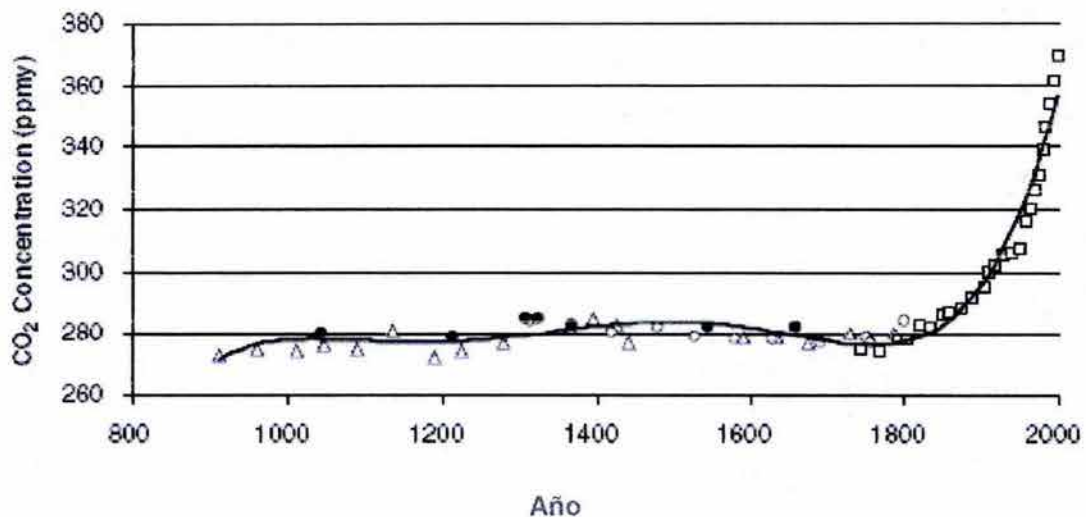


Figura 1.1. La gráfica muestra los cambios en los niveles de dióxido de carbono (CO_2); la concentración de este gas fue obtenida de columnas de hielo de Groenlandia y de la Antártica. Los símbolos representan distintos sitios de muestreo.

Fuente: Departamento de Energía de los EE.UU., 2002.

El cambio climático global es el principal problema del siglo XXI (IPCC, 2001). Este se debe al calentamiento que sufre el planeta debido a que la radiación reflejada por la superficie terrestre es absorbida y reemitida por los gases de invernadero, generando así un exceso de calor. Distintos autores (Houghton y Woodwell, 1989; Dixon *et al.*, 1994 Masera, 1995) señalan que el dióxido de carbono (CO_2) es el principal gas de efecto invernadero. El incremento de la concentración atmosférica del CO_2 , se debe por una parte a la emisión derivada de la quema de combustibles fósiles (a partir de la Revolución Industrial en 1820) (Figura 1.1), y por otra, a la transformación de la cobertura vegetal cuyo efecto directo es la reducción de la tasa de captura de este gas mediante la fotosíntesis.

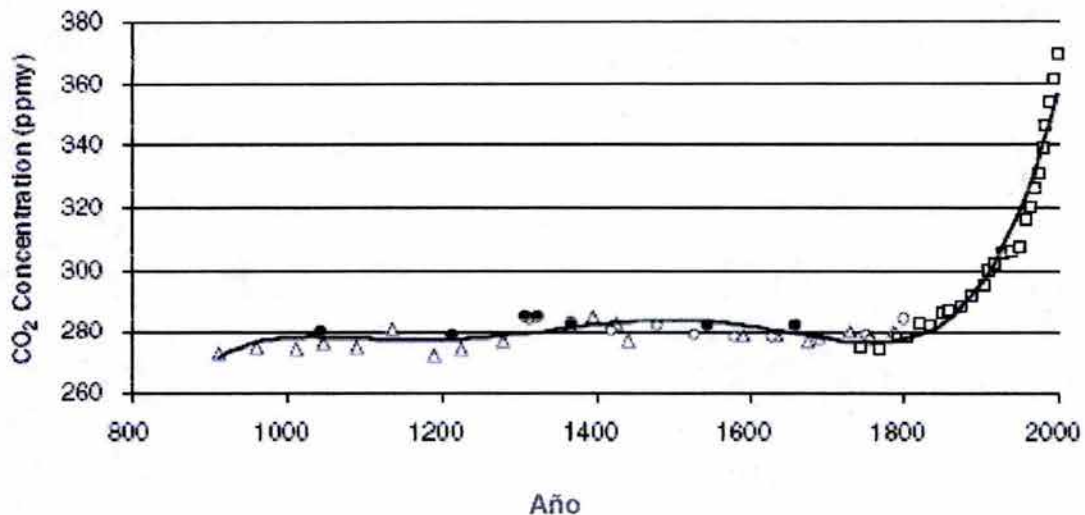


Figura 1.1. La gráfica muestra los cambios en los niveles de dióxido de carbono (CO_2); la concentración de este gas fue obtenida de columnas de hielo de Groenlandia y de la Antártica. Los símbolos representan distintos sitios de muestreo.

Fuente: Departamento de Energía de los EE.UU., 2002.

La estructura del ciclo del carbono está determinada por los flujos de carbono entre sus distintos almacenes (GCP, 2003) (Figura 1.2). Si se pretende generar planes de secuestro de CO₂ es necesario conocer los patrones y la variabilidad de los flujos que se dan entre la vegetación, el mantillo y el suelo. En la actualidad, los suelos son un punto focal en el interés científico debido a la gran cantidad de C que almacenan: alrededor de 1,500 Gt de C (1 Giga-tonelada = 10⁹ ton. de C) (Amudson, 2001); dos veces mayor que la almacenada en la vegetación y la atmósfera (Ajtay *et al.*, 1979; Post *et al.*, 1982). El flujo anual de CO₂ entre el suelo y la atmósfera es 10 veces mayor que el resultante de la quema de los combustibles fósiles (Mooney *et al.*, 1987).

Se presume que la modificación global del clima puede afectar el papel de la materia orgánica del suelo (MOS) en el ciclo global del carbono (Schimel *et al.*, 1990; Jenkinson *et al.*, 1991). La MOS es una mezcla de material y partes de árboles y plantas que han sido alteradas pero a pesar de no mostrar su estructura original, su origen es reconocible (Oades, 1989). El material posterior, que es la materia orgánica transformada y alterada, recibe el nombre de humus. La transformación de la MOS puede llegar a la transformación total de los compuestos orgánicos para dar lugar a productos inorgánicos en el proceso de mineralización; donde los restos transformados se integran a la fracción mineral del suelo (Dorransoro, 2004).

El flujo de carbono a través de la materia orgánica proporciona energía a los microorganismos encargados de descomponer la MOS para llevar a cabo su mineralización y la liberación de nutrientes al suelo (Tate, 1987). La importancia práctica de la MOS es atribuida generalmente a su capacidad de catalizar las

reacciones bioquímicas básicas para proveer de nutrientes a las plantas y contribuir al desarrollo de la estructura del suelo lo que mejora las propiedades físicas, desarrolla la capacidad *buffer* y el complejo de intercambio catiónico del suelo (Tate, 1992).

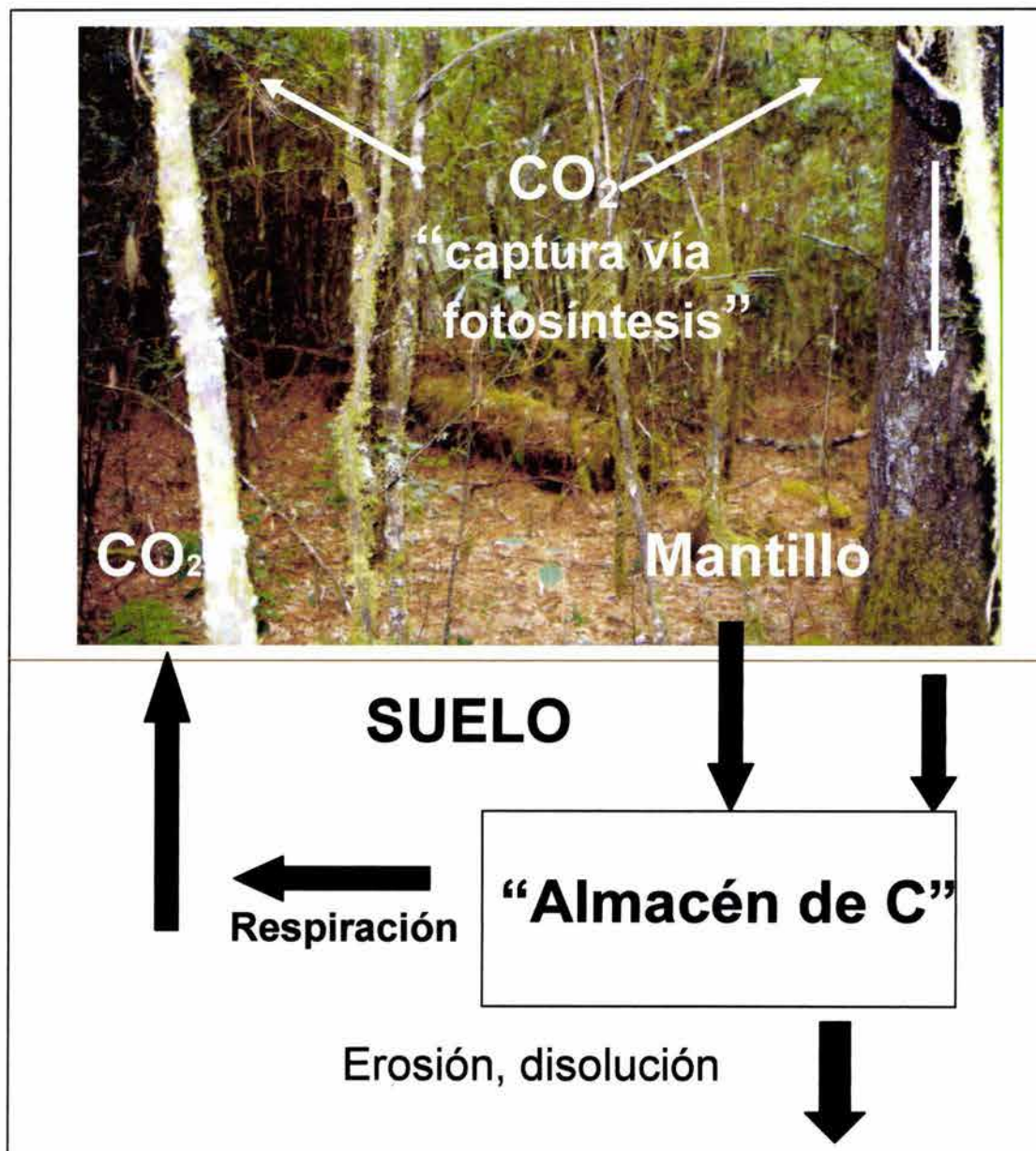


Figura 1.2. Diagrama simplificado del ciclo del C en el suelo.
Fuente: Adaptado de Amudson, 2001.

El almacén de C es dinámico debido a que lo construyen los organismos que descomponen la MOS (Amudson, 2001). En el proceso de transformación del carbono, el humus y el CO_2 son los componentes más estables de este ciclo (Brady, 1985). El nitrógeno (N), es también otro componente básico, debido a que los organismos descomponedores y las raíces de las plantas compiten por él para incorporarlo a su protoplasma, por lo que este elemento en la mayoría de los casos puede ser un factor limitante para el crecimiento de la planta (Dorronsoro, 2004).

Brady (1985) plantea que el ciclo del C en el suelo presenta la siguiente trayectoria: En el proceso de fotosíntesis, las plantas utilizan la energía del Sol para asimilar el CO_2 atmosférico generando compuestos orgánicos que son asignados al crecimiento de la planta. Las acículas, hojas, ramas y restos de biomasa caen al suelo para incorporarse al mantillo; donde macro y micro organismos digieren estos materiales orgánicos, transformándolo en humus donde se almacenan nutrientes asimilables para las plantas. Cuando mueren las raíces, son digeridas por los organismos de igual forma que el mantillo. Una pequeña cantidad de CO_2 reacciona en el suelo debido a la precipitación, produciendo ácido carbónico (H_2CO_3) que se pierde por lixiviación o erosión del suelo. El CO_2 producto de la respiración anaeróbica es liberado a la atmósfera donde nuevamente se encuentra disponible para su asimilación por parte de las plantas. La actividad microbiana es la principal fuente edáfica de CO_2 . El efecto de los cambios en la cobertura vegetal sobre el almacén del carbono edáfico, no es igual en el espacio ni en el tiempo; se ha señalado por ejemplo, que el dióxido de

carbono emitido por el suelo, tiene su fuente principal en la región comprendida entre los trópicos (Amudson, 2001).

Lo anterior, se demostró mediante una cronosecuencia donde Harden y colaboradores (1992), estimaron que los suelos que estuvieron cubiertos por glaciares continentales en el Hemisferio Norte del continente americano, en la actualidad están acumulando C orgánico a una tasa mayor que los suelos en la zona intertropical, que se hayan mas próximos a su estado de equilibrio; por lo que el suelo ubicado en latitudes extra tropicales, presenta un desarrollo menor que el ubicado en la zona intertropical.

La formación del suelo y la dinámica del almacén de C es un proceso que ocurre a una escala de tiempo tan amplia que para los humanos es imposible de monitorear. Sin embargo, se puede estudiar el comportamiento de este almacén mediante el método de la cronosecuencia que implica el monitoreo del carbono orgánico del suelo (COS) en suelos de distintas edades pero con ambientes similares. El método de la cronosecuencia es una manera de llegar a un resultado aproximado mediante un "experimento natural" que consiste en series de suelos que comparten las características formadoras del suelo donde el único factor que presenta variación, es la edad (Amudson, 2001). La selección de una cronosecuencia requiere trabajo de campo intensivo, así como un conocimiento preciso de la edad del suelo.

Un ejemplo de lo anterior está en Rondônia, Brasil, donde Neil *et al.* (1997), encontraron que en los terrenos convertidos de bosques a pastizales la acumulación de carbono aumentaba en función de la edad de estos últimos. En el caso del sitio Nova Vida, el C de los primeros 10 cm de profundidad aumentó 1.4

veces (de 12.49 mg C g⁻¹ a 17.53 mg C g⁻¹) en los primeros dos años y 1.6 veces en un periodo de casi 80 años (de 12.49 mg C g⁻¹ a 21.84 mg C g⁻¹). Lo anterior pone de manifiesto que la mayor acumulación de C en el suelo ocurre en los primeros años de crecimiento del pastizal. El estudio llegó a la conclusión que la historia del sitio y el manejo, son los factores que determinarán la magnitud de los cambios en el carbono edáfico.

En Vestskoven, Dinamarca se encontró que las plantaciones de abeto rojo (*Norway spruce*) tardaban 8 años en comenzar a acumular materia orgánica en el mantillo y en años posteriores, el proceso de incorporación de C al suelo aumentaba en función de la edad de la plantación, encontrando la mayor concentración en las plantaciones de más de 200 años. Donde en el primer año la concentración era de 17.9 mg C g⁻¹, en el año 30 fue de 25.4 mg C g⁻¹ y en las plantaciones con más de 200 años el valor era de 50 mg C g⁻¹; se encontró también que el carbono edáfico se acumulaba principalmente en los primeros 5 cm del suelo mineral (Vesterdal *et al.*, 2002).

1.3. La deforestación y emisiones de CO₂.

Se ha reconocido que las emisiones más abundantes de CO₂ a la atmósfera son producto de la quema de combustibles fósiles y de la producción de cemento (Schimel, 1995). Sin embargo, los ecosistemas naturales y manejados también contribuyen a la emisión de este gas de efecto invernadero contribuyendo con el 80% del total de las emisiones debidas al cambio en la cobertura vegetal (Masera, 1992), pero con una marcada variación regional (Dale *et al.*, 2001).

La distribución observada del CO₂ y los modelos atmosféricos sugieren que el almacén terrestre de carbono ocurre predominantemente en las latitudes medias del Hemisferio Norte (Field y Raupach, 2003), fungiendo éstas como importantes sumideros (CDIAC, 2003). El gran almacén de carbono del Hemisferio Norte se debe a múltiples procesos, tales como la regeneración del bosque, la fertilización con CO₂ y nitrógeno, el cambio del clima, entre otros.

En cambio, las latitudes tropicales son consideradas como áreas de emisiones de CO₂ a la atmósfera debido a los cambios de uso del suelo. Por ejemplo, se ha reportado que los cambios de uso del suelo en Norteamérica liberan entre 0.05 y 0.28 Pg CO₂ (1 Pega-gramo = 10¹⁵ g), mientras que la deforestación en los bosques tropicales de altitudes bajas libera 1.6 Pg de CO₂, contribuyendo con ello al calentamiento global (Houghton *et al.*, 1996). Sin embargo, el estudio de los bosques templados de latitudes tropicales no ha sido considerado en los escenarios de cambio climático debido a la ausencia de información básica de sus tasas de deforestación y los capitales de carbono y de nutrientes.

Las altas tasas de deforestación afectan también el balance de C y su almacenamiento en el suelo, modificando la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Houghton *et al.*, 1996; Puhe y Ulrich, 2001). La transformación de los bosques templados para la introducción de la agricultura, la ganadería, así como por la extracción de madera, alteran la composición de especies y la estructura de los ecosistemas terrestres a escalas paisajísticas y regionales (Dale *et al.*, 2001; Bürgi y Turner, 2002; Heilman *et al.*, 2002); con consecuencias en la

dinámica del carbono, nitrógeno y fósforo (Johnson, 1992; Johnson y Curtis, 2001; Wang *et al.*, 2001).

Las consecuencias del almacenamiento de C en el suelo dependen de las prácticas del uso del suelo y sus efectos en las entradas, la acumulación y las pérdidas de C (Johnson, 1992; Wang *et al.*, 2001; Johnson y Curtis, 2002). Joliviet *et al.* (1997) encontraron que la transformación de bosques templados a cultivos de maíz reduce al 50% el carbono orgánico del suelo en tres décadas; mientras que el manejo forestal sólo reduce alrededor del 10% del COS en ese mismo período de tiempo. Por el contrario, otros estudios muestran un incremento en la capacidad de almacenar C en el suelo después de la introducción de cultivos dependiendo de los contenidos iniciales de C, N y P orgánico (Puhe y Ulrich, 2001). Post y Man (1990) reportan que las áreas transformadas para la introducción de cultivos pierden alrededor del 23% del COS en suelos con altos contenidos iniciales de C y N; mientras que la transformación de suelos con bajos contenidos iniciales de C y N produce acumulación de C en el suelo.

Otros factores como la extracción de madera y el fuego afectan de forma variable los capitales de C (Johnson y Curtis, 2001). Debido a esto último, estudios sobre los efectos del manejo forestal, la transformación a cultivo y el fuego sobre la dinámica de nutrientes son esenciales, no sólo porque son los principales elementos que determinan la fertilidad y la productividad del sitio, sino porque juegan un papel importante en el potencial de los suelos para secuestrar C a escala regional y global (Johnson y Curtis, 2001).

1.3.1. El papel de los bosques secundarios en el secuestro de carbono.

Las dos estrategias principales que actualmente se promueven para el secuestro de C son: a) incrementar la cantidad o la tasa de acumulación de carbono por medio de la creación o ampliación de los sumideros de carbono (captura de carbono); y b) prevenir y reducir la tasa en que el carbono almacenado es emitido a la atmósfera debido al cambio en la cobertura vegetal (conservación del carbono almacenado). Por lo tanto, una alternativa para reducir los niveles de CO₂ en la atmósfera es la regeneración natural de los bosques (Post *et al.*, 1990; Johnson, 1992). La acumulación de biomasa aérea y subterránea puede tener el potencial de secuestrar grandes cantidades de C y nutrientes que fueron perdidos durante la deforestación y el posterior uso del suelo (Tretin *et al.*, 1999; Johnson y Curtis, 2001; Carter *et al.*, 2002). Debido a lo anterior, la estimación de la biomasa vegetal y el C del suelo de los bosques primarios, cultivos y bosques secundarios permite determinar la pérdida de C asociada al amplio espectro de cambios de uso y cobertura del suelo (Tretin *et al.*, 1999; Carter *et al.*, 2002).

Los bosques secundarios tienen altas tasas de producción aérea, principalmente en los primeros años de la sucesión, por lo que este tipo de vegetación puede acumular hasta 100 mg/ha de biomasa después de 15 años de sucesión secundaria. Sin embargo, esta acumulación no es lineal debido a cambios en el balance de C en los almacenes activos (mantillo, raíces y biomasa microbiana) (Reddy y Singh, 1993).

En la región tropical, los bosques secundarios actúan como sumideros de C debido a sus rápidas tasas de acumulación de biomasa aérea, particularmente en los bosques tropicales de altitudes bajas (Hughes *et al.*, 1999; Hughes *et al.*,

2002). Sin embargo, el papel de su contraparte regional en altitudes elevadas ha sido recientemente cuestionado (Fehse *et al.*, 2002), debido a la reducción de la productividad con la altitud. Las bajas temperaturas del suelo limitan la captura de nutrientes por parte de las plantas, lo cual junto con la baja interceptación de radiación fotosintéticamente activa, limita su capacidad de crecimiento y acumulación de biomasa vegetal (Van Cleve y Yarie, 1986). Como consecuencia, la acumulación de C en la vegetación y el suelo cambia con la altitud (Johnson y Curtis, 2001; Fehse *et al.*, 2002; Pussinen *et al.*, 2002). Sin embargo, dentro de una misma zona climática pueden existir diferencias en el almacenamiento de C, debido a cambios de uso del suelo y a diferencias en los patrones de temperatura y precipitación (Puhe y Ulrich, 2001).

México es un país con extensos sistemas montañosos que contienen casi 300,000 km² de bosques templados primarios y secundarios (Palacio *et al.*, 2000); por lo que el estudio de la estructura y funcionamiento de dichos bosques es primordial en un marco de mitigación global de los gases de efecto invernadero, particularmente del CO₂.

1.4. La fertilidad del suelo y sus implicaciones en el secuestro de C.

La productividad de los bosques y el contenido de la materia orgánica del suelo, dependen en gran medida de la relación entre el tipo de vegetación, las propiedades del suelo (Alban, 1982; David *et al.*, 1988; Grigal y Omán, 1992) y las prácticas de manejo forestal (Knoepp y Swank, 1997).

El contenido de algunos elementos en la MOS como el fósforo o el nitrógeno, puede cambiar debido a procesos naturales en el tiempo como la

sucesión ecológica o la acumulación de biomasa (Sinder y Harter, 1984). También pueden ocurrir cambios debido a la manipulación humana de estos ambientes como sería el caso de la introducción de especies (Alban, 1982; Richter, *et al.*, 1994) o la cosecha forestal (Mroz *et al.*, 1985; Mueller-Harvey *et al.*, 1985).

El fósforo (P) desempeña un papel fundamental en un gran número de reacciones enzimáticas. Es un constituyente del núcleo celular, por lo que es esencial para la división de las células y para el desarrollo de tejidos. Russel (1968) señala que el nitrógeno (N) es esencial para el crecimiento de las plantas, dado que es un constituyente de todas las proteínas. La extensión de área foliar asequible a la fotosíntesis es, *grosso modo*, proporcional a la cantidad de N suministrado. Las formas disponibles de N se absorben generalmente por las raíces de plantas como iones de amonio (NH_4^+) o iones de nitrato (NO_3^-). El nitrato es la única forma presente en concentración apreciable en la solución del suelo para ser absorbida por la planta. La principal diferencia entre los dos iones (amonio y nitrato) estriba en que todo el nitrato está disuelto en la solución del suelo; pero si el sitio contiene grandes cantidades de arcilla o humus, una gran parte del amonio estará presente en forma de catión de cambio, y por tanto, no estará en la solución (Dorrnsoro, 2004). Así se esperaría que la alta disponibilidad de nutrientes en el suelo sea un elemento fundamental para que la acumulación de C ocurra (Brady, 1985). Sin embargo, esto no es suficiente, como ejemplo tenemos el estudio realizado por Vesterdal *et al.* (2002) donde a pesar de haber reforestado suelos con alto contenido de nutrientes, las condiciones de su ciclo no fueron suficientes para que el flujo entre el mantillo y el suelo se llevara a

cabo. En este estudio la acumulación de C de origen forestal tardó más de 30 años debido a la ausencia del mantillo y la dinámica que éste implica.

Otro ejemplo lo tenemos en los bosques templados de Japón, donde el C almacenado en el suelo forestal a un metro de profundidad, es de cuatro a cinco veces mayor que el almacenado en la biomasa aérea; sin embargo la densidad real del suelo varía de forma considerable con el tipo de suelo (Morisada *et al.*, 2004). En este estudio, Morisada y colaboradores (2004), encontraron que casi la mitad (entre el 41% y el 51%) del COS está contenido en los primeros 30 cm, y más del 80% se encuentra en los primeros 70 cm. La alta densidad del carbono orgánico en los suelos forestales de Japón, se debe a la influencia de las cenizas volcánicas en el suelo. La concentración del COS en los horizontes superficiales del suelo sugiere un potencial aceleramiento para la liberación del C debido al cambio de uso del suelo, o simplemente por las prácticas de manejo forestal (Morisada *et al.* 2004). En el estudio realizado en la Patagonia Argentina, Laclau (2002) advierte que aquellos sitios que actualmente presentan altos contenidos de carbono en el suelo pueden presentar emisiones netas de C (pérdidas) en los próximos años.

La disminución del C forestal también es atribuible a la reducción de la protección de la materia orgánica debida a los procesos de cosecha forestal (Jolivet *et al.*, 1997). Donde el contenido de arcillas son un factor clave en el control del C edáfico debido a que éstas partículas interactúan con la MOS protegiéndola físicamente de la biodegradación (Oades, 1988).

Para el carbono orgánico derivado del bosque, el patrón de descomposición de la MOS puede estar relacionado con dos fracciones: una fracción lábil que

desaparece rápidamente durante los primeros años después de la tala del bosque, y una fracción más estable que disminuye a una tasa menor (Jolivet *et al.*, 1997).

1.4.1. Almacenamiento de carbono en el suelo de áreas cultivadas.

En el suroeste de Francia, la conversión de un bosque templado a una parcela de cultivo, reveló que la relación de los isótopos de la materia orgánica debida al cultivo del maíz, mostraron un incremento significativo en función del tiempo de cultivo, mientras que el carbono orgánico derivado del bosque mostró una caída brusca durante los primeros tres años de cultivo, posteriormente su disminución fue más lenta (Jolivet *et al.*, 1997). Para el bosque, el valor de C edáfico era de 28.03%; en las parcelas de cultivo de maíz, este valor disminuyó a medida que la edad del cultivo aumentaba: a los 4 años era de 27.52%, a los 7 años de 26.73%, mientras que en el año 11 fue de 26.69%, en el año 22 mostró 25.61% y finalmente en el año 32 el valor fue de 25.13%. Estos datos nos muestran que entre el bosque y el cultivo de 4 años, el valor disminuyó 1.01 veces; en relación al cultivo de 11 años disminuyó 1.05 veces, mientras que la disminución entre el bosque y el cultivo con 32 años fue de 1.11 veces. Lo anterior muestra que los mayores cambios ocurren en los primeros años de transformación del suelo.

Los suelos de texturas gruesas presentan una baja capacidad para formar complejos estables de humus en arcillas, al tiempo que la posibilidad que presentan de acumular materia orgánica procedente de los residuos del cultivo, a fin de mantener la fertilidad, es limitada (Jolivet *et al.*, 1997). Las arenas presentan poca superficie relativa y son susceptibles de ser erosionadas por la acción del

viento; esto las hace poco eficientes en el almacenamiento de nutrientes. Tal es el caso del almacén total de carbono orgánico de la región Flamenca, en Bélgica; que es de 28,162 Kton, asumiendo que no existe pérdida del COS debido a lixiviación o erosión del suelo, se ha notado un decremento del contenido de éste; que puede ser expresado como una emisión neta de CO₂ a la atmósfera debido a las prácticas agrícolas que modifican la estructura del suelo (Sleutel *et al.*, 2003).

El cambio de uso del suelo de agrícola a forestal implica que el ciclo anual de cultivo y cosecha es más largo. En este caso el almacén de C en el suelo se incrementará más lentamente que el carbono almacenado en la biomasa; a pesar de ello, será más resistente a los cambios derivados del manejo forestal que el C almacenado en la biomasa, debido a que resulta de una fase neta de acumulación de C en el suelo que a pesar de comenzar lentamente, llega a un nuevo equilibrio debido al aporte continuo de materia orgánica proveniente del mantillo (Vesterdal, 2002).

El estudio llevado a cabo por Vesterdal *et al.* (2002) en Vestskoven, Dinamarca muestra una cronosecuencia que pasó de un uso del suelo agrícola a forestal, donde casi el 80% del C edáfico lo encontraron en los primeros 22 cm del rodal con 1 año de edad; mientras que en el rodal con 29 años de edad, el 66% del C en el suelo se ubicó en los primeros 20 cm. Cabe destacar que los suelos eran arenosos.

Finalmente los resultados obtenidos por Vesterdal y colaboradores, no apoyaron la suposición de que la reforestación de tierras de cultivo incrementara significativamente el C almacenado en el suelo en un lapso inicial de 30 años. El bajo contenido de C en el suelo puede ser causado por la baja entrada de C vía

mantillo en las plantaciones jóvenes así como a la continuidad en la tasa de descomposición heredada del suelo agrícola (Vesterdal *et al.*, 2002); que en este primer lapso de tiempo no pudieron ser equilibradas ante la ausencia de un mantillo vigoroso que tuviera un aporte de material superior a la tasa de descomposición.

A manera de resumen podemos decir que la cantidad y la calidad de la MOS depende de varios factores: de la cantidad, calidad, edad y tamaño de los restos del material orgánico original y de los restos de biomasa que se incorporan al mantillo como parte del tratamiento posterior a la cosecha forestal. Aún y cuando este material sea arreglado en el sitio, es posible que al no llevarse a cabo el proceso natural de absorción de nutrientes por parte de la planta, se impida que los restos sean degradados por los organismos, teniendo como consecuencia un mantillo “estéril” y de baja calidad química. Como resultado de este proceso “acelerado” de incorporación de biomasa al mantillo, la tasa de asimilación por parte de los organismos degradadores será modificada (Binkley, 1994; Amudson, 2001).

Por otro lado, la transformación y destrucción mecánica de los restos vegetales por parte de los organismos degradadores, tardará más o menos tiempo de acuerdo al tamaño del material vegetal depositado, lo que modificará la mezcla de éste con la fracción mineral del suelo; aplazando su incorporación al humus. Como ejemplo tenemos el caso de los pinos, donde sus acículas contienen poco nitrógeno y por lo tanto la biomasa es el factor limitante de la actividad microbiana, y de la entrada de C al suelo; es un tipo de vegetación acidificante del suelo (Jolivet *et al.*, 1997).

El pH, la textura del suelo y la capacidad de intercambio catiónico son características que dependen de la presencia de material orgánico y mineral. Los valores extremos de acidez y alcalinidad, estimulan la alteración del medio. La precipitación abundante tiende a acidificar los suelos debido a la lixiviación de las bases intercambiables. A niveles de pH muy ácidos hay una intensa alteración de minerales (Binkley, 1994).

Las arcillas están constituidas por minerales de formación y alteración, presentan una gran superficie relativa por su reducido tamaño; lo que las hace muy activas desde el punto de vista químico, ya que adsorben iones y moléculas. Además, su dispersión permite la formación de cementantes que contribuyen a la estructura del suelo (formación de agregados), lo que evita su erosión (Binkley, 1994).

El intercambio iónico son los procesos reversibles por los cuales las partículas sólidas del suelo adsorben iones de la fase líquida, liberando al mismo tiempo otros iones en cantidades equivalentes, estableciéndose el equilibrio entre ambas fases; es un proceso dinámico que se desarrolla en la superficie de las partículas, debido a que los iones adsorbidos quedan en posición asimilable y constituyen la reserva de nutrientes para la planta (Oades, 1988).

Los principales cambiadores de cationes en el suelo son las arcillas y el humus que presentan propiedades coloidales. Los suelos, en función del pH, presentan distinta capacidad de cambio y de asimilación de nutrientes; ya que determinados nutrientes se pueden bloquear en determinadas condiciones de pH y no son asimilables para las plantas. Los cationes que frecuentemente ocupan las posiciones de cambio en el suelo son: Na^+ , K^+ , Ca^{+2} y Mg^{+2} . La MOS presenta

relativa facilidad para unirse a la fracción mineral del suelo, en particular con los cationes y arcillas; dando lugar a una buena estructura debido a que las sustancias húmicas tienen un poder aglomerante, las cuales se unen a la fracción mineral del suelo. El potasio (K) es uno de los elementos esenciales en la nutrición de las plantas. Importante en la síntesis de los aminoácidos y proteínas a partir de los iones de amonio. El calcio (Ca) es esencial para el crecimiento de los meristemas (todo tejido vegetal con células que crecen y se multiplican). La deficiencia de calcio se presenta en forma típica sobre suelos muy ácidos. El magnesio (Mg) es necesario dado que es un constituyente de la clorofila. La deficiencia de magnesio se presenta con frecuencia sobre suelos arenosos ácidos que son también deficientes en calcio (Binkley, 1994).

La porosidad implica la permeabilidad del suelo, dando lugar al mismo tiempo, a una gran capacidad de retención de agua. La MOS es una fase que reacciona con la solución del suelo debido a que el agua es el agente de alteración por excelencia. Los iones de la solución del suelo, quedan débilmente retenidos en posición de cambio, lo que evita que se produzcan pérdidas de nutrientes en el suelo por lixiviación, quedando al alcance de las raíces (Binkley, 1994).

El incremento en la temperatura del suelo, favorece la velocidad de alteración de la MOS. La precipitación tiende a acidificar el suelo debido a que los H^+ del agua de lluvia se intercambian por los de Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , y Mg^{+2} , perdiéndose por lixiviación los nutrientes. Un ejemplo de cómo la precipitación influye sobre la cantidad de C acumulado en el suelo, lo encontramos en el estudio realizado por Laclau (2003) en un bosque de coníferas localizado en la cordillera

de los Andes argentinos. Este autor, reporta que en las plantaciones de pino (*Pinus Ponderosa*) la cantidad de precipitación fue un factor limitante para la acumulación de C en el suelo. En el sitio con una precipitación media anual (PMA) de 600 mm el C del suelo fue de 50 mg/ha; en el que la PMA fue de entre 600 y 900 mm la cantidad de C fue de 90 mg/ha y para el caso donde la PMA fue mayor a 1,500 mm anuales, la concentración fue de 130 mg/ha. De manera que a mayor precipitación, mayor posibilidad de almacenar C en el suelo. Al mismo tiempo midieron la respuesta de un bosque nativo de cipreses (*Austrocedrus chilensis*.) y la respuesta fue opuesta a la plantación de pinos. En este segundo caso la mayor concentración de C edáfico se encontró en el sitio que presentó una PMA de 600 mm con 155 mg/ha mientras que la menor concentración de C se presentó en el sitio con mas de 1,500 mm anuales de lluvia mostrando una concentración de 100 mg/ha, lo que nos muestra que la respuesta puede ser debida al manejo del sitio más que a las condiciones de precipitación, como sería este caso donde el bosque silvestre tiene una mayor capacidad de almacenamiento de C que aquél donde se aplica el manejo agroforestal.

1.5. Planteamiento del problema.

Las políticas del Estado mexicano orientadas a hacer de México un país agrícola y pecuario, así como la administración de subsidios contrarios al sector forestal (Masera, 1992), han tenido como principal resultado la degradación y deforestación de los recursos forestales; lo que ha conducido a la apertura de nuevas áreas de cultivo, en virtud de la reducida eficiencia de las tierras destinadas a este propósito y de la ausencia de otras alternativas de subsistencia.

Como ejemplo tenemos que México ocupa el cuarto lugar en deforestación en los países tropicales megadiversos y al año se pierden alrededor de 600,000 has de bosques (WWF, 2001).

Un mecanismo que ayudaría a frenar la deforestación y a impulsar el aprovechamiento sostenible de los bosques, sería cuantificar los almacenes de carbono edáfico, lo cual puede contribuir a evaluar el papel que México juega en el escenario mundial de la captura de carbono al tiempo que se dan más argumentos de tipo científico para conservar la vegetación del país en un contexto de aprovechamiento sostenible de los recursos naturales en beneficio de la sociedad.

Tradicionalmente, la administración de la explotación de los recursos forestales ha sido la razón principal para hacer mediciones del carbono edáfico, lo que ha motivado a varios países a hacer inventarios (Cannel *et al.*, 1999), sin embargo en México esto no ha sucedido. Se ha reconocido que el control de las emisiones de dióxido de carbono debe ser la medida central para mitigar el cambio climático. Al mismo tiempo, simulaciones de los modelos del clima mundial sugieren que el “buen manejo forestal” (de calidad), puede contribuir de manera substancial a controlar los niveles de CO₂ atmosférico que en este siglo serán liberados a la atmósfera. Ante esta situación, cualquier actividad que tenga un efecto positivo en relación al secuestro y almacenamiento de carbono en un área determinada, puede ser considerada una opción potencialmente benéfica para el manejo del carbono.

El 80% de los bosques mexicanos están bajo propiedad y resguardo colectivo de comunidades campesinas o indígenas (CONAFOR, 2002); algunas experiencias exitosas de manejo forestal (como el caso de San Juan Nuevo,

Michoacán) han dado evidencia de que la propiedad comunal de los bosques puede ser un esquema adecuado para desarrollar arreglos organizativos eficientes que permitan el manejo sostenible de los bosques (Ordóñez, 1999; White y Martín, 2002).

Sin embargo, es necesario crear un marco legislativo y administrativo adecuado para este fin, ya que a pesar de que el país cuenta con 21 millones de hectáreas arboladas, solamente 7 millones están bajo manejo y aprovechamiento autorizado (Madrid y Chapela, 2003). Por lo que la certificación sobre el uso y aprovechamiento de los bosques surge como una opción para establecer un arreglo institucional en donde los estándares de desempeño en el aprovechamiento forestal se eleven de manera voluntaria (Madrid y Chapela, 2003) y no existan barreras burocráticas que imposibiliten un uso responsable de los recursos naturales.

Por su extensión, alto grado de endemismo, diversidad biológica, estabilidad ecológica y su gran potencial productivo, se le reconoce a los bosques templados un rol sobresaliente en términos económicos, ambientales y sociales; como sería el caso de la captura de carbono, debido a su superficie, el incremento volumétrico anual, las tasas de respiración fotosintética y las reservas de hojarasca y suelos existentes en ellos (Maini, 1996).

El estado de Oaxaca, ocupa el quinto lugar en cuanto al área de bosques templados en México (Challenger, 1998 y 2003). Los bosques de pino ocupan el 5.7% de su territorio, mientras que el total de los bosques de encino, encino-pino y pino encino así como de oyamel (*Abies* spp.) y táscate (*Juniperus* spp.) superan el 31% de la superficie del Estado (26, 648 km²) (Palacio *et al.*, 2000). El área de

mayor distribución de bosques de pino corresponde a la Sierra Norte de Oaxaca, donde el género *Pinus* ocupa cerca del 30% del sistema montañoso, representando uno de los centros de mayor diversidad y endemismos para los géneros *Pinus* y *Quercus* (Arriaga *et al.*, 2000).

Por lo anterior, el estado de Oaxaca ocupa el cuarto lugar nacional en cuanto al volumen de producción de madera, pero el primero en cuanto a diversidad biológica y cultural, lo cual lo hace más cercano a la dinámica sociocultural Mesoamericana (Madrid y Chapela, 2003) y por su organización comunal es considerado como un estado modelo en el manejo forestal sustentable (CONAFOR, 2004). Sin embargo, el crecimiento demográfico, la tala clandestina, el cultivo de café (10,900 ha), la ganadería (44,712 ha) y la agricultura de temporal (2,649 ha), principalmente dedicadas al cultivo de maíz, han causado la disminución de su extensión (INEGI, 2001).

Ixtlán de Juárez fue un asentamiento precolombino perteneciente a los Zapotecas. En el año de 1722 obtiene de parte de la Corona Española los títulos que acreditan la propiedad de sus tierras. Los primeros aprovechamientos forestales que se registran en la región de Ixtlán de Juárez inician hacia 1940, mismos que eran realizados por grupos de leñadores autónomos que paulatinamente lograron obtener una concesión sobre los bosques de la región; mientras que los habitantes de la Comunidad sólo obtuvieron empleos temporales como jornaleros sin percibir ningún otro beneficio colectivo de tipo económico o social a manera de compensación por la explotación de sus recursos naturales (SmartWood Program, 2001).

En el año de 1977 la empresa de capital privado, Fábricas de Papel Tuxtepec, S.A. (FAPATUX), a través de la Unidad Industrial de Explotación Forestal (UIEF) obtuvo un permiso para ejercer 25 anualidades en la Sierra de Juárez (Challenger, 1998). En este lapso de tiempo la capacidad de producción de papel periódico, se incrementó de manera importante gracias a la disponibilidad de la materia prima y al apoyo del gobierno federal. Para el año de 1981 se constituyó la unidad de producción “José López Portillo” conformada por varias comunidades de la Sierra de Juárez, la cual funcionó hasta el año de 1988. Ese mismo año la Comunidad de Ixtlán constituye su propia empresa comunal, misma que en el año 2001 logró, mediante un convenio de colaboración celebrado con el Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C. (CCMSS), obtener el certificado de “buen manejo forestal” de acuerdo a las normas del único organismo certificador que opera en México: la Red *SmartWood*, autorizada para este fin por el Consejo Forestal Mundial (FSC) (*SmartWood Program*, 2001). La Comunidad de Ixtlán de Juárez buscó la certificación debido al aporte de recomendaciones técnicas que le habrían hecho para mejorar la explotación forestal (Madrid y Chapela, 2003).

La empresa colectiva de la Comunidad de Ixtlán de Juárez, además de cumplir el objetivo de extraer y comercializar la madera, ha logrado generar un número importante de empleos directos para los habitantes de la Comunidad. Esto se debe, por una parte al control y a la explotación planificada del bosque, y por otra, a la fuerte organización social de sus comuneros que han sabido administrar las utilidades económicas en beneficio directo de los habitantes de la Comunidad. Esto pudo ser apreciado durante las dos visitas hechas por el equipo de trabajo a la Comunidad, donde además de observarse un ambiente cordial entre sus

habitantes, se pudo apreciar una infraestructura urbana adecuada así como los servicios básicos de agua potable, drenaje, alumbrado público, calles asfaltadas, mantenimiento de áreas deportivas y públicas en general; además se puede percibir que el nivel y la calidad de vida de la población es superior a la media nacional. Sin embargo, Ixtlán de Juárez es una Comunidad privilegiada que no representa más del 1% del total de comunidades con recursos forestales del país (Madrid y Chapela, 2003).

Desde este punto vista, resalta la importancia de determinar la dinámica espacial y temporal de los capitales de C y nutrientes y el papel que juegan los bosques templados secundarios en la capacidad de almacenar C en el suelo de bosques cuyos aprovechamientos forestales están dando alternativas de vida a los pobladores de la Comunidad y a la vez brindando sus servicios ambientales en pro de la mitigación del cambio climático que experimenta el planeta.

El secuestro de C en los ecosistemas terrestres ha sido ampliamente documentado en la región tropical de baja altitud, sin embargo, los estudios de balance de C a nivel regional y global en bosques de altura son escasos. Los bosques templados de México son originados por la altitud y presentan por ello diferencias en el clima y la composición de especies. El estudio de esta variación altitudinal y sus efectos en el funcionamiento de estos ecosistemas, así como los cambios en las tendencias espaciales del secuestro de C, son fundamentales para entender la evolución e implicaciones ecológicas de los bosques templados en México.

1.6. OBJETIVO GENERAL.

Analizar e interpretar como el aprovechamiento forestal y la substitución de bosques por parcelas de cultivo modifican la dinámica del carbono y de nutrientes del suelo en los bosques templados de la Comunidad de Ixtlán de Juárez, Sierra Norte de Oaxaca, México.

1.6.1. OBJETIVOS PARTICULARES.

1.1. Determinar las concentraciones de carbono, nitrógeno, fósforo, nitratos y amonio del suelo bajo aprovechamiento forestal en dos cronosecuencias contrastantes de humedad.

1.2. Determinar la textura, el pH, las concentraciones de Na^+ , K^+ , Ca^{+2} y Mg^{+2} ; así como la capacidad de intercambio catiónico del suelo bajo aprovechamiento forestal en dos cronosecuencias contrastantes de humedad.

1.3. Analizar los cambios del carbono edáfico en relación con los elementos de la fertilidad, producto de distintas edades de acumulación del suelo bajo aprovechamiento forestal en dos cronosecuencias contrastantes de humedad.

1.4. Analizar el efecto de los cultivos en la pérdida del carbono orgánico del suelo bajo aprovechamiento forestal en dos cronosecuencias contrastantes de humedad.

II. MÉTODOS

2.1. Descripción del sitio de estudio.

El sitio de estudio se localiza en la porción Centro Norte del Estado de Oaxaca (Figura 2.1), en la Comunidad de Ixtlán de Juárez, cabecera del municipio del mismo nombre; entre los paralelos $17^{\circ} 18' 16''$ y $17^{\circ} 34' 00''$ de latitud Norte y los meridianos $96^{\circ} 21' 29''$ y $96^{\circ} 20' 00''$ de longitud Oeste. Su área total es de 19,180 hectáreas; de las cuales 19,050 son bosques de propiedad comunal, manejados de forma colectiva por 384 comuneros, bajo el nombre de la empresa comunal "Unidad Comunal Forestal Agropecuaria y de Servicios" (UCFAS).

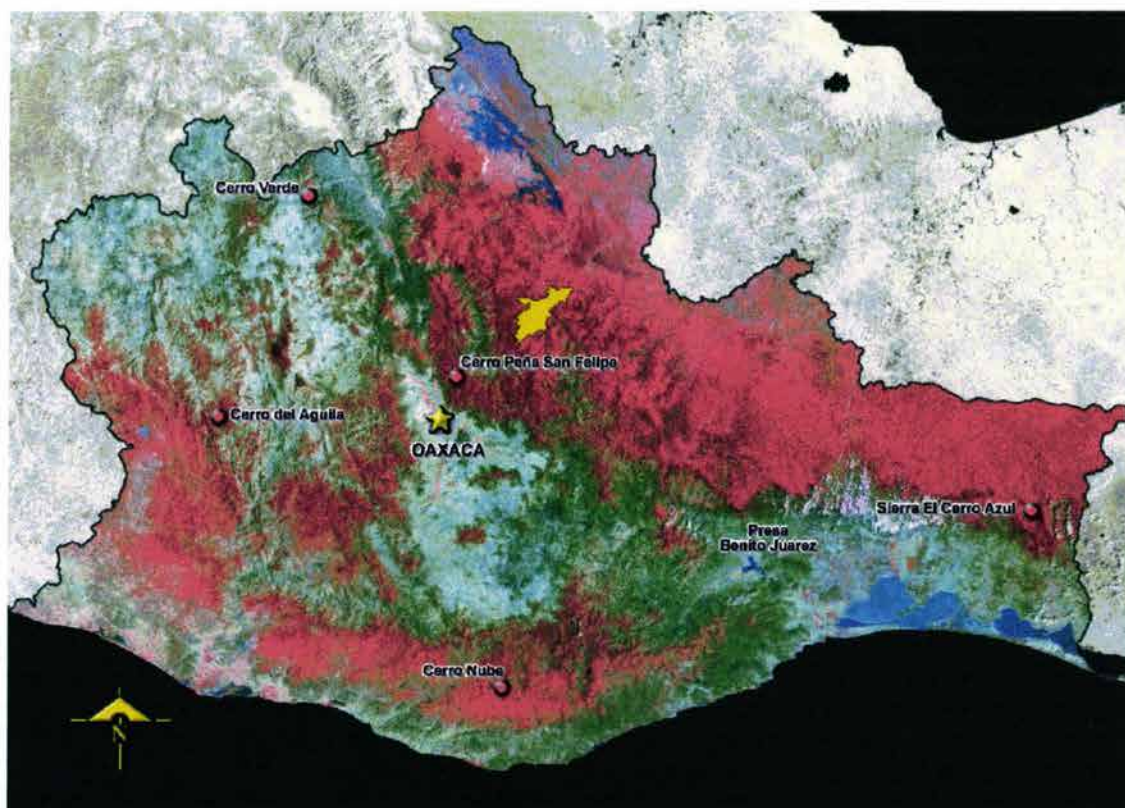


Figura 2.1. Espaciomapa del estado de Oaxaca creado a partir de una imagen Landsat TM, 1993. En rojo se muestra el área cubierta por la vegetación verde. En amarillo aparece el municipio de Ixtlán de Juárez en tamaño proporcional a la imagen.
Fuente: INEGI Mapa digital de México, 2004.

La zona de estudio pertenece a la región hidrográfica Papaloapan (vertiente del Golfo y vertiente Valles Centrales), que es la más grande del Estado de Oaxaca, la cual concentra todas sus corrientes en una sola cuenca que recibe el mismo nombre. En la Comunidad de Ixtlán de Juárez comienza el macizo forestal conocido como “Llano de las flores”, de gran importancia ecológica y económica para la región. Se encuentra en una zona que pertenece al sistema montañoso de la Sierra Norte de Oaxaca, también conocido como Sierra de Juárez; su relieve presenta abundantes lomeríos y profundas barrancas, por lo cual constituye una topografía sumamente accidentada (Escarbita, 1977), presentando un gradiente altitudinal que va de los 2200 a los 2800 m snm.

El clima es templado subhúmedo (Cw) con lluvias en verano, donde las temperaturas anuales van de los 12° C a los 18° C y la temperatura media del mes más frío alcanza valores de -3° C a 18° C (García, 1981; INEGI, 2004). El área de estudio presenta dos zonas climáticas contrastantes donde la precipitación media anual (PMA) muestra dos promedios distintos debidos a la ubicación: en la zona húmeda (vertiente del Golfo de México) la PMA varía de 700 mm a 2,500 mm; mientras que la zona seca (vertiente Valles Centrales de Oaxaca) el promedio anual varía de 400 mm a 800 mm. La precipitación en invierno representa entre el 5% y 10% del total anual (Escarbita, 1977).

La condición contrastante de humedad fue el primer criterio para la selección de los sitios de muestreo: el área que se localiza en la vertiente de los Valles Centrales de Oaxaca corresponde a la cronosecuencia seca (CSS); mientras que el territorio que se ubica en la vertiente del Golfo de México, pertenece a la cronosecuencia húmeda (CSH) (Figura 2.2).

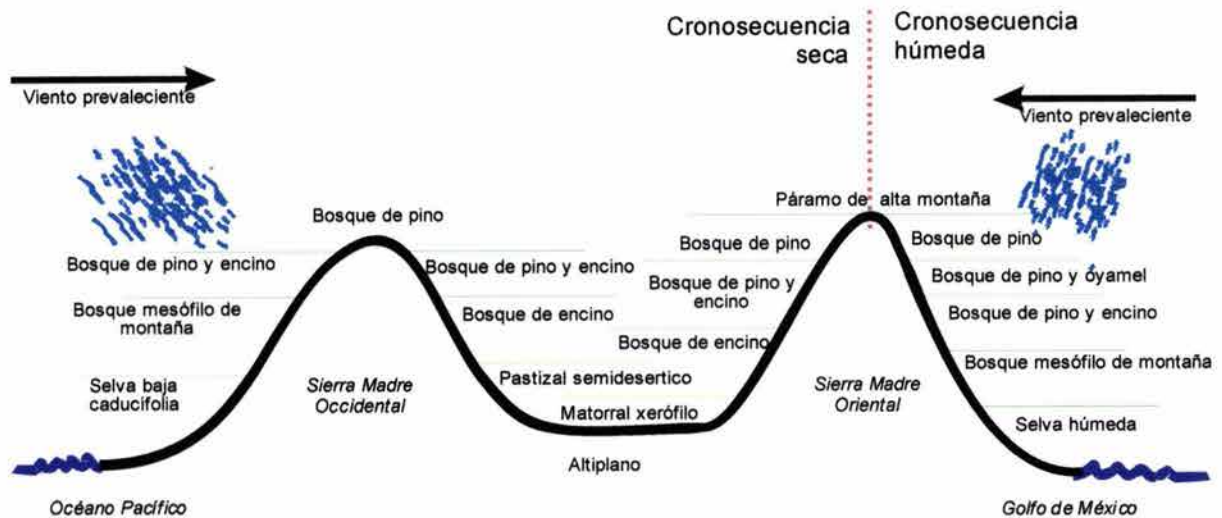


Figura 2.2. Perfil esquemático de la vegetación donde se destaca la condición contrastante de humedad, criterio de selección para los sitios de muestreo.
Fuente: Adaptado de Challenger, 1998 y 2003.

El segundo criterio de selección de los sitios de muestreo fue la edad de regeneración de los bosques sometidos al aprovechamiento forestal; que se pudo conocer con exactitud debido a que la empresa forestal ha cartografiado los rodales explotados y por tanto tiene registros del tiempo en que estos fueron aprovechados. La localización de los rodales seleccionados en función de la edad de regeneración, se logró gracias a la asesoría que se obtuvo por parte del personal de la empresa forestal.

Los sitios muestreados en la CSS presentaron edades de 2, 5, 10, 20 y 30 años de regeneración, mientras que en la CSH las edades de regeneración fueron de 1,5 y 20 años. Además de los sitios ya mencionados, en cada cronosecuencia se incluyó un sitio boscoso con más de 50 años de edad, que se consideró como bosque maduro y un sitio con parcelas de cultivo en cada cronosecuencia.

De las 19,050 has de bosques que pertenecen a la Comunidad de Ixtlán de Juárez, 12,425 has son bosques de pino y encino, mientras que el resto son de bosque mesófilo de montaña y de selva alta perennifolia (SmartWood Program, 2001). El área donde se obtuvieron las muestras de suelo presenta una composición de pino-encino, que de acuerdo a la información del INEGI, tiene suelos ácidos caracterizados por la acumulación de arcilla en el subsuelo, de colores amarillos y rojizos con una textura que va de fina a media (INEGI, 1996); y de encino-pino, donde el principal tipo de suelo es el Luvisol Vértico, caracterizado por presentar acumulación de arcilla en el subsuelo, la cual es de colores rojos o claros, moderadamente ácidos y de textura fina (INEGI, 1996).

Las especies principales del género *Pinus* son: *P. oaxacana*, *P. leiophylla*, *P. rudis*, *P. pseudostrobus*, y *P. patula*. Mientras que las especies principales del género *Quercus* son: *Q. crassifolia*, *Q. rugosa* y *Q. lauriana*.

2.2. Diseño del muestreo.

El muestreo se realizó en diez sitios boscosos (seis en la cronosecuencia seca y cuatro en la húmeda) y en dos sitios con cultivos (uno en cada cronosecuencia). En cada uno de los doce sitios elegidos para el muestreo del suelo, se trazó una parcela de 50 metros de ancho por 50 metros de largo, que a su vez se dividió en 5 subparcelas de 10 metros de ancho por 50 metros de largo, resultando un total de 5 parcelas por cada sitio. Posteriormente, se trazó un eje a los 25 m de largo y a los 5 m de ancho, de manera tal que el sitio del muestreo quedara en el centro geométrico de la parcela de 10 metros por 50 metros. Ahí, se marcó un cuadro de 1 m², donde con un nucleador de 5 cm de diámetro, se

colectaron dos muestras de suelo; una de 0 a 10 cm de profundidad (60 muestras) y la otra de 10 a 20 cm de profundidad (60 muestras) (Figura 2.3).

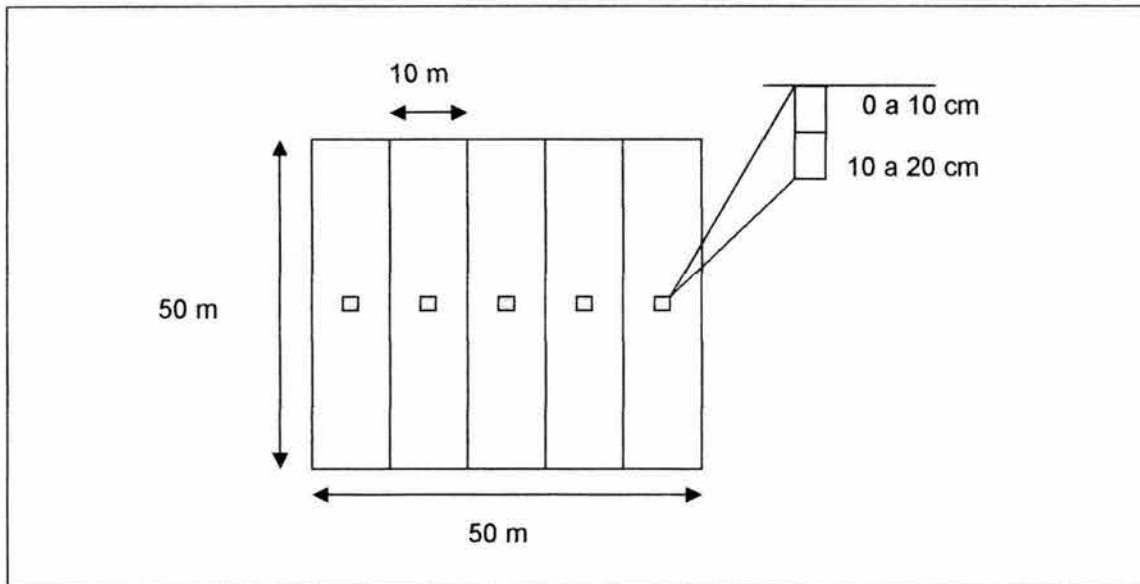


Figura 2.3. Diseño del muestreo de suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) en los bosques de la Comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.

El criterio para trazar las parcelas fue que la pendiente fuera homogénea a lo ancho de éstas. Las muestras de suelo se etiquetaron y almacenaron en bolsas negras de nylon selladas con cinta adhesiva con el fin de evitar respiración y actividad microbiana.

2.3. Análisis de laboratorio.

Los análisis físicos y químicos del suelo se llevaron a cabo en Laboratorio de Suelos del Instituto de Ecología de la Universidad Nacional Autónoma de México (U.N.A.M.) y en el Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente (LAFQA) del Instituto de Geografía de la U.N.A.M., éste último es un laboratorio

certificado debido a la calidad de los procedimientos y métodos empleados, que son los estándares internacionales avalados por la *International Organization for Standardization* (ISO) lo cual es relevante en un estudio como el que se llevó a cabo, dando así una mayor exactitud y confiabilidad a los datos presentados. En este último se realizaron los análisis de pH, Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , carbono, textura y densidad real. Mientras que las llevadas a cabo en el laboratorio del Instituto de Ecología fueron: nitrógeno, fósforo, amonio y nitratos.

Las muestras de suelo recibieron un tratamiento previo, éste consistió en tamizarlas con una malla del No.10, de 2 milímetros de diámetro, el material menor a este tamaño se almacenó en bolsas de nylon selladas.

2.3.1. Determinación de la textura del suelo.

La textura del suelo se determinó por el método del hidrómetro (Bouyoucos, 1927). Se pesaron 55 gramos de suelo seco y se colocaron en un vaso de Berzelius, para añadir 20 mililitros de peróxido de hidrógeno a fin de comenzar la destrucción de la materia orgánica que funge como cementante de las partículas del suelo. La muestra se puso a "baño maría" a fin de acelerar el proceso de destrucción de la materia orgánica que conduce el peróxido de hidrógeno; se adicionó esta sustancia en porciones de 20 mililitros hasta que el material contenido en el vaso dejó de efervescer, lo que indicó que la materia orgánica había sido destruida.

Posteriormente se adicionó agua destilada para lavar el exceso de peróxido de hidrógeno en el suelo, esto se logró mediante un proceso de evaporación en la estufa. Una vez que el suelo quedó seco, se pesaron 50 gramos del material y se

colocó en el vaso de un mezclador eléctrico. Ahí se adicionaron 10 mililitros de calgón y agua hasta una marca determinada.

Se mezcló el contenido por 20 minutos y una vez que este tiempo transcurrió, el contenido se vertió en una probeta de 1000 mililitros, misma que se aforó con agua destilada. La muestra se dejó reposar por 12 horas y al no presentarse floculación, se procedió a introducir el hidrómetro para tomar dos lecturas, una a los 40 segundos y otra a las dos horas. Al mismo tiempo se registró la temperatura del fluido.

Simultáneamente se realizaron las mismas lecturas en un blanco, y finalmente se efectuaron los siguientes cálculos:

$$\% \text{ de limos y arcillas} = \frac{\text{Lectura a los 40 seg.} - \text{lectura del blanco a los 40 seg.}}{\text{peso del suelo seco}} \times 100$$

$$\% \text{ de arcillas} = \frac{\text{Lectura a las dos horas} - \text{lectura del blanco a las dos horas}}{\text{peso del suelo seco}} \times 100$$

$$\% \text{ de arenas} = 100 - \% \text{ de limo y arcilla}$$

$$\% \text{ de limos} = \% \text{ de limos y arcillas} - \% \text{ de arcillas}$$

Se hicieron correcciones en las lecturas del hidrómetro. Por cada grado arriba de los 20° C se agregaron 0.2 unidades y por cada grado abajo se restaron 0.2 unidades; posteriormente se realizó la clasificación textural con base en el triángulo de texturas.

2.3.2. Determinación de la densidad real del suelo.

La densidad real del suelo se calculó según el estándar internacional ISO 11508 para la determinación de la densidad de partículas del suelo. El método para determinar la masa de la densidad real de las partículas que componen el suelo, requiere de un picnómetro que es un recipiente de vidrio de un volumen conocido (20 cm^3), con una tapa que sella herméticamente.

El proceso fue el siguiente: se pesó el picnómetro seco y vacío (m_0) posteriormente se agregaron al picnómetro 10 gramos de suelo seco y se registró el peso (m_s). Se agregó agua destilada, hervida y fría hasta la mitad del recipiente a fin de que el suelo se humedeciera de manera total. Una vez que el suelo estuvo húmedo se agregó agua destilada con una jeringa.

Una vez que el picnómetro se encontró saturado, se registró su peso (m_{sw}). A continuación, se determinó la densidad del agua según su temperatura en una tabla de valores establecidos por el método. Finalmente, se retiró el suelo del picnómetro y se llenó con agua destilada, hervida y fría para registrar el peso (m_w). Se realizaron los cálculos mencionados en el método.

2.3.3. Determinación del pH del suelo.

Para cada una de las 120 muestras de suelo tamizadas a 2 milímetros, se pesó la cantidad de 10 gramos, mismos que se almacenaron en recipientes de vidrio. La relación de la solución empleada fue de 1:10, por lo que se agregaron 100 mililitros de agua destilada a cada envase de vidrio.

Las muestras se agitaron a 90 revoluciones por minuto (r.p.m.), por un periodo de 30 minutos, después se dejaron reposar por 2 horas para hacer lectura

del pH con un potenciómetro con electrodo de vidrio. La calibración se hizo con sustancias *buffer* (Baxter) de un pH de 4.0 y de 7.0 a 20° C. Cada 20 lecturas se calibró el instrumento.

2.3.4. Determinación de la capacidad de intercambio catiónico.

Este análisis se hizo según el estándar internacional ISO 11260. El método se basó en un nivel de saturación con cloruro de bario (Ba Cl [0.1 mol/L]). Se pesaron 2.5 gramos de suelo en envases de plástico, posteriormente se adicionó 30 mililitros de la solución de saturación, se agitó por 1 hora a 120 r.p.m., se centrifugó a 3000 r.p.m. durante 10 minutos.

El contenido se decantó y la solución resultante se transfirió a un matraz volumétrico de 100 mililitros. Este proceso de saturación se repitió dos veces más a fin de tener tres volúmenes del extracto en el matraz volumétrico. Posteriormente, se aforó el matraz volumétrico de 100 mililitros con la solución de cloruro de bario (Ba Cl) 0.1 mol/L. Finalmente este fluido estuvo listo para leer Na^+ , K^+ , Ca^{+2} y Mg^{+2} . Donde Na^+ y K^+ fue por flama y Ca^{+2} y Mg^{+2} por absorción atómica en un espectrofotómetro.

2.3.5. Determinación del carbono orgánico del suelo.

El carbono orgánico se determinó mediante oxidación sulfocrómica por titulación con una solución de dicromato de potasio C ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) 0,27 mol/L. El proceso requirió de 0.2 gramos de suelo seco y tamizado a 2 milímetros. Esta cantidad de suelo se puso en un matraz Erlenmeyer y se agregaron 5 mililitros de

dicromato de potasio y 10 mililitros de ácido sulfúrico, luego se agitó y se dejó reposar por 30 minutos.

A continuación se adicionaron 100 mililitros de agua destilada y se dejó enfriar. Después se agregaron 5 gotas de bariosulfato de difenilamina y se procedió a titular con la solución de sulfato ferroso (FeSO_4) hasta que se alcanzó un color verde esmeralda. El método consiste en oxidar el C orgánico.

2.3.6. Determinación del nitrógeno y fósforo del suelo.

La concentración del N total y P total se determinó con el método de digestión ácida de Kjeldahl y las lecturas de los extractos se realizaron por medio de un auto analizador por colorimetría.

2.3.7. Determinación de amonio y nitratos del suelo.

La concentración de amonio y de nitratos del suelo se determinó con los extractos producto del método de digestión ácida de Kjeldahl, empleado para la determinación de la concentración del N total y el P total. Las lecturas de los extractos se realizaron utilizando un auto analizador por colorimetría.

2.4. Análisis estadísticos.

La variación en las concentraciones de carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P), nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+), cociente C:N, cociente C:P, cociente N:P, cociente $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$, pH, sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2}), fue estimada con un análisis de varianza de dos factores: a) la edad de regeneración y b) la profundidad del suelo para cada cronosecuencia (húmeda y

seca). Cuando un factor fue significativo se realizaron comparaciones múltiples con la Prueba de Tukey ($p > 0.05$) corregida por Bonferroni ($p = 0.05$). Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico SPSS versión 10.0 para Windows.

Las diferencias entre los climas se realizaron con la Prueba de "t" de "Student" de una cola ($p > 0.05$).

III. RESULTADOS

3.1 CRONOSECUENCIA SECA vs CRONOSECUENCIA HÚMEDA.

Las marcadas diferencias en la precipitación entre la cronosecuencia seca (800 mm) y la húmeda (2,500 mm) influyeron sobre las características químicas y de nutrientes del suelo. El pH de la cronosecuencia seca fue más ácido que el de la cronosecuencia húmeda ($p < 0.05$), sin embargo, la capacidad de intercambio catiónico no fue estadísticamente diferente entre las dos cronosecuencias ($p > 0.05$). Las concentraciones de Na^+ y K^+ del suelo fueron 1.95 y 1.92 veces mayores en la cronosecuencia húmeda que en la seca ($p < 0.05$ y $p < 0.05$, respectivamente); en contraste, las concentraciones de Ca^{+2} y Mg^{+2} del suelo de la cronosecuencia seca fueron 1.55 y 2.05 veces mayores que las del suelo de la cronosecuencia húmeda ($p < 0.05$ y $p < 0.05$, respectivamente). Las concentraciones de Ct y Pt del suelo de la cronosecuencia húmeda fueron 1.5 y 2.1 veces mayores que las del suelo en la cronosecuencia seca ($p < 0.05$ y $p < 0.05$, respectivamente). En contraste, no sólo la concentración de Nt del suelo fue mayor en la cronosecuencia seca que en la cronosecuencia húmeda (17.5 mg N Kg^{-1} , y 14.10 mg N Kg^{-1} , respectivamente) ($p < 0.05$); además las concentraciones de amonio y nitratos en la cronosecuencia seca fueron 1.4 y 2.05 veces mayores que en la cronosecuencia húmeda ($p < 0.05$ y $p < 0.05$, respectivamente).

3.2. DENSIDAD REAL Y TEXTURA DEL SUELO.

DENSIDAD REAL

En la cronosecuencia seca los valores de la densidad real del suelo oscilaron entre 1.78 mg/cm^3 para el bosque con 20 años de regeneración y 2.40 mg/cm^3 en el bosque con 30 años de regeneración. Los bosques de 5 y 20 años de regeneración presentaron la menor densidad real en relación a los demás sitios (Figura 3.1). Los sitios con 20 y 30 años de regeneración presentaron el suelo más denso en la parte superficial (0-10 cm), mientras que el bosque maduro y los bosques con 10, 5 y 2 años de regeneración así como el cultivo presentaron la menor densidad real en el suelo profundo (10-20 cm) (Tabla 1 y Figura 3.1).

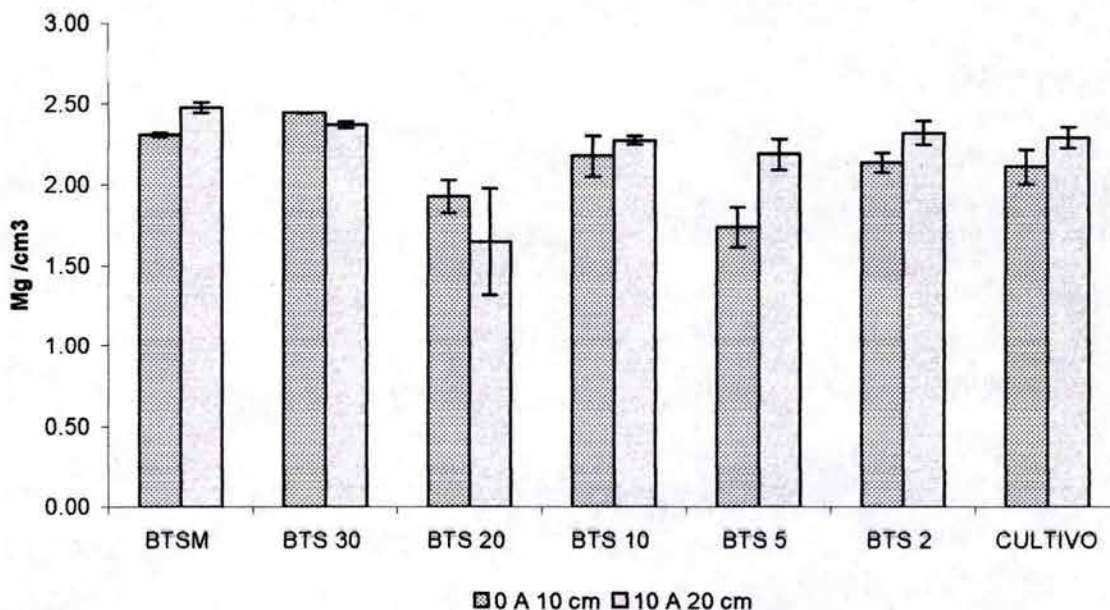


Figura 3.1. Comportamiento de la densidad real del suelo (mg/cm^3) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO.

En la cronosecuencia húmeda, la densidad real del suelo osciló entre 2.38 mg/cm^3 en el bosque maduro y 1.92 mg/cm^3 correspondiente al suelo del bosque con 20 años de regeneración (Tabla 3.2). La densidad real del suelo tuvo un comportamiento diferenciado con relación a la profundidad del suelo: en los sitios de bosque maduro y con 20 años de regeneración el suelo fue más denso en la parte superficial (0-10 cm) que en la profundidad de 10-20 cm. En contraste, en el bosque con 5 años de regeneración y el cultivo el suelo fue más denso en la profundidad de 10-20 cm que en la profundidad superficial (Tabla 2 y Figura 3.2).

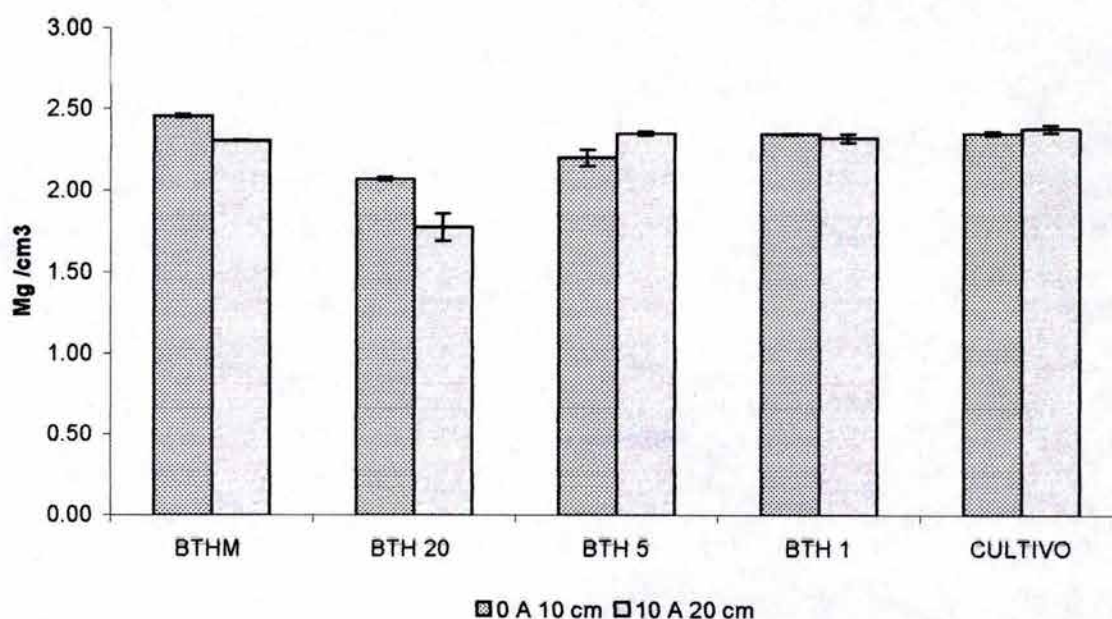


Figura 3.2. Comportamiento de la densidad real del suelo (mg/cm^3) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia húmeda. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO.

TEXTURA

La textura de los suelos de la cronosecuencia seca tuvo marcadas diferencias con respecto a la edad y la profundidad del suelo (Tabla 3). La textura de los suelos de las dos profundidades del bosque maduro, los bosques con 5 y 30 años de regeneración fue franco-arcillosa (Tabla 3 y Figura 3.3). En contraste, los suelos de los bosques con 2 y 10 años de regeneración se definieron como textura arcillosa (Figura 3.3). El cultivo fue clasificado como un suelo franco en la profundidad de 0-10 cm, mientras que en la profundidad de 10-20 cm el suelo fue de una textura franco-arcillosa (Tabla 3 y Figura 3.3).

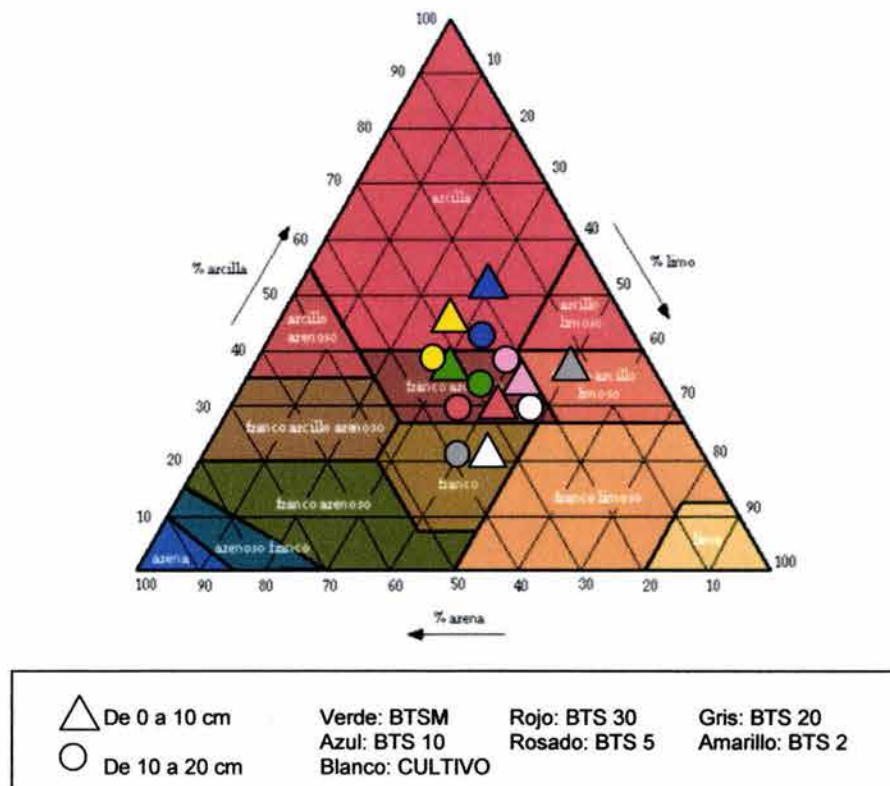


Figura 3.3. Textura del suelo (de acuerdo a la clasificación de la USDA) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO.

En la cronosecuencia húmeda la textura del suelo del bosque maduro, los bosques con 1 y 20 años de regeneración y el cultivo fue franca en el suelo superficial (0-10 cm) y en el suelo profundo (10-20 cm) (Figura 3.4). En contraste, la textura del suelo del bosque con 5 años de regeneración fue franco-limosa, con menor contenido de arcilla y arena que los demás sitios de la cronosecuencia húmeda (Tabla 4).

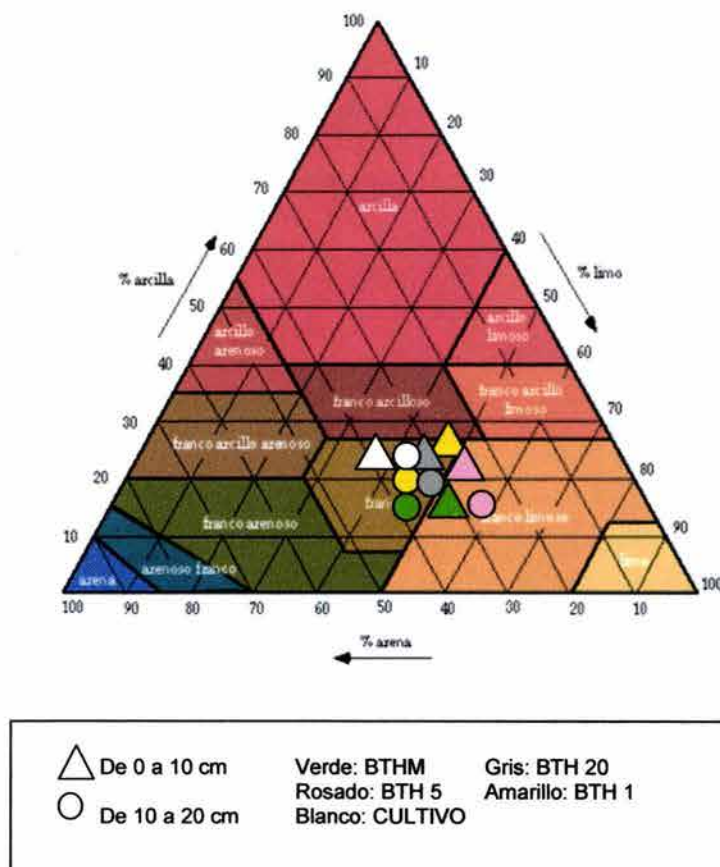


Figura 3.4. Textura del suelo (de acuerdo a la clasificación de la USDA) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia húmeda. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO.

3.3. POTENCIAL DE HIDRÓGENO Y CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO.

POTENCIAL DE HIDRÓGENO

Los suelos de la cronosecuencia seca van de fuertemente ácidos (4.49 ± 0.7), a medianamente ácidos (5.96 ± 0.06) (Tabla 6). El potencial de hidrógeno del suelo (pH), varió significativamente con la edad de regeneración ($F = 29.15$, $p < 0.001$) (Tabla 5): el pH del suelo del bosque con 5 años de regeneración tuvo el pH más neutro, seguido de los bosques con 2 y 30 años de regeneración; por el contrario, el bosque maduro y el bosque con 20 años de regeneración fueron los suelos más ácidos (Figura 3.5).

Asimismo, el pH del suelo de los bosques de la cronosecuencia seca varió significativamente con la profundidad del suelo ($F = 5.70$, $p = 0.020$) (Tabla 5): en todos los sitios de bosque con edad de regeneración, la acidez del suelo fue mayor en superficie (0-10 cm) que en la parte profunda (0-20 cm) con la excepción del bosque con 5 años (Tabla 6). Sin embargo, la interacción entre la edad y la profundidad no fue estadísticamente significativa ($F = 0.57$, $p = 0.752$) (Tabla 5, Figura 3.5).

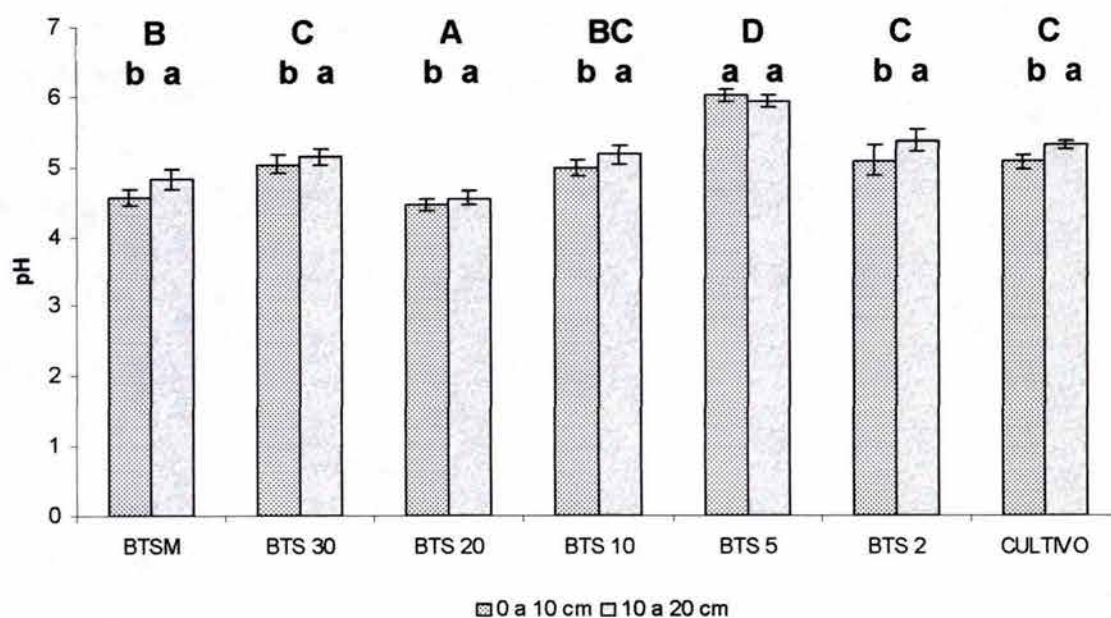


Figura 3.5. pH del suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo y las letras minúsculas indican diferencias entre la profundidad del suelo, en ambos casos ($p < 0.05$).

En los bosques de la cronosecuencia húmeda el pH del suelo osciló entre 4.7 ± 0.09 y 6.8 ± 0.09 (Figura 3.6 y Tabla 9). El pH del suelo fue significativamente diferente con la edad de regeneración ($F = 65.40$, $p < 0.001$) (Tabla 8). Los suelos del bosque maduro y con 5 años de regeneración presentaron valores de acidez muy fuerte, mientras que el pH de los suelos de los bosques con 1 y 20 años de regeneración mostraron una acidez intermedia; en contraste el pH del suelo bajo el cultivo fue neutro (6.8 ± 0.009). En ésta cronosecuencia, el pH del suelo también varió significativamente con la profundidad del suelo ($F = 7.21$, $p = 0.010$) (Tabla 8), los suelos en superficie (0-10 cm) fueron más ácidos que los suelos profundos. Sin embargo la interacción de ambos factores no fue estadísticamente significativa ($F=1.09$, $p = 0.374$) (Tabla 8).

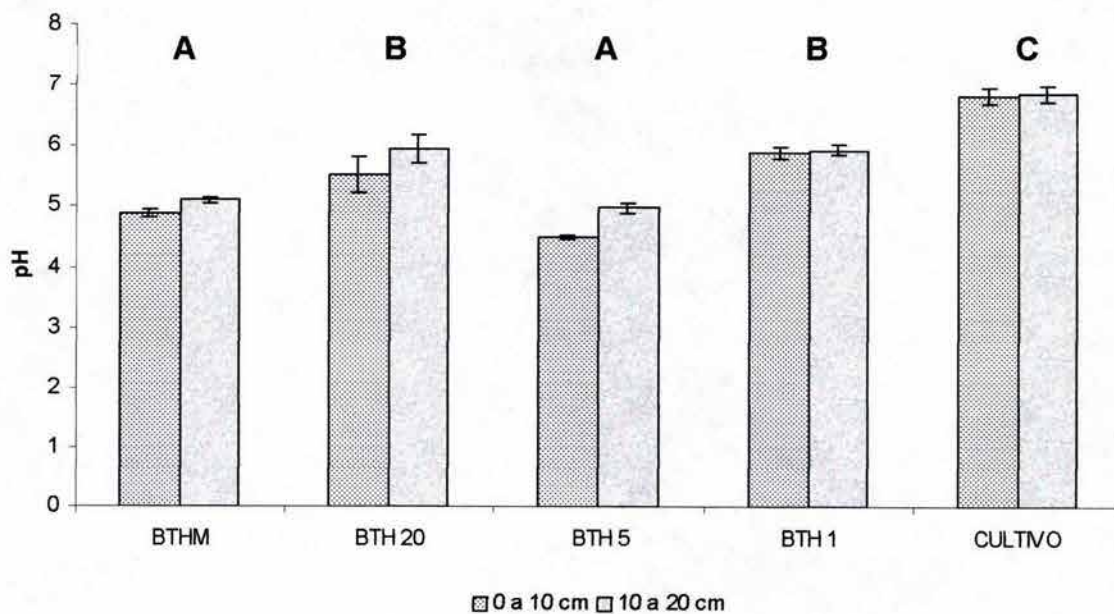


Figura 3.6. pH del suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia húmeda. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

SODIO

En la cronosecuencia seca, la concentración de sodio (Na^+) del suelo varió significativamente con la edad de regeneración ($F = 10.15$, $p < 0.001$) (Tabla 5): la mayor concentración de sodio (Na^+) se presentó en los suelos del cultivo y el bosque con 10 años de regeneración (0.57 ± 0.05 cmol^+/Kg y 0.51 ± 0.04 cmol^+/Kg , respectivamente) (Tabla 6), mientras que las menores concentraciones se presentaron en el bosque maduro, y los bosques con 30, 20, 5 y 2 años de regeneración (Figura 3.7). Sin embargo, la concentración de Na^+ no fue significativamente diferente con la profundidad del suelo ($F = 0.09$, $p = 0.760$), ni con la interacción de la edad con la profundidad ($F = 0.863$, $p = 0.528$) (Tabla 5).

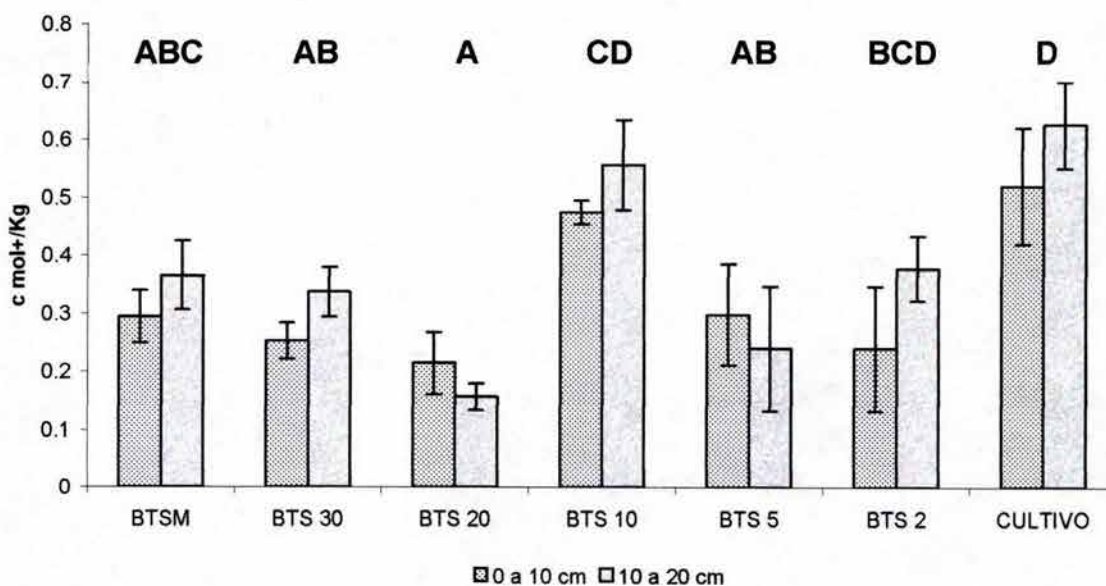


Figura 3.7. Comportamiento del sodio (Na^+) en el suelo (cmol^+/Kg) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda, la concentración de Na^+ del suelo fue significativamente diferente con la edad de regeneración ($F = 7.89$, $p < 0.001$), pero no varió estadísticamente con la profundidad del suelo ($F = 0.395$, $p = 0.533$). Sin embargo, la interacción entre la edad de regeneración y la profundidad del suelo fue estadísticamente significativa ($F = 8.50$, $p < 0.001$) (Tabla 8).

La mayor concentración de Na^+ del suelo fue mayor en los bosques con 1 y 5 años de regeneración en relación al bosque maduro, con 20 años y el cultivo. Sin embargo en los bosques con 1 y 5 años de regeneración, la concentración de Na^+ fue significativamente mayor de 0-10 cm que de 10-20 cm (Figura 3.8), en contraste, la concentración de Na^+ del suelo en el bosque maduro, el bosque con 20 años de regeneración y el cultivo fue significativamente mayor de 10-20 cm que de 0-10 cm (Tabla 9).

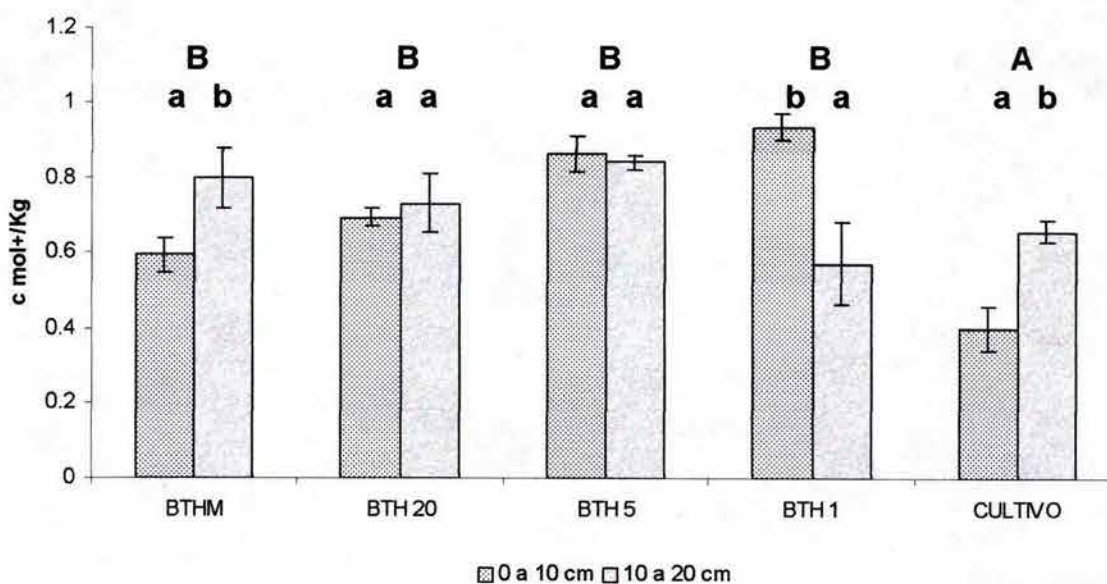


Figura 3.8. Comportamiento del sodio (Na^+) en el suelo (cmol+/Kg) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia húmeda. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo y las letras minúsculas indican diferencias entre la profundidad del suelo, en ambos casos ($p < 0.05$).

POTASIO

En la cronosecuencia seca la concentración de potasio (K^+) del suelo fue estadísticamente diferente con la edad de regeneración ($F = 18.41$, $p < 0.001$) y con la profundidad del suelo ($F = 6.08$, $p = 0.017$); sin embargo, la interacción entre los dos factores no fue estadísticamente significativa ($F = 0.37$, $p = 0.893$) (Tabla 5). La mayor concentración de potasio (K^+) en el suelo se registró bajo los bosques con 2 y 10 años de regeneración (0.40 ± 0.05 $cmol+/Kg$ y 0.36 ± 0.06 $cmol+/Kg$, respectivamente) (Tabla 6); con respecto a los bosques maduros, con 30, 20 y 5 años de regeneración, siendo el valor mínimo el del bosque con 30 años de regeneración (0.02 ± 0.02 $cmol+/Kg$) (Tabla 6). La concentración de K^+ en el suelo fue significativamente mayor en la profundidad superficial (0-10 cm) que en la profunda (10-20 cm) (Figura 3.9).

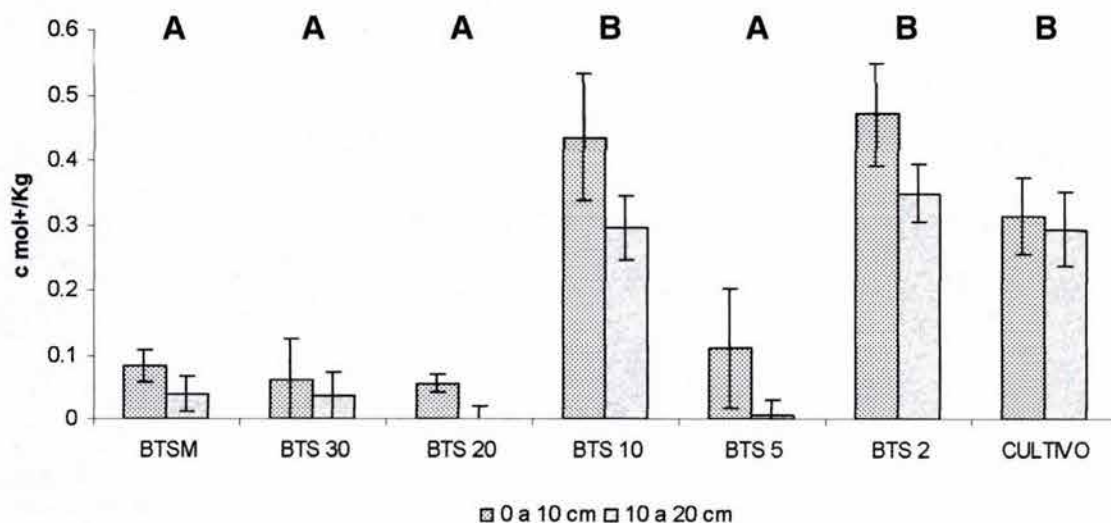


Figura 3.9. Comportamiento del potasio (K^+) en el suelo ($cmol+/Kg$) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda, la concentración de potasio (K^+) del suelo fue estadísticamente diferente con la edad de regeneración ($F = 13.82$, $p < 0.001$). En contraste la profundidad del suelo ($F = 1.67$, $p = 0.203$) y con la interacción de ambos factores no se presentó esta diferencia estadísticamente significativa ($F = 0.98$, $p = 0.425$) (Tabla 8).

El suelo bajo el cultivo presentó la mayor concentración de potasio (K^+) en el suelo (0.97 ± 0.14 $cmol^+/Kg$), con respecto a todos los bosques (Tabla 9, Figura 3.10). Sin embargo, cabe señalar que la concentración de K^+ del suelo decreció significativamente con la edad del bosque (bosque maduro < bosque de 20 años < bosque de 5 años < bosque 1 año de regeneración) (Tabla 9).

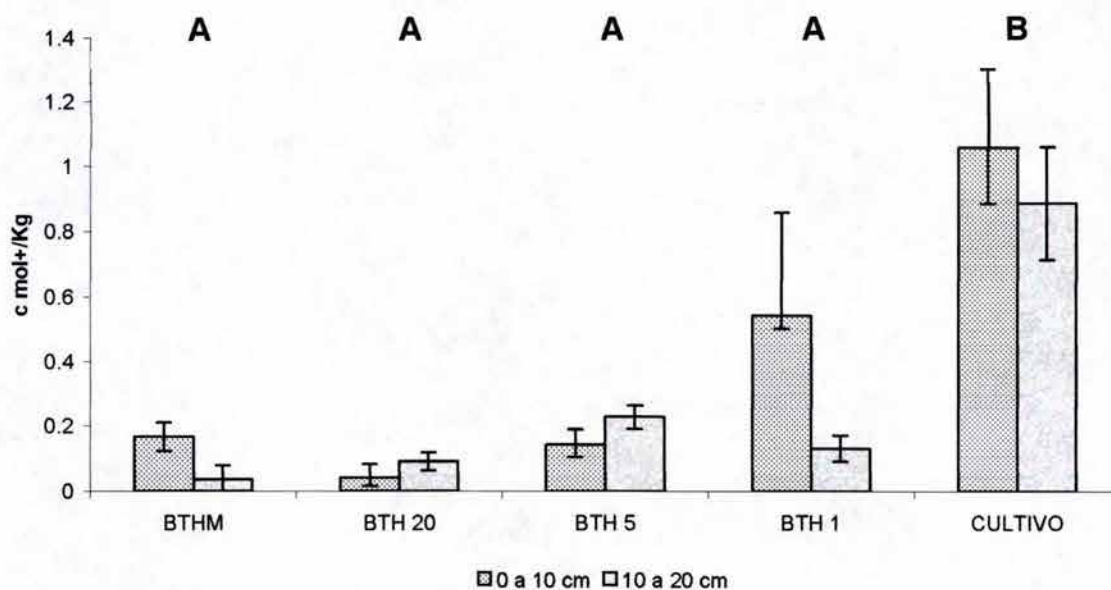


Figura 3.10. Comportamiento del potasio (K^+) en el suelo ($cmol^+/Kg$) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia húmeda. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

CALCIO

En la cronosecuencia seca, la concentración de calcio (Ca^{+2}) del suelo fue estadísticamente significativa con la edad de regeneración ($F = 12.73$, $p < 0.001$). Sin embargo, la concentración de Ca^{+2} no fue estadísticamente diferente con profundidad del suelo ($F = 1.37$, $p = 0.246$), ni con la interacción de la edad de regeneración y la profundidad del suelo ($F = 0.05$, $p = 0.999$) (Tabla 5).

La mayor concentración de Ca^{+2} en el suelo se presentó en el cultivo (7.01 ± 0.24 $\text{cmol}^{+}/\text{Kg}$) con relación a todos los bosques de diferente edad de regeneración (Figura 3.11). Sin embargo, cabe señalar que la menor concentración de Ca^{+2} del suelo la encontramos en el bosque con 5 años de regeneración (0.52 ± 0.13 $\text{cmol}^{+}/\text{Kg}$); mientras que los bosques maduro, con 30, 20, 10 y 2 años de regeneración presentaron los valores intermedios (Tabla 6).

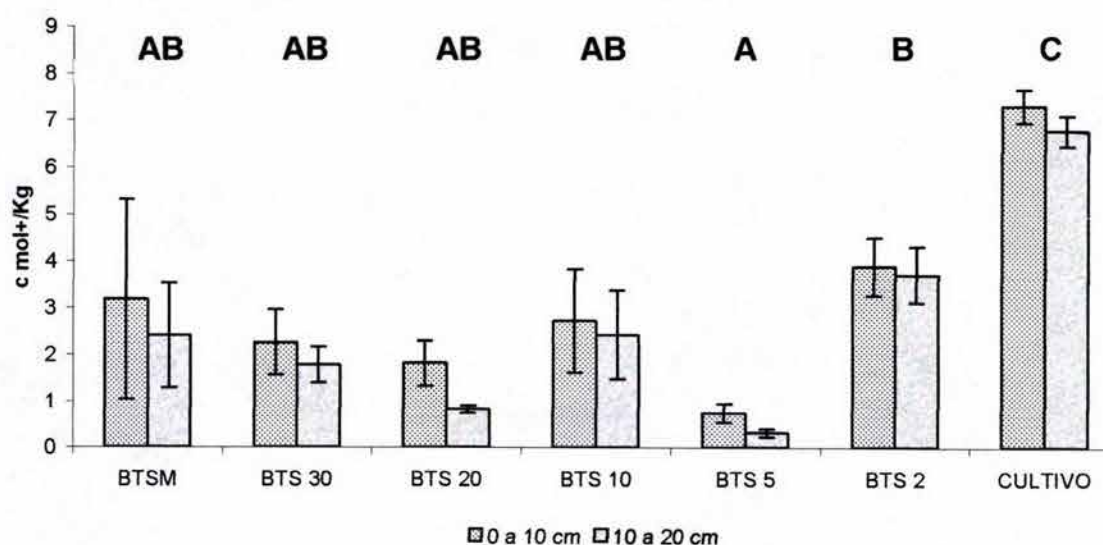


Figura 3.11. Comportamiento del calcio (Ca^{+2}) en el suelo ($\text{cmol}^{+}/\text{Kg}$) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda, la concentración de calcio (Ca^{+2}) del suelo fue estadísticamente diferente con la edad del suelo ($F = 8.55$, $p < 0.001$). Sin embargo la profundidad ($F = 1.68$, $p = 0.201$) y la interacción de los dos factores no modificó estadísticamente la concentración de Ca^{+2} del suelo ($F = 1.95$, $p = 0.119$) (Tabla 8).

El cultivo y el bosque con 1 año de regeneración presentaron una mayor concentración de calcio (4.05 ± 0.36 y 2.93 ± 1.02 cmol^+/Kg) con relación a los bosques maduro y con 20 y 5 años de regeneración (0.82 ± 0.22 cmol^+/Kg , 0.91 ± 0.18 cmol^+/Kg y 1.45 ± 0.19 cmol^+/Kg respectivamente) (Tabla 9; Figura 3.11).

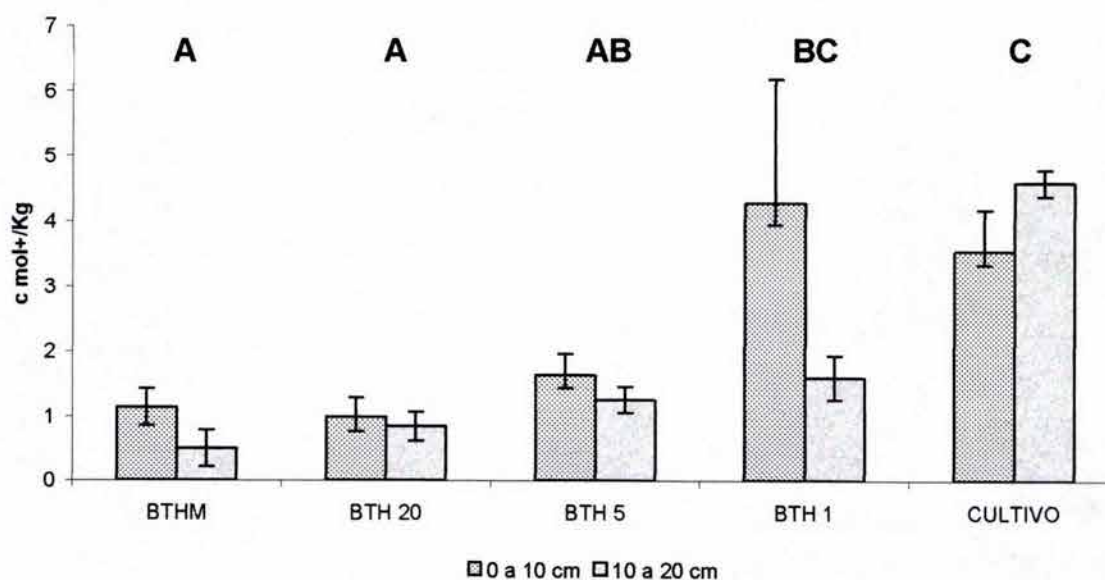


Figura 3.12. Comportamiento del calcio (Ca^{+2}) en el suelo (cmol^+/Kg) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia húmeda. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

MAGNESIO

En la cronosecuencia seca, la concentración de magnesio (Mg^{+2}) del suelo mostró una diferencia estadísticamente significativa con la edad de regeneración ($F = 43.01$, $p < 0.001$). En tanto, la concentración de magnesio del suelo no varió significativamente con la profundidad del suelo ($F = 2.09$, $p = 0.154$), ni con la interacción de la edad de regeneración y la profundidad del suelo ($F = 0.70$, $p = 0.645$) (Tabla 5).

El suelo bajo el cultivo tuvo la mayor concentración de Mg^{+2} (2.30 ± 0.15 $cmol+/Kg$) que todos los bosques de diferente edad de regeneración (Figura 3.13). Los bosques maduro, con 30, 10, 5 y 2 años de regeneración tuvieron concentraciones intermedias de Mg^{+2} , en contraste el bosque con 20 años de regeneración presentó la menor concentración de Mg^{+2} (0.03 ± 0.03 $cmol+/Kg$).

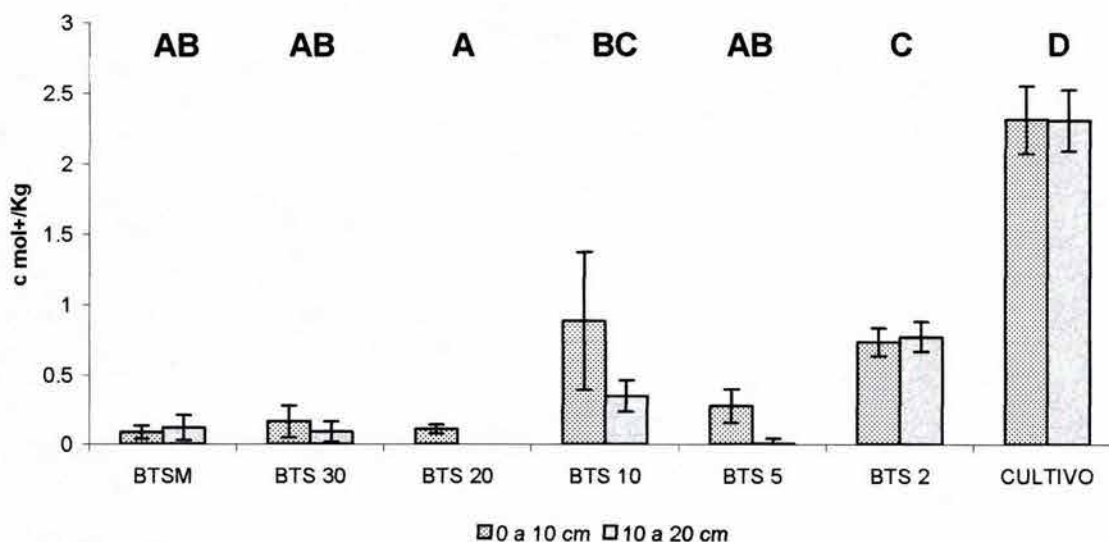


Figura 3.13. Comportamiento del magnesio (Mg^{+2}) en el suelo ($cmol+/Kg$) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda, la concentración de magnesio (Mg^{+2}) del suelo mostró una diferencia estadísticamente significativa con la edad de regeneración ($F = 44.15$, $p < 0.001$). En contraste, la concentración de magnesio fue estadísticamente similar con la profundidad del suelo ($F = 3.31$, $p = 0.076$), asimismo, no varió significativamente con la edad de regeneración y la profundidad del suelo ($F = 1.49$, $p = 0.223$) (Tabla 8).

El suelo del cultivo tuvo la mayor concentración de magnesio (Mg^{+2}) (1.16 ± 0.36 $cmol+/Kg$) con relación a los bosques maduro, con 1, 5 y 20 años de regeneración. Sin embargo, cabe mencionar que los bosques con 1 y 5 años de regeneración tuvieron una mayor concentración de Mg^{+2} (0.36 ± 0.16 $cmol+/Kg$ y 0.09 ± 0.04 $cmol+/Kg$) que los bosques de 20 años de regeneración y el bosque maduro (Figura 3.14).

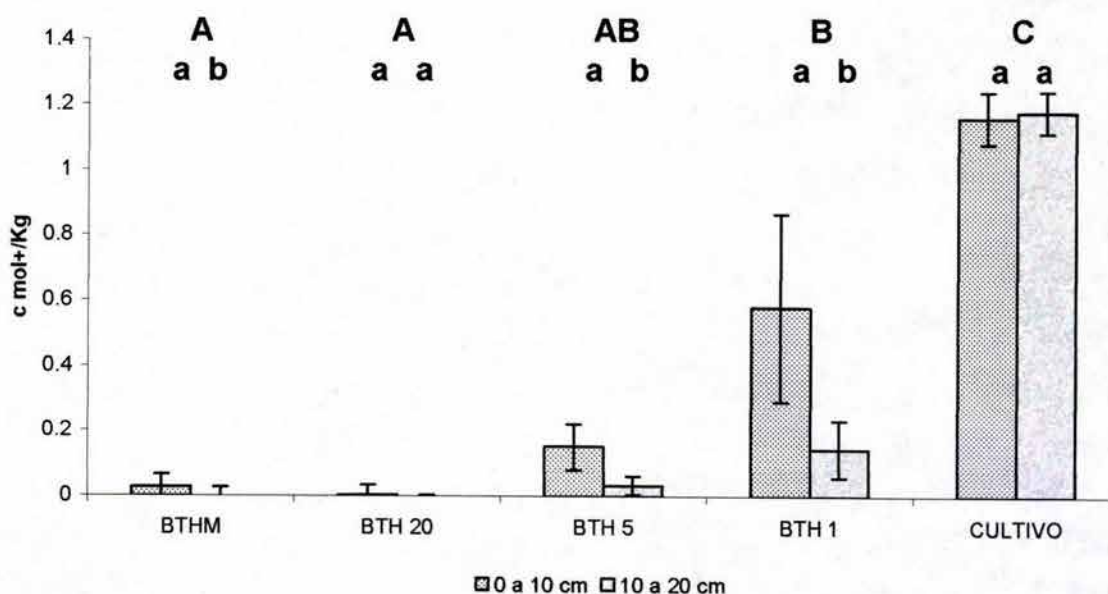


Figura 3.14. Comportamiento del magnesio (Mg^{+2}) en el suelo ($cmol+/Kg$) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia húmeda. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIÓNICO

En la cronosecuencia seca, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo varió significativamente con la edad de regeneración ($F = 29.52$, $p < 0.001$), con la profundidad del suelo ($F = 16.13$, $p < 0.001$), y con la interacción de la edad de regeneración y la profundidad del suelo ($F = 3.91$, $p = 0.002$) (Tabla 5).

La CIC del suelo fue significativamente mayor en el cultivo (28.22 ± 1.83 cmol+/Kg) en relación a todos los bosques con diferente edad de regeneración y el bosque maduro. El bosque con 5 años de regeneración presentó la mayor CIC del suelo con respecto al bosque maduro y los bosques con 30, 20, 10 y 2 años de regeneración (entre 2.57 ± 0.53 cmol+/Kg y 8.07 ± 0.87 cmol+/Kg). La profundidad del suelo de 0-10 cm tuvo la mayor CIC en todos los sitios (Figura 3.15).

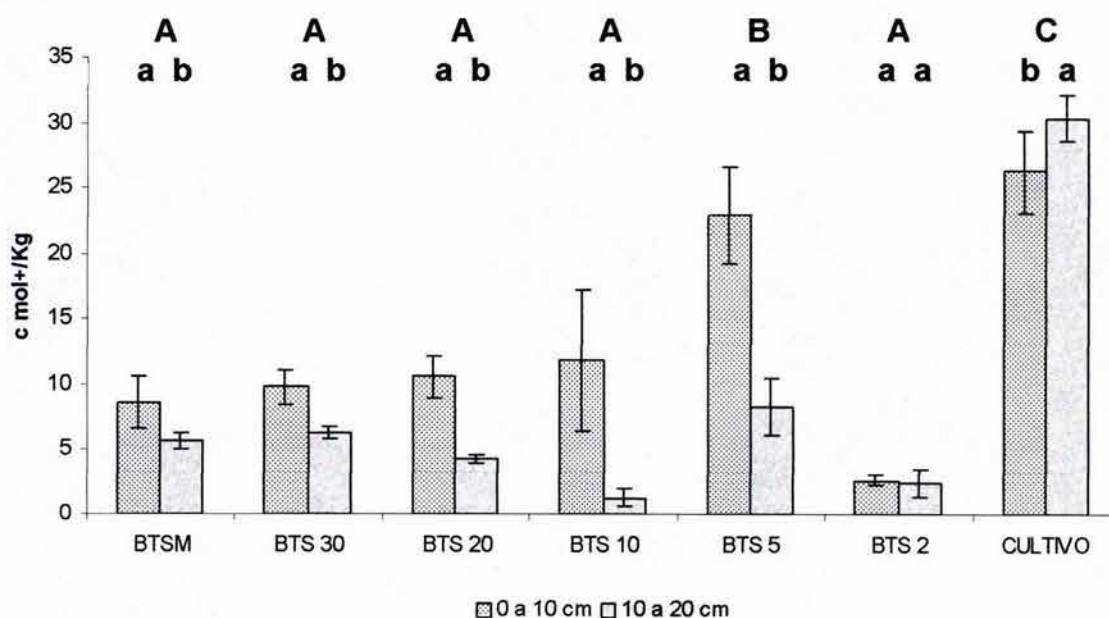


Figura 3.15. Comportamiento de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) en el suelo (cmol+/Kg) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo y las letras minúsculas indican diferencias entre la profundidad del suelo, en ambos casos ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda, la CIC del suelo fue estadísticamente diferente con la edad de regeneración ($F = 13.44$, $p < 0.001$) y con la profundidad del suelo ($F = 8.31$, $p = 0.006$). Sin embargo, la interacción entre la edad de regeneración y la profundidad del suelo no influyó significativamente la CIC del suelo ($F = 1.74$, $p = 0.159$) (Tabla 8).

La mayor CIC del suelo correspondió al cultivo (20.34 ± 0.54 cmol+/Kg) con respecto a los suelos de los bosques maduros y con 1, 5 y 20 años de regeneración. El bosque maduro, con 1 y 5 años de regeneración tuvieron mayor CIC respecto al bosque con 20 años de regeneración (4.97 ± 0.80 cmol+/Kg) (Tabla 9 y Figura 3.16).

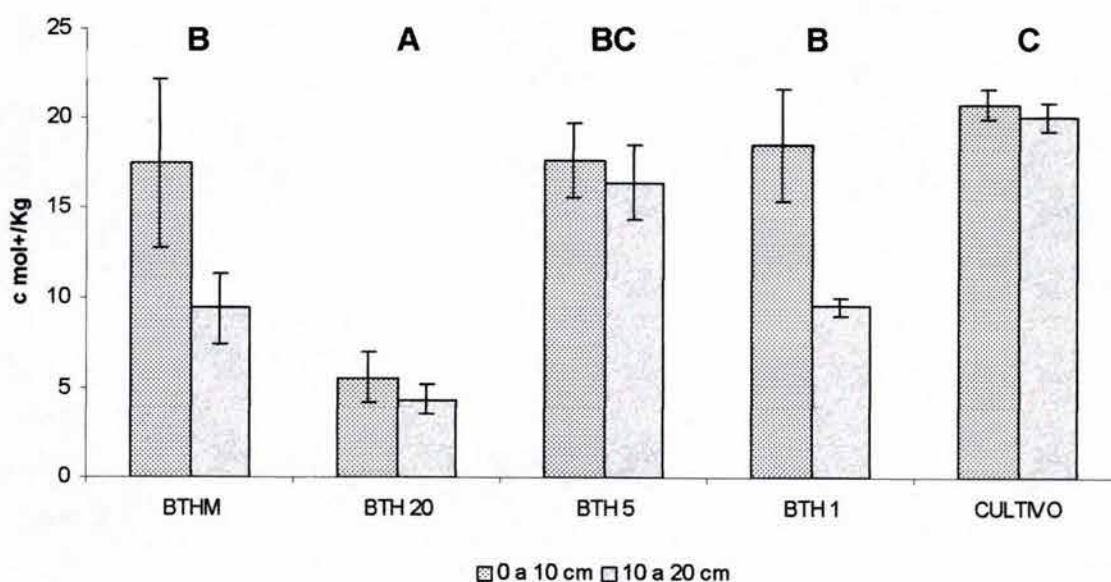


Figura 3.16. Comportamiento de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) en el suelo (cmol+/Kg) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia húmeda. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

3.4. CONCENTRACIONES DE CARBONO, NITRÓGENO Y FÓSFORO Y SUS COCIENTES.

CARBONO

En la cronosecuencia seca, la concentración de carbono del suelo (C) varió estadísticamente con la edad de regeneración ($F = 56.99$, $p < 0.001$), con la profundidad del suelo ($F = 76.30$, $p < 0.001$), y con la interacción de los dos factores ($F = 7.35$, $p < 0.001$) (Tabla 11).

La mayor concentración de carbono (C) del suelo se presentó en los bosques con 20 y 30 años de regeneración (131.66 ± 16.12 mg C Kg⁻¹ y 120.92 ± 11.97 mg C Kg⁻¹, respectivamente) con respecto al cultivo, los bosques maduro y con años 10, 5 y 2 años de regeneración (Tabla 12).

Asimismo, cabe señalar que en los bosques con 10, 20 y 30 años de regeneración la concentración de C en el suelo fue mayor en la profundidad de 0-10 cm que en la de 10-20 cm; Sin embargo, la concentración de C en el sustrato edáfico bajo cultivo y del bosque con 2 años de regeneración no fue estadísticamente diferente entre las dos profundidades del suelo (Figura 3.17).

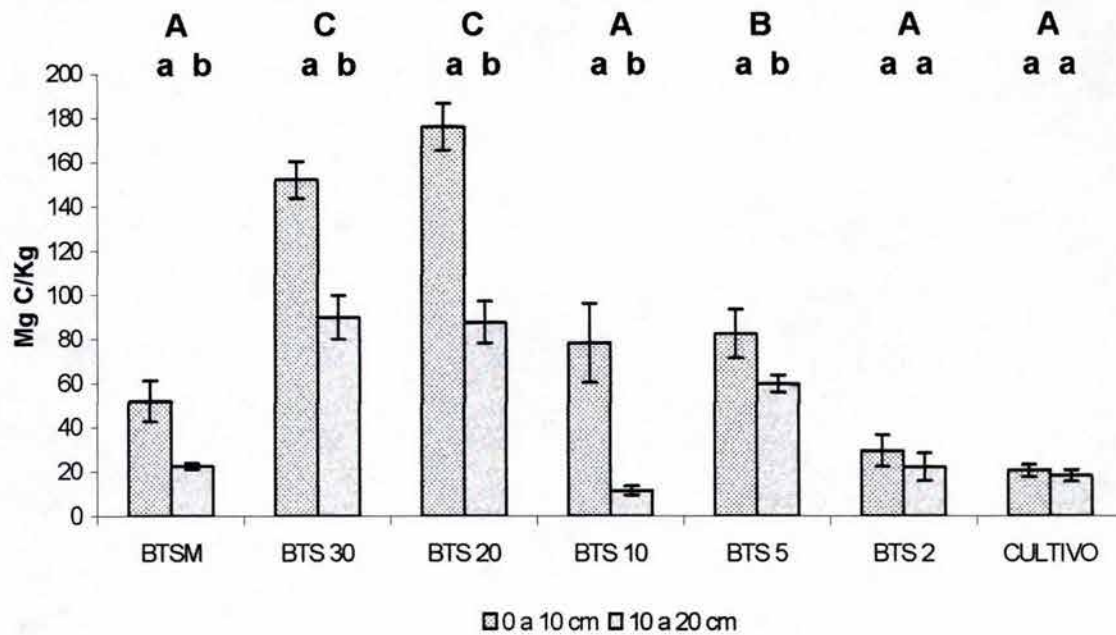


Figura 3.17. Comportamiento del carbono (C) en el suelo (mg C Kg^{-1}) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo y las letras minúsculas indican diferencias entre la profundidad del suelo, en ambos casos ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda, la concentración de carbono (C) del suelo fue significativamente distinta respecto a la edad de regeneración ($F = 8.40$, $p < 0.001$), la profundidad del suelo ($F = 23.43$, $p < 0.001$); y la interacción de los dos factores ($F = 3.90$, $p = 0.009$) (Tabla 14).

El carbono (C) del suelo alcanza su valor máximo en el bosque con 1 año de regeneración y el bosque maduro (112.45 ± 12.8 mg C Kg⁻¹ y 94.68 ± 16.17 mg C Kg⁻¹, respectivamente) con relación al bosque con 20 años de regeneración (51.15 ± 5.88 mg C Kg⁻¹), el cultivo y el bosque con 5 años de regeneración (Tabla 15). La concentración de C en el suelo fue significativamente mayor en la profundidad de 0-10 cm que en la de 10-20 cm; con la excepción del bosque con 5 años de regeneración y el cultivo donde la concentración de C del suelo fue estadísticamente similar entre ambas profundidades (Tabla 11 y Figura 3.18).

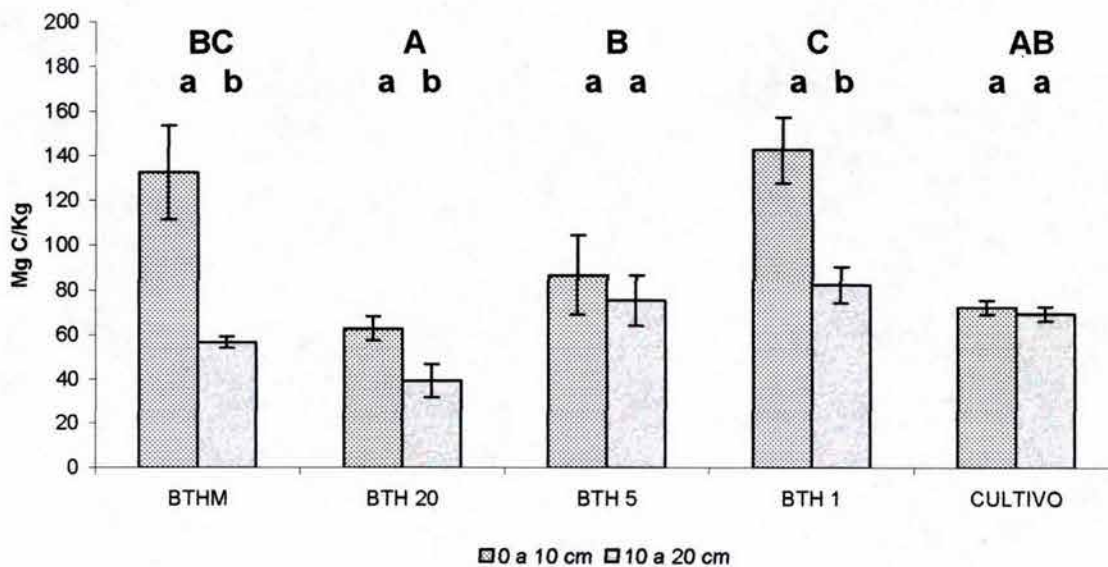


Figura 3.18. Comportamiento del carbono (C) en el suelo (mg /Kg) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo y las letras minúsculas indican diferencias entre la profundidad del suelo, en ambos casos ($p < 0.05$).

NITRÓGENO

En la cronosecuencia seca la concentración de nitrógeno (N) del suelo varió significativamente con la edad de regeneración ($F = 2.90$, $p = 0.015$) y con la profundidad del suelo ($F = 4.92$, $p = 0.031$). Sin embargo la interacción entre la edad de regeneración y la profundidad del suelo no afectó significativamente la concentración de N del suelo ($F = 1.30$, $p = 0.270$) (Tabla 11).

La concentración de N del suelo de los bosques maduro, con 10, 5 y 2 años de regeneración y el cultivo fue estadísticamente mayor que la de los bosques con 20 y 30 años de regeneración (13.94 ± 2.12 y 14.17 ± 3.93 mg N Kg⁻¹, respectivamente) (Tabla 12). En general la concentración de N del suelo fue significativamente mayor en la profundidad de 0-10 cm que en la de 10-20 cm de profundidad, con la excepción del bosque maduro y con 20 años (Figura 3.19).

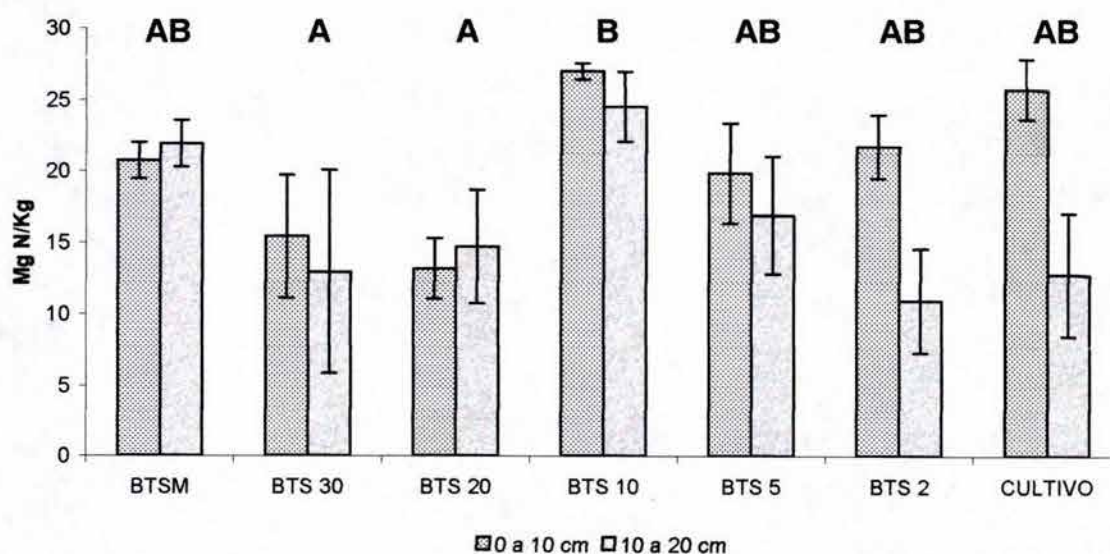


Figura 3.19. Comportamiento del nitrógeno (N) en el suelo (mg N Kg⁻¹) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda la concentración de nitrógeno (N) del suelo varió estadísticamente con la edad de regeneración ($F = 4.45$, $p = 0.005$), pero fue estadísticamente similar entre las dos profundidades del suelo ($F = 0.608$, $p = 0.440$). Sin embargo, cabe señalar que la concentración de N del suelo varió significativamente con la interacción de la edad de regeneración y la profundidad del suelo ($F = 4.12$, $p = 0.007$) (Tabla 14).

La concentración de nitrógeno (N) del suelo bajo el cultivo (19.65 ± 2.28 mg N Kg⁻¹) y el bosque maduro (17.80 ± 3.48 mg N Kg⁻¹) fue significativamente mayor con relación a los bosques con 1, 5 y 20 años de regeneración (11.26 ± 1.17 mg N Kg⁻¹, 11.43 ± 1.78 y 5.35 ± 0.87 mg N Kg⁻¹, respectivamente) (Tabla 15 y Figura 3.20). Sin embargo, cabe señalar que la concentración de N del suelo de los bosques maduro, con 1 y 20 años de regeneración fue significativamente mayor en la profundidad de 0-10 cm que en la de 10-20 cm; sin embargo, en el bosque con 5 años y el cultivo la concentración de N en el suelo con respecto a la profundidad siguió el patrón contrario (Tabla 15 y Figura 3.20).

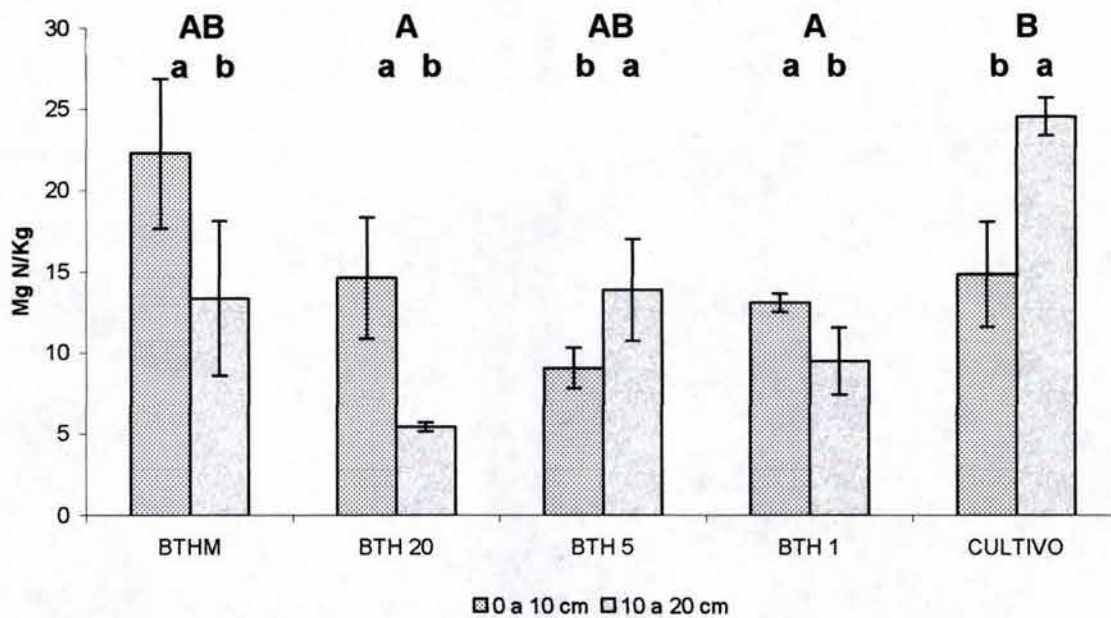


Figura 3.20. Comportamiento del nitrógeno (N) en el suelo (mg N Kg^{-1}) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo y las letras minúsculas indican diferencias entre la profundidad del suelo, en ambos casos ($p < 0.05$).

FÓSFORO

La concentración de fósforo (P) del suelo fue estadísticamente diferente con la edad de regeneración ($F = 13.48$, $p < 0.001$). Sin embargo, la concentración de P no fue significativa con la profundidad del suelo ($F = 1.99$, $p = 0.164$) ni con la interacción de los dos factores (edad de regeneración y profundidad del suelo) ($F = 1.240$, $p = 0.300$) (Tabla 11).

La concentración de P en el suelo aumentó con la edad de regeneración, por lo que los bosques maduro, con 30 y 20 años de regeneración (8.04 ± 1.34 mg P Kg⁻¹, 7.05 ± 0.39 mg P Kg⁻¹ y 6.99 ± 0.93 mg P Kg⁻¹, respectivamente) tuvieron una mayor concentración de P que el cultivo y los bosques con 2, 5 y 10 años de regeneración con valores que oscilan entre (2.11 ± 0.41 mg P Kg⁻¹ y 3.84 ± 0.43 mg P Kg⁻¹) (Tabla 12 y Figura 3.21).

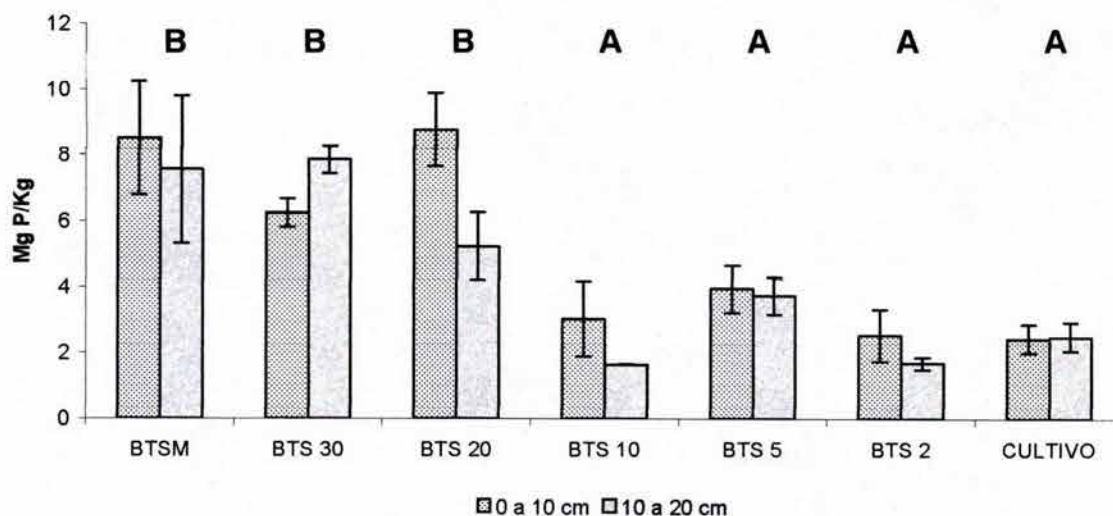


Figura 3.21. Comportamiento del fósforo (P) en el suelo (mg P Kg⁻¹) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda la concentración de fósforo (P) del suelo fue significativamente diferente con la edad de regeneración ($F = 23.58$, $p < 0.001$). Sin embargo, la concentración de P del suelo no varió significativamente con la profundidad del suelo ($F = 3.92$, $p = 0.055$) y la interacción de los dos factores ($F = 0.920$, $p = 0.462$) (Tabla 14).

La concentración de P del suelo en el cultivo (17.55 ± 2.73 mg P Kg⁻¹) fue significativamente mayor que la de los bosques maduro, 20, 5 1 año de regeneración, que oscilaron entre 5.40 ± 0.48 mg P Kg⁻¹ y 9.75 ± 0.80 mg P Kg⁻¹ (Tabla 15 y Figura 3.22). Sin embargo, cabe señalar que la concentración de P del suelo bajo el bosque con 20 años de regeneración fue significativamente menor (5.40 ± 0.48 mg P Kg⁻¹) que la de los bosques maduro, con 1 y 5 años de regeneración (Tabla 15 y Figura 3.22).

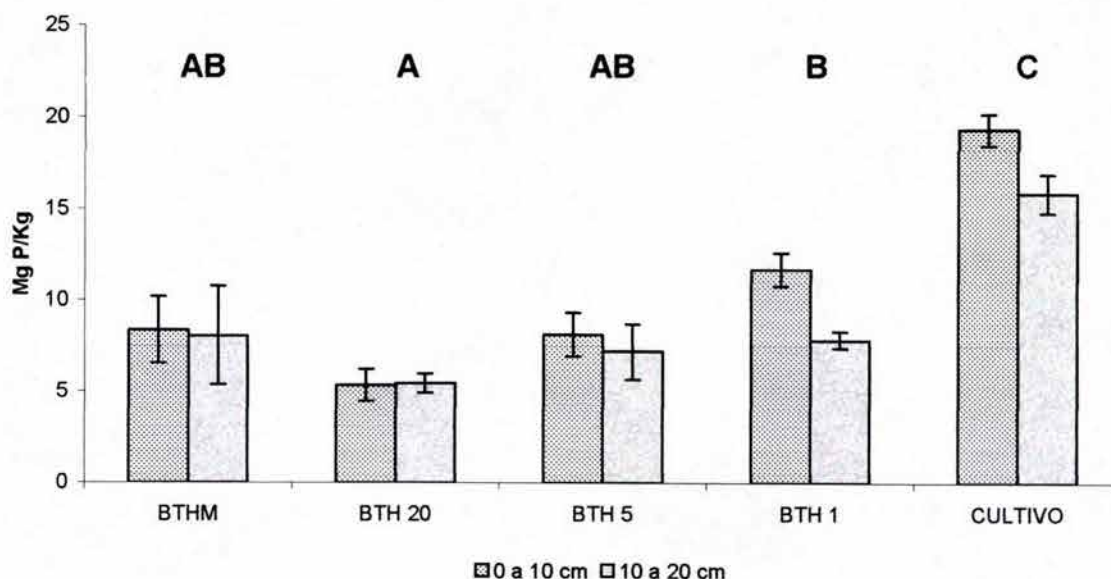


Figura 3.22. Comportamiento del fósforo (P) en el suelo (mg P Kg⁻¹) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

COCIENTE C:N

En la cronosecuencia seca el cociente C:N del suelo presentó una variación significativa con la edad de regeneración ($F = 11.98$, $p < 0.001$), pero no con la profundidad del suelo ($F = 0.541$, $p = 0.465$). El cociente C:N varió de manera significativa con la interacción de los dos factores ($F = 3.23$, $p = 0.008$) (Tabla 11).

El mayor valor del cociente C:N se registró en los suelos de los bosques con 20 y 30 años de regeneración (11.59 ± 1.86 y 15.54 ± 4.16), en relación a los bosques maduro, 20, 10, 5, 2 años de regeneración y el cultivo (Tabla 12 y Figura 3.23). Sin embargo, cabe señalar que el cociente C:N del suelo de la profundidad de 0-10 cm de los bosques maduro, con 20 y 10 años de regeneración fue significativamente mayor que la de 10-20 cm. En cambio, el cociente C:N del suelo de la profundidad de 10-20 cm de los bosques con 30 y 2 años de regeneración y el cultivo fue mayor que en la profundidad de 0-10 cm (Tabla 12 y Figura 3.23).

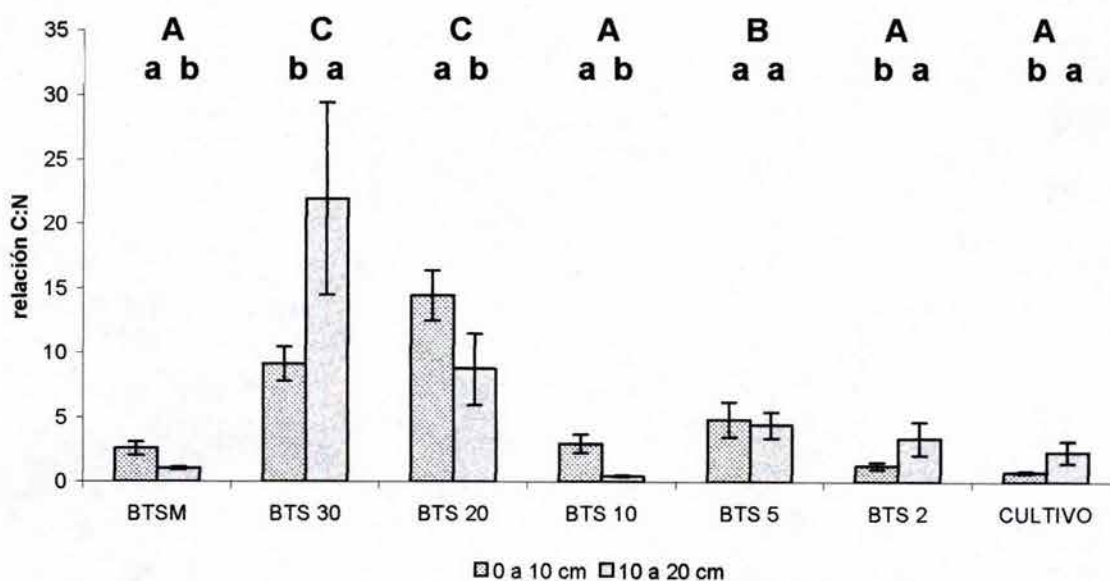


Figura 3.23. Comportamiento del cociente C:N en el suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo y las letras minúsculas indican diferencias entre la profundidad del suelo, en ambos casos ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda el cociente C:N no varió significativamente con la edad de regeneración ($F = 2.11$, $p = 0.096$), ni con la profundidad del suelo ($F = 1.42$, $p = 0.240$); asimismo, la interacción de la edad de regeneración y la profundidad del suelo tampoco afectó significativamente el cociente C:N del suelo ($F = 0.58$, $p = 0.672$) (Tabla 14).

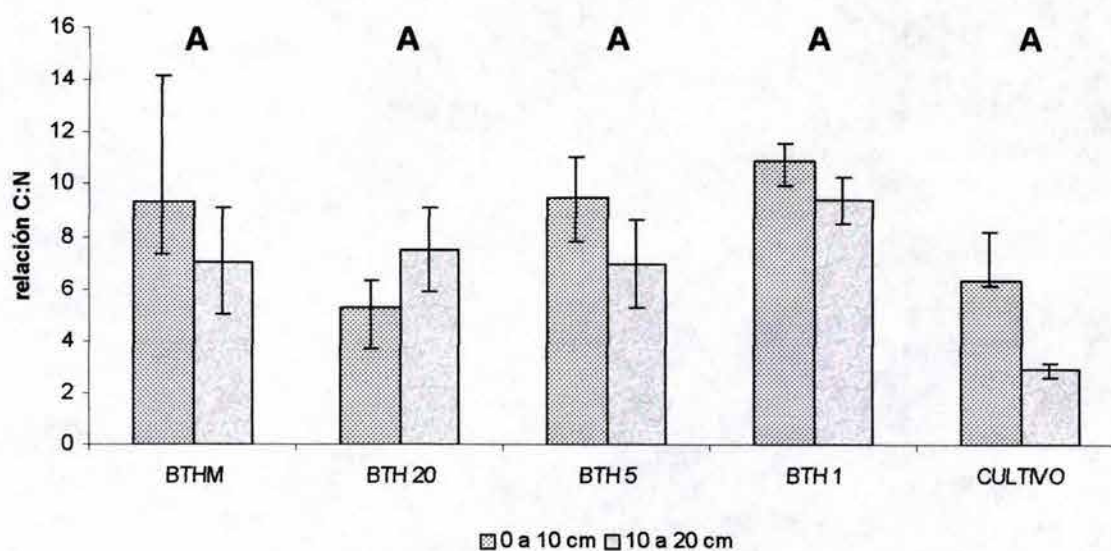


Figura 3.24. Comportamiento del cociente C:N en el suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO.

COCIENTE C:P

En la cronosecuencia seca el cociente C:P del suelo varió de forma significativa con la edad ($F = 4.85$, $p < 0.001$), con la profundidad ($F = 13.08$, $p = 0.001$); y con la interacción de los dos factores ($F = 3.10$, $p = 0.011$) (Tabla 12).

El valor del cociente C:P del suelo de los bosques con 30, 20, 10 y 5 años de regeneración que osciló entre 18.30 ± 2.74 y 20.39 ± 2.60 fue significativamente mayor que el bosque maduro (5.97 ± 1.34), el bosque con 2 años de regeneración (13.38 ± 2.45) y el cultivo (9.39 ± 1.82) (Tabla 12).

El cociente C:P del suelo de la profundidad de 0-10 cm de los bosques maduro, con 30, 20, 10 y 5 años fue mayor que el de la profundidad de 10-20 cm. En cambio, el cociente C:P del suelo de la profundidad de 10-20 cm del bosque con 2 años y el cultivo fue mayor al de la profundidad de 0-10 cm (Figura 3.25).

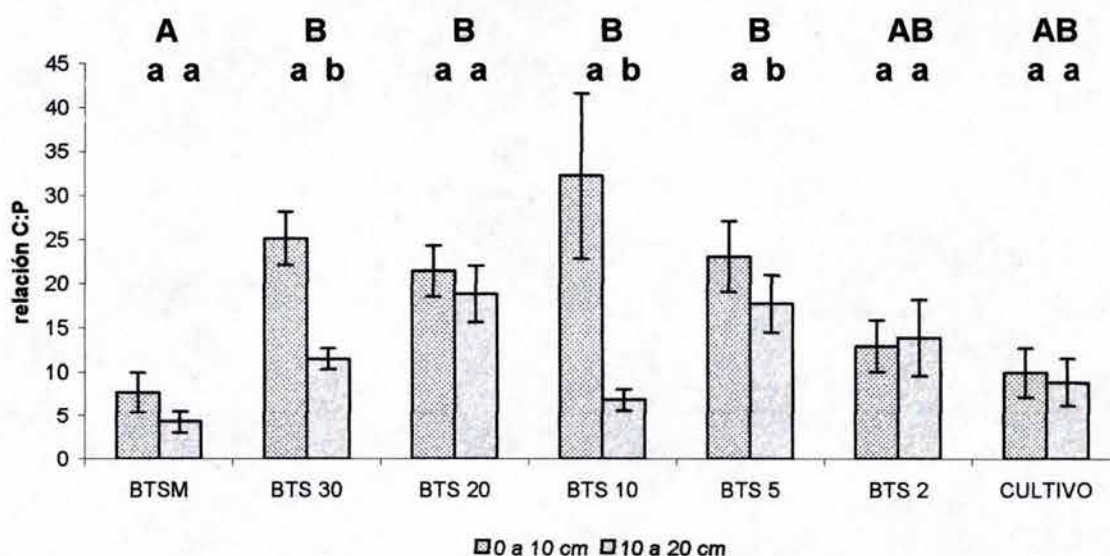


Figura 3.25. Comportamiento del cociente C:P en el suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo y las letras minúsculas indican diferencias entre la profundidad del suelo, en ambos casos ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda, la proporción C:P presenta una diferencia estadísticamente significativa con la edad de regeneración ($F = 5.05$, $p = 0.002$); sin embargo el cociente C:P del suelo no fue significativamente diferente con la profundidad del suelo ($F = 3.19$, $p = 0.082$), ni con la interacción entre la edad de regeneración y la profundidad del suelo ($F = 1.36$, $p = 0.264$) (Tabla 14).

El cociente C:P del suelo no fue estadísticamente distinto entre el bosque maduro, con 20, 10 y 1 año de regeneración (Figura 3.26). Sin embargo, el cociente C:P del suelo del bosque maduro (15.17 ± 3.40) y de 1 año (11.66 ± 1.09) de regeneración fue significativamente mayor que el del cultivo (4.10 ± 0.19) (Tabla 15 y Figura 3.26).

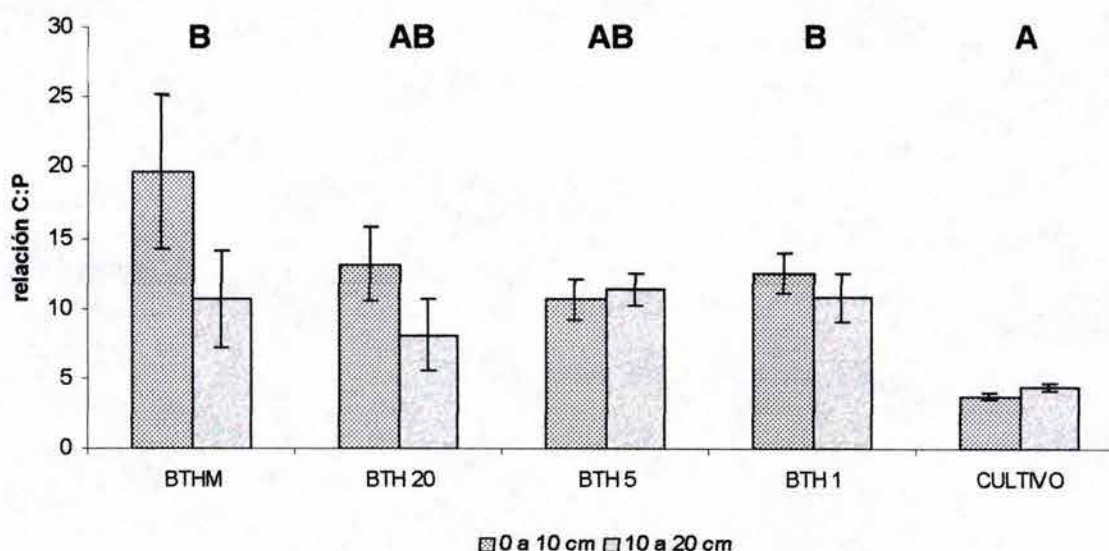


Figura 3.26. Comportamiento del cociente C:P en el suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

COCIENTE N:P

En la cronosecuencia seca, el cociente N:P fue significativamente diferente con la edad de regeneración ($F = 9.15$, $p < 0.001$); sin embargo, no varió estadísticamente con la profundidad del suelo ($F = 0.648$, $p = 0.424$); ni con la interacción de la edad de regeneración y la profundidad del suelo ($F = 1.36$, $p = 0.261$) (Tabla 11).

El valor del cociente N:P del suelo fue significativamente mayor para el bosque con 10 años de regeneración (13.81 ± 1.50), y el cultivo (9.69 ± 2.42) con respecto a los bosques maduro, con 30, 20 5 y 2 años de regeneración (Figura 3.27). Sin embargo, cabe señalar que el cociente N:P del suelo de los bosques de 10, 5 y 2 años de regeneración fue significativamente mayor que el de los bosques maduro, con 30 y 20 años de regeneración (Tabla 12 y Figura 3.27).

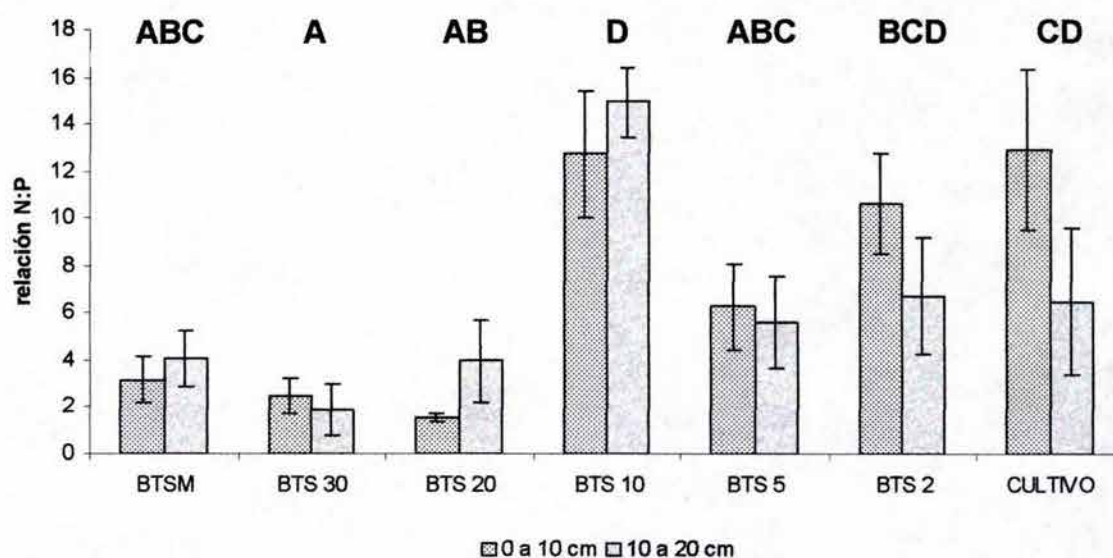


Figura 3.27. Comportamiento del cociente N:P en el suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda el cociente N:P del suelo, osciló entre 1.18 ± 0.17 y 2.72 ± 0.65 (Tabla 15); sin embargo, no varió significativamente con la edad de regeneración ($F = 1.68$, $p = 0.173$), con la profundidad del suelo ($F = 0.008$, $p = 0.931$), ni con la interacción de ambos factores ($F = 2.15$, $p = 0.091$) (Tabla 14).

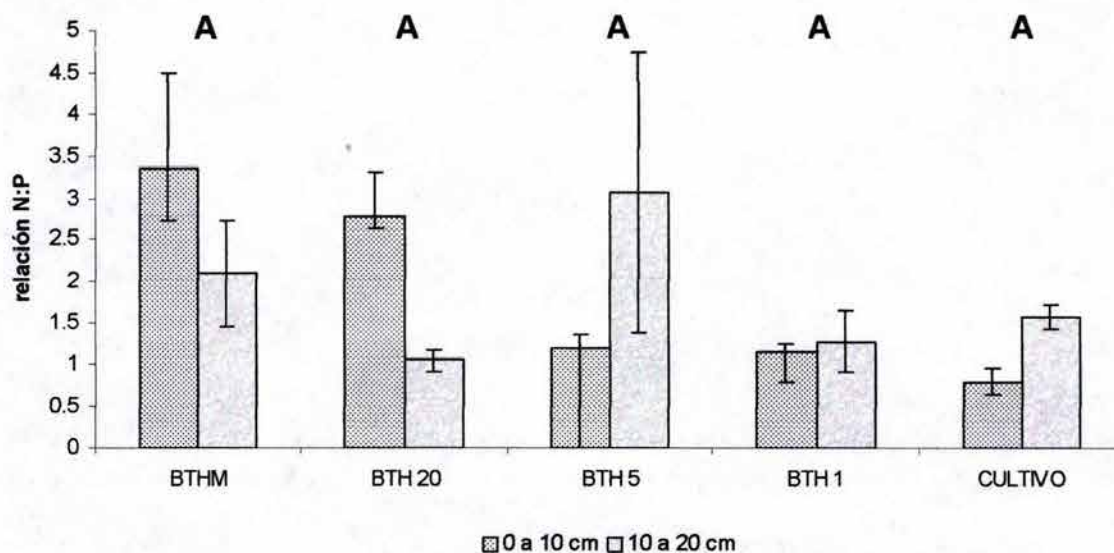


Figura 3.28. Comportamiento del cociente N:P en el suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO.

3.5. CONCENTRACIONES DE NITRATOS, AMONIO Y SU COCIENTE. NITRATOS

En la cronosecuencia seca la concentración de nitratos (NO_3^-) del suelo varió de forma significativa con la edad de regeneración ($F = 19.69$, $p < 0.001$), con la profundidad del suelo ($F = 45.51$, $p < 0.001$) y con la interacción de la edad de regeneración con la profundidad del suelo ($F = 4.82$, $p < 0.001$) (Tabla 17).

La mayor concentración de nitratos del suelo se presentó en el bosque con 20 y 5 años de regeneración ($0.048 \pm 0.01 \text{ mg NO}_3^- \text{ Kg}^{-1}$ y $0.029 \pm 0.00 \text{ mg NO}_3^- \text{ Kg}^{-1}$) con respecto a los bosques de 30, 5 y 2 años de regeneración y el cultivo (Tabla 12 y Figura 3.29). Asimismo, la concentración de nitratos del suelo fue significativamente mayor en los primeros 0-10 cm respecto al suelo profundo (10-20 cm) (Tabla 13 y Figura 3.29).

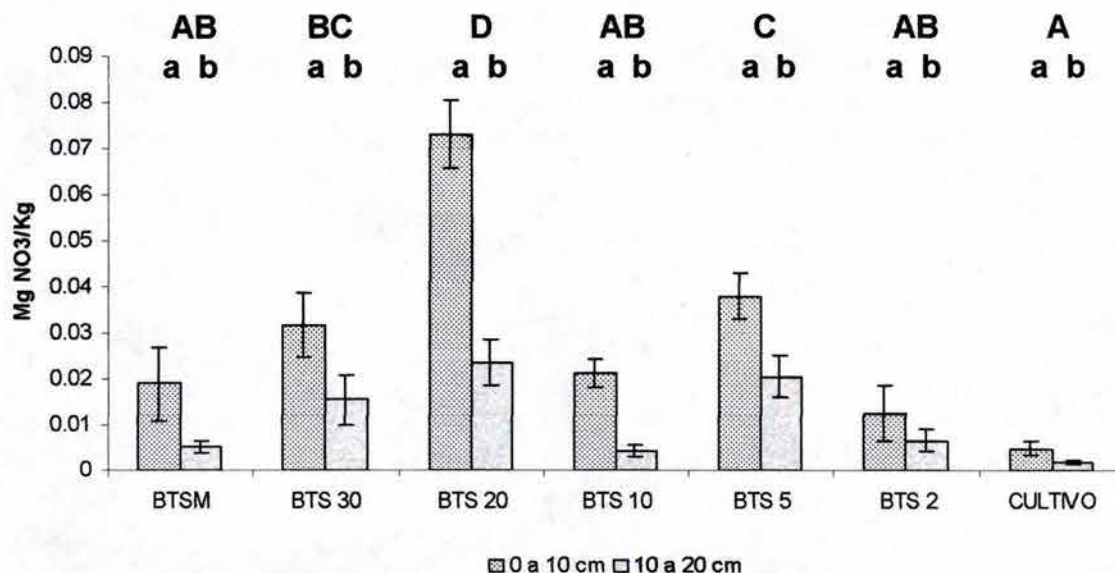


Figura 3.29. Comportamiento del nitratos (NO_3^-) en el suelo (mg /Kg) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo y las letras minúsculas indican diferencias entre la profundidad del suelo, en ambos casos ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda la concentración de nitratos (NO_3^-) del suelo varió estadísticamente con la edad de regeneración ($F = 24.06$, $p < 0.001$), con la profundidad del suelo ($F = 13.03$, $p = 0.001$) y con la interacción entre la edad de regeneración y la profundidad del suelo ($F = 3.37$, $p = 0.018$) (Tabla 18).

La concentración de NO_3^- del suelo en los bosques con 1 y 5 años de regeneración fue significativamente mayor que la del bosque maduro y con 20 años (Tabla 15 y Figura 3.30). Sin embargo cabe señalar que los suelos de los bosques (entre $0.047 \pm 0.01 \text{ mg NO}_3^- \text{ Kg}^{-1}$ y $0.020 \pm 0.00 \text{ mg NO}_3^- \text{ Kg}^{-1}$) tuvieron mayor concentración de NO_3^- en relación al cultivo ($0.002 \pm 0.001 \text{ mg NO}_3^- \text{ Kg}^{-1}$).

La acumulación del NO_3^- del suelo en la profundidad de 0-10 cm de los bosques maduro, 5 y 1 año de regeneración fue significativamente mayor que en la de 10-20 cm. Sin embargo, la acumulación del NO_3^- del suelo en el bosque con 20 años y el cultivo fue similar en ambas profundidades (Figura 3.30).

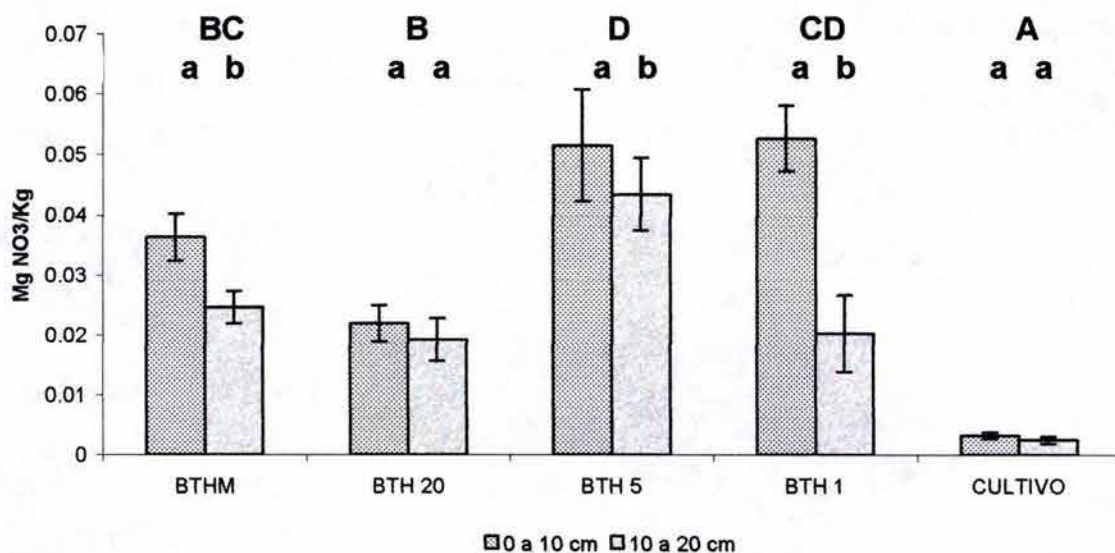


Figura 3.30. Comportamiento del nitratos(NO_3^-) en el suelo (mg /Kg) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo y las letras minúsculas indican diferencias entre la profundidad del suelo, en ambos casos ($p < 0.05$).

AMONIO

En la cronosecuencia seca, la concentración de amonio (NH_4^+) en el suelo fue significativamente distinta con la edad de regeneración ($F = 20.82$, $p < 0.001$). Sin embargo, la concentración de NH_4^+ en el suelo no fue significativamente diferente con la profundidad del suelo ($F = 0.006$, $p = 0.941$); ni con la interacción de la edad con la profundidad del suelo ($F = 1.28$, $p = 0.278$) (Tabla 17).

La concentración de NH_4^+ del suelo aumenta con la edad de regeneración: la mayor concentración de NH_4^+ del suelo se registró en el bosque maduro ($0.0046 \pm 0.00 \text{ mg NH}_4^+ \text{ Kg}^{-1}$), a partir del cual disminuye hasta llegar al valor más bajo que pertenece al bosque con 5 y 2 años de regeneración. Asimismo, la concentración de NH_4^+ del suelo fue significativamente mayor en el suelo del cultivo que en los bosques con 2 y 5 años de regeneración (Tabla 12 y Figura 3.31).

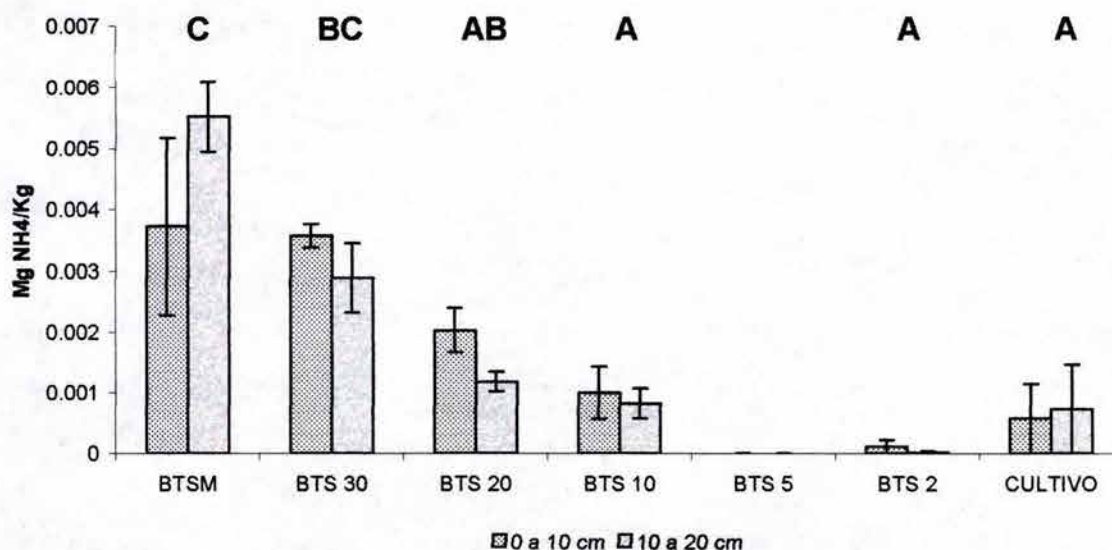


Figura 3.31. Comportamiento del amonio (NH_4^+) en el suelo (mg /Kg) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda, la concentración de NH_4^+ del suelo tuvo una diferencia estadísticamente distinta con la edad de regeneración ($F = 3.19$, $p = 0.023$). Sin embargo, la concentración de NH_4^+ del suelo no fue estadísticamente diferente con la profundidad del suelo ($F = 0.047$, $p = 0.829$), ni con la interacción entre la edad de regeneración y la profundidad ($F = 0.413$, $p = 0.798$) (Tabla 18).

La concentración de amonio (NH_4^+) del suelo disminuye a medida que la edad de regeneración aumenta: la menor concentración de amonio está en el suelo del bosque maduro ($0.0011 \pm 0.00 \text{ mg NH}_4^+ \text{ Kg}^{-1}$) y la mayor en el bosque con 1 año de regeneración (Figura 3.32). Sin embargo, cabe señalar que la mayor concentración de NH_4^+ del suelo se registró en el cultivo ($0.002 \pm 0.00 \text{ mg NH}_4^+ \text{ Kg}^{-1}$); un valor intermedio lo observamos en los bosques con 1, 5 y 20 años de regeneración (Tabla 15).

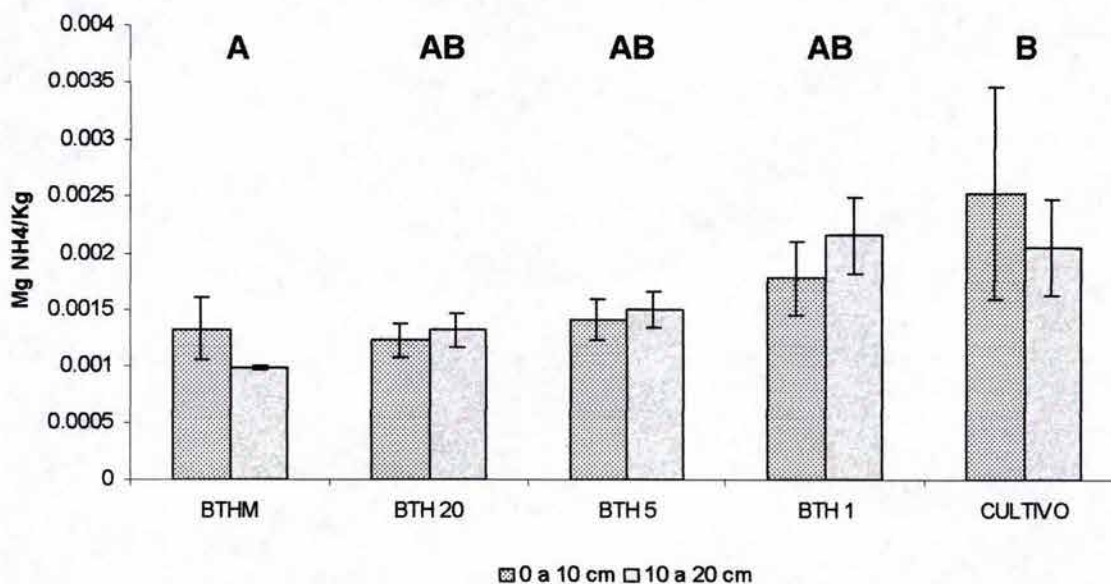


Figura 3.32. Comportamiento del amonio (NH_4^+) en el suelo (mg /Kg) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

COCIENTE ($\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$)

En la cronosecuencia seca el cociente $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ tiene marcadas diferencias significativas con la edad de regeneración ($F = 12.80$, $p < 0.001$); por el contrario, el cociente $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ no varió significativamente con la profundidad del suelo ($F = 3.98$, $p = 0.510$), ni con la interacción de edad de regeneración y la profundidad del suelo ($F = 1.78$, $p = 0.120$) (Tabla 17).

El mayor valor del cociente $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ se encontró en el suelo bajo el bosque de 20 años de regeneración (30.38 ± 5.55); en relación a los bosques maduro, con 30, 10 y 2 años de regeneración, así como el del cultivo (0.32 ± 0.24) (Tabla 12 y Figura 3.33).

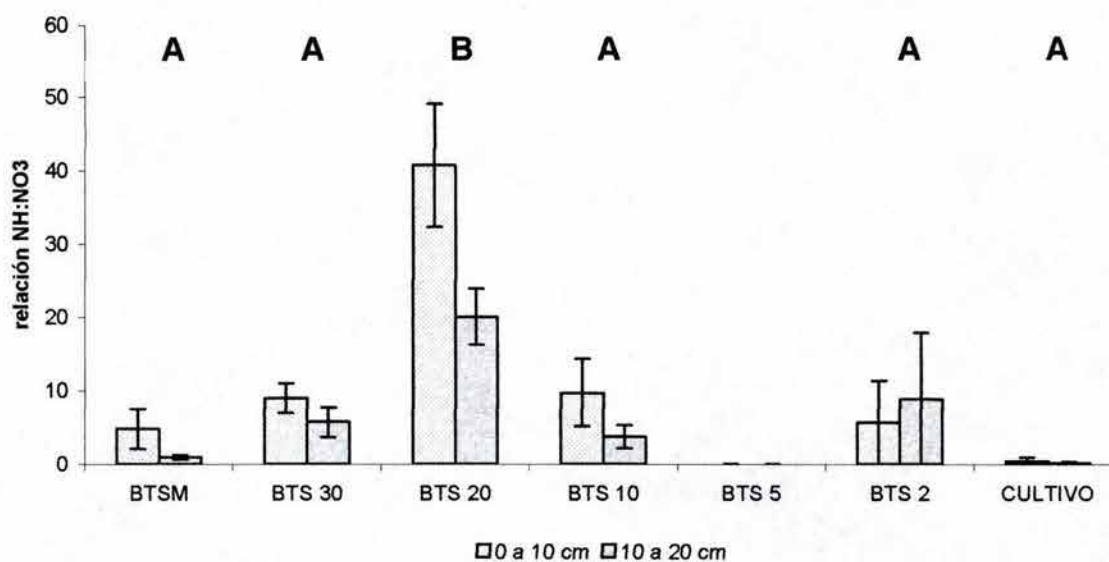


Figura 3.33. Comportamiento del cociente $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ en el suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia seca. BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

En la cronosecuencia húmeda el cociente $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ del suelo fue diferente estadísticamente con la edad de regeneración ($F = 15.24$, $p < 0.001$) y con la profundidad del suelo ($F = 8.55$, $p = 0.006$). En el caso de la interacción de los factores, no se presentó esta diferencia estadísticamente significativa ($F = 1.86$, $p = 0.135$) (Tabla 18).

El valor del cociente $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ del suelo en el bosque con 5 años de regeneración fue significativamente mayor (33.92 ± 4.66), que en los bosques maduro, con 1 y 20 años de regeneración (Tabla 15). Asimismo, valor del cociente $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ de los bosques maduro, de 20, 5 y 1 año de regeneración fue significativamente; mayor que en el cultivo (1.76 ± 0.49) (Tabla 15 y Figura 3.34). El valor del cociente $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ del suelo en los bosques fue mayor en la profundidad de 0-10 cm que en la de 10-20 cm; en contraste valor del cociente $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ del suelo fue similar en ambas profundidades en el suelo bajo cultivo.

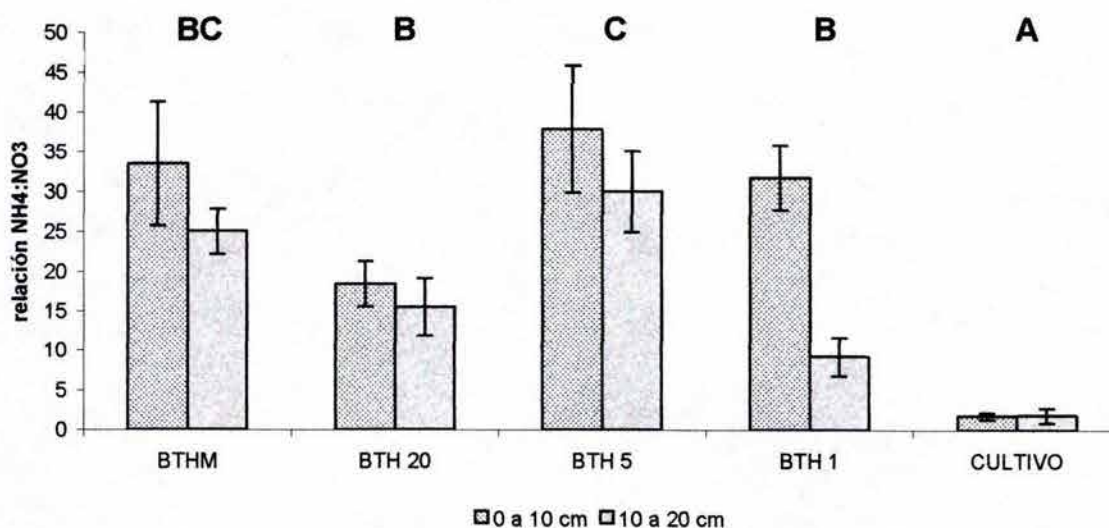


Figura 3.34. Comportamiento del cociente $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ en el suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) de bosques templados en la Sierra Norte de Oaxaca, bajo diferentes estadios de regeneración en la cronosecuencia. BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO. Las letras mayúsculas indican diferencias entre la edad de manejo ($p < 0.05$).

IV. DISCUSIÓN

DISCUSIÓN

Carbono orgánico del suelo.

Diversos autores han sugerido que la precipitación juega un papel fundamental en la biogeoquímica del suelo en bosques tropicales, bosques templados y pastizales templados, debido a su influencia en la captura de nutrientes, la descomposición de la materia orgánica y la productividad primaria neta (Burke *et al.*, 1989; Vitousek y Hooper, 1993; Linder y Jarvis, 2000, Laclau, 2003).

En el presente estudio, la diferencia en la condición de precipitación tuvo una marcada influencia sobre las concentraciones de carbono y nutrientes del suelo. Por ejemplo, en la cronosecuencia húmeda la concentración de C en el suelo fue 46% mayor que en la cronosecuencia seca. Este resultado es similar a lo reportado en plantaciones forestales de pinos de los Andes argentinos (Laclau, 2003). Este autor, reporta que los suelos bajo plantaciones de pino tuvieron mayor concentración de C (150 mg C ha^{-1}) en la región húmeda (1500 mm), en relación al carbono acumulado en el suelo (50 mg C ha^{-1}) de la región seca (600 mm). Por otro lado, Linder y Jarvis (2000), sugieren que el contenido del COS en la zona boreal está controlado por la precipitación más que por el efecto directo de la temporada de crecimiento, por lo que la concentración del COS fue mayor en la condición de mayor precipitación. La concentración de carbono fue de 6.7 Kg C m^{-2} en sitios con precipitación media anual (PMA) de 600 mm; en contraste, la concentración de carbono para el sitio con una PMA de 1200 mm fue de 15.9 Kg C m^{-2} . Estos autores, concluyen que la baja acumulación de COS en la región seca

se debe a la baja tasa de descomposición del mantillo debido a la baja precipitación.

Se ha sugerido que las diferencias en la concentración de C en el suelo entre patrones de clima contrastantes puede deberse a una combinación compleja entre la productividad primaria neta, la mineralización de nutrientes y la descomposición de la materia orgánica (Tate, 1992). En el sitio de estudio de la presente investigación, Martínez (en prensa) reporta que en la cronosecuencia seca existen 18,624 individuos por hectárea y una biomasa de mantillo de 1,200 g m², mientras que en la cronosecuencia húmeda fue de 6,916 individuos por hectárea y una biomasa de mantillo de 1,071 g m². Esto último sugiere que en la cronosecuencia húmeda la productividad primaria neta y la tasa de descomposición son menores que en la cronosecuencia seca, lo cual explicaría la mayor concentración de C en el suelo de la cronosecuencia húmeda.

Una de las principales causas de la pérdida de COS de los ecosistemas templados es debida a las actividades humanas, particularmente la extracción forestal y los cambios de uso del suelo (Knoepp y Swank, 1997; Griffiths y Swanson, 2001; Johnson y Curtis 2001; Yanai *et al.*, 2003).

Los resultados del presente trabajo indican que el aprovechamiento forestal reduce la concentración de C en el suelo en la cronosecuencia seca, pero esto no ocurre en la cronosecuencia húmeda. Lo anterior significa que la concentración de COS del suelo se redujo con la extracción forestal como lo sugiere la menor concentración de C en el suelo del bosque con 2 años de regeneración (Figura 3.17). Estos resultados son similares a los estudios llevados a cabo en bosques templados de Carolina del Norte, EE.UU. (Knoepp y Swank, 1997). Estos autores,

reportan que antes del aprovechamiento forestal la concentración de C era de 40.5 g C Kg⁻¹, pero después de la cosecha forestal la concentración de COS disminuyó a 32.3 g C Kg⁻¹ en 1980, y a 29.5 g C Kg⁻¹ en 1981. Carter *et al* (2002) sugieren que el manejo forestal reduce la concentración del carbono edáfico debido a la reducción de la biomasa aérea, que es el decremento de la entrada de C vía la fotosíntesis, al tiempo que se incrementa la respiración del suelo. Asimismo, la reducida entrada de C y las elevadas tasas de respiración del suelo debido a la extracción forestal en los bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca pueden ser responsables de la baja concentración del COS en el bosque de reciente aprovechamiento.

En un marcado contraste, en los sitios de la cronosecuencia húmeda la mayor concentración de COS se registró en el bosque con 1 año de regeneración (112.45 mg C Kg⁻¹) y a partir de esa edad, el C edáfico disminuyó en forma constante hasta encontrar el valor más bajo en el sitio con 20 años de regeneración (51.15 mg C Kg⁻¹); sin embargo, el sitio maduro mostró una recuperación en la concentración de C (94.68 mg C Kg⁻¹). Esto puede ser evidencia que en los bosques templados húmedos de la Sierra Norte de Oaxaca, el cambio en las condiciones de temperatura y humedad del suelo pueden favorecer la entrada de C al suelo vía los residuos y el arreglo del material, así como por el rápido crecimiento de las plantas.

Las consecuencias de la transformación de la cobertura vegetal, sustituyendo los bosques por plantaciones agrícolas, modifican el ciclo de nutrientes y el contenido global del mayor almacén terrestre de C (Schlesinger, 1977; Jobágyy y Jackson, 2000). En la Sierra Norte de Oaxaca, la sustitución de

la cobertura vegetal de bosques templados por cultivos tuvo como consecuencia una disminución significativa en la concentración de COS de los cultivos en comparación con los sitios de bosque maduro en ambas cronosecuencias (Figuras 3.17 y 3.18). Se ha reconocido que por lo general, los cultivos muestran un decremento en el almacenamiento de C en el suelo, debido a que la introducción del cultivo modifica la entrada de C en forma de residuos (ya que el material acumulado en el mantillo es la entrada principal de C al suelo mineral), así como a la modificación de la estructura del suelo (Man, 1986; Post y Man, 1990; Amudson, 2001). Los resultados del presente estudio son similares a lo reportados por otros autores. Por ejemplo, Ganuza y Almendros (2003) encontraron que cuando el bosque original fue substituido por cultivos, el contenido del COS disminuyó. La concentración de C en el suelo en un sitio donde la vegetación era de encinos fue de 4.88 g C g^{-1} mientras que en el cultivo el COS disminuyó a 0.89 g C g^{-1} ; es decir 5.4 veces menor contenido de C en el suelo del cultivo en relación al bosque. Otro caso fue el de una plantación de pinos silvestres (clima meso-mediterráneo) donde el contenido de C fue de 7.02 g C g^{-1} , mientras en el cultivo fue de 1.65 g C g^{-1} . Lo que redujo el C edáfico 4.25 veces al pasar de un uso forestal a uno de tipo agrícola.

Se ha sugerido que los bosques secundarios de altura pueden funcionar como sumideros de carbono. Los bosques templados de la cronosecuencia seca mostraron un incremento en la acumulación de COS después del aprovechamiento forestal, situación que no ocurrió en los sitios de la cronosecuencia húmeda. A pesar del disturbio que representa para el ecosistema el aprovechamiento forestal, los bosques con 20 y 30 años de regeneración en la

cronosecuencia seca recobraron la posibilidad de acumular C en el suelo, de manera que es posible afirmar que los bosques secundarios de la cronosecuencia seca favorecen la acumulación de C en el suelo. Esto es consistente con lo reportado por Jolivet (2002) donde el C edáfico se acumula con la edad de abandono; sin embargo, el presente estudio no proporciona evidencia sobre la eficacia de los bosques secundarios de la cronosecuencia húmeda, como fuentes de captura de carbono retenido en el suelo. Una posible explicación, es que en la cronosecuencia seca se favorezcan procesos de captura de nutrientes y tasas de mineralización que contribuyan a la productividad primaria y la acumulación de C, lo cual no ocurre en la cronosecuencia húmeda (Jolivet, 2002).

Nitrógeno total y disponible (NH_4^+ y NO_3^-).

Los resultados del presente estudio mostraron que la concentración de Nt del suelo en los bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca no fue distinta entre las dos condiciones de humedad. Sin embargo, la concentración de amonio fue significativamente mayor en la cronosecuencia seca que en la húmeda. Una posible explicación es que en la cronosecuencia seca las condiciones de temperatura y precipitación favorezcan mayores tasas de mineralización de N, lo cual favorece la acumulación de Nt y la disponibilidad de N en forma de amonio. En contraste, en la cronosecuencia húmeda, las tasas de mineralización de N fueron menores, pero se desarrolla una gran inmovilización de N, por lo cual existe una baja disponibilidad de N en forma de amonio (Vitousek, 1993).

Diversos autores han sugerido que la extracción forestal disminuye la concentración de N del suelo, debido a que se incrementa la tasa de

mineralización de N, sin embargo se pierde por la baja tasa de captura por parte de las plantas (Johnson y Tood, 1998; Griffiths y Swanson, 2001). En los bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca, la extracción forestal no afectó negativamente la concentración de Nt del suelo en ambas cronosecuencias. Los resultados de la presente investigación contrastan con otros estudios. Knoepp y Swank (1997) reportan que la extracción forestal redujo la concentración de Nt del suelo de 3.1 g N g^{-1} a 2.3 g N g^{-1} después del aprovechamiento forestal. Asimismo, otros estudios reportan que no existen diferencias en las concentraciones de Nt del suelo entre bosques de referencia y bosques con aprovechamiento forestal (Johnson y Curtis 2001; Vesterdal *et al.*, 2002; Yanai *et al.*, 2003). Estos autores sugieren que no existen efectos en las concentraciones de Nt total siendo una probable consecuencia que los suelos minerales son más estables que el suelo de los horizontes orgánicos.

Sin embargo, la extracción forestal afectó negativamente las formas disponibles de N (NH_4^+), mostrando un patrón inverso en función de la condición contrastante de humedad. Los resultados de la cronosecuencia seca son similares a lo reportado en otros trabajos. En el estudio realizado en plantaciones de pino en Australia, el amonio era la forma principal de N en el ambiente y decayó en el suelo después del aprovechamiento forestal: de 60 Kg N ha^{-1} a $<10 \text{ Kg N ha}^{-1}$ a lo largo de 14 meses a una profundidad entre 0 y 10 cm; en este caso se concluyó que el NH_4^+ se encontraba en estrecha relación con la humedad del suelo. Por lo tanto, podemos decir que el nitrógeno en el suelo interrumpe su dinámica debido a que la perturbación modifica el flujo entre los distintos almacenes: la remoción de la vegetación y la pérdida por disolución en el suelo (Brady, 1985, Trettin *et al.*,

1999; Pussinen *et al.*, 2002). En contraste, la acumulación de amonio y nitratos del suelo después de la extracción forestal en la cronosecuencia húmeda puede deberse a que la extracción pudo favorecer las condiciones de humedad y temperatura del suelo y con ello las tasas de mineralización de N (Johnson y Curtis 2001, Vesterdal *et al.*, 2002; Yanai *et al.*, 2003).

No obstante que la concentración de amonio fue mayor en los sitios de la cronosecuencia húmeda, la concentración de NH_4^+ siguió un patrón inverso a la edad de regeneración; mientras que en la cronosecuencia seca la concentración de amonio aumentó de manera proporcional con la edad de regeneración. Una posible explicación de lo que sucede en los sitios de la cronosecuencia húmeda, es que a medida que la edad del sitio es mayor, la temperatura del suelo disminuye como resultado del incremento en la humedad, de manera que el amonio se esté perdiendo por lixiviación y escurrimiento, o que las tasas de mineralización de la materia orgánica se vean reducidas (Johnson y Curtis 2001, Vesterdal *et al.*, 2002; Yanai *et al.*, 2003). En la cronosecuencia seca el NH_4^+ disponible incrementó con la edad de la cronosecuencia debido a que el arreglo de material puede tener un efecto positivo sobre la concentración de C y N del suelo (Johnson y Curtis, 2001); debido a la recuperación de las condiciones de humedad y temperatura del suelo, reanudándose el flujo de este compuesto a las plantas, tal y como sucedió en la plantación de pino estudiada por Blumfield y Xu (2003).

Nuestros resultados ofrecen evidencia de que existe nitrificación en ambas cronosecuencias: en los sitios húmedos se observó que la concentración de NO_3^- aumentó después del aprovechamiento forestal en los sitios con 1 y 5 años de regeneración; mientras que en los sitios de la cronosecuencia seca la

concentración de NO_3^- aumentó después del aprovechamiento forestal hasta llegar a una magnitud máxima en el sitio con 20 años de regeneración, donde al parecer, posteriormente se estabiliza. Un segundo elemento que nos permite hacer la anterior afirmación es que en todos los sitios de ambas cronosecuencias la concentración de nitratos fue mayor en la porción superficial del suelo (0-10 cm) que es justamente donde se esperaría que la actividad microbiana fuese mayor (Brady, 1985; Oades 1989; Yanai *et al.*, 2003). La nitrificación y la inmovilización de N son procesos que compiten por el amonio disponible debido a su dependencia microbiana. El amonio es un elemento de fácil asimilación por parte de la biomasa microbiana, debido a que no requiere reducción. Sin embargo para que la nitrificación ocurra es necesario por un lado que existan nuevos individuos en la vegetación o que el compuesto se oxide como resultado de la aireación y el aumento en la temperatura del suelo (Brady, 1985), situación que por lo general ocurre después de la perturbación que representa la extracción forestal.

De manera similar a la extracción forestal, la transformación de bosques a cultivos no disminuyó la concentración de Nt del suelo, sin embargo, el cambio de uso del suelo disminuyó significativamente la concentración de amonio y nitratos del suelo en ambas cronosecuencias. Estos resultados contrastan con lo reportado en otros bosques templados. Por ejemplo Ganuza y Almendros (2003) encontraron que la sustitución de un bosque de encinos en el país Vasco, por parcelas de cultivo afectó negativamente la concentración de Nt del suelo pasando de 0.35 g N g^{-1} previo a la extracción forestal a 0.09 g N g^{-1} resultando 3.8 veces menos nitrógeno total en el suelo del cultivo que en el del bosque. Otro caso fue el de las plantaciones de pinos silvestres donde el contenido de Nt del suelo

disminuyó 2.5 veces pasando de 0.43 g N g^{-1} en el sitio de bosque a 0.17 g N g^{-1} en el cultivo.

Fósforo total.

La concentración de fósforo del suelo en la cronosecuencia húmeda fue 2.1 veces mayor que en la cronosecuencia seca. Sin embargo, la concentración de fósforo (P) del suelo en el caso de los sitios húmedos, mostró una relación inversa con la edad de regeneración. Los sitios con aprovechamiento forestal reciente favorecen cambios en la temperatura y humedad del suelo, debido a lo anterior, las tasas de intemperismo del suelo y las tasas de mineralización de la materia orgánica pudieron incrementarse con la modificación de la estructura del suelo (Brady, 1985). En contraste, en la cronosecuencia seca, los bosques con aprovechamiento forestal reciente (2, 5 y 10 años) tuvieron una menor concentración de fósforo, en relación a los que los bosques con aprovechamiento forestal antiguo. Los resultados obtenidos sugieren que la humedad y temperatura del suelo juegan un rol decisivo en la dinámica del P. En los sitios secos la disminución de la concentración posterior al aprovechamiento forestal puede ser evidencia de la modificación de las características del suelo, favoreciendo la pérdida de nutrientes así como la baja captura por parte de las plantas. En contraste, en la cronosecuencia húmeda, los cambios ambientales favorecieron la mineralización del P orgánico, como resultado de una mayor temperatura y su consecuente decremento en la humedad del suelo. El cociente C:P del suelo fue más alto en los sitios de la cronosecuencia seca, lo que confirma que existe deficiencia de fósforo en los sitios secos (Brady, 1985).

Capacidad de intercambio catiónico y potencial de hidrógeno (pH).

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue mayor en la cronosecuencia húmeda que en la cronosecuencia seca, debido probablemente a que el pH del suelo siguió el patrón contrario. Diferentes autores han sugerido que la acidez del suelo influye negativamente en las propiedades biogeoquímicas del suelo (Brady, 1985; Binkley, 1994). Las estaciones húmedas y secas intensifican grandemente las actividades químicas, sobre todo de la materia orgánica. En condiciones de precipitación abundante se esperaría que el lavado llevara ácidos de los horizontes orgánicos hacia abajo a través de los niveles minerales, disolviendo y removiendo totalmente los carbonatos de todas clases (Brady, 1985).

La capacidad de intercambio catiónico del suelo mostró un comportamiento definido en relación a la profundidad del suelo y la edad de regeneración. La CIC fue en todos los casos (excepto en el cultivo seco) mayor en la porción superficial (0-10 cm) que en la parte profunda (10-20 cm) del suelo. Asimismo, los suelos más superficiales tuvieron una mayor acidez que los suelos más profundos. Este incremento en la acidez del suelo en la parte superficial puede ser debido a que hay lavado de estos nutrientes por parte de los H^+ debidos a la precipitación, acidificando el medio y reduciendo la CIC (Brady, 1985).

En la cronosecuencia seca, la extracción forestal influyó negativamente sobre la CIC y el pH del suelo; sin embargo, a partir del sitio con 10 años de regeneración la CIC se recupera y se mantiene constante. En la cronosecuencia húmeda no existe un efecto de la extracción forestal sobre la CIC, ya que ésta fue constante en los sitios de bosque a excepción del sitio con 20 años de

regeneración. Una posible explicación es que las condiciones de menor humedad del suelo como resultado de la ausencia del mantillo, favorezcan el intercambio de cationes. Johnson (2002) encontró que en los suelos forestales del NE de los EE.UU. la MO es la principal fuente de intercambio catiónico del suelo, debido en parte a que los suelos son arenosos y pobres en arcillas.

El pH del suelo fue más ácido en el cultivo de la cronosecuencia seca que en el correspondiente a la cronosecuencia húmeda donde el valor estuvo cercano al pH neutro. El pH del suelo fue ligeramente más ácido en superficie (0-10 cm) que en la parte profunda (10-20 cm); acentuándose ésta diferencia en el cultivo de la cronosecuencia seca. En el estudio hecho en Francia por Jolivet y colaboradores (1997) el pH del suelo se modificó al pasar del uso forestal (4.3) al agrícola, donde la edad del cultivo condujo el valor a la neutralidad (5.6 en el sitio con 4 años de edad y 6.1 en el cultivo con 22 años), coincidiendo así lo sucedido en los dos sitios donde la cobertura vegetal fue modificada para la introducción de cultivos.

La transformación de bosques a cultivos no influyó negativamente en la CIC, en ambas cronosecuencias las áreas agrícolas tienen una mejor CIC que los bosques maduros. Asimismo, los suelos de los cultivos tienen un pH más neutro que los suelos bajo aprovechamiento forestal, lo cual puede favorecer la capacidad de intercambio catiónico.

Na⁺, K⁺, Ca⁺² y Mg⁺².

La condición de humedad contrastante juega un papel importante en la dinámica de los cationes. La concentración de Na⁺ en el suelo fue casi 2 veces mayor en la cronosecuencia húmeda que en la seca; asimismo, la concentración de potasio K⁺ en el suelo fue casi 3 veces mayor en la cronosecuencia húmeda. En este sentido podemos esperar que la remoción de la cobertura vegetal favorezca la llegada del sodio contenido en la lluvia al suelo, cuando antes era interceptado por el dosel del bosque. De manera similar, el K⁺ es el catión más móvil, por lo cual, su concentración puede estar ligada a la mayor cantidad de precipitación (Brady, 1985). En contraste, el Ca⁺² y el Mg⁺² fueron mayores en la cronosecuencia seca que en la húmeda.

Nuevamente en la cronosecuencia seca y húmeda no existió un efecto negativo de la extracción forestal sobre la concentración de Na⁺, K⁺, Ca⁺² y Mg⁺² como lo sugiere la mayor concentración de estos cationes en los bosques con reciente aprovechamiento forestal (2, 5 y 10 años), con respecto a los bosques de mayor edad de regeneración (20, 30 años y el bosque de referencia). El incremento en la magnitud de cationes puede ser explicada como resultado del intemperismo que se ve favorecido por el incremento en la temperatura y su consecuente decremento en la humedad del suelo (Carter *et al.*, 2002). Se ha señalado que el manejo forestal conduce a la deficiencia de cationes en el suelo. Sin embargo, en el presente estudio las concentraciones de cationes son mayores en los sitios con menor edad de regeneración. Esto puede deberse a que el manejo favorece los procesos de descomposición e intemperismo. En contraste

los sitios con mayor edad de regeneración están asociados a la lixiviación (Brady, 1985; Binkley, 1994).

Textura del suelo.

Las propiedades físicas y químicas del suelo son controladas en gran parte por las arcillas y el humus (que tienen una vida media de cientos a miles de años); donde las cargas eléctricas ocasionan la atracción de las moléculas de agua e iones; y debido a ésta atracción, es que los nutrientes son protegidos de la erosión y la lixiviación y pueden ser administrados paulatinamente como alimento para las plantas (Binkley, 1994). En este sentido, observamos que los bosques templados donde se realizó el estudio cuentan en general, con una buena protección de la materia orgánica debido al elevado porcentaje de arcillas en el suelo.

La cronosecuencia seca con texturas franco-arcillosas tuvo mayor contenido de arcillas que la cronosecuencia húmeda, donde la textura dominante fue la franca. Podemos decir que el efecto de la humedad sobre el contenido de arcillas en el suelo se pudo apreciar de manera clara en los sitios secos, en donde los sitios con reciente extracción forestal presentaron mayor contenido de arcillas como resultado de las condiciones ambientales del suelo (menor humedad) que evita la lixiviación de estas partículas. En la cronosecuencia húmeda el contenido de arcillas no muestra variación en función de la edad de regeneración mostrando texturas francas.

El papel que juegan las arcillas se encuentra íntimamente relacionado con la humedad del suelo y por tanto con la temporada de sequía. Esto es: la MOS está protegida de los microorganismos debido a la formación de complejos

organo-minerales con los minerales arcillosos, pero los descomponedores y los nutrientes tienen más espacio durante la sequía del verano cuando la humedad del suelo disminuye y la actividad microbiana se incrementa, dando al ciclo de nutrientes un giro que finalmente es el encargado de mantener la dinámica en el suelo y su consecuente flujo a la vegetación; en comparación a los suelos de texturas gruesas donde la retención de humedad es menor (Callesen *et al.*, 2003).

De lo anterior se pudo deducir que los suelos de distintas clases texturales responden de manera diferente al gradiente climático: cambios en el patrón de temperatura y precipitación que influyen sobre la producción y la descomposición. Lo que sugiere que además del clima, otros factores formadores del suelo influyen en el almacenamiento de nutrientes como sería el caso del intemperismo del sustrato rocoso así como la lixiviación de nutrientes (Callesen *et al.*, 2003).

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

Las diferencias en la cantidad de precipitación entre la cronosecuencia seca y húmeda influyeron sobre la biogeoquímica de los suelos en los bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca. La mayor cantidad de precipitación de la cronosecuencia húmeda y una menor temperatura limitan la productividad primaria neta, la descomposición de la materia orgánica y la captura de nutrientes por parte de las plantas, pero favorece la acumulación de COS. En contraparte, en la cronosecuencia seca, la precipitación y la temperatura parecen más óptimas, lo cual favorece la descomposición de la materia orgánica y la captura de nutrientes por parte de las plantas; pero también favorece la mineralización de COS.

La extracción forestal tiene efectos diferenciales sobre la dinámica de C y nutrientes en ambas cronosecuencias. En la cronosecuencia seca, el manejo tiene efectos negativos sobre la dinámica de C y nutrientes, debido a que la alteración del suelo modifica los mecanismos de conservación de C y nutrientes. Sin embargo, conforme la edad de regeneración aumenta, existe la posibilidad de recuperación de C y nutrientes, debido probablemente a que material reacomodado es una fuente de energía y nutrientes.

En contraparte, en la cronosecuencia húmeda, la extracción forestal influye positivamente en la concentración de C y nutrientes del suelo, debido posiblemente a que la perturbación del suelo modifica las condiciones microclimáticas, favoreciendo con ello las tasas de mineralización de la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes. Sin embargo, con el aumento de la edad

de la regeneración, las condiciones micro-ambientales del suelo limitan los procesos ecológicos del suelo.

Se observó que los bosques secundarios que fueron sometidos al aprovechamiento forestal son capaces de recobrar su capacidad de secuestrar carbono en el suelo. Sin embargo la condición de humedad contrastante exige que el manejo forestal sea cuidadoso de la dinámica de nutrientes encargada en gran medida de posibilitar el secuestro de CO₂.

La transformación de la cobertura vegetal, es sin lugar a dudas el principal efecto adverso en relación a la captura de C en el suelo, ya que además de interrumpir el proceso de captura, libera el C secuestrado como consecuencia del incremento en la respiración del suelo y el decremento en la productividad primaria neta. En el caso de la concentración de N, el efecto negativo de la transformación no fue claro sobre el almacén total del mismo, sin embargo, las formas disponibles de N (amonio y nitratos) fueron abatidas significativamente con la transformación de bosque a cultivo. Una alternativa es llevar a cabo la gestión requerida para que los propietarios de los bosques puedan acceder a los bonos verdes que estimulan la captura de C en suelo y vegetación, aminorando así la presión que sufren los suelos forestales de la región.

Aparentemente las propiedades físicas del suelo han permanecido estables en los bosques donde se realiza el "buen manejo forestal" en la Comunidad de Ixtlán de Juárez. Sin embargo es necesario profundizar en los estudios que corroboren que estas propiedades se mantienen como resultado del manejo forestal como es el caso del arreglo de residuos en el sitio después de la extracción forestal.

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ALBAN, D. H. 1982. Effects of nutrient accumulation by aspen, spruce and pine on soil properties. *Soil Science Society of America Journal* 46:853-861.
- AMUDSON, R. 2001. The Carbon Budget in Soils. *Annual Review Earth Planet Sciences* 29:535-562.
- AJTAY, G. L., P. Ketner y P. Duvigneaud. 1979. Terrestrial primary production and phytomass. In: B. Bolin, E. T. Degens, S. Kempe, P. Ketner, eds. *The Global Carbon Cycle*. John Wiley y Sons, p.p. 129-182. Nueva York.
- ARRIAGA, L., J. M. Espinosa, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- BOUYOUCOS, G.J. 1962. Hydrometer method improved for the mechanical analyses of soil. *Agronomy Journal* 54:464.
- BRADY, N. C. y R. R. Weil. 1985. *The nature and properties of soils*. 4a ed (1966). Prentice Hall, 345 pp. Nueva York.
- BINKLEY, D. 1994. *Nutrición Forestal*, Ed. UTEA. México.
- BURKE, I.C., W.A. Reiners y D.S. Schimel. 1989. Organic matter turnover in sagebrush steppe landscape. *Biogeochemistry* 7:11-13.
- BLUMFIELD, T.J. y Z.H. Xu. 2003. Impact of harvest residues on soil mineral nitrogen dynamics following clear-fall harvesting of hoop pine plantation in subtropical Australia. *Forest Ecology and Management* 179:55-67.
- BÜRGI, M. y M. G. Turner. 2002. Factors and processes shaping land cover and the land cover changes along the Wisconsin River. *Ecosystems* 5:184-201.
- CALLENSSEN, I., J. Liski, K. Raulund-Rasmussen, M.Y. Olson, L. Tau-Strands, L. Vesterdal y J. Westman. 2003. Soil carbon stores in Nordic well-drained forest soils – relationships with climate and texture class. *Global Change Biology* 9:358-370.
- CANNEL, M.G.R. 2003. Carbon sequestration and biomass energy offset: theoretical, potential and achievable capacities globally, in Europe and the U.K. *Biomass and Bioenergy* 24:97-116.
- CARTER, M. C., T. J. Dean, M. Zhou, M. G. Messina y Z. Wang. 2002. Short-term changes in soil C, N and biota following harvesting and regeneration of loblolly pine (*Pinus taeda*, L.). *Forest, Ecology and Management* 164:67-88.
- CDIAC. 2003. A Compendium of Data on Global Change Carbon Dioxide Information Center. Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy. En: <http://cdiac.esd.ornl.gov/trends/trends.htm>
- CHALLENGER, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. CONABIO-U.N.A.M.-Agrupación Sierra Madre, S. C., México.
- CHALLENGER, A. 2003. Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación. En: *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. Óscar Sánchez, Ernesto Vega, Eduardo Peters y Octavio Monroy-Vilchis (editores). Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, México, 2003.

- CONABIO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2001. Informe anual de actividades 2000. México.
- CONAFOR, Comisión Nacional Forestal. 2002. Reporte de solicitudes al Prodefor para el concepto certificación /Agosto 2002
- CONAFOR, Comisión Nacional Forestal. 2004. Recursos Forestales. México. En: <http://www.conafor.gob.mx>
- CONSTANTINI, A., J.L. Grimmet y G.M. Duna. 1997. Towards sustainable management of forest plantations in south-east Queensland. 1. Logging and understorey residue management between rotations in steep country *Araucaria cunninghamii* plantations. *Australian Journal of Soil and Water Conservation* 60:213-225.
- DALE, V. H., 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience* 51: 723-735.
- DAVID, M. B., D. F., Trigal, L.F. Omán y G.Z. Gertner. 1988. Sulfur, carbon and nitrogen relationships in forest soils across the Northern Great Lakes status as affected by atmospheric deposition and vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* 18:1386-1391.
- DIXON, R. K., S. Brown, R. A., Houghton, A.M., Solomon, M. C., Trexler, y J. Wisniewski. 1994. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science* 263:185-190.
- DORRONSORO, C. F. 2004. Introducción a la Edafología. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, España. En: <http://edafologia.ugr.es/introeda/tema00/progr.htm>
- ESCARBITA, J. 1977. Proyecto general de ordenación. Estudio forestal fotogramétrico. Unidad industrial de explotación forestal, Fabricas de Papel Tuxtepec, S.A. Oaxaca, Oaxaca.
- FEHSE, J., R. Hofstede, N. Aguirre, Ch. Paladines, A. Kooijman y J. Sevink. 2002. High altitude tropical secondary forest: a competitive carbon sink?. *Forest Ecology and Management* 163:9-25.
- FIELD, G. B., Raupach, M. R. (Eds) 2003. The Global Carbon Cycle: Integrating Humans, Climate and the Natural World. Island Press, Washington, D.C.
- GANUZA, A. y G. Almendros. 2003. Organic carbon storage in soils of the Basque Country (Spain): the effect of climate, vegetation type and edaphic variables. *Biol Fertil Soils* 37:154-162.
- GARCÍA, E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Ed. Larios, México, 150 pp.
- GCP. 2003. Science Framework and Implementation. Earth System Science Partnership (IGBP, IHDP, WCRP, DIVERSITAS). Report No.1; Global Carbon Project Report No.1, 69pp, Canberra.
- GÓMEZ-POMPA, A. 1985. Los recursos bióticos de México (Reflexiones). INIREB-Alambra Mexicana. México.
- GRIFFITS R.P. y A.K. Swanson. 2001. Forest soil characteristics in a chronosequence of harvested Douglas-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 31:1871-1879.
- GRIGAL, D. F., y L. F. Ohmann. 1992. Carbon storage in upland forests of the Lake States. *Soil Science Society of America Journal* 56:935-943.

- HAGEDORN, F., S. Maurer, P. Egli, P. Blaser, J.B. Bucher y R. Siegwolf. 2001. Carbon sequestration in forest soils: effects of soil type, atmospheric CO₂ enrichment, and N deposition. *European Journal of Soil Science* 52:619-628.
- HEILMAN, G. E. Jr., J.M. Strttholt, N.C. Slosser y D.A. Dellasala. 2002. Forest fragmentation of the conterminus United States: assessing forest intactness through road density and spatial characteristics. *BioScience* 52:411-423.
- HOUGHTON, R. A. y C. M. Woodwell. 1989. Global Climate Change. *Scientific American* 260:4, 36-40.
- HOUGHTON, R. A. 1996. Converting Terrestrial Ecosystems from Sources to Sinks of Carbon. *Ambio* 25:267-272.
- HUGHES, R. B., J. B. Kauffman y V. J. Jaramillo. 1999. Biomass, carbon and nutrient dynamics of secondary forest in a humid tropical region of México. *Ecology* 80:1892-1907.
- HUGHES, R. F. J. B. Kauffman y D. L. Cummings. 2002. Dynamics of aboveground and soil carbon and nitrogen stocks and cycling of available nitrogen along a land use gradient in Rondonia, Brazil. *Ecosystems* 5:244-259.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 1996. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Clasificación de hábitat y uso del suelo. Instituto Nacional de Estadística, Geografía, e Informática (INEGI). Mapa 1:1,000,000.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 2001. Carta de uso del Suelo y Vegetación. Escala 1:250,000.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 2002. Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso de Suelo y Vegetación. Serie I. Mapa escala 1:250,000. Conjunto Nacional. México.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 2004. Mapa Digital de México. Espacio-mapa del estado de Oaxaca. En: <http://mapserver.inegi.gob.mx>
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2001. Climate Change 2001: Impacts, adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, U.K., 1032 pp.
- JENKINSON, D. S., D. E. Adams, y A. Wild. 1992. Model estimates of CO₂ emissions from soils in response to global warming. *Nature* 351:304-306.
- JOBÁGGY, E. G. y R.B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10:423-36.
- JOLIVET, C., D. Arrouays, F. Andreux y J. Lévêque. 1997. Soil organic carbon dynamics in cleared temperate forest spodosols converted to maize cropping. *Plant and Soil* 191:225-231.
- JOHNSON, D. W. 1992. The effects of forest management on soil carbon storage. *Water Air Soil Pollution* 64:83-120.
- JOHNSON, C.E. 2002. Cation exchange properties of acid forest soils of the northeastern USA. *European Journal of Soil Science* 53: 271-282.
- JOHNSON, D. W. y P. S. Curtis. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140:227-238.
- JOHNSON D.W. y D.E. Tood. 1998. Harvesting Effects on Long-Term Changes in Nutrient Pools of a Mixed Oak Forest. *Soil Science Society of America Journal* 62:1725-1735.

- KNOEPP, J.D. y W.T. Swank. 1997. Forest management effects on surface soil carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 61:928-935.
- LACLAU, P. 2003. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest Ecology and Management* 180:317-333.
- LINDER, S y P, Jarvis. 2000. Constraints to growth of boreal forests. *Nature* 405,904-905. En: Nordic forests SOC pools: Climate and texture relationships. Calensen, I. et al. *Global Change Biology* 2003, 9:358:370.
- MADRID, S. y F. Chapela. 2003. La certificación Forestal en México. Los casos de Durango y Oaxaca. *Forest Trends/ Forest Communities*. Washington.
- MAINI, J. 1996. Conservation and environmentally sustainable management of boreal and temperate forest are as important for the socioeconomic and environmental well-being of the global community as conservation and management forest in tropical region,. En: <http://www.fao.org/forestry/index.jsp>
- MANN, L. K. 1986. Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Science Society of America Journal* 142, 5, 279-288.
- MARTÍNEZ, E.B. *En prensa*. Capitales de carbono, nitrógeno y fósforo del mantillo en suelos forestales de la Sierra Norte de Oaxaca, México.
- MASERA, O., M. J. Ordóñez y R. Dirzo. 1992. Carbon emissions from deforestation in México: Current situation and long-term scenarios. W. Makundi y J. Sathaye (ed.) Carbon emission and sequestration in forests: Case studies from seven developing countries: Summary. Report Ibl-32665. Lawrence Berkeley Laboratory, University of California. Berkeley, California.
- MASERA, O. 1995. Los Bosques y El Cambio Climático Global. Universidad de México, 536-537, 43-47.
- MASERA, O., M. J. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emission from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climate Change* 24: 256-295.
- MROZ, G. D., M. F. Jurgensen, y D. J. Frederik. 1985. Soil nutrient changes following whole tree harvesting on three northern hardwood sites. *Soil Science Society of America Journal* 49:1552-1557.
- MOONEY, H. A., Vitousek, P. M. y Matson, P. A. 1987. Exchange of materials between terrestrial ecosystems and the atmosphere. *Science* 238: 926-932.
- MORISADA, K., K. Ono y H. Kanomata. 2004. Organic carbon stock in forest soils in Japan. *Geoderma* 119:21-32.
- MUELLER-HARVEY, I., A. S. R. Juo y A. Wild. 1985. Soil organic C, N, S and P after forest clearance in Nigeria: Mineralization rates and spatial variability. *Soil Science Society of America Journal* 36:585-591.
- NEIL, C., J.M. Melillo, P.A. Steudler, C.C. Cerri, J.F.L. Morales, M.C. Piccolo, y M. Brito. 1997. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications* 7(4):1216-1225.
- NIXON, K.C. 1993. The genus *Quercus* in México. En: Biological diversity of Mexico: Origins and distribution. Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot. y J. Fa. (Eds). Oxford University Press, Nueva York.
- OADES, J.M. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry* 5:35.70.
- OADES, J. Malcolm, P. Gillman, y Goro Uehara con Nguyen V. Hue, Meine van Noordwijk, G. Philip Robertson y Koji Wada. 1989. Interactions of Soil Organic Matter and Variable-Charge Clays. En: David C. Coleman, J. Malcolm Oades y

- Goro Uehara (eds.), Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems: Hawaii, NITRAL Project University of Hawaii Press 1989, 69-95.
- ORDOÑEZ, J.A. 1999. Captura de carbono en un bosque templado: el caso de San Juan Nuevo, Michoacán. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAP. México.
- PALACIO, J.L., G. Bocco, A. Velázquez, J. F. Mas, F. Takaki, A. Victoria, L. Luna, G. Gómez, J. López, M. Palma, I. Trejo, A. Peralta, J. Prado, A. Rodríguez, R. Mayorga, F. González-Medrano. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México; resultado del inventario Nacional Forestal Nacional, 2000. *Boletín de Investigaciones Geográficas* 43:183-203.
- POST, W. M., W.R. Emmanuel, P.J. Zinke, A.G. Stangenberg. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298:156-159.
- POST, W. M., y L. K. Mann. 1990. Changes in soil organic carbon and nitrogen as result of cultivation: Bouwman, A. F (Ed), Soils and the Greenhouse Effect. Wiley, Chichester.
- POWERS, R. F., 1989. Do timber management practices degrade long-term productivity? Pp. 87-106. Eleventh Annual Forest Vegetation Management Conf., Sacramento, CA. 7-9 Nov. 1989. Forest Management Vegetation Conference, Redding, CA.
- PUHE, J. y B. Ulrich. 2001. Global climate change and human impacts on forest ecosystems: Postglacial development, present situation, and future trends in Central Europe. Ecological Studies. Springer-Verlag, Berlin.
- PUSSINEN, A., T. Karjalainen, R. Mäkipää, L. Valsta y S. Kellomäki. 2002. Forest carbon sequestration and harvest in Scots pine stand under different climate and nitrogen deposition scenarios. *Forest Ecology and Management* 158, 103-115.
- RICHTER, D. D., D. Markewitz, C. G. Wells, H. L. Allen, R. April, P. R. Heine, y B. Urrego. 1994. Soil chemical change during three decades in an old-field loblolly pine (*Pinus taeda* L.) Ecosystem. *Ecology* 75:1463-1473.
- REDDY, V.S. y J.S Singh. 1993. Changes in vegetation and soil during succession following landslide disturbance in the Central Himalaya. *Journal of Environmental Management* 39:235-250.
- RUSSEL, E.J. y E.W. Russel. 1968. Condiciones del suelo y crecimiento de las plantas. Col. Ciencia y Técnica, Editorial Aguilar. 9ed. pp 802.
- RZEDOWSKI, J. 1978. La vegetación de México. Limusa, México.
- RZEDOWSKI, J. 1991a. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*, 14:3-21.
- RZEDOWSKI, J. 1991b. El endemismo de la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana*, 15:4764.
- SCHIMEL, D. S., W.J. Parton., T.G.F. Kittel., D.S. Ojima y C.V. Cole. 1990. Grassland biogeochemistry: links to atmospheric processes. *Climatic Change* 17:13-35.
- SCHIMEL, D.S. 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology* 1, 77-91.
- SCHLESINGER, W. 1977. Carbon balance in terrestrial detritus. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8:51-81.
- SLEUTEL, S, S. De Neve, G. Hofman, P. Boeckx, D. Beheydt, O. Van Cleemput, I. Mestdagh, P. Lootens, L. Carlier, N. Van Camp, H. Verbeeck, I. Vande-Walle, R. Samson, N. Lust, y R. Lemeurt. 2003. Carbon stock changes and carbon sequestration potential of Flemish cropland soils. *Global Change Biology* 9:1193-1203.

- SINDER, K. E., y R. D. Harter. 1984. Changes in solum chemistry following clear cutting of northern hardwood stands. *Soil Science Society of America Journal* 48:223-228.
- SMARTWOOD PROGRAM. 2001. Resumen público de certificación de Ixtlán de Juárez. Consejo Forestal Mundial, Nueva York.
- TATE, R. L. 1987. *Soil Organic Matter: Biological and Ecological Effects*. Wiley y Sons. 291 pp. Nueva York.
- TATE, K.R. 1992. Assessment based on a climosequence of soils in tussock grasslands of soil carbon storage and release in response to global warming. *Journal of Soil Science* 43: 697-707.
- TOLEDO, V M., J. Carabias, C. Mapes y C. Toledo. 1985. *Ecología y autosuficiencia alimentaria*. Ed. Siglo XXI, México.
- TOLEDO, V.M. 1998. Economía de la biodiversidad. En: Serie textos básicos para la formación ambiental. N° 2. PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), Oficina Regional para América Latina y El Caribe. Red de Formación Ambiental para AL. y El Caribe, México.
- TRETTIN, C. C., D. W. Johnson y D. E. Todd. 1999. Forest nutrient and carbon pools at walker branch watershed: changes during 21-year period. *Soil Science Society of America Journal* 63: 1436-1448.
- WWF. 2001. Sierra Madre de Oaxaca pine oak-forest. World Wildlife Found for Nature, Godalming, Surrey. (Valero, A., Schipper, J., y Allnut, T.)
En: <http://www.worldwildlife.org/wildworld/profiles/terrestrial/nt/nt0308>
- VAN CLEVE, K. y J. Yarie. 1986. Interaction of temperature, moisture, and soil chemistry in controlling nutrient cycling and ecosystem development in the taiga of Alaska. K. Van Cleve, F. S. I. Chapin, P. W. Flanigan, L. A. Viereck y C. T. Dyrness., Springer-Verlag: p.p. 160-189. Nueva York.
- VESTERDAL, L., E. Ritter, y P. Gundersen. 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management* 169: 137-147.
- VITOUSEK, P.M. y D.U. Hooper. 1993. Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry. En: *Biodiversity and Ecosystem Function*. Schulze E.D. y H.A. Mooney (eds). Springer Verlag.
- WANG, X., Z. Feng y Z. Ouyang. 2001. The impact of human disturbance on vegetation carbon storage in forest ecosystems in China. *Forest, Ecology and Management* 148:117-123.
- WHITE, A. y A. Matin. 2002. *Who owns the world's Forest? Forest Trends /Center for International Environmental Law*. Washington.
- YANAI, R.D., W.S. Currie y C.L. Goodale. 2003. Soil Carbon Dynamics after Forest Harvest: An Ecosystem Paradigm Reconsidered. *Ecosystems* 6:197-212.

Tabla 1. Valor de la densidad real del suelo de los bosques templados secos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF	BTSM	BTS 30	BTS 20	BTS 10	BTS 5	BTS 2	CULTIVO
Densidad	0-10	2.3101 (0.01)	2.4441 (0.00)	1.9235 (0.10)	2.1701 (0.13)	1.7306 (0.12)	2.1280 (0.09)	2.1023 (0.15)
Real	10-20	2.4764 (0.03)	2.3693 (0.02)	1.6422 (0.33)	2.2722 (0.03)	2.1813 (0.10)	2.3158 (0.10)	2.2845 (0.09)
	Total	2.3932 (0.05)	2.4067 (0.02)	1.7828 (0.16)	2.2211 (0.06)	1.9560 (0.15)	2.2219 (0.13)	2.1934 (0.15)

BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO: parcela con cultivo de maíz. Los valores son las Medias por profundidad (N = 2) Total (N = 4), y el Error Estándar (es). Los valores están en g/cm³ de suelo.

Tabla 2. Valor de la densidad real del suelo de los bosques templados húmedos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF	BTHM	BTH20	BTH5	BTH1	CULTIVO
Densidad	0-10	2.4547 (0.01)	2.0692 (0.01)	2.1967 (0.05)	2.3431 (0.00)	2.3478 (0.01)
Real	10-20	2.3055 (0.00)	1.7721 (0.08)	2.3478 (0.01)	2.3185 (0.03)	2.3744 (0.03)
	Total	2.3801 (0.04)	1.9206 (0.09)	2.2723 (0.05)	2.3308 (0.01)	2.3611 (0.01)

BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO: parcela con cultivo de oleaginosas. Los valores son las Medias por profundidad (N = 2) Total (N = 4), y el Error Estándar (es). Los valores están en g/ cm³ de suelo.

Tabla 3. Porcentaje de arena, limo, arcilla y clases texturales del suelo de los bosques templados secos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF	BTSM	BTS30	BTS20	BTS10	BTS5	BTS2	CULTIVO
Arena (%)	0-10	30.86	29.57	18.42	20.04	25.13	28.60	34.60
	10-20	32.91	38.12	29.41	25.00	21.10	31.60	25.60
	Promedio	31.89	33.85	23.92	22.52	23.12	30.10	30.10
Limo (%)	0-10	34.22	39.90	46.35	29.57	41.40	26.60	42.60
	10-20	32.00	34.17	39.56	33.60	42.87	29.60	43.60
	Promedio	33.11	37.03	42.96	31.58	42.13	28.10	43.10
Arcilla (%)	0-10	34.93	30.53	35.22	50.39	33.46	44.80	22.80
	10-20	35.09	27.71	31.03	41.40	36.03	38.80	30.80
	Promedio	35.01	29.12	33.13	45.90	34.75	41.80	26.80
Textura	0-10	F. Arcillosa	F. Arcillosa	F. Arcillo Limosa	Arcilla	F. Arcillosa	Arcilla	Franco
	10-20	F. Arcillosa	F. Arcillosa	F. Arcillosa	Arcilla	F. Arcillosa	F. Arcillosa	F. Arcillosa
	Promedio	F. Arcillosa	F. Arcillosa	F. Arcillosa	Arcilla	F. Arcillosa	Arcilla	Franco

BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO: parcela con cultivo de maíz. La clasificación de las texturas es de la USDA.

Tabla 4. Porcentaje de arena, limo, arcilla y clases texturales del suelo de los bosques templados húmedos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF	BTHM	BTH20	BTH5	BTH1	CULTIVO
Arena (%)	0-10	30.88	30.61	27.95	32.34	40.51
	10-20	35.93	35.94	29.23	44.26	35.58
	Promedio	33.41	33.28	28.59	38.30	38.04
Limo (%)	0-10	50.39	46.88	53.05	47.72	41.93
	10-20	47.32	48.66	54.75	35.77	45.20
	Promedio	48.86	47.77	53.90	41.75	43.56
Arcilla (%)	0-10	18.73	22.51	19.00	19.94	17.56
	10-20	16.75	15.40	16.02	19.96	19.22
	Promedio	17.74	18.96	17.51	19.95	18.39
Textura	0-10	F. Limosa	Franco	F. Limosa	Franco	Franco
	10-20	Franco	Franco	F. Limosa	Franco	Franco
	Promedio	Franco	Franco	F. Limosa	Franco	Franco

BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO: parcela con cultivo de oleaginosas. La clasificación de las texturas es de la USDA.

Tabla 5. Resultados de los análisis de varianza¹ de las variables: potencial de hidrógeno (pH), sodio, potasio, calcio, magnesio y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo de los bosques templados secos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	Fuente	SCM	Gi	CM	F	P
pH	Edad	12.824	6	2.137	29.153	0.000
	Profundidad	0.418	1	0.418	5.703	0.020
	Edad * Prof.	0.251	6	4.19E-02	0.571	0.752
	Error	4.106	56	7.33E-02		
	Total	1833.508	70			
Sodio (Na)	Edad	1	6	0.208	10.152	0.000
	Profundidad	1.93E-03	1	1.93E-03	0.094	0.760
	Edad * Prof.	0.106	6	1.77E-02	0.863	0.528
	Error	1.15	56	2.05E-02		
	Total	12.3	70			
Potasio (K)	Edad	1.71	6	2.85E-01	18.41	0.000
	Profundidad	9.42E-02	1	9.42E-02	6.084	0.017
	Edad * Prof.	3.46E-02	6	5.76E-03	0.372	0.893
	Error	0.867	56	1.55E-02		
	Total	5.027	70			
Calcio (Ca)	Edad	267.341	6	4.46E+01	12.736	0.000
	Profundidad	4.818	1	4.82E+00	1.377	0.246
	Edad * Prof.	1.182	6	1.97E-01	0.056	0.999
	Error	195.922	56	3.45E+00		
	Total	1042.811	70			
Magnesio (Mg)	Edad	39.22	6	6.54E+00	43.016	0.000
	Profundidad	0.318	1	3.18E-01	2.093	0.154
	Edad * Prof.	0.645	6	1.07E-01	0.707	0.645
	Error	8.51	56	1.52E-01		
	Total	72.446	70			
C.I.C.	Edad	4446.324	6	7.41E+02	29.527	0.000
	Profundidad	405.061	1	4.05E+02	16.139	0.000
	Edad * Prof.	589.331	6	9.82E+01	3.914	0.002
	Error	1405.467	56	2.51E+01		
	Total	14990.591	70			

¹El análisis fue de dos factores (Edad y Profundidad).

Tabla 6. Niveles de pH, sodio, potasio, calcio, magnesio y el valor de la capacidad de intercambio catiónico del suelo de los bosques templados secos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF	BTSM	BTS 30	BTS 20	BTS 10	BTS 5	BTS 2	CULTIVO
pH	0-10	4.5680 (0.12)	5.0280 (0.13)	4.4540 (0.08)	4.9540 (0.12)	6.0040 (0.09)	5.0620 (0.21)	5.0420 (0.10)
	10-20	4.8240 (0.14)	5.1320 (0.11)	4.5440 (0.11)	5.1540 (0.12)	5.9180 (0.09)	5.3500 (0.15)	5.2720 (0.06)
	Total	4.6960 (0.10)	5.0800 (0.08)	4.4990 (0.07)	5.0540 (0.09)	5.9610 (0.06)	5.2060 (0.13)	5.1570 (0.07)
Sodio (Na)	0-10	0.2940 (0.04)	0.2528 (0.03)	0.2144 (0.05)	0.4734 (0.02)	0.2980 (0.09)	0.2396 (0.11)	0.5190 (0.10)
	10-20	0.3652 (0.06)	0.3370 (0.04)	0.1567 (0.02)	0.5552 (0.08)	0.2396 (0.11)	0.3768 (0.06)	0.6242 (0.07)
	Total	0.3296 (0.04)	0.2949 (0.03)	0.1855 (0.03)	0.5143 (0.04)	0.2688 (0.07)	0.3082 (0.05)	0.5716 (0.05)
Potasio (K)	0-10	0.0830 (0.02)	0.0624 (0.06)	0.0566 (0.01)	0.4344 (0.10)	0.1111 (0.09)	0.4697 (0.08)	0.3144 (0.06)
	10-20	0.0412 (0.03)	0.0362 (0.04)	N.D.	0.2947 (0.05)	0.0058 (0.02)	0.3490 (0.04)	0.2931 (0.06)
	Total	0.0621 (0.02)	0.0493 (0.03)	0.0274 (0.02)	0.3646 (0.06)	0.0585 (0.05)	0.4093 (0.05)	0.3037 (0.04)
Calcio (Ca)	0-10	3.1730 (2.13)	2.2634 (0.70)	1.8210 (0.49)	2.7219 (1.10)	0.7425 (0.21)	3.8705 (0.61)	7.2811 (0.36)
	10-20	2.4069 (1.12)	1.7795 (0.39)	0.8209 (0.08)	2.4209 (0.94)	0.3164 (0.09)	3.7022 (0.59)	6.7538 (0.33)
	Total	2.7900 (1.14)	2.0214 (0.39)	1.3209 (0.29)	2.5714 (0.69)	0.5295 (0.13)	3.7864 (0.40)	7.0175 (0.24)
Magnesio (Mg)	0-10	0.0839 (0.05)	0.1608 (0.12)	0.1044 (0.03)	0.8841 (0.49)	0.2753 (0.12)	0.7352 (0.10)	2.3059 (0.24)
	10-20	0.1166 (0.09)	0.0877 (0.07)	N.D.	0.3468 (0.11)	0.0080 (0.03)	0.7738 (0.11)	2.2994 (0.22)
	Total	0.1003 (0.05)	0.1242 (0.07)	0.0390 (0.03)	0.6154 (0.25)	0.1416 (0.08)	0.7545 (0.07)	2.3027 (0.15)
C.I.C.	0-10	8.5449 (1.97)	9.7906 (1.32)	10.5381 (1.66)	11.7840 (5.36)	22.8392 (3.66)	2.6672 (0.43)	26.1802 (3.12)
	10-20	5.6786 (0.61)	6.3520 (0.45)	4.2911 (0.25)	1.2978 (0.72)	8.2815 (2.11)	2.4901 (1.05)	30.2757 (1.78)
	Total	7.1118 (1.08)	8.0713 (0.87)	7.4146 (1.31)	6.5409 (3.09)	15.5603 (3.14)	2.5787 (0.53)	28.2279 (1.83)

BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO: parcela con cultivo de maíz. Los valores son las Medias por Profundidad (N = 5) y Total (N = 10), y el Error Estándar (es). El valor del pH representa en escala logarítmica el número de iones de Hidrógeno en la solución del suelo; mientras que las concentraciones de Na, K, Ca, Mg y la C.I.C. está dada en $\text{cmol} + /\text{kg}$ de suelo.

Tabla 7. Valor del potencial de hidrógeno (pH) y concentraciones de sodio, potasio, calcio, magnesio y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo, de los bosques templados secos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF (cm)	Valor
pH	0-10	5.0160
	10-20	5.1706
	Total	5.0933
Sodio (Na)	0-10	0.3687
	10-20	0.3792
	Total	0.3740
Potasio (K)	0-10	0.2188
	10-20	0.1454
	Total	0.1821
Calcio (Ca)	0-10	3.1248
	10-20	2.6001
	Total	2.8624
Magnesio (Mg)	0-10	0.6499
	10-20	0.5151
	Total	0.5825
C.I.C.	0-10	13.1920
	10-20	8.3810
	Total	10.7865

Tabla 8. Resultados de los análisis de varianza¹ de las variables: potencial de hidrógeno (pH), sodio, potasio, calcio, magnesio y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo de los bosques templados húmedos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	Fuente	SCM	Gi	CM	F	P
pH	Edad	27.335	4	6.834	65.404	0.000
	Profundidad	0.754	1	0.754	7.216	0.010
	Edad * Prof.	0.456	4	0.114	1.091	0.374
	Error	4.179	40	0.104		
	Total	1619.146	50			
Sodio (Na)	Edad	0.555	4	0.139	7.89	0.000
	Profundidad	6.94E-03	1	6.94E-03	0.395	0.533
	Edad * Prof.	0.598	4	0.15	8.506	0.000
	Error	0.703	40	1.76E-02		
	Total	26.967	50			
Potasio (K)	Edad	5.533	4	1.383	13.828	0.000
	Profundidad	0.168	1	0.168	1.677	0.203
	Edad * Prof.	0.395	4	9.88E-02	0.988	0.425
	Error	4.001	40	0.1		
	Total	15.599	50			
Calcio (Ca)	Edad	79.461	4	19.865	8.55	0.000
	Profundidad	3.92	1	3.92	1.687	0.201
	Edad * Prof.	18.209	4	4.552	1.959	0.119
	Error	92.94	40	2.323		
	Total	401.964	50			
Magnesio (Mg)	Edad	9.789	4	2.447	44.154	0.000
	Profundidad	0.184	1	0.184	3.315	0.076
	Edad * Prof.	0.33	4	8.26E-02	1.491	0.223
	Error	2.217	40	5.54E-02		
	Total	17.745	50			
C.I.C.	Edad	1309.147	4	327.287	13.446	0.000
	Profundidad	202.407	1	202.407	8.316	0.006
	Edad * Prof.	169.89	4	42.473	1.745	0.159
	Error	973.607	40	24.34		
	Total	12373.511	50			

¹El análisis fue de dos factores (Edad y Profundidad).

Tabla 9. Niveles de pH, sodio, potasio, calcio, magnesio y el valor de la capacidad de intercambio catiónico del suelo de los bosques templados húmedos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF.	BTHM	BTH20	BTH5	BTH1	CULTIVO
pH	0_10	4.8720 (0.06)	5.5140 (0.29)	4.4840 (0.03)	5.8680 (0.11)	6.8120 (0.14)
	10_20	5.0960 (0.06)	5.9500 (0.23)	4.9740 (0.08)	5.9240 (0.09)	6.8340 (0.12)
	Total	4.9840 (0.06)	5.7320 (0.19)	4.7290 (0.09)	5.8960 (0.07)	6.8230 (0.09)
Sodio (Na)	0_10	0.5950 (0.05)	0.6949 (0.02)	0.8620 (0.05)	0.9347 (0.04)	0.3974 (0.06)
	10_20	0.7986 (0.08)	0.7332 (0.08)	0.8407 (0.02)	0.5723 (0.11)	0.6569 (0.03)
	Total	0.6968 (0.05)	0.7141 (0.04)	0.8513 (0.02)	0.7535 (0.08)	0.5272 (0.05)
Potasio (K)	0_10	0.1662 (0.04)	0.0425 (0.04)	0.1417 (0.05)	0.5417 (0.32)	1.0561 (0.24)
	10_20	0.0358 (0.04)	0.0912 (0.03)	0.2268 (0.04)	0.1302 (0.04)	0.8851 (0.17)
	Total	0.1010 (0.04)	0.0668 (0.02)	0.1842 (0.03)	0.3359 (0.16)	0.9706 (0.14)
Calcio (Ca)	0_10	1.1469 (0.29)	0.9901 (0.30)	1.6406 (0.32)	4.2746 (1.91)	3.5320 (0.64)
	10_20	0.5031 (0.29)	0.8457 (0.22)	1.2607 (0.20)	1.5958 (0.34)	4.5789 (0.20)
	Total	0.8250 (0.22)	0.9179 (0.18)	1.4506 (0.19)	2.9352 (1.02)	4.0554 (0.36)
Magnesio (Mg)	0_10	0.0277 (0.04)	0.0026 (0.03)	0.1515 (0.07)	0.5795 (0.29)	1.1581 (0.08)
	10_20	N.D.	N.D.	0.0335 (0.03)	0.1451 (0.09)	1.1755 (0.06)
	Total	0.0046 (0.03)	N.D.	0.0925 (0.04)	0.3623 (0.16)	1.1668 (0.05)
C.I.C.	0_10	17.4950 (4.76)	5.5730 (1.41)	17.5755 (2.04)	18.4429 (3.14)	20.6818 (0.83)
	10_20	9.3907 (1.91)	4.3702 (0.84)	16.3752 (2.04)	9.5044 (0.51)	20.0077 (0.76)
	Total	13.4429 (2.77)	4.9716 (0.80)	16.9754 (1.37)	13.9736 (2.11)	20.3447 (0.54)

BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO: parcela con cultivo de oleaginosas. Los valores son las Medias por Profundidad (N = 5) y Total (N = 10), y el Error Estándar (es). El valor del pH representa en escala logarítmica el número de Hidrogeno en la solución del suelo; mientras que las concentraciones de Na, K, Ca, Mg y la C.I.C. está dada en $\text{cmol} + /\text{Kg}$ de suelo.

Tabla 10. Valor del pH y concentraciones de sodio, potasio, calcio, magnesio y la capacidad de intercambio catiónico del suelo, de los bosques templados húmedos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF (cm)	Valor
pH	0_10	5.5100
	10_20	5.7556
	Total	5.6328
Sodio (Na)	0_10	0.6968
	10_20	0.7204
	Total	0.7086
Potasio (K)	0_10	0.3896
	10_20	0.2738
	Total	0.3317
Calcio (Ca)	0_10	2.3168
	10_20	1.7568
	Total	2.0368
Magnesio (Mg)	0_10	0.3839
	10_20	0.2626
	Total	0.3232
C.I.C.	0_10	15.9536
	10_20	11.9296
	Total	13.9416

Tabla 11. Resultados de los análisis de varianza¹ de las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados secos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	Fuente	SCM	Gi	CM	F	P
Carbono (C)	Edad	124201.737	6	20700.289	56.99	0.000
	Profundidad	27715.192	1	27715.192	76.302	0.000
	Edad * Prof.	16029.462	6	2671.577	7.355	0.000
	Error	20340.824	56	363.229		
	Total	478406.654	70			
Nitrógeno (N)	Edad	1051.95	6	175.325	2.907	0.015
	Profundidad	296.94	1	296.94	4.923	0.031
	Edad * Prof.	471.961	6	78.66	1.304	0.270
	Error	3377.485	56	60.312		
	Total	29016.102	70			
Fósforo (P)	Edad	399.881	6	66.647	13.483	0.000
	Profundidad	9.832	1	9.832	1.989	0.164
	Edad * Prof.	36.765	6	6.128	1.24	0.300
	Error	276.802	56	4.943		
	Total	2266.039	70			
Cociente C:N	Edad	1920.839	6	320.14	11.985	0.000
	Profundidad	14.444	1	14.444	0.541	0.465
	Edad * Prof.	519.01	6	86.502	3.238	0.008
	Error	1495.859	56	26.712		
	Total	6146.501	70			
Cociente C:P	Edad	2017.512	6	336.252	4.857	0.000
	Profundidad	905.905	1	905.905	13.086	0.001
	Edad * Prof.	1287.866	6	214.644	3.101	0.011
	Error	3876.708	56	69.227		
	Total	24483.004	70			
Cociente N:P	Edad	1096.324	6	182.721	9.158	0.000
	Profundidad	12.932	1	12.932	0.648	0.424
	Edad * Prof.	158.704	6	26.451	1.326	0.261
	Error	1117.265	56	19.951		
	Total	5491.241	70			

¹El análisis fue de dos factores (Edad y Profundidad).

Tabla 12. Concentraciones de carbono, nitrógeno, fósforo, amonio y nitratos del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados secos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF.	BTSM	BTS 30	BTS 20	BTS 10	BTS 5	BTS 2	CULTIVO
Carbono (C)	0-10	52.0544 (9.25)	151.9269 (8.27)	175.7129 (10.47)	78.0819 (17.89)	82.3573 (11.18)	29.3552 (7.11)	20.4456 (2.71)
	10-20	22.5868 (1.34)	89.9127 (9.77)	87.6237 (9.48)	11.3325 (2.08)	59.7785 (3.77)	22.0708 (6.18)	18.0568 (2.61)
	Total	37.3206 (6.60)	120.920 (11.97)	131.668 (16.12)	44.7072 (13.99)	71.0679 (6.71)	25.7130 (4.61)	19.2512 (1.82)
Nitrógeno (N)	0-10	20.7527 (1.30)	15.4103 (4.28)	13.1810 (2.10)	26.9643 (0.57)	19.8320 (3.49)	21.7044 (2.21)	25.6944 (2.08)
	10-20	21.9240 (1.66)	12.9490 (7.10)	14.7085 (3.95)	24.5187 (2.42)	16.9093 (4.09)	10.9335 (3.62)	12.7614 (4.28)
	Total	21.3384 (1.01)	14.1797 (3.93)	13.9447 (2.12)	25.7415 (1.24)	18.3707 (2.58)	16.3189 (2.69)	19.2279 (3.11)
Fósforo (P)	0-10	8.5264 (1.73)	6.2457 (0.42)	8.7634 (1.12)	3.0298 (1.13)	3.9415 (0.72)	2.5412 (0.79)	2.4377 (0.44)
	10-20	7.5693 (2.23)	7.8553 (0.43)	5.2339 (1.03)	1.6468 (0.02)	3.7454 (0.57)	1.6925 (0.18)	2.4957 (0.44)
	Total	8.0479 (1.34)	7.0505 (0.39)	6.9986 (0.93)	2.3383 (0.58)	3.8435 (0.43)	2.1169 (0.41)	2.4667 (0.29)
Cociente C:N	0-10	2.5704 (0.51)	9.1141 (1.32)	14.4493 (1.95)	2.9518 (0.73)	4.8479 (1.38)	1.2930 (0.27)	0.8040 (0.10)
	10-20	1.0554 (0.10)	21.9722 (7.44)	8.7478 (2.78)	0.4565 (0.06)	4.4084 (1.00)	3.4003 (1.28)	2.3495 (0.85)
	Total	1.8129 (0.35)	15.5431 (4.16)	11.5986 (1.86)	1.7041 (0.54)	4.6281 (0.81)	2.3466 (0.71)	1.5767 (0.48)
Cociente C:P	0-10	7.6716 (2.24)	25.1206 (3.03)	21.4288 (2.89)	32.2197 (9.37)	23.0435 (4.03)	12.9005 (2.90)	9.9258 (2.76)
	10-20	4.2852 (1.26)	11.4896 (1.18)	18.8369 (3.22)	6.8535 (1.22)	17.7509 (3.27)	13.8662 (4.31)	8.8643 (2.66)
	Total	5.9784 (1.34)	18.3051 (2.74)	20.1328 (2.08)	19.5366 (6.14)	20.3972 (2.60)	13.3834 (2.45)	9.3950 (1.82)
Cociente N:P	0-10	3.1616 (0.99)	2.4712 (0.78)	1.5377 (0.18)	12.7119 (2.69)	6.2444 (1.85)	10.5973 (2.14)	12.9130 (3.41)
	10-20	4.0654 (1.17)	1.8794 (1.13)	3.9542 (1.73)	14.9121 (1.51)	5.6007 (1.94)	6.7354 (2.46)	6.4727 (3.09)
	Total	3.6135 (0.74)	2.1753 (0.66)	2.7460 (0.91)	13.8120 (1.50)	5.9225 (1.27)	8.6663 (1.67)	9.6928 (2.42)
Nitrato (NO₃)	0-10	0.0190 (0.01)	0.0317 (0.01)	0.0729 (0.01)	0.0212 (0.00)	0.0379 (0.01)	0.0126 (0.01)	0.0049 (0.00)
	10-20	0.0052 (0.00)	0.0155 (0.01)	0.0236 (0.01)	0.0043 (0.00)	0.0205 (0.00)	0.0067 (0.00)	0.0018 (0.00)
	Total	0.0121 (0.00)	0.0236 (0.01)	0.0483 (0.01)	0.0128 (0.00)	0.0292 (0.00)	0.0096 (0.00)	0.0034 (0.00)
Amonio (NH₄⁺)	0-10	0.0037 (0.00)	0.0036 (0.00)	0.0020 (0.00)	0.0010 (0.00)	0.0000 (0.00)	0.0001 (0.00)	0.0006 (0.00)
	10-20	0.0055 (0.00)	0.0029 (0.00)	0.0012 (0.00)	0.0008 (0.00)	0.0000 (0.00)	0.0000 (0.00)	0.0007 (0.00)
	Total	0.0046 (0.00)	0.0032 (0.00)	0.0016 (0.00)	0.0009 (0.00)	0.0000 (0.00)	0.0001 (0.00)	0.0007 (0.00)
Cociente (NH₄⁺:NO₃)	0-10	4.8659 (2.70)	8.9963 (2.00)	40.7003 (8.40)	9.7482 (4.57)	0.0000 (0.00)	5.7054 (5.71)	0.4742 (0.47)
	10-20	0.9881 (0.29)	5.7571 (2.06)	20.0649 (3.82)	3.7703 (1.58)	0.0000 (0.00)	8.9745 (8.97)	0.1671 (0.17)
	Total	2.9270 (1.44)	7.3767 (1.46)	30.3826 (5.55)	6.7593 (2.49)	0.0000 (0.00)	7.3399 (5.04)	0.3206 (0.24)

BTSM: Bosque Templado Seco Maduro, BTS 30: Bosque Templado Seco con 30 años de regeneración, BTS 20: Bosque Templado Seco con 20 años de regeneración, BTS 10: Bosque Templado Seco con 10 años de regeneración, BTS 5: Bosque Templado Seco con 5 años de regeneración, BTS 2: Bosque Templado Seco con 2 años de regeneración, CULTIVO: parcela con cultivo de maíz. Los valores son las medias por profundidad (N = 5) Total (N = 10), y el Error Estándar (es). Concentraciones en Mg /Kg de suelo.

Tabla 13. Concentraciones de carbono, nitrógeno, fósforo, amonio y nitratos del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados secos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF (cm)	Valor
Carbono (C)	0_10	84.2763
	10_20	44.4803
	Total	64.3783
Nitrógeno (N)	0_10	20.5056
	10_20	16.3864
	Total	18.4460
Fósforo (P)	0_10	5.0694
	10_20	4.3198
	Total	4.6946
Cociente C:N	0_10	5.1472
	10_20	6.0557
	Total	5.6015
Cociente C:P	0_10	18.9015
	10_20	11.7066
	Total	15.3041
Cociente N:P	0_10	7.0910
	10_20	6.2314
	Total	6.6612
Nitrato (NO₃⁻)	0_10	0.0286
	10_20	0.0111
	Total	0.0198
Amonio (NH₄⁺)	0_10	0.0016
	10_20	0.0016
	Total	0.0016
Cociente NH₄⁺:NO₃⁻	0_10	10.0701
	10_20	5.6746
	Total	7.8723

Tabla 14. Resultados de los análisis de varianza¹ de las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados húmedos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	Fuente	SCM	Gi	CM	F	P
Carbono (C)	Edad	21653.304	4	5413.326	8.406	0.000
	Profundidad	15088.392	1	15088.392	23.43	0.000
	Edad * Prof.	10045.299	4	2511.325	3.9	0.009
	Error	25759.443	40	643.986		
	Total	409102.198	50			
Nitrógeno (N)	Edad	765.069	4	191.267	4.454	0.005
	Profundidad	26.093	1	26.093	0.608	0.440
	Edad * Prof.	707.846	4	176.962	4.121	0.007
	Error	1717.701	40			
	Total	13061.468	50			
Fósforo (P)	Edad	864.652	4	216.163	23.588	0.000
	Profundidad	35.936	1	35.936	3.921	0.055
	Edad * Prof.	33.74	4	8.435	0.92	0.462
	Error	366.566	40			
	Total	6024.388	50			
Cociente C:N	Edad	173.498	4	43.374	2.118	0.096
	Profundidad	29.155	1	29.155	1.424	0.240
	Edad * Prof.	48.24	4	12.06	0.589	0.672
	Error	818.976	40	20.474		
	Total	3895.318	50			
Cociente C:P	Edad	643.739	4	160.935	5.05	0.002
	Profundidad	101.769	1	101.769	3.193	0.082
	Edad * Prof.	173.547	4	43.387	1.361	0.264
	Error	1274.798	40	31.87		
	Total	7717.34	50			
Cociente N:P	Edad	17.028	4	4.257	1.684	0.173
	Profundidad	1.92E-02	1	1.92E-02	0.008	0.931
	Edad * Prof.	21.822	4	5.456	2.158	0.091
	Error	101.111	40	2.528		
	Total	307.756	50			

¹El análisis fue de dos factores (Edad y Profundidad).

Tabla 15. Concentraciones de carbono, nitrógeno, fósforo, amonio y nitratos del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados húmedos en diferentes estadios de regeneración de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF.	BTHM	BTH20	BTH5	BTH1	CULTIVO
Carbono (C)	0_10	132.548 (21.28)	62.9555 (5.41)	86.7145 (17.60)	142.565 (14.79)	72.2916 (3.23)
	10_20	56.8234 (2.63)	39.3449 (7.52)	75.4385 (11.29)	82.3454 (8.08)	69.4073 (3.29)
	Total	94.6854 (16.17)	51.1502 (5.88)	81.0765 (10.04)	112.455 (12.80)	70.8495 (2.23)
Nitrógeno (N)	0_10	22.2755 (4.64)	14.5831 (3.71)	9.0240 (1.24)	13.0654 (0.55)	14.8237 (3.23)
	10_20	13.3339 (4.77)	5.4161 (0.27)	13.8474 (3.14)	9.4644 (2.06)	24.4858 (1.16)
	Total	17.8047 (3.48)	9.9996 (2.33)	11.4357 (1.78)	11.2649 (1.17)	19.6548 (2.28)
Fósforo (P)	0_10	8.3836 (1.82)	5.3525 (0.87)	8.1337 (1.20)	11.6704 (0.92)	19.2965 (0.86)
	10_20	8.0729 (2.70)	5.4564 (0.52)	7.1838 (1.53)	7.8350 (0.47)	15.8108 (1.04)
	Total	8.2283 (1.54)	5.4044 (0.48)	7.6588 (0.93)	9.7527 (0.80)	17.5537 (0.86)
Cociente C:N	0_10	9.3667 (4.83)	5.3024 (1.07)	9.5110 (1.53)	10.8435 (0.75)	6.3807 (1.79)
	10_20	7.0699 (2.03)	7.4822 (1.60)	6.9600 (1.71)	9.3800 (0.87)	2.8761 (0.24)
	Total	8.2183 (2.50)	6.3923 (0.98)	8.2355 (1.16)	10.1117 (0.59)	4.6284 (1.03)
Cociente C:P	0_10	19.6665 (5.47)	13.1354 (2.59)	10.6387 (1.46)	12.4789 (1.45)	3.7662 (0.19)
	10_20	10.6774 (3.45)	8.0655 (2.57)	11.3753 (1.15)	10.8596 (1.72)	4.4412 (0.27)
	Total	15.1719 (3.40)	10.6004 (1.91)	11.0070 (0.88)	11.6692 (1.09)	4.1037 (0.19)
Cociente N:P	0_10	3.3588 (1.14)	2.7730 (0.54)	1.1953 (0.18)	1.1494 (0.10)	0.7804 (0.18)
	10_20	2.0974 (0.64)	1.0411 (0.13)	3.0628 (1.68)	1.2785 (0.36)	1.5814 (0.14)
	Total	2.7281 (0.65)	1.9070 (0.39)	2.1290 (0.85)	1.2139 (0.18)	1.1809 (0.17)
Nitrato (NO₃)	0_10	0.0363 (0.00)	0.0219 (0.00)	0.0514 (0.01)	0.0526 (0.01)	0.0032 (0.00)
	10_20	0.0246 (0.00)	0.0192 (0.00)	0.0433 (0.01)	0.0202 (0.01)	0.0025 (0.00)
	Total	0.0305 (0.00)	0.0205 (0.00)	0.0474 (0.01)	0.0364 (0.01)	0.0028 (0.00)
Amonio (NH₄⁺)	0_10	0.0013 (0.00)	0.0012 (0.00)	0.0014 (0.00)	0.0018 (0.00)	0.0025 (0.00)
	10_20	0.0010 (0.00)	0.0013 (0.00)	0.0015 (0.00)	0.0021 (0.00)	0.0020 (0.00)
	Total	0.0012 (0.00)	0.0013 (0.00)	0.0015 (0.00)	0.0020 (0.00)	0.0023 (0.00)
Cociente (NH₄⁺:NO₃)	0_10	33.4994 (7.78)	18.3638 (2.87)	37.8569 (8.00)	31.7502 (4.07)	1.7188 (0.42)
	10_20	25.0353 (2.86)	15.4644 (3.65)	29.9964 (5.09)	9.1354 (2.42)	1.8022 (0.94)
	Total	29.2674 (4.15)	16.9141 (2.24)	33.9266 (4.66)	20.4428 (4.38)	1.7605 (0.49)

BTHM: Bosque Templado Húmedo Maduro, BTH 20: Bosque Templado Húmedo con 20 años de regeneración, BTH 5: Bosque Templado Húmedo con 5 años de regeneración, BTH 1: Bosque Templado Húmedo con 1 año de regeneración, CULTIVO: parcela con cultivo de oleaginosas. Los valores son las medias por profundidad (N = 5) Total (N = 10), y el Error Estándar (es). Concentraciones en Mg /Kg de suelo.

Tabla 16. Concentraciones de carbono, nitrógeno, fósforo, amonio y nitratos del suelo y sus respectivos cocientes, de los bosques templados húmedos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	PROF (cm)	Valor
Carbono (C)	0_10	99.4148
	10_20	64.6719
	Total	82.0434
Nitrógeno (N)	0_10	14.7543
	10_20	13.3095
	Total	14.0319
Fósforo (P)	0_10	10.5673
	10_20	8.8718
	Total	9.7196
Cociente C:N	0_10	8.2809
	10_20	6.7536
	Total	7.5172
Cociente C:P	0_10	11.9371
	10_20	9.0838
	Total	10.5105
Cociente N:P	0_10	1.8514
	10_20	1.8122
	Total	1.8318
Nitrato (NO₃⁻)	0_10	0.0331
	10_20	0.0220
	Total	0.0275
Amonio (NH₄⁺)	0_10	0.0017
	10_20	0.0016
	Total	0.0016
Cociente NH₄⁺:NO₃⁻	0_10	24.6378
	10_20	16.2867
	Total	20.4623

Tabla 17. Resultados de los análisis de varianza^{*} de las concentraciones de amonio y nitratos del suelo y su respectivo cociente, de los bosques templados secos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	Fuente	SCM	Gi	CM	F	P
Nitrato (NO ₃ ⁻)	Edad	1.40E-02	6	2.33E-03	19.694	0.000
	Profundidad	5.37E-03	1	5.37E-03	45.514	0.000
	Edad * Prof.	3.42E-03	6	5.70E-04	4.825	0.000
	Error	6.61E-03	56	1.18E-04		
	Total	5.69E-02	70			
Amonio (NH ₄ ⁺)	Edad	1.81E-04	6	3.01E-05	20.825	0.000
	Profundidad	8.00E-09	1	8.00E-09	0.006	0.941
	Edad * Prof.	1.12E-05	6	1.86E-06	1.287	0.278
	Error	8.10E-05	56	1.45E-06		
	Total	4.48E-04	70			
Cociente NH ₄ ⁺ :NO ₃ ⁻	Edad	6.52E+03	6	1.09E+03	12.805	0.000
	Profundidad	3.38E+02	1	3.38E+02	3.984	0.510
	Edad * Prof.	9.07E+02	6	1.51E+02	1.781	0.120
	Error	4.75E+03	56	8.49E+01		
	Total	1.69E+04	70			

^{*}El análisis fue de dos factores (Edad y Profundidad).



Tabla 18. Resultados de los análisis de varianza* de las concentraciones de amonio y nitratos del suelo y su respectivo cociente, de los bosques templados húmedos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Variable	Fuente	SCM	Gi	CM	F	P
Nitrato (NO₃⁻)	Edad	1.14E-02	4	2.85E-03	24.062	0.000
	Profundidad	1.55E-03	1	1.55E-03	13.035	0.001
	Edad * Prof.	1.60E-03	4	4.00E-04	3.372	0.018
	Error	4.74E-03	40			
	Total	5.72E-02	50			
Amonio (NH₄⁺)	Edad	9.22E-06	4	2.31E-06	3.193	0.023
	Profundidad	3.40E-08	1	3.40E-08	0.047	0.829
	Edad * Prof.	1.19E-06	4	2.98E-07	0.413	0.798
	Error	2.89E-05	40			
	Total	1.72E-04	50			
Cociente NH₄⁺:NO₃⁻	Edad	6.21E+03	4	1.55E+03	15.246	0.000
	Profundidad	8.72E+02	1	8.72E+02	8.559	0.006
	Edad * Prof.	7.61E+02	4	1.90E+02	1.869	0.135
	Error	4.07E+03	40	1.02E+02		
	Total	32854.286	50			

*El análisis fue de dos factores (Edad y Profundidad).