



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**IMPACTOS DEL MANEJO FORESTAL SOBRE LOS ALMACENES
DE CARBONO, NITRÓGENO Y FÓSFORO EN ECOSISTEMAS
FORESTALES TEMPLADOS**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

LICENCIADA EN CIENCIAS DE LA TIERRA

P R E S E N T A:

LESLY ELIZABETH SOLÍS MENDOZA

DIRECTOR DE TESIS:

DOCTOR LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO

Ciudad Universitaria, CDMX 2017





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.

1. Datos del alumno

Solís

Mendoza

Lesly Elizabeth

26 32 54 86

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Ciencias de la Tierra

310316480

2. Datos del tutor

Dr.

Galicia

Sarmiento

Leopoldo

3. Datos del sinodal 1

Dra.

Silke

Cram

Heydrich

4. Datos del sinodal 2

Dra.

Lucy Natividad

Mora

Palomino

5. Datos del sinodal 3

Dra.

Lydia

Ramírez

Martínez

6. Datos del sinodal 4

Dr.

Rodolfo Omar

Arellano

Aguilar

7. Datos del trabajo escrito

Impactos del manejo forestal sobre los almacenes de carbono, nitrógeno y fósforo en ecosistemas forestales templados

162 p.

2017

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias e Instituto de Geografía, por permitirme tener una formación profesional, por brindarme la oportunidad de formular nuevas ideas y percepciones de la vida.

Proyecto DGAPA-PAPIIT-UNAM (IN104515) “Influencia de la química, morfología y área foliar de tres especies arbóreas sobre la productividad, descomposición y respiración del suelo en bosques templados del centro de México”, por otorgarme la beca “Licenciatura/ Titulación” durante el periodo agosto 2016 a junio 2017. Asimismo, por el financiamiento del trabajo en campo y análisis de laboratorio que hicieron posible esta investigación.

Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento, por ser guía en este camino, por compartir su conocimiento, ideas, motivaciones, experiencias, tiempo y trabajo duro con nosotros, pero sobre todo por el esfuerzo en hacer de la ciencia en México una herramienta que permita la conservación de los sistemas naturales.

Dra. Lucy Mora Palomino, por su guía, consejos y enseñanza durante el procesamiento de muestras en el trabajo de laboratorio, pero sobre todo por su valiosa enseñanza en el curso de Ciencias del Suelo.

Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía, en especial a **Dra. Kumiko Shimada Miyasaka.**

Laboratorio de Edafología Experimental del Instituto de Geología, por brindar la infraestructura y equipo para el procesamiento y análisis de muestras.

Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental del Colegio de Posgraduados y la M. en C. Juliana Padilla Cuevas, por el análisis de muestras en la determinación de fósforo.

Dr. Bruno Manuel Chávez Vergara, por sus valiosos comentarios en la teoría, trabajo de campo y laboratorio que hicieron posible mejorar este trabajo. Pero sobre todo por compartir su conocimiento y claridad de ideas en el planteamiento de esta investigación.

Dr. Vidal Guerra de la Cruz, Dra. Gema Lilia Galindo Flores, Dra. Irene Sánchez Gallén, Dra. Citlalli Castillo y compañeros del taller de “Ecología de la biota del suelo: su papel en la dinámica, funcionamiento y restauración de los ecosistemas”, Facultad de Ciencias y del Laboratorio de Biodiversidad del Centro de Investigaciones en Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Tlaxcala, por sus valiosos comentarios en este proceso, pero sobre todo por su gran ayuda en el trabajo de campo.

Dr. Silke Cram, Dra. Lucy Mora Palomino, M. en C. Lydia Ramírez y al Dr. Omar Arellano, por ser parte del jurado de esta tesis, por sus comentarios e importantes aportes a mi formación profesional.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A Lucila Solís Mendoza, por todo el apoyo motivacional, económico y sobretodo incondicional todos los días antes y durante este proceso. También por todo el esfuerzo invertido hasta llegar a este momento, también por sus consejos, su tiempo y su confianza.

A mis abuelos, por ser un ejemplo de trabajo, dedicación y clarificación de las verdaderas cosas importantes de la vida. Por apoyarme en todos los aspectos, confiar en mí y estar ahí todos los días de mi vida.

A mis tíos Mariana, Andrea, David, Edith y Carolina, por haber estado conmigo en los momentos importantes y ser un apoyo en cada momento.

A mis primos (Brenda, Eduardo, Ximena, Melanie, Alexa, Lexy, David, Jessica, Carlos, Cristián, César y Mía) y demás tíos, por estar presentes en este proceso, en mi vida y creer en mí, gracias.

Compañeros del IGg (Karina, Isela, Ximena, Laura, Balam), por compartir ideas, conocimiento y toda la ayuda que brindaron a la construcción y trabajo de campo de este trabajo.

Compañeros de la Ciencias de la Tierra, por todo el tiempo, experiencias, trabajo, discusión y momentos de diversión que compartimos a lo largo de la licenciatura. En especial por compartir la misma pasión por conocer los sistemas terrestres.

Amigos, por ser con los que he compartido valiosas ideas, experiencias y momentos de aprendizaje y motivación realmente valiosos.

A mis profesores, por haberme motivado a buscar importantes preguntas y respuestas, por incitarme a realizar un buen trabajo en cualquier actividad iniciada y sobre todo por haber sido una parte importante en mi formación personal y profesional. También por incitarme a generar nuevas ideas, nuevo conocimiento, por enseñarme que todo el esfuerzo invertido puede ser utilizado en trabajo que derive en un mejor mundo para todos.

Y a ti, por ser una inspiración de vida en cada momento.

DEDICATORIA

A mi familia, especialmente a mi mamá.

Y a todas esas personas que día tras día, trabajan por un mundo mejor para todos.

Índice

Resumen.....	1
1. Marco teórico	2
1.1 Ciclos de C, N y P, condiciones en bosques templados	2
1.1.1 Carbono	3
1.1.2 Nitrógeno.....	5
1.1.3 Fósforo	7
1.2 Balances de energía y nutrientes	9
1.2.1 Biomasa aérea	13
1.2.2 RLG.....	14
1.2.3 Mantillo.....	15
1.2.4 Raíces	17
1.2.5 Suelo mineral	18
1.2.6 Importancia del balance de nutrientes.....	19
1.3 Relaciones estequiométricas.....	20
1.4 Perturbaciones naturales y su impacto en los ciclos biogeoquímicos	21
1.4.1 Fuego	23
1.4.2 Dinámica de claros.....	24
1.4.3 Plagas.....	24
1.5 Manejo forestal como una perturbación en los ecosistemas.....	25
1.6 Bosques Templados en México	28
2. Planteamiento del problema	30
3. Objetivo General.....	32
3.1 Objetivos Particulares	32
3.2 Hipótesis	33
4 Metodología	35
4.1 Sitio de estudio.....	35
4.2 Método de Desarrollo Silvícola (MDS).....	36
4.3 Diseño de muestreo.....	40
4.4 Muestreo en campo	41
4.4.1 Biomasa aérea	42
4.4.2 Residuos leñosos gruesos	43
4.4.3 Mantillo.....	44
4.4.4 Raíces	45

4.4.4.1 Raíces superficiales.....	45
4.4.4.2 Raíces a profundidad.....	46
4.4.5 Suelo	46
4.4.5.1 Suelo superficial	46
4.4.5.2 Suelo a profundidad	47
4.5 <i>Análisis de laboratorio</i>	47
4.5.1 Preparación de muestras.....	47
4.5.2 Concentración de C, N y P.....	48
4.6 <i>Estimación de almacenes de C y nutrientes</i>	49
4.6.1 Biomasa aérea	49
4.6.2 Residuos leñosos gruesos	50
4.6.3 Mantillo.....	51
4.6.4 Raíces.....	52
4.6.5 Suelo	52
4.7 <i>Análisis de datos</i>	53
5. Resultados	54
5.1 <i>Almacenes de biomasa</i>	54
5.1.1 Almacenes de biomasa aérea	57
5.1.2 Almacenes del piso forestal	57
5.1.3 Almacenes de biomasa subterránea.....	58
5.1.3.1 Raíces superficiales.....	58
5.1.4 Cociente entre almacenes de biomasa aéreas y subterráneas	60
5.1.4.1 Correlaciones de biomasa	62
5.1.5 Concentración de nutrientes en biomasa.....	64
5.1.5.1 Concentración de C _T , N _T y P _T en biomasa arbórea.....	64
5.1.5.2 Concentración de C _T , N _T y P _T en el piso forestal	66
5.1.5.3 Concentración de C _T , N _T y P _T en biomasa subterránea.....	69
5.1.6 Contenido de nutrientes en biomasa	71
5.1.6.1 Contenido de C _T , N _T y P _T en biomasa arbórea	71
5.1.6.2 Contenido de C _T , N _T y P _T en el piso forestal.....	73
5.1.6.3 Contenido de C _T , N _T y P _T en biomasa subterránea	77
5.1.7 Cocientes C:N, C:P y N:P en biomasa	79
5.1.7.1 Cociente de C:N, C:P y N:P en biomasa arbórea	79
5.1.7.2 Cociente de C:N, C:P y N:P en piso forestal	81
5.1.7.3 Cociente de C:N, C:P y N:P en biomasa subterránea.....	84
5.1.8 Cocientes de nutrientes aéreas y subterráneas	86
5.1.8.1 Cociente entre las concentraciones de C aéreo y subterráneo.....	86
5.1.8.2 Cociente entre las concentraciones de N aéreo y subterráneo	88
5.1.8.3 Cociente entre las concentraciones de P aéreo y subterráneo.....	90
5.2 <i>Suelo forestal</i>	94
5.2.1 Parámetros Físico Químicos del suelo superficial.....	94
5.2.2 Concentración de C _T , N _T y P _T en el suelo superficial	96
5.2.2.1 Concentración de NH ₄ ⁺ y NO ₃ ⁻ en el suelo superficial	98
5.2.2.2 Concentración de P _d en el suelo superficial	98

5.2.3 Contenido de C_T , N_T y P_T en el suelo superficial.....	100
5.2.3.1 Contenido de NH_4^+ y NO_3^- disponible en el suelo superficial.....	102
5.2.4.1 Contenido de P_d en el suelo superficial.....	102
5.2.4 Cocientes de nutrientes en suelo superficial.....	104
5.2.4.1 Cociente C:N en suelo superficial.....	104
5.2.4.2 Cociente C:P en suelo superficial.....	104
5.2.4.3 Cociente N:P en suelo superficial.....	104
5.2.4.4 Cociente $N_T: NH_4^+$	106
5.2.4.5 Cociente $P_T: P_d$	106
5.3 Distribución de nutrientes.....	109
5.3.1 Distribución de C en almacenes aéreos, piso forestal y subterráneos.....	109
5.3.2 Distribución de N en almacenes aéreo, piso forestal y subterráneo.....	113
5.3.3 Distribución de P en almacenes aéreo, piso forestal y subterráneo.....	117
6. Discusión.....	122
6.1 Consecuencia de la extracción de madera sobre la biomasa aérea, piso forestal y subterránea.....	122
6.2 Consecuencia de la extracción de madera sobre los almacenes de C_T , N_T y P_T	127
6.2.1 Almacenes arbóreos de nutrientes arbóreos.....	127
6.2.2 Almacenes de nutrientes en el piso forestal.....	129
6.2.3 Almacenes subterráneos de nutrientes.....	130
6.3 Consecuencia de la extracción de madera sobre los almacenes de nutrientes totales y disponibles en suelo.....	131
6.3.1 Almacenes de C_T , N_T y P_T del suelo superficial.....	131
6.3.1 Almacenes de N y P disponibles del suelo.....	133
6.4 Redistribución de C y nutrientes aéreo, subterráneo y edáfico.....	136
7. Conclusiones.....	142
7.1 Implicaciones en el manejo forestal de México.....	143
8. Referencias.....	145
9. ANEXO.....	151

Índice de tablas

TABLA 1. CONCENTRACIÓN DE C EN DIFERENTES COMPONENTES DE ALMACENAMIENTO, PARA BOSQUES DE OREGÓN E.U.A. (LAW ET AL., 2001)	11
TABLA 2. TÉCNICAS SILVÍCOLAS QUE INVOLUCRA EL MÉTODO DE DESARROLLO SILVÍCOLA.	38
TABLA 3. VARIABLES DE INTERÉS EN EL DISEÑO DE MUESTREO.	41
TABLA 4. BIOMASA ($\text{MG HA}^{-1} \pm \text{ERROR ESTÁNDAR}$) EN ALMACENES AÉREOS, MANTILLO, RLG Y RAÍCES PARA SEIS FASES SILVÍCOLAS DEL MÉTODO SILVÍCOLA MDS Y UN BR EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	55
TABLA 5. COCIENTES ENTRE ALMACENES DE BIOMASA AÉREOS, PISO FORESTAL Y SUBTERRÁNEO EN DIFERENTES TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN LA REGIÓN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.	61
TABLA 6. CORRELACIONES ENTRE ALMACENES DE BIOMASA AÉREOS, PISO FORESTAL Y SUBTERRÁNEOS PARA BOSQUES BAJO MANEJO FORESTAL EN LA REGIÓN DE CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	63
TABLA 7. CONCENTRACIÓN DE C_T , N_T Y P_T ($\% \pm \text{ERROR ESTÁNDAR}$) EN ALMACENES AÉREOS PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS DEL MÉTODO SILVÍCOLA MDS Y UN BR EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	65
TABLA 8. CONCENTRACIÓN DE C_T , N_T Y P_T ($\% \pm \text{ERROR ESTÁNDAR}$) EN ALMACENES DEL PISO FORESTAL PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS DEL MÉTODO SILVÍCOLA MDS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	68
TABLA 9. CONCENTRACIÓN DE C_T , N_T Y P_T ($\% \pm \text{ERROR ESTÁNDAR}$) EN ALMACENES SUBTERRÁNEOS (BIOMASA DE RAÍCES) PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS DEL MÉTODO SILVÍCOLA MDS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.	70
TABLA 10. COCIENTES C:N, C:P Y N:P EN ALMACENES ARBÓREA PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS DEL MÉTODO SILVÍCOLA MDS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.	80
TABLA 11. COCIENTES C:N, C:P Y N:P EN ALMACÉN RLG PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS DEL MÉTODO SILVÍCOLA MDS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	83
TABLA 12. COCIENTES C:N, C:P Y N:P EN MANTILLO PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS DEL MÉTODO SILVÍCOLA MDS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	83
TABLA 13. COCIENTES C:N, C:P Y N:P EN ALMACENES SUBTERRÁNEOS PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS DEL MÉTODO SILVÍCOLA MDS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.	85
TABLA 14. COCIENTES DE LA CONCENTRACIÓN DE C ENTRE ALMACENES DE BIOMASA AÉREOS, PISO FORESTAL Y SUBTERRÁNEOS EN DIFERENTES TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN LA REGIÓN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	87
TABLA 15. COCIENTES DE LA CONCENTRACIÓN DE N ENTRE ALMACENES DE BIOMASA AÉREOS, PISO FORESTAL Y SUBTERRÁNEOS EN DIFERENTES TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN LA REGIÓN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	89
TABLA 16. COCIENTES DE LA CONCENTRACIÓN DE P ENTRE ALMACENES DE BIOMASA AÉREOS, PISO FORESTAL Y SUBTERRÁNEOS EN DIFERENTES TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN LA REGIÓN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	91
TABLA 17. VALORES DE F Y p PARA DATOS DE BIOMASA A PARTIR DEL ANÁLISIS ESTADÍSTICO ANOVA Y TUKEY.....	92
TABLA 18. COCIENTE DE C:N, C:P Y N:P EN EL SUELO SUPERFICIAL PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	105
TABLA 19. COCIENTE DE C_T , N_T Y P_T EN EL SUELO SUPERFICIAL PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.	107
TABLA 20. VALORES DE F Y p PARA DATOS DE PARÁMETROS FÍSICOS DEL SUELO A PARTIR DEL ANÁLISIS ESTADÍSTICO ANOVA Y TUKEY.	108

Índice de figuras

FIGURA 1. ACUMULACIÓN GLOBAL ATMOSFÉRICA (BP), DEPOSICIÓN EN SECO (DD), ABSORCIÓN NETA (NU), S1, S2, S3 Y S4, DISTINTOS BOSQUES MUESTREADOS (MARCOS ET AL. 2002).....	13
FIGURA 2. HIPÓTESIS DEL ALMACENAMIENTO Y FLUJO DE NUTRIENTES EN BOSQUES CON MANEJO FORESTAL REGULAR Y UN BR. .	34
FIGURA 3. PLANO DE UBICACIÓN DEL EJIDO LLANO GRANDE EN LA CUENCA DE CHIGNAHUAPAN-ZACATLÁN EN EL MUNICIPIO DE CHIGNAHUAPAN, ESTADO DE PUEBLA.	36
FIGURA 4. DISTINTOS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS DEL MÉTODO MDS APLICADAS EN EL EJIDO LLANO GRANDE.	39
FIGURA 5. SUBDIVISIÓN DE PARCELA DE MUESTREO.....	42
FIGURA 6. TRANSECTOS EN CADA RODAL PARA EL MUESTREO DE RLG (JIMÉNEZ. 2016).	43
FIGURA 7. RLG EN EL TRATAMIENTO: CORTA DE REGENERACIÓN.....	44
FIGURA 8. MANTILLO SELECCIONADO PARA RECOLECCIÓN DE MUESTRA EN EL TRATAMIENTO: SEGUNDO ACLAREO INICIAL.....	45
FIGURA 9. ESQUEMA DE PUNTOS DE MUESTREO PARA RAÍCES SUPERFICIALES.	46
FIGURA 10. MUESTRA DE SUELO SUPERFICIAL RECOLECTADO EN EL TRATAMIENTO: CORTA DE REGENERACIÓN.	47
FIGURA 11. CONTENIDO DE BIOMASA EN LOS COMPONENTES BIOMASA ARBÓREA, RLG, MANTILLO Y RAÍCES SUPERFICIALES PARA DISTINTOS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA: A) BIOMASA REPORTADA EN $Mg\ ha^{-1}$. B) PORCENTAJE DE BIOMASA POR TRATAMIENTO SILVÍCOLA.	56
FIGURA 12. CONTENIDO DE BIOMASA POR COMPONENTE DE ALMACENAMIENTO PARA DISTINTOS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BR EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA: A) BIOMASA ARBÓREA, B) RLG, C) MANTILLO Y D) RAÍCES. CORTA TOTAL O CORTA DE REGENERACIÓN(CR), CORTA DE LIBERACIÓN INICIAL (CLi), CORTA DE LIBERACIÓN FINAL (CLF), PRIMERA CORTA DE ACLAREO (1A), SEGUNDA CORTA DE ACLAREO INICIAL (2Ai), SEGUNDA CORTA DE ACLAREO FINAL (2Af) Y BOSQUE DE REFERENCIA (BR).....	59
FIGURA 13. CONTENIDO DE C_T , N_T Y P_T EN BIOMASA ARBÓREA PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA: A) CONCENTRACIÓN DE C_T B) CONCENTRACIÓN DE N_T Y C) CONCENTRACIÓN DE P_T	72
FIGURA 14. CONTENIDO DE C_T , N_T Y P_T EN RLG PARA DISTINTOS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA: A) CONCENTRACIÓN DE C_T , B) CONCENTRACIÓN DE N_T Y C) CONCENTRACIÓN DE P_T	75
FIGURA 15. CONTENIDO DE C_T , N_T Y P_T EN MANTILLO PARA DISTINTOS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA: A) CONCENTRACIÓN DE C_T , B) CONCENTRACIÓN DE N_T Y C) CONCENTRACIÓN DE P_T	76
FIGURA 16. CONTENIDO DE C_T , N_T Y P_T EN BIOMASA SUBTERRÁNEA PARA DISTINTOS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA: A) CONCENTRACIÓN DE C_T , B) CONCENTRACIÓN DE N_T Y C) CONCENTRACIÓN DE P_T	78
FIGURA 17. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS PARA EL SUELO SUPERFICIAL EN DISTINTOS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	95
FIGURA 18. CONCENTRACIÓN DE C_T , N_T Y P_T EN EL SUELO SUPERFICIAL PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	97
FIGURA 19. CONCENTRACIÓN DE NH_4^+ , NO_3^- Y P_D EN EL SUELO SUPERFICIAL PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	99
FIGURA 20. CONTENIDO DE C_T , N_T Y P_T EN EL SUELO SUPERFICIAL PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	101
FIGURA 21. CONTENIDO DE NH_4^+ , NO_3^- Y P_D EN EL SUELO SUPERFICIAL PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.....	103
FIGURA 22. PROPORCIÓN DEL CONTENIDO DE C_T EN LOS COMPONENTES BIOMASA ARBÓREA, RLG, MANTILLO Y RAÍCES SUPERFICIALES PARA DISTINTOS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.	111

FIGURA 23. C TOTAL EN ALMACENES AÉREOS, SUBTERRÁNEOS Y PISO FORESTAL PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS DEL MÉTODO SILVÍCOLA MDS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.	112
FIGURA 24. PROPORCIÓN DEL CONTENIDO DE N_T EN LOS COMPONENTES BIOMASA ARBÓREA, RLG, MANTILLO Y RAÍCES SUPERFICIALES PARA DISTINTOS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.	115
FIGURA 25. N TOTAL EN ALMACENES AÉREOS, SUBTERRÁNEOS Y PISO FORESTAL PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS DEL MÉTODO SILVÍCOLA MDS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.	116
FIGURA 26. PROPORCIÓN DEL CONTENIDO DE P_T EN LOS COMPONENTES BIOMASA ARBÓREA, RLG, MANTILLO Y RAÍCES SUPERFICIALES PARA DISTINTOS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.	120
FIGURA 27. P EN ALMACENES AÉREOS, SUBTERRÁNEOS Y PISO FORESTAL PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS DEL MÉTODO SILVÍCOLA MDS Y UN BOSQUE DE REFERENCIA EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA.	121
FIGURA 28. BIOMASA DE RAÍCES FINAS, GRUESAS Y TOTALES DISTRIBUIDAS EN EL PERFIL DE SUELO PARA BOSQUES MANEJADOS EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA. CONTENIDOS REPORTADOS EN ($Mg\ ha^{-1}$).	151
FIGURA 29. CONCENTRACIÓN DE P_T EN RAÍCES FINAS, GRUESAS Y TOTALES DISTRIBUIDAS EN EL PERFIL DE SUELO PARA BOSQUES MANEJADOS EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA. DATOS REPORTADOS EN %.	152
FIGURA 30. PARÁMETROS QUÍMICOS DEL SUELO EN LOS CONTENIDOS DE PERFILES DE SUELO PARA SEIS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BR EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA. DATOS REPORTADOS EN %.	153
FIGURA 31. CONCENTRACIÓN DE C_T , N_T Y P_T EN EL PERFIL DE SUELO PARA DIFERENTES TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BR EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA. DATOS REPORTADOS EN %.	154
FIGURA 32. CONCENTRACIÓN DE NH_4^+ , NO_3^- Y P_D EN EL PERFIL DE SUELO PARA DIFERENTES TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BR EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA. DATOS REPORTADOS EN %.	155
FIGURA 33. CONTENIDO DE C_T , N_T Y P_T EN EL PERFIL DE SUELO PARA DIFERENTES TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BR EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA. CONTENIDOS REPORTADOS EN ($Mg\ ha^{-1}$).	156
FIGURA 34. CONTENIDO DE NH_4^+ , NO_3^- Y P_D EN EL PERFIL DE SUELO PARA DIFERENTES TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BR EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA. CONTENIDOS REPORTADOS EN ($Mg\ ha^{-1}$).	157
FIGURA 35. COCIENTE DE C:N, C:P Y N:P EN EL PERFIL DE SUELO PARA DIFERENTES TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BR EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA. CONTENIDOS REPORTADOS EN ($Mg\ ha^{-1}$).	158
FIGURA 36. CONTENIDO DE NH_4^+/N_T EN EL PERFIL DE SUELO PARA DIFERENTES TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS Y UN BR EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA. CONTENIDOS REPORTADOS EN ($Mg\ ha^{-1}$).	159

Resumen

En México alrededor del 90% de la cosecha de madera se extrae de los bosques templados. Sin embargo, pocos trabajos han evaluado los impactos de su cosecha sobre la magnitud y distribución de almacenes de carbono y nutrientes aéreos y subterráneos. El objetivo general fue evaluar los impactos del manejo forestal sobre la magnitud y distribución de los almacenes de C, nitrógeno y fósforo aéreos y subterráneos en una cronosecuencia de prácticas de manejo silvícola del sistema método de desarrollo silvícola en la región de Chignahuapan, Puebla. Se seleccionaron seis fases silvícolas y un bosque de referencia. En cada fase silvícola se estimó la biomasa aérea arbórea, residuos leñosos gruesos, mantillo, raíces y suelo; y con las muestras de dichos componentes se determinaron los contenidos de carbono y nutrientes en la biomasa y suelo.

La cosecha de madera tuvo efectos negativos sobre los almacenes aéreos y subterráneos. Después de la cosecha total los almacenes de nutrientes en biomasa arbórea fueron inexistentes debido a la intensidad de la cosecha, pero la biomasa de los residuos leñosos gruesos, mantillo y raíces disminuyeron entre un 23 y 57%. Los almacenes de nutrientes totales en el suelo disminuyeron entre 10 y 25%, mientras que los contenidos de nutrientes disponibles disminuyeron entre 67 y 87%. Sin embargo, al final del ciclo silvícola (60 años) hay una recuperación de almacenes alrededor del 90% en biomasa arbórea, 117% en residuos leñosos gruesos, 44% en mantillo y 84% biomasa subterránea. Los almacenes de nutrientes totales en el suelo se recuperaron entre el 52 y 59%, el N y P disponible se recuperó entre un 20 y 44%. El manejo silvícola consigue una recuperación del almacén arbóreo casi total, pero no en los almacenes del piso forestal (mantillo y residuos leñosos gruesos) ni subterráneo, lo cual podría tener un efecto negativo sobre procesos como la descomposición y el reciclado de nutrientes en el mediano plazo.

1. Marco teórico

1.1 Ciclos de C, N y P, condiciones en bosques templados

Los ciclos de carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P) involucran las entradas y salida de energía y nutrientes de los ecosistemas, así como la circulación interna dentro del mismo ([Chapin et al. 1996](#); [McKendrick et al. 1986](#)). Al mismo tiempo la suma de las entradas y salidas determina el balance de nutrientes. La energía y la materia se encuentran en un constante flujo dentro de los ecosistemas; algunos elementos como el C, N, P, potasio (K) y el hierro (Fe) son referidos como nutrientes, puesto que son elementos necesarios para el mantenimiento, el desarrollo y la reproducción de organismos ([Molles et al., 2008](#)). Cuando estos elementos se mueven dentro del ecosistema se transforman por reacciones físicas, químicas y/o biológicas, y son utilizados por los organismos se habla de un ciclo biogeoquímico ([Perry et al., 2008](#)). Los nutrientes se acumulan en diversos componentes de un bosque, pueden estar en constante transformación por procesos físicos, químicos o biológicos o parcialmente estáticos, lo cual se conoce como almacén. Los ciclos de nutrientes o ciclos biogeoquímicos son procesos significativos de la condición de un ecosistema, de los procesos que ocurren dentro de la dinámica de éste y de la forma en la que se está almacenando, transformando y liberando la energía y la materia al medio ([Molles, 2008](#); [Perry et al., 2008](#)).

Cada uno de estos ciclos tiene procesos y patrones distintos que involucran flujos y componentes distintos en diferentes escalas. El modelar y estudiar los ciclos de nutrientes puede ayudar a caracterizar y entender el impacto de ciertas actividades como el manejo forestal, y así poder emprender una conservación integral que nos permita conservar los nutrientes de un ecosistema, beneficiando así procesos de producción forestal, conservación de especies y mantenimiento de los procesos ecológicos ([Vaganov et al., 2001](#)). En años recientes el impacto

antropogénico ha causado cambios en la dinámica de los bosques, lo cual implica cambios en procesos físicos, químicos y biológicos que a la par generan cambios en los ciclos de nutrientes globales y regionales. Simultáneamente estos cambios pueden traer consigo consecuencias para la biodiversidad, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas.

1.1.1 Carbono

Entre los elementos más importantes de un ecosistema se encuentra el C, este elemento es sumamente importante y fundamental, ya que es la base de los compuestos orgánicos, y por tanto de todos los seres vivos del planeta. Es esencial para la fijación de energía mediante el proceso de la fotosíntesis e interviene en los procesos de crecimiento y es la base para la construcción de biomasa para el desarrollo de las poblaciones biológicas. El flujo y el almacenamiento de este elemento tienen distintas variantes de un ecosistema a otro, o dentro del mismo ecosistema, y responde a procesos puntuales y características regionales. Una medida para cuantificar la cantidad de C dentro de un ecosistema es mediante el concepto de productividad primaria neta (PPN).

La PPN es la diferencia entre la cantidad de C absorbido por las plantas en la fotosíntesis y la cantidad liberada por la respiración de estos organismos, representa el flujo neto de C de la atmósfera a las plantas verdes por unidad de área y tiempo g C m^{-2} como Megagramos (Mg) o Petagramos (Pg) de C en un metro cuadrado de área. Simultáneamente, es definida como una medida ecológica, una medida que cuantifica la cantidad de energía y asimilación de dióxido de C (CO_2) en el ecosistema. También se reconoce como un indicador de la condición del sistema e indicador de diversos procesos ecosistémicos, por ejemplo la captura de CO_2 ([Molles et al., 2008](#); [Perry et al., 2008](#); [Reichle et al., 2009](#)). Las especies de vegetales que se establecen en los bosques tienen una implicación directa en la distribución de los almacenes de C ([Melvin et al., 2015](#)). Se ha

comprobado que especies como como *Betula papyrifera* son capaces de contener C que isotópicamente corresponde a un tiempo de almacenamiento anterior a otras especies. Es decir, esta especie es capaz de almacenar mayor C en el suelo profundo. Sin embargo, esto tiene otras implicaciones como un ciclo de nutrientes a una velocidad menor y menos concentración de C en el follaje vivo.

La tasa de descomposición de materia orgánica en el piso forestal también puede utilizarse como una medida de cuantificación de C intercambiado entre la vegetación y el suelo. Las tasas de mineralización, lixiviación y acumulación también funcionan como parámetros para entender procesos de flujo de nutrientes. Se encontró que para el caso de bosques maduros las tasas de mineralización del C fueron altas, mientras que las tasas de descomposición fueron menores. Es decir que en los bosques maduros existen condiciones que permiten la acumulación de nutrientes a un plazo más largo y a mayores profundidades del suelo mineral en comparación con bosques jóvenes ([Naples et al. 2010](#)). Tanto la producción primaria neta y la tasa de descomposición son indicadores del flujo de C dentro de un sistema forestal, medidas que pueden dar una amplia descripción de la distribución y concentración de los almacenes de C. Las cuales a su vez, dependen entre otras cosas de condiciones ambientales como la temperatura y la precipitación ([Perry et al., 2008](#)).

La dinámica del C en el ecosistema puede describirse a partir de los productores primarios, que se encargan de hacer las transformaciones más evidentes de un proceso biogeoquímico. Las plantas absorben CO₂ al realizar el proceso de la fotosíntesis. Al mismo tiempo, producen diversos compuestos de C que son asimilados por ciertos organismos y liberan oxígeno a la atmósfera ([Krebs et al., 2008](#)). Los organismos también cumplen con un importante papel en el suelo; en particular los organismos descomponedores transforman compuestos orgánicos y producen

dióxido de C, lo que actualmente conocemos como respiración del suelo. Los organismos (consumidores primarios) también contribuyen en el ciclo del C; al alimentarse de plantas, metabolizarlas y al desecharlas liberan otros compuestos orgánicos como metano (CH₄) a la atmósfera.

Los procesos volcánicos y la industrialización también influyen en este proceso de expulsión de gases ([INECC, 2011](#)). Los procesos que ocurren en la atmósfera con relación al elemento C tienen implicaciones a escala mundial, como el calentamiento global y la acidificación de los océanos. El ciclo del C puede cuantificarse a diversas escalas de tiempo y espacio, existe una dinámica habitual en el planeta que hace funcionar a los ecosistemas en un estado al que ciertos autores se refieren como en equilibrio. Sin embargo, en los últimos años, cuestiones como el cambio climático, la contaminación, la deforestación e incluso el manejo forestal han provocado una serie de cambios que están teniendo un impacto directo sobre los ciclos del C y de nutrientes con implicaciones inciertas y que recientemente comienzan a estudiarse ([Forrester et al., 2013](#); [Jang et al., 2015](#)). Tal caso son las diferentes prácticas de manejo también tienen una implicación directa sobre estos ciclos, por ejemplo, algunas prácticas de manejo pueden afectar en diferentes direcciones el almacenamiento de C incluso en suelos profundos. Se ha visto que el incremento de la masa de residuos leñosos gruesos (RLG) generan una pérdida en los nutrientes que se almacenan en el suelo profundo (-3.2 a -3.5 Mg ha a⁻¹) ([Forrester et al. 2013](#)). Sin embargo, el aclareo genera una pérdida mayor (-4.9 a -5.1 Mg ha a⁻¹) y el hacer una combinación de ambas prácticas podría ayudar a mantener una situación parecida a la habitual donde no hay una pérdida de nutrientes como tal (2.1 a 2.8 MgC Ha a⁻¹).

1.1.2 Nitrógeno

El N es un elemento fundamental en cualquier tipo de ecosistema, ya que forma parte de las estructuras básicas para la vida como son las moléculas que componen el material genético, los compuestos proteicos, metabólicos y estructurales, y algunos metabolitos secundarios (defensas físicas y químicas). En todas las bases nucleicas de un ser vivo hay N; por lo cual al no encontrarse en las concentraciones suficientes puede ser un elemento limitante para el crecimiento de los árboles ([Naples & Fisk 2010](#)). Asimismo, los organismos fijan el N de la atmósfera para procesos de síntesis de proteínas y aminoácidos nucleicos a partir de las formas disponibles de N en el suelo, iones de nitrato (NH_3^+) y de amonio (NH_4^+).

El N es un elemento capaz de ser estable como una molécula diatómica (N_2) en la atmósfera, el mayor de los almacenes que se tiene en el planeta. Esta molécula no puede ser utilizada directamente por la mayoría de los seres vivos, con excepción de algunos microorganismos en el suelo (bacterias y algas cianofíceas). Estas pueden usar el N molecular (N_2) de la atmósfera y reducirlo a amonio mediante el proceso de fijación de N, por lo cual juegan un papel importante en el ciclo de este elemento ([Rosas et al. 2001](#), [Cravioto & Ezcurra 2004](#)). Al mismo tiempo, los microorganismos no solo fijan el N, sino que también participan en su reciclamiento, ya que pueden transformar el N contenido en los residuos orgánicos en amonio (NH_4^+), Nitritos (NO_2^-) ó nitratos (NO_3^-), esto en función de su metabolismo particular. En el suelo juegan un papel fundamental en este ciclo, puesto que las bacterias favorecen la nitrificación y por tanto la asimilación de N en la raíz de las plantas.

El N en los bosques templados se encuentra almacenado en la biomasa aérea (hojas vivas y dosel), el mantillo y en el suelo mineral. En las ramas y en la hojarasca se encuentra la mayor concentración de N, en consecuencia, en el caso de un incendio la mayor parte de este es liberado a la atmósfera y parte de las cenizas pueden favorecer la nitrificación ([Weetman, 1962](#)). El N

almacenado en el suelo es utilizado por las raíces para el crecimiento de los árboles. Por otro lado, la biomasa aérea es reincorporada al suelo mediante el proceso de descomposición, lo cual depende de procesos climáticos y edáficos, así como de las perturbaciones naturales y humanas que influyen en las tasas de depósito y descomposición ([Krebs et al., 2008](#)). Se ha observado que la acumulación de N se ve favorecida por el clima frío y una alta humedad del suelo a lo largo del año. Las concentraciones de N en los bosques pueden ir desde 1 hasta 30 toneladas en algunos bosques boreales, donde existe una alta acumulación de humus ([Weetman y Weber, 1972](#)). Es vital para el crecimiento y desarrollo de cualquier especie. Sin embargo el N queda disponible para las plantas superiores cuando la relación C:N se aproxima a 10:1. El N tiene una importante implicación en el control de crecimiento de los árboles, por ejemplo ([Ladanai et al 1998, Agren & Olsson 2010](#)) compara las relaciones entre árboles y suelos respecto a dos especies de pinos en Suecia, donde encontró que sin una diferencia evidente entre las especies, el N ejerce un mayor control en la composición de elementos particulares en las agujas de los árboles que en el humus. Es decir, a excepción de la relación C:N, existen pocas relaciones entre elementos en las agujas de los árboles y el humus.

Se ha observado que en ocasiones las especies no responden favorablemente a altas concentraciones de N, se dice entonces que el N está en saturación. En el caso de los bosques boreales, se ha observado que la disponibilidad de N está restringida por la mineralización y no por la entrada, con lo cual no se presentan altas tasas de crecimiento a mediados de la sucesión y esto implica más tejido leñoso y menos almacenes de N en el suelo profundo; lo que restringe la productividad neta del ecosistema (Krebs 2008).

1.1.3 Fósforo

El P es un elemento importante en procesos de transferencia de energía esenciales para la vida y el crecimiento de las plantas. Conformando la molécula que da energía a cualquier ser vivo está presente en el trifosfato de adenosina (ATP), molécula fundamental en la obtención de energía celular. También se encuentra en el ADN que se compone de columnas de azúcar y fosfatos ([Begon et al., 1986](#); [Rosas et al., 2004](#)).

Este ciclo es particular en comparación a los dos anteriores, puesto que el P no tiene una fase gaseosa, se deriva de fosfatos de calcio como la apatita, fosforita y algunas calizas, conformando así el mayor reservorio de P en el planeta. En el proceso de erosión este tipo de roca pueden desprender compuestos de P en forma de sales en corrientes de agua que llegan al océano o que se integran al suelo orgánico. En procesos de erupciones volcánicas asociados a zonas de subducción es posible encontrar compuestos de P. Sin embargo, la única forma de ser reintegrado al suelo es cuando un organismo muere y sus tejidos son utilizados por los microorganismos descomponedores. En este sentido se ha observado que el contenido de P total en los suelos puede variar de 20 a 40 kg por ha en el horizonte más superficial hasta 2000 kg en suelos ricos en P ([Begon et al., 1986](#); [Perry et al., 2008](#); [Vaganov et al., 2001](#)).

El P no forma compuestos volátiles y por lo tanto no existe un proceso que permita reincorporarlo de la atmósfera a la geósfera, lo que ha causado que los suelos de cultivo en donde el P es escaso se vean obligados a la utilización de fertilizantes que tienen diversas implicaciones biogeoquímicas, sociales, económicas y políticas ([Begon et al., 1986](#)). El P está asociado con la fertilidad de los suelos y el crecimiento de los bosques. Se ha visto que depende de la acidez del suelo, la disponibilidad de iones como el Ca y la actividad de los microorganismos que controlan el proceso de descomposición. Por ejemplo, se ha visto que para suelos arenosos con altas tasas de lixiviación y bajo 4 distintos tratamientos de manejo la concentración de nutrientes como el P y el

Ca presentaban tasas de acumulación mayores en tratamientos donde no se tenían cosechas recientemente, y para los tratamientos donde las cosechas se habían desarrollado en un tiempo cercano, estas tasas bajaban. Es decir, se tenía una mayor acumulación de macronutrientes en suelos que no habían sometidos a un desmonte recientemente ([Wilhelm et al., 2012](#)).

Es importante describir y entender los procesos en escalas de tiempo y espacio correspondientes a la dinámica de un sistema para poder indagar y hacer una hipótesis de los cambios que se esperarían a partir de perturbaciones en los bosques templados. Las interacciones, relaciones e implicaciones de los flujos de energía sólo pueden vislumbrarse desde una perspectiva de balance de nutrientes y energía ([Krebs et al., 2008](#)).

1.2 Balances de energía y nutrientes

Todos los seres vivos se componen de elementos químicos; algunos de estos son vitales, por ejemplo los *macronutrientes* que se definen como elementos químicos requeridos en altas concentraciones para funciones básicas de un ser vivo. Es decir a aquellos que están presentes en el tejido vegetal por encima del 0.1%, y son por ejemplo N, S, P, K, Ca y Mg. Por otro lado, están los *micronutrientes* que hacen referencia a los elementos químicos que son requeridos en menor concentración ([Begon et al., 1986](#); [Perry et al., 2008](#)). Estos elementos se encuentran presentes dentro de los ecosistemas y en un constante flujo a través de compartimentos bióticos y abióticos, estos compartimientos representan un espacio físico definido dentro de un ecosistema como puede ser la biomasa aérea, los RLG, el mantillo, las raíces o el suelo mineral. Los procesos de entrada y salida de nutrientes a un ecosistema no son iguales en todos los casos, y por tanto, los

compartimientos presentan diferentes características. La localización de los compartimientos de almacén de nutrientes varía de un ecosistema a otro ([Reichle et al., 2009](#)).

Los ecosistemas se comportan como sistemas abiertos, sistemas con límites no definidos donde la entrada y salida de materia y energía no es constante. Las entradas y salidas de nutrientes de un ecosistema a otro son un proceso que ocurre habitualmente. Por ejemplo, los nutrientes son transportados vastas distancias por múltiples factores ambientales. Tal es el caso de factores geológicos (interperismo, corrientes de agua), meteorológicos (lluvia, nieve, gases, corrientes de viento) y biológicos (desplazamiento de fauna); estos procesos, también causan movilidad de nutrientes dentro del ecosistema. Asimismo, durante la sucesión ecológica los almacenes de C cambian respecto a escalas temporales y espaciales ([Law et al., 2001](#); [Rush Forth et al., 1987](#)). Se demostró que los árboles en un intervalo de edad que van de 50 a 250 años son capaces de almacenar 61% del C presente en la biomasa aérea, mientras que para los árboles jóvenes este almacén alcanza solo el 15% del C ([Law et al. 2001](#)). Sin embargo, en el piso forestal se almacena el 21 % del C para los árboles jóvenes y solo el 6 % en el piso forestal del bosque maduro (Tabla 1).

Tabla 1. Concentración de C en diferentes componentes de almacenamiento, para bosques de Oregón E.U.A. (Law et al., 2001)

	Pinos viejos $\left[\frac{g\ C}{m^2\ año} \right]$	Pinos jóvenes $\left[\frac{g\ C}{m^2\ año} \right]$
C en el ecosistema Total (vegetación, detritos y suelo)	20,981	9,939
Vegetación	12,731	1,464
Follaje	286	117
Mantillo	1,370	3,122
Suelo	5,330	4,310
Raíces finas	423	500
Respiración del suelo	1014	835

Los organismos de un ecosistema son capaces de acumular, transformar o mover nutrientes de un compartimiento a otro. Las especies arbóreas controlan drásticamente el flujo de nutrientes, por ejemplo, en los bosques templados se ha documentado que la diversidad de especies genera un cambio en los almacenes de C ([Ladanai et al., 2010](#)). Estos flujos de materia pueden explicarse en escalas variables de espacio y tiempo. Es decir, la escala espacial a la que se requiera analizar esta dinámica puede ir de una escala planetaria o global, hasta una escala de un bosque o un metro cuadrado de una plantación forestal de acuerdo con los objetivos de la investigación. El reintegro de nutrientes al suelo está regulado por factores como la composición química del material depositado, la cantidad de biomasa almacenada en el piso forestal y la

estructura y composición de las comunidades microbianas capaces de estabilizar, inmovilizar y mineralizar la materia orgánica ([Ladanai et al. 2010](#) [Worrall et al. 2006](#); [Chávez et al. 2010](#)).

El balance de nutrientes dentro de un ecosistema puede definirse por parámetros como la tasa de flujo, y la cantidad de nutrientes almacenados en cada uno de los compartimientos. La tasa de movimiento de nutrientes entre dos compartimientos es llamada tasa de flujo y es definida como la cantidad de nutrientes que pasan de un almacén a otro en una unidad de tiempo definido ([Perry et al., 2008](#)). Para algunos ecosistemas el flujo de materia de un compartimiento a otro puede ser más o menos constante, para otros, las tasas de entrada de nutrientes son mayores a las tasas de salida de nutrientes, lo que conlleva a procesos de acumulación en alguno de los compartimientos de intercambio, en tal caso la tasa de flujo sería positiva; mientras que si la cantidad de salida es mayor a la de entrada existe una pérdida de nutrientes. Existen procesos múltiples que llevan a la pérdida de materia. La pérdida de nutrientes de un ecosistema se debe a un cambio radical conocido como disturbio; ejemplo de esto es el fuego, una plaga o una práctica de manejo.

$$(E_N)\text{Entrada de nutrientes} - (S_N)\text{Salida de nutrientes} = (T_F)\text{Tasa de flujo de nutrientes}$$

La demanda de nutrientes anual es una medida que cuantifica la concentración de nutrientes necesaria para incrementar la biomasa aérea en un año. Por lo general, la cantidad de nutrientes que entra a un ecosistema es mayor que la necesaria para satisfacer esta demanda ([Marcos et al., 2002](#)). Por ejemplo, para el caso del N, la deposición atmosférica es solo el 58% de la demanda anual de N para *Quercus pirenaica*, en la Sierra de Gata, España. Mientras que la deposición del P es equivalente a la demanda anual de estos árboles. Lo cual es importante

porque puede explicar cómo algunos ecosistemas pueden mantenerse aún después de pérdidas de nutrientes a largo plazo en el suelo forestal ([Marcos et al. 2002](#); [Law et al. 2012](#)) (Figura 1).

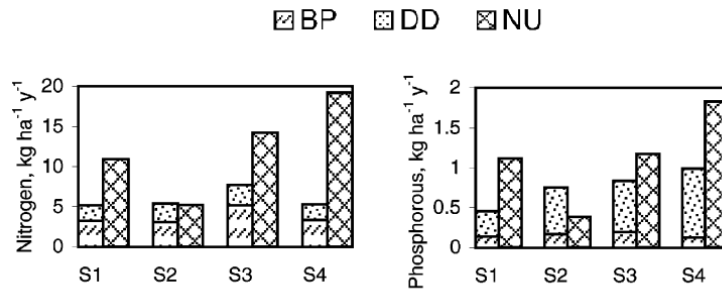


Figura 1. Acumulación global atmosférica (BP), deposición en seco (DD), absorción neta (NU), S1, S2, S3 y S4, distintos bosques muestreados ([Marcos et al. 2002](#)).

1.2.1 Biomasa aérea

Las contribuciones antropogénicas son también una importante entrada de nutrientes a los sistemas, por ejemplo, la adición de compuestos volátiles a la atmósfera como el CO₂, NO₂, o SO₂ se ha incrementado considerablemente a partir del uso de combustibles fósiles. El CO₂ es la entrada directa del C atmosférico al C contenido en los sistemas terrestres. Este C es asimilado por la vegetación mediante el proceso de la fotosíntesis transformando las moléculas inorgánicas de C a biomasa; la tasa a la cual es producida una unidad de biomasa por unidad de área se le llama Productividad Primaria (PP); y se expresa en unidades de g C m⁻² a⁻¹. Al total de la Productividad Primaria Bruta (PPB) es el total de la energía fijada por todos los organismos de una comunidad. La diferencia entre la PPN y la respiración de los organismos autótrofos es definida como la Productividad Primaria Neta (PPN) de un ecosistema ([Begon et al., 1986](#)). Para otros nutrientes como el N; la asimilación de éste solo es posible cuando existe una asociación simbiótica entre

microorganismos capaces de hacer esta transformación y las raíces de los árboles ([Begon et al., 1986](#); [Rosas et al., 2004](#)).

Se ha analizado también el tipo de relaciones entre árboles y suelos en *Picea abies* y *Pinus sylvestris* para bosques templados de Suecia, en este estudio se comprobó que no solo la diversidad de un bosque es importante en el reciclaje de materia y energía. La identidad de las especies, más que la diversidad resultó ser un factor considerable al influir directamente en procesos como acumulación de hojarasca, tasas de descomposición y asociación con microorganismos, procesos que funcionan como entrada de material al suelo. Es decir, en las entradas del suelo procesos que simultáneamente explican que en los bosques donde las tasas de descomposición son más lentas, el C se almacena a profundidades mayores del suelo mineral ([Ladanai et al., 2010](#)).

Se ha encontrado que la biodiversidad en especies arbóreas no tiene un impacto en la disponibilidad de N foliar. Sin embargo, propone que combinar las especies aumenta el N disponible en las hojas, el estudio fue aplicado a coníferas y el efecto con árboles de hojas anchas podría ser distinto, lo que sucede en los monocultivos es algo que no se revisado ([Uselman et al., 2009](#)).

1.2.2 RLG

Procesos como los claros de dosel o la acumulación de hojarasca los RLG son procesos característicos en bosques maduros. En el piso forestal resulta ser un conjunto de otros compartimientos de nutrientes, como el mantillo y los RLG, en este ocurren importantes procesos como la adición de biomasa y a la vez la descomposición de ésta. Cuando se encuentran restos de biomasa sobre el mantillo, se dice que se trata de RLG, estos son importantes porque se ha visto

que existe una relación directa sobre las tasas de descomposición y las comunidades microbianas. Se ha observado que en caso de la descomposición de RLG se incrementa la biodiversidad de las comunidades microbianas, que a la vez incrementa las tasas de descomposición de la materia orgánica, producto de las enzimas liberadas y propicia una mayor aceleración de los ciclos de nutrientes ([Kwak et al., 2015](#)).

Factores múltiples intervienen en la descomposición del mantillo. Por ejemplo, la estequiometría de elementos en el follaje también influye en el flujo de nutrientes y en las tasas de descomposición. Cuando la relación C:N tiene valores de 30:1 los microorganismos como bacterias y hongos se encuentran limitados en N, lo cual propicia que exista una competencia directa con las plantas para obtener el N inorgánico del suelo al crear relaciones simbióticas conocidas como micorrizas ([Begon et al., 1986](#)). Otro factor importante son las características de las especies; la identidad de una especie genera cambios en los flujos de energía y materia, lo cual tiene una contribución directa en el balance general. Al cambiar la proporción de los RLG que se depositan en el piso forestal, como se ha revisado también se espera un cambio en las partículas químicas que se depositan y las tasas de descomposición ([Law et al. 2001](#)).

1.2.3 Mantillo

El mantillo es la capa de residuos vegetales reconocibles o parcialmente reconocibles depositados sobre el suelo. En el mantillo ocurren procesos clave en los ecosistemas como la descomposición de los residuos vegetales, lo cual da origen a la materia orgánica del suelo, por lo que también es considerada un reservorio de nutrientes ([Forrester et al., 2013](#); [Kranabetter et al., 2015](#)). Se ha reportado que almacenes de C mayores en el piso forestal en bosques dominantes se pueden atribuir a tasas bajas de descomposición ([Law et al., 2001](#)). Estos componentes tienen una influencia directa sobre la distribución de almacenes a niveles más profundos; si las tasas de

descomposición son altas la permanencia de nutrientes a niveles más profundos es menos frecuente. La diversidad de especies tiene un impacto directo sobre la zona más superficial del suelo, los bosques más diversos tienen menores almacenes de C en la hojarasca, pero mayores almacenes de C en el suelo mineral y mayor pH que en los bosques de monocultivos ([Ladanai et al. 2010](#), [Uselman et al. 2005](#), [Qualls & Lilienfein 2009](#)). Sin embargo, se ha reportado que para los bosques templados en México casi el 50 % del C de un ecosistema se encuentra en el piso forestal y suelo mineral ([Galicía et al., 2016](#)).

Se ha observado que los ciclos de nutrientes se vuelven más lentos en bosques donde los almacenes están en el suelo más profundo. También que flujos pequeños y nutrientes a altas profundidades generan crecimientos lentos en los almacenes de la materia orgánica (M.O.) ([Ladanai et al., 2010](#); [Uselman et al., 2009](#)). A excepción del Fe y el P, la mayor parte de los nutrientes se pierde por flujos de agua. Después de llover, el escurrimiento lleva una alta concentración de nutrientes, que son depositados en otros sitios. Es así como los bosques en donde la precipitación es intensa y el clima muy húmedo, los suelos contienen una baja concentración de nutrientes. Existe mayor pérdida de nutrientes cuando llueve mucho y las corrientes de descarga son altas. La pérdida por infiltración ocurre cuando el suelo es permeable ([Krebs et al., 2008](#)). Las corrientes de agua difícilmente contribuyen a la entrada de nutrientes en un ecosistema terrestre. Sin embargo, cuando existe una deposición de agua enriquecida en nutrientes, la infiltración, entre otros procesos, contribuye a la acumulación de nutrientes en el suelo.

La época de estiaje o secas también resulta en un importante acontecimiento para los ecosistemas, por ejemplo, se ha observado que *Quercus pyrenaica* almacena más de la mitad de

nutrientes provenientes de la atmósfera como deposición seca (Mg, Mn, Fe, P, K, Zn y Cu) en las copas de los árboles para sitios donde no hay precipitación abundante.

1.2.4 Raíces

Las raíces son una parte importante en el proceso de asimilación de nutrientes, la absorción de nutrientes y agua se da por medio de las raíces bajo principios físicos como el transporte pasivo o transporte activo de las moléculas de agua del suelo al xilema (estructura de transporte interno en una planta). Las condiciones fisicoquímicas del suelo pueden tener impacto directo sobre la capacidad de crecimiento y asimilación de las raíces. Se ha observado que en regiones donde la temperatura del suelo es alta (45°C) o baja (4°C) el crecimiento de éstas se ve detenido y con esto la capacidad de obtener nutrientes suficientes para el mantenimiento de las plantas ([Hocker et al., 1984](#)). Las raíces se ven limitadas por la presencia de ciertos nutrientes. Se comprobó que el crecimiento de raíces finas se ve más limitado por P o Ca que por el N presente en el suelo; además de que la limitación de P para un bosque en edad intermedia tendría serias implicaciones en la absorción de nutrientes, puesto que justo en esta etapa la principal entrada de nutrientes se da por medio de las raíces finas. A diferencia de los bosques maduros donde los elementos limitantes aumentan y las entradas de nutrientes están asociadas a la actividad fúngica y procesos de fosfatación. Sin embargo, esta hipótesis no contempla la posible implicación de las características de genéticas de una especie sobre las raíces finas que desarrollan, ni la composición de especies arbóreas.

Para el caso de la entrada de N atmosférico a los sistemas terrestres es necesaria la intervención de microorganismos que contengan la enzima nitrogenasa capaz de transformar la molécula de N atmosférico (N_2) al ión amonio NH_4^+ , compuesto que puede ser asimilado por las raíces de plantas ([Landeweert et al. 2001](#)). Otra manera de incorporar el N es mediante el proceso

de precipitación, pero en comparación esto no es significativo. Se ha visto que, en los meses con mayor cantidad de lluvia, las asociaciones de plantas con microorganismo asimiladores de N aumentan y con esto se incrementa el crecimiento de raíces.

1.2.5 Suelo mineral

El suelo mineral de un ecosistema está conformado por los horizontes formados a partir del sustrato de roca sobre y que tienen más componentes inorgánicos que orgánicos mantiene las comunidades vegetales y microbianas del sistema. En la fracción mineral del suelo se encuentra el mayor reservorio de elementos biogeoquímicos del planeta, y por tanto los nutrientes que fundamentan la vida en un ecosistema. Sin embargo, el acceso a estos nutrientes involucra un proceso de complejas reacciones químicas, físicas y biológicas que van desde el interperismo hasta la compleja digestión de microorganismos que transforman estos compuestos en moléculas orgánicas más accesibles para el resto de organismos en la red trófica. ([Naples et al., 2010](#)). En general, la meteorización química libera elementos como Ca, Fe, Mg, K y P; que, a excepción del Fe, son elementos considerados macronutrientes y, por lo tanto, pero fundamentales para procesos de vida. Ciertas formas de nutrientes como son los nitratos y los fosfatos se han incrementado debido al uso de productos químicos para la agricultura, como fertilizantes.

Almacenar nutrientes en niveles más allá del horizonte O en los suelos es un proceso de suma importancia para el mantenimiento de las comunidades vegetales a escalas temporales largas. De manera simultánea también hay importantes salidas de nutrientes en este componente, como pueden ser los procesos de lixiviación en suelos donde las porosidades adquieren un valor importante que provoca un lavado de nutrientes y con esto una pérdida de los mismo ([Vanguelova et al., 2010](#)).

1.2.6 Importancia del balance de nutrientes

Al igual que las entradas y salidas de nutrientes cambian en procesos como la sucesión ecológica; la cantidad de materia que se almacena en cada componente también cambia. Existen diversos factores que generan cambios en el balance de nutrientes de un ecosistema, estos van desde la composición química del suelo mineral (que depende de características geológicas y mineralógicas); hasta la capacidad fotosintética de una especie arbórea. Pasando por procesos como la meteorización a tasas rápidas o lentas que responden a una serie de características ambientales como la temperatura, la precipitación o el viento entre otros.

El suelo de un ecosistema (suelo forestal y suelo mineral) es capaz de alojar a comunidades microbianas que propician importantes procesos como la fijación de N en el suelo más superficial, elementos químicos que sirven como nutrientes para organismos más complejos como las plantas. Las plantas son importantes para la fijación de C atmosférico al suelo. Sin embargo, la respiración heterotrófica (77% de la respiración heterotrófica es propiciada por respiración microbiana) libera parte de este C asimilado a la atmósfera. Es así como, entre más respiración heterotrófica, mayor será la emisión de CO_2 a la atmósfera. Mientras que las plantas asimilan CO_2 , las bacterias heterotróficas lo liberan, lo cual no quiere decir que no haya una acumulación de C, si la hay porque las entradas (por medio de la fotosíntesis) y la acumulación en diferentes compartimentos son mayores a las salidas (en la respiración heterotrófica) y por tanto a la cantidad de C se incrementa el almacenamiento de C en los ecosistemas ([Begon et al 1999](#); [Townsend & Harper 1986](#); [Krebs et al. 2008](#)). Para los bosques jóvenes la respiración heterotrófica es mayor, lo que sugiere que la productividad primaria neta es menor que en los bosques viejos ([Law et al. 2001](#)).

Para entender completamente los ciclos de nutrientes es importante conocer las relaciones e interacciones que existen entre ellos, por ejemplo, los procesos que llevan hacia que un

nutriente se vuelva limitante dentro del ecosistema o los procesos que se desarrollan a escala local, pero que tienen una contribución directa en ciclos globales, como el almacenamiento de C y el cambio climático. Los procesos biológicos tienen una implicación directa en la transformación de nutrientes como C, N, P y S ([Kranabetter et al., 2015](#)), por lo tanto, se espera una menor variabilidad de transformación de nutrientes para los ecosistemas donde la actividad microbiana es reducida.

1.3 Relaciones estequiométricas

La caracterización de los nutrientes presentes en un almacén puede determinarse a partir de diferentes aproximaciones, una de estas aproximaciones son las relaciones estequiométricas. Las cuales son definidas como una representación de la fracción de un elemento químico respecto a la concentración de otro dentro de un almacén. Es decir, la concentración de los nutrientes que se almacenan dentro de un compartimiento de almacenamiento forestal para entender los ciclos biogeoquímicos de ambientes marinos se han hecho aproximaciones de la concentración de C, N y P presentes en microorganismos planctónicos, para conocer la cantidad de nutrientes presentes en este componente obteniendo una proporción de $C_{86}:N_{13}:P_1$ ([Begon et al. 1986](#)). Lo cual significaría que por en estos microorganismos hay 16 veces más moléculas de C que de P y por cada una de P existen 16 de N a diferencia de las proporciones encontradas en los microorganismos de aguas continentales, lo cual es importante porque pueden ser comparados el almacén de nutrientes en ecosistemas distintos y por tanto entender los procesos que ocasionan estos cambios. [Mcgroddy et al. 2003](#); [Daufresne & Hedin \(2004\)](#) realizaron una medición de la cantidad de nutrientes presentes en el follaje y en el mantillo de bosques de coníferas, bosques latifoliados y bosques tropicales. Encontraron que las proporciones en general eran similares, para el follaje

en general se tenía una proporción de 1212:28:1, mientras que para el mantillo 3007:45:1, lo cual indica que para cada uno de los ecosistemas forestales la acumulación de C en el mantillo resulta un proceso muy importante en la incorporación de C al suelo. Para los bosques de coníferas la proporción de C:N:P en el follaje fue de 1298:22:1, mientras que en el mantillo fue de 2288:26:1, con lo que se comprueba que el mantillo tiene una menor concentración de C y N, que el follaje respecto al P.

El metabolismo de las plantas tiene implicaciones directas en la concentración de nutrientes que pueden ser movilizados dentro del ecosistema, y esto a la vez tiene una implicación en la concentración de nutrientes presentes dentro del ecosistema. Es decir, en el tamaño de los almacenes. [Elser et al., \(2010\)](#), encontraron que la concentración de N:P es menor en las plantas de crecimiento más lento, y que la proporción también se ve disminuida conforme aumenta el tamaño de la planta. Sin embargo, en un escenario más general y bajo el supuesto de un incremento de CO_2 en la atmósfera, las plantas entre más aumenten su tamaño, serán capaces de almacenar más C (pueden incrementar la masa de C sin modificar la concentración, esto a una escala local; pero lo que sucede a una escala regional y global es aún un tema desconocido. Pero podría resolverse incluyendo relaciones estequiométricas de las especies a los balances globales de ciclos de nutrientes. Algunos autores sugieren modelos que sean capaces de integrar los diferentes factores que influyen en la concentración de nutrientes almacenados capaces de pasar de esta escala local a una más amplia y general ([García-Quijano et al. 2008](#)).

1.4 Perturbaciones naturales y su impacto en los ciclos biogeoquímicos

La sucesión ecológica como proceso de los ecosistemas, es un conjunto de cambios direccionados a partir de la ocurrencia de un disturbio ([Begon et al., 1986](#); [Krebs, 2008](#); [Perry et al., 2008](#)). Por lo tanto, la intensidad de un disturbio puede reflejarse en la dirección de los procesos de sucesión ecológicas. Las consecuencias de un disturbio dependen de la condición del bosque, por ejemplo, se ha observado que un bosque natural maduro que se mantiene en un estado de condiciones estables resulta menos probable de ser afectado por algún disturbio mayor, a diferencia de los bosques en etapas más tempranas; es decir, es más resistente a los disturbios. Sin embargo, en los bosques monoespecíficos y plantaciones forestales las condiciones de homogeneidad se pueden propagar más fácilmente alguna plaga biológica, enfermedad o fuegos, lo cual afecta negativamente la resistencia del sistema. Es así como el manejo puede propiciar que un bosque sea más susceptible a un agente de amenaza. Por ejemplo, en los bosques más densos, existe una mayor la concentración de material combustible. El manejo forestal, busca imitar los disturbios naturales a las que se enfrenta un bosque, por ejemplo, cuando algunas prácticas silvícolas consisten en hacer una selección de individuos con la finalidad de evitar procesos de competencia ([Law et al. 2001](#)).

El modelo de equilibrio ecosistémico es una buena representación de los procesos de cambio dentro de una comunidad. Sin embargo, existen comunidades donde la regla de funcionamiento parece ser el cambio y no el equilibrio. Entonces como una respuesta a explicar este comportamiento surge el modelo del no equilibrio, que se enfoca en dos conceptos importantes los parches y el disturbio. Entendiendo a los parches como pequeñas áreas y al disturbio como eventos discretos que interrumpe la estructura de un ecosistema ([Krebs, 2008](#)). Para otros autores, los disturbios son cambios en los ecosistemas cuyos impactos tienen una implicación directa en los procesos y patrones del sistema ([Elser et al., 2010](#); [Kranabetter et al.,](#)

[2015](#)); y por tanto los disturbios pueden analizarse por sus efectos biogeoquímicos en el ecosistema como procesos de acreción (existe acumulación de nutrientes) o depresión (hay una pérdida de nutrientes).

Los disturbios también pueden clasificarse como disturbios exógenos y disturbios endógenos; los primeros son ocasionados por factores externos al ecosistema en los que se observan los impactos (fuego, viento, contaminantes), mientras que los disturbios endógenos son aquellos ocasionados por factores internos como plagas o enfermedades ([Perry et al., 2008](#)). El efecto de un disturbio depende de la magnitud de éste, así como de la frecuencia en la que se presenta. Algunos disturbios son pocos frecuentes en los ecosistemas, como el fuego severo. Sin embargo, otros son más frecuentes como la apertura de claros. Cuando ocurre algún disturbio se presenta un cambio en la estructura, funcionamiento e interacciones del sistema.

Los disturbios que se observan en un ecosistema son sucesos no lineales, resultado de múltiples factores complejos, por tanto, su estudio requiere un análisis que visualice todos los factores posiblemente relacionados. Es importante verificar la permanencia de los cambios en el ecosistema y las implicaciones en una escala espacial. Los disturbios son procesos que cambian el equilibrio de una comunidad ([Begon et al., 1986](#)).

1.4.1 Fuego

El fuego es considerado el factor de mayor amenaza en un bosque, puede haber fuego subterráneo, superficial o de copa. Los incendios forestales que tienen efectos directos sobre las relaciones e interacciones entre el suelo, las plantas y la vida bacteriana del suelo, y a la vez se ven reflejados en la estructura en el ecosistema. El fuego consume el C almacenado en la biomasa, este es transformado en CO₂ y liberado a la atmósfera en un intervalo de tiempo tan reducido que

causa un cambio drástico en la dinámica habitual de nutrientes. Por tanto, este proceso en particular está ocasionando una salida súbita de materia orgánica del ecosistema. Se ha observado que después de un incendio, la capa de materia orgánica del suelo aumenta y con esto la disponibilidad de nutrientes. En este estudio se analizaron sitios después de incendios y se midió la concentración de nutrientes, el grosor de la capa de materia orgánica y la temperatura en el suelo, con lo cual se encontró que la productividad del bosque llega a un punto máximo cerca de los 80 años después del incendio, pero enseguida llega a un punto de equilibrio y la capa de materia orgánica y la proporción entre los nutrientes se mantienen estables a partir de entonces, con lo cual se sugiere que las prácticas de manejo aplicadas justo después de un incendio pueden no presentar ningún tipo de disminución en la producción forestal a largo plazo ([Ward et al., 2014](#)).

1.4.2 Dinámica de claros

Por otro lado, otro disturbio notable es la apertura de claros proceso que también influye de manera significativa en los almacenes de C y nutrientes. En un estudio realizado en una plantación forestal del este de China, se encontró que el abrir un claro en una plantación decrece el grosor de la capa de martillo, mientras que aumenta la capa de mantillo (hojarasca humificada) ([Álvarez et al. 2011](#)). El hecho de que exista una disminución en estas capas es importante porque también involucra un decremento en la concentración de nutrientes presentes en estas capas, con lo cual se sugiere que la apertura de claros favorece la descomposición y la liberación de C y nutrientes ([Wu et al., 2015](#)). Las plagas son otro factor recurrente, que pueden causar pérdidas considerables en los nutrientes en los ecosistemas forestales.

1.4.3 Plagas

Las principales enfermedades de los bosques son de tipo infecciosas (causadas principalmente por agentes heterótrofos, hongos y bacterias), se ha observado que el mayor impacto de una patología en los árboles, tienen que ver con la función que la especie desarrolla dentro del ecosistema, es decir, la afectación sobre el ecosistema radica en las capacidades que sean afectadas por la interacción entre el árbol y el patógeno ([Pautasso et al., 2015](#)).

1.5 Manejo forestal como una perturbación en los ecosistemas

El manejo forestal es una actividad de aprovechamiento (p.e. tala y extracción de madera) que puede generar un cambio abrupto en los flujos y almacenes de C y nutrientes, y con esto las interacciones con otros elementos del ecosistema. Los impactos pueden clasificarse desde distintas perspectivas, pero evaluar el efecto biogeoquímico que tienen sobre los ecosistemas resulta útil para un panorama general del sistema ([Kranabetter et al., 2015](#)). Como se mencionó anteriormente, cuando existe una acumulación de nutrientes dentro del ecosistema a partir del disturbio, se dice que hay un proceso de acreción y cuando los nutrientes se pierden ocurre un proceso de depreciación. En este sentido, los procesos de manejo forestal deberían ir dirigidos hacia un balance entre la acreción y la depreciación de los almacenes de nutrientes. El manejo dirigido tiene una repercusión directa sobre la estructura, la dinámica de la comunidad y por tanto causan un cambio en la estructura del ecosistema completo, y con esto un cambio sobre los almacenes de C, N y P. Los cambios en la estructura y funcionamiento a partir de una perturbación más significativos tienen una relación directa con las características fisiológicas de cada una de las especies o al menos las especies dominantes y el papel de estas dentro del ecosistema ([Clarke et al., 2015](#)).

La cosecha y la remoción de RLG también pueden causar una pérdida de nutrientes. Se ha observado que los bosques más viejos, almacenan entre la biomasa aérea, mantillo y RLG más del doble que un bosque joven (10, 808 g C m⁻² y 901 g C m⁻² respectivamente) ([Belaw et al., 2001](#)). La concentración de C almacenado en la biomasa viva para el bosque viejo representa el 65% del C total, mientras que para el bosque joven representa apenas el 15 %. Es decir, el C en los bosques jóvenes está siendo almacenado otros componentes como las raíces finas (335 g C m⁻²), el suelo mineral (4310 g C m⁻²) y los RLG (2092 g C m⁻²). El restante 85% del C en los bosques jóvenes está en los almacenes anteriormente mencionados. Por tanto, algún tipo de disturbio en estos almacenes tendría un impacto más significativo sobre la dinámica del ecosistema.

Se ha observado que después de un disturbio las entradas de C a la atmósfera aumentan. Las prácticas de manejo como la cosecha total de una parcela incrementan la liberación de C del suelo a una tasa mayor. Por ejemplo, entre el 60 y el 80% de las prácticas de cosecha implican la extracción de biomasa aérea total. Lo cual implica una pérdida de todo el C y nutrientes presentes en este componente, que simultáneamente influye en otros procesos como el aumento o el decremento de RLG. Simultáneamente, el cambio en la concentración de RLG modifica las tasas de descomposición y con esto la concentración de nutrientes en el mantillo. Entre un 60 y un 80% de las prácticas de cosecha no dejan los RLG en el sitio, lo cual puede contribuir a reducción en los nutrientes que están entrando al suelo y una pérdida de materia orgánica. En caso de una reducción de nutrientes en el suelo, aumenta el riesgo de una disminución en el crecimiento de árboles de la siguiente generación dentro del rodal, comprometiendo así la sustentabilidad nutricional del sistema ([Clarke et al., 2015](#)).

Entre los diferentes almacenes de nutrientes como lo es la biomasa árboles vivos, RLG, el mantillo y suelo forestal se ha observado que la concentración de los nutrientes en exceso dentro

de un componente de almacenamiento. Elementos como el N y el P, son elementos que pueden resultar co-limitantes en la producción forestal. Es decir, en caso de que el N y el P no estén disponibles en el suelo mineral no pueden ser absorbidos por las raíces finas, y por tanto esto tiene una repercusión directa en el crecimiento de los árboles. Pero también se ha encontrado que entre mayor sea la disponibilidad de estos nutrientes existe una mayor posibilidad de pérdida. Al contribuir en el crecimiento arbóreo son almacenados en forma de biomasa aérea y en prácticas forestales como la cosecha total estos son liberados en un intervalo de tiempo muy corto. Algunas prácticas silvícolas involucran la adición de fertilizantes al sitio para hacer disponibles estos nutrientes y aumentar el crecimiento. Se ha encontrado que la disponibilidad del N disminuye cuando existe una disminución de nutrientes como el P. Es decir, la disminución de la concentración de una nutriente afecta la disponibilidad de otros. Sin embargo es necesario estudiar más a fondo las interacciones en el suelo de N y P sobre la productividad del ecosistema ([Fisk et al., 2014](#)).

Otras investigaciones muestran que en un balance de nutrientes no necesariamente se ven afectados en la misma intensidad los almacenes de macronutrientes dentro del sistema; el impacto de las prácticas silvícolas tiene una repercusión directa sobre cada uno de los macronutrientes dependiendo de cómo son afectadas las tasas de flujo entre uno y otro. En esta investigación se compararon el efecto de la cosecha para un bosque de encinos en Wisconsin, con lo cual se encontró que a pesar de que, en una cosecha total, se pierde el 50 % de N presente en el ecosistema y la remoción de otros macronutrientes como el P y el Ca, estos aumentan después del ciclo silvícola. Se evaluaron las tasas de mineralización del P y el N, así como la tasa de acumulación de Ca y se observó que eran mayores a las tasas registradas en los rodales sin cosechar, es importante decir que los RLG fueron dejados después de la cosecha. Para dos años

después de la cosecha las tasas de mineralización y lixiviación del N eran similares a los rodales sin cosecha, y en general el flujo de los demás macronutrientes no fue afectado significativamente. En el balance general de nutrientes el único elemento que se pierde es el P ([Wilhelm et al., 2012](#)).

El constante implemento de técnicas de manejo en bosques templados es un tema apenas abordado en estudios de manejo forestal en México, se trata de la manipulación directa de la estructura y composición de un sistema natural con fines políticos, económicos, y/o sociales. Entender los efectos de la estructura sobre la dinámica de C en un bosque donde los diferentes estados sucesionales estén definidas (bosque joven, sucesión o bosque maduro) es útil para prácticas de manejo que visualicen los almacenes de C y nutrientes a largo plazo y en consecuencia sean capaces de mantenerlos estables. Las prácticas de manejo más sustentables dependen en gran medida de la capacidad de entender los disturbios de un ecosistema, como las edades de rotación de un disturbio o la influencia de procesos de depresión de nutrientes en el suelo ([Kranabetter et al., 2015](#)). La importancia de cuantificar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas resulta sumamente importante para las prácticas de manejo del siglo XXI, se trata de caracterizar procesos y poder cuantificar qué tipo de proceso están siendo afectados.

1.6 Bosques Templados en México

En comparación con los bosques templados que se desarrollan a latitudes más al norte o al sur de los trópicos, los bosques templados en México se desarrollan en áreas de alta montaña. En altitud alta (2000 msnm - 3400 msnm) ([Challenger, 2003](#)), que la temperatura descienda drásticamente y propicia condición idónea para el desarrollo de estos ecosistemas. A diferencia de los bosques de coníferas en Canadá, norte de Europa y Asia, que presentan climas de estaciones

fría y caliente bien diferenciadas, los bosques de México presentan un clima subisotérmico, sin una marcada diferenciación.

La temperatura media anual para el caso de México va de los 7°C a los 15°C, mientras que para el caso de los bosques en otras latitudes la temperatura va de – 2.6°C a 6°C ([Rzedowski, 2006](#)). En los ecosistemas templados pueden predominar las coníferas (que incluyen bosque de oyamel, bosque de pino, bosque de pino-encino y bosque cultivado), y por otro lado, están los bosques donde la vegetación de *Quercus* es predominante (bosque de encino, bosque de encino-pino y bosque de táscate) ([Villela et al., 1994](#)), otra diferencia importante destacada por este autor es que, en los bosques mexicanos, se presenta una mayor biodiversidad de especies de árboles o plantas en general que en bosques a latitudes mayores.

Los bosques templados en México son importantes reservorios de biodiversidad; aproximadamente se encuentran 50 especies de pinos, lo cual representa el 50% del total de las especies a nivel mundial y alrededor de 160 especies de encinos de las 500 que existen en el mundo ([Manos et al., 1999](#); [Valencia et al., 2004](#)). Estos ecosistemas albergan al menos 174 especies endémicas de anfibios, reptiles, aves y mamíferos ([Villela et al., 1994](#)). La Sierra Madre Occidental, el Eje Neovolcánico y la Mesa Central, la Sierra Madre del Sur son las áreas de mayor número de especies y subespecies de pino en el país. En estas áreas también se tiene registro de diferentes grupos humanos que se han establecido en la zona ecológica de los bosques de coníferas, lo cual tiene implicaciones sociales importantes. Por ejemplo de los 57 grupos indígenas registrados para el país, al menos 40 tienen un acceso directo a esta zona, donde se desarrollan actividades como la siembra de diferentes cultivos favorecida por las condiciones climáticas del sitio, además se presenta una mayor presencia de grupos humanos en este ecosistema que en las selvas bajas y medianas caducifolias y subcaducifolias ([Challenger, 2003](#)).

Los bosques templados también son proveedores de distintos servicios ecosistémicos, por ejemplo, de servicios de provisión (madera, alimentos, agua dulce, recursos químicos, recursos genéticos, bioenergía y recursos forestales no maderables), servicios de soporte (producción primaria, formación del suelo), de regulación (filtrado de aire, erosión del suelo y deslizamientos de tierra, captura de C) y culturales (recreación y educación) ([Galicia y Zarco-Arista, 2015](#)). Las instituciones gubernamentales como la CONAFOR, desde el 2003 han incentivado el pago por servicios ambientales. Sin embargo, los esfuerzos que dirijan hacia una mejor y más adecuada evaluación técnica, científica y social que propicie una interpretación más integral y real de la situación es fundamental y necesaria ([Almeida et al.; Bray et al., 2007](#)). Otra estrategia de gestión ha sido el aprovechamiento forestal de los bosques, cuyos efectos ecológicos, ambientales y sociales se han estudiado desde perspectivas aisladas e independientes, y no como un ejercicio de integración de un sistema complejo. Las nuevas perspectivas de investigación en este tipo de ecosistemas guían hacia una visión integral de los sistemas naturales y sistemas sociales. Es fundamental el entendiendo de procesos y patrones de retroalimentación en escalas de tiempo y de espacio variables, para poder hacer frente a las amenazas de cambio global que enfrentan estos ecosistemas, tales como el cambio climático, las altas tasas de deforestación, la contaminación o la pérdida de biodiversidad entre otras ([Chapela, 2012; Potvin et al., 2015](#)).

2. Planteamiento del problema

Los recursos forestales son una fuente importante de recursos para la economía de las sociedades que viven de los bosques, además proveen importantes servicios ecosistémicos. La importancia de gestionar estos ecosistemas tiene importantes implicaciones sociales y ecológicas para el país, además de la contribución de producción y conservación de recursos naturales y

generador de valores recreativos y ambientales. Anualmente existe un incremento de la biomasa forestal de plantaciones que va del 10 al 24 m² ha a⁻¹. Mientras que los bosques naturales aumentan aproximadamente 5 m² ha a⁻¹, lo cual tiene que ver con el tipo de especies y que tan rápido es su crecimiento en las plantaciones ([Deloya, 2000](#)). El Eje Neovolcánico Transversal se extiende aproximadamente 855 km a lo largo del centro del país, compuesto por sistemas montañosos que albergan los mayores picos del país, como el Pico de Orizaba (5,747 m), el Popocatepetl (5,452 m), Iztaccíhuatl (5,146 m) y Nevado de Toluca (4,558 m), estos sistemas desarrollan algunos de los bosques más valiosos en cuanto producción de pino y oyamel. Sin embargo, también es una zona con mayores índices de deterioro de ecosistemas ([Deloya, 2000](#)). También como parte del eje neovolcánico se encuentra la Sierra Norte de Puebla donde se encuentra la región Chignahuapan-Zacatlán Puebla, se localiza en el municipio de Chignahuapan, Puebla.

En este municipio se encuentra el ejido “Llano Grande”. Esta es una zona productora de madera, la cual aporta el 50% del total generado por el estado de Puebla, abarca una superficie de 1,531.2941 ha pertenecientes al ejido, de las cuales el 58.64% están destinadas a la producción, 23% (557.0031 ha) a zonas agrícolas, y 2% (48.9170 ha) a la conservación y aprovechamiento restringido. El sistema de manejo para esta zona es el manejo regular que busca el aprovechamiento de parcelas homogéneas. El plan de manejo establece el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) como el método de aprovechamiento para este sitio. La vegetación más abundante esta zona es el bosque de pino (40.79%), seguido por el bosque de pino-encino (17.02%) y de bosque de abies (3.08%). El aprovechamiento en municipios como Chignahuapan se ha dado a partir de la organización de los ejidatarios, de acuerdo con el padrón e Historial de núcleos

agrarios (PHNA) se encuentran 4. 692 ejidatarios para el municipio de Chignahuapan ([Medrano, 2013](#)).

El tipo de manejo puede afectar la permanencia y la magnitud de los almacenes de nutrientes. Es decir, el manejo forestal puede ser entendido como secuencia de disturbios ajenos a la dinámica natural con la finalidad de producción y aprovechamiento de los ecosistemas. Con la finalidad de hacer una visualización de los efectos de distintas prácticas de manejo en el sitio de estudio, se hizo dicha evaluación biogeoquímica de los nutrientes disponibles en cada uno de los almacenes del ecosistema de C, N y P. Por lo anterior, es imprescindible entender las interacciones, procesos y patrones como parte de la ecología en sistemas de aprovechamiento forestal. Sin embargo, entender la implicación socioeconómica dentro de un contexto histórico y político de la dinámica de ecosistemas templados, es uno de los mayores retos de la ciencia contemporánea.

3. Objetivo General

Evaluar las consecuencias de la extracción de madera del Método de Desarrollo Silvícola sobre la biomasa y los almacenes de C, N y P en una cronosecuencia de manejo en un bosque templado.

3.1 Objetivos Particulares

- Cuantificar la biomasa total en los almacenes de biomasa aérea, mantillo, RLG y raíces en una cronosecuencia de manejo forestal.

- Determinar los contenidos de C, N y P en los almacenes aéreos y subterráneo para cada fase del ciclo silvícola del Método de Desarrollo Silvícola.
- Realizar el balance de C y nutrientes con base en la tasa de extracción de madera en una cronosecuencia de manejo forestal.

3.2 Hipótesis

El manejo forestal tiene una repercusión directa sobre la estructura y funcionamiento de los sistemas forestales. En este sentido se espera que las prácticas de manejo utilizadas en el aprovechamiento forestal tengan efectos negativos en los almacenes y tasas de flujos de nutrientes reduciendo la concentración de C, N y P en la biomasa aérea, RLG, mantillo, raíces finas y suelo mineral distintos para cada fase silvícola y por tanto diferentes contenidos de nutrientes en los almacenes de C y nutrientes (Figura 2).

Se espera que en los tratamientos con los árboles más viejos dentro del aprovechamiento silvícola (40-50 años) contengan almacenes similares en magnitud al BR. Mientras que los tratamientos enseguida de la corta total se esperaría una afectación directa de los procesos de descomposición, disminuyendo así el contenido de carbono y nutrientes en almacenes como biomasa aérea, mantillo, y suelo superficial por el arrastre que conlleva la extracción de madera (Figura 2).

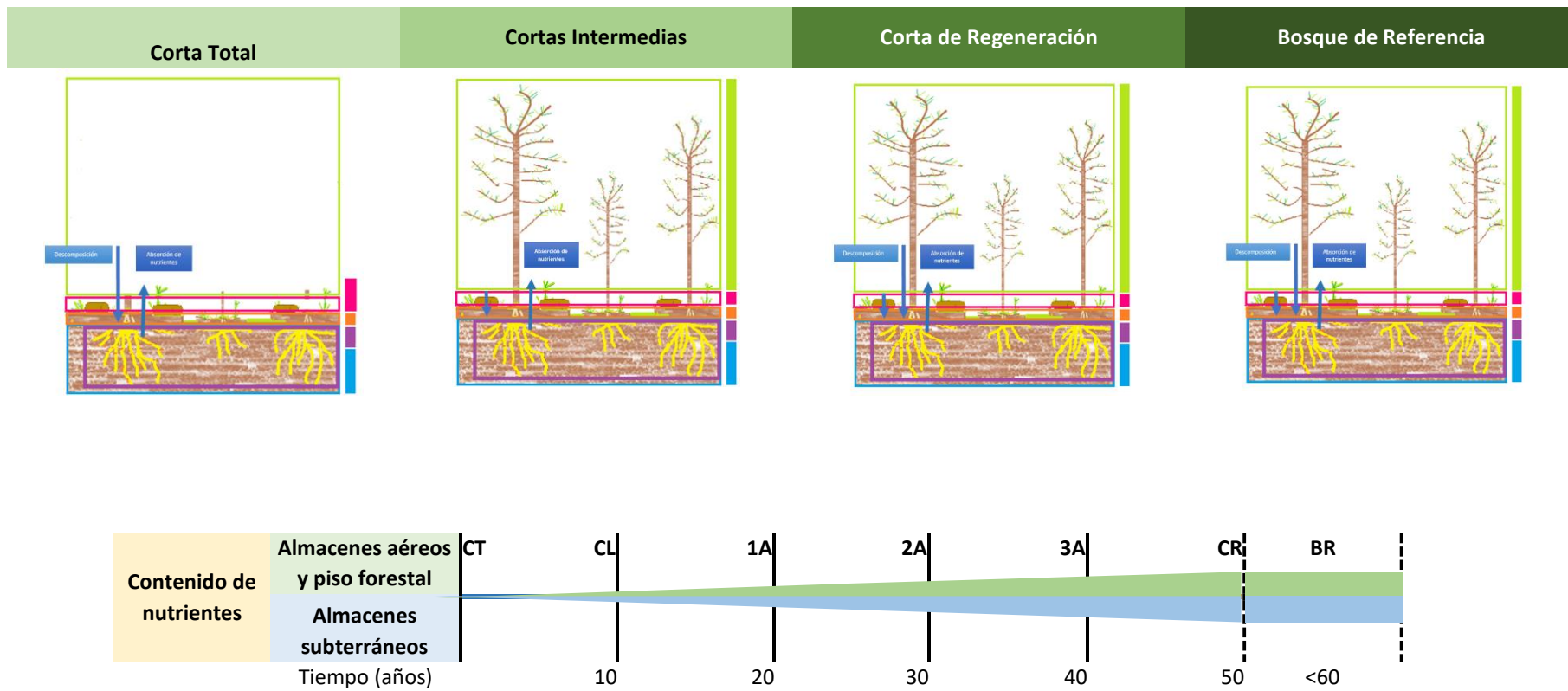


Figura 2. Hipótesis del almacenamiento y flujo de nutrientes en bosques con manejo forestal regular y un BR.

4 Metodología

4.1 Sitio de estudio

El sitio de estudio se encuentra dentro de la cuenca de Chignahuapan-Zacatlán en el municipio de Chignahuapan, estado de Puebla. Este sitio pertenece al ejido "Llano Grande". La localización exacta comprende las coordenadas Geográficas siguientes: en latitud sur 19° 44' 06.4" y 19° 40' 25.3" de latitud norte, y entre 98° 06' 54.3" y 98° 11' 26.4" de longitud oeste con respecto al meridiano de Greenwich.

El clima de la región oscila entre los 10°C y 16°C durante el año. Se puede identificar una estación seca y una estación lluviosa en la cual las precipitaciones resultan más abundantes durante el verano con una humedad media del 85%. La precipitación mínima es de 600 mm y la máxima de 900 mm, por tanto, está clasificado como un clima templado subhúmedo. Las rocas sobre las cuales se desarrolla la cuenca son del periodo Neógeno y Cuaternario (23 a 2 millones de años atrás). Estas rocas son ígneas extrusiva; por ejemplo, toba ácida (29%), andesita (22%), basalto (19%), riolita (9%), riodacita (3%), dacita (2%), brecha volcánica básica (2%) y riolita-toba ácida (2%). El 1 % son rocas sedimentarias. Las condiciones climáticas y geológicas del lugar han permitido el desarrollo de suelos clasificados como phaeozem (39%), andosol (35%), vertisol (13%), luvisol (6%), planosol (3%) y durisol (1%).

La biomasa arbórea está representada por las siguientes especies: *Pinus patula* (64%), *Abies Religiosa* (16%), *Quercus rugosa* (9.9%), *Pinus Moctezumae* (1.5%), *P. pseudo strobus* (5%), *Pinus Ayacahuite*, *P. teocote* y *Alnus argunata* (4.5%). *Pinus patula* es la especie dominante en el sitio de estudio. En el estrato medio de poco más de 6 m las especies más dominantes son: *Alnus*

gorullensis (cile) y *Arbutus xalapensis* (madroño). Este tipo de vegetación se encuentra en laderas superiores a los 2500 msnm y con una exposición de este-noreste (Figura 3).

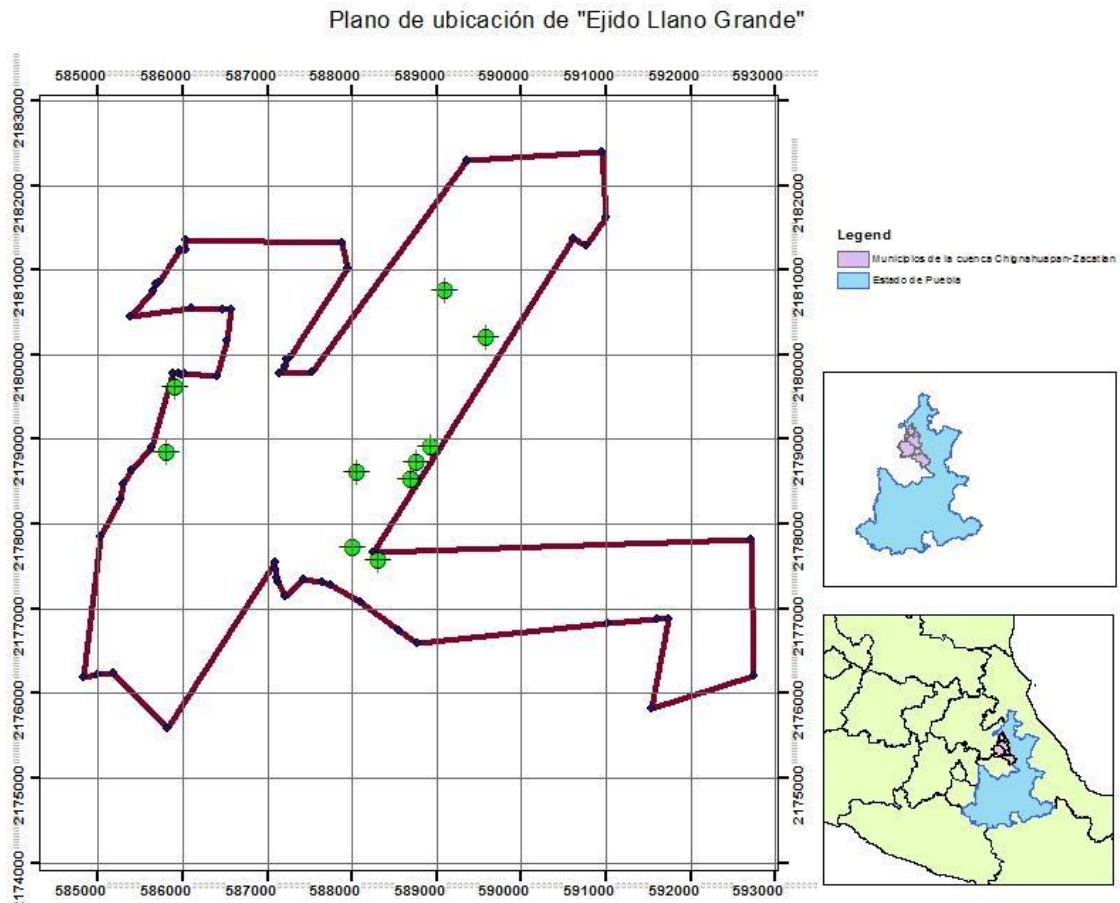


Figura 3. Plano de ubicación del ejido Llano Grande en la cuenca de Chignahuapan-Zacatlán en el municipio de Chignahuapan, estado de Puebla.

4.2 Método de Desarrollo Silvícola (MDS)

En este ejido el plan de manejo forestal en esta región se desprende del Método de Desarrollo Silvícola (MDS); este tipo de manejo se basa en la aplicación de técnicas silvícolas que permiten transitar de bosques irregulares a bosques regulares al final del proceso. El método busca 1) captar el máximo potencial del suelo a través del uso de técnicas silvícolas adecuadas

para cada condición del bosque y 2) lograr un rendimiento sostenido de la producción en cada intervención programada, lo cual implica que la cosecha anual de madera no debe superar el incremento anual del bosque. Existen diversas técnicas silvícolas, dentro del método MDS. Cada una de éstas son aplicada sobre rodales homogéneos del bosque (un rodal es una parte del bosque que se diferencia de otras por su composición, edad o estado). Las prácticas silvícolas que se desarrollan en este ejido son: corta liberación (CL), primera corta de aclareo (1A), segunda corta de aclareo (2A), tercera corta aclareo (3A), corta regeneración (CR) y corta total (CT). Un turno es el tiempo necesario para que un árbol pueda ser cosechado, para este ejido un turno dura 50 años (Tabla 2, Figura 4).

Tabla 2. Técnicas silvícolas que involucra el método de Desarrolla Silvícola.

Nombre de la fase silvícola	Descripción del proceso	Edad de los árboles
1 Corta liberación	Las plantas del vivero que se han sembrado en el rodal correspondiente (rodal después de corta total) aumentan su tamaño y permanecen en el sitio las que se encuentren en mejores condiciones de supervivencia. En este momento los árboles padre o árboles semilleros son retirados de la parcela para evitar procesos de competencia con los individuos más jóvenes.	10
2 Primera corta de aclareo	Las cortas de aclareo en general son prácticas silvícolas de selección, que consisten en seleccionar a los individuos más exitosos (individuos no enfermos, con fustes gruesos y rectos), Se aplican con la finalidad de brindar espacio a los individuos con mayores posibilidades de ser propicios para la cosecha, se aplican la primera corte de aclareo a la edad de 20 años para los árboles, después la segunda en los siguientes 10 años y la tercera 10 años después de la segunda corta.	20
3 Segunda corta de aclareo		30
4 Tercera corta aclareo		40
5 Corta regeneración	En este momento, los individuos arbóreos han llegado a un punto de desarrollo donde el plan de manejo los considera aptos para ser cosechados. Se cortan todos los árboles dentro de la parcela, dejando solo a los árboles semilleros (que deben tener un sistema radicular bien desarrollado y ser resistentes al viento). Los árboles por lo general son rectos, y cortados en trozos para su inmediata comercialización. Se le llama corta de regeneración porque a partir de esta las especies intolerante como los pinos pueden regenerarse efectivamente.	50
6 Corta total	Corta total, en este rodal se encuentran los árboles padres, y los pinos que han sido cultivados en el invernadero y que ahora tienen las características suficientes como para ser transportados al rodal correspondiente.	0

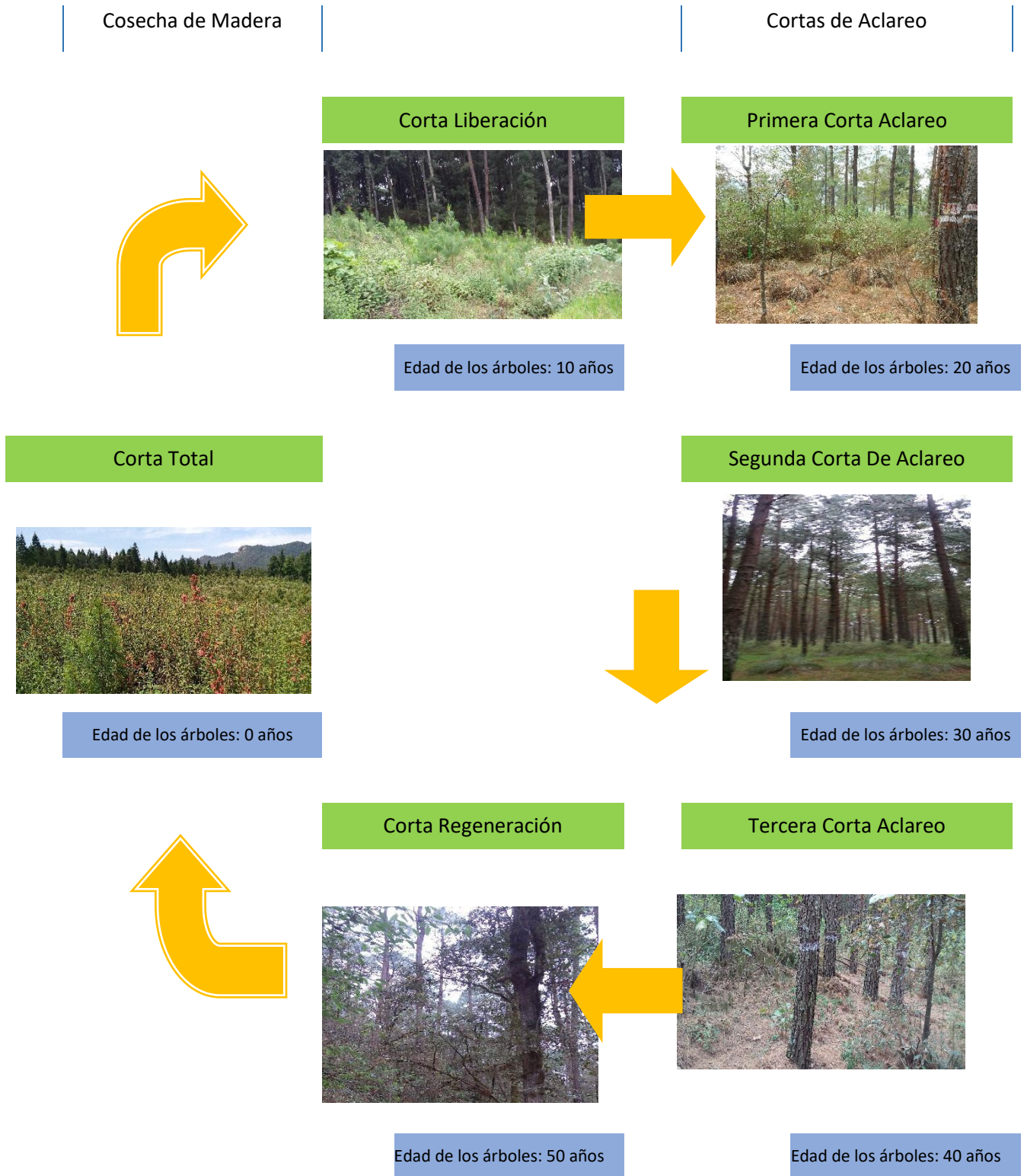


Figura 4. Distintos tratamientos silvícolas del método MDS aplicadas en el ejido Llano Grande.

En el caso del rodal de CL se tienen presentes tanto los árboles más jóvenes (10 años), y los árboles padres con una edad aproximada de 60 años. La primera corta de aclareo ocurre 10 años después de la CL (20 años). Esta práctica silvícola es de tipo de selección, pues su objetivo es hacer una selección de los individuos con mejores posibilidades de un desarrollo más éxito. La segunda y tercera corta de aclareo se realiza a los 30 y 40 años después de que la planta fue sembrada en el sitio. Cuando el árbol ha alcanzado su mayor desarrollo a los 50 años, se hace una corta total con árboles padre. Es decir, se cortan todos los árboles a excepción de aquellos que pudiesen funcionar como árboles semilleros y que serán cortados 10 años después en la CL, continuando con el ciclo.

4.3 Diseño de muestreo

El diseño de muestreo consistió en seleccionar rodales con diferentes tratamientos silvícolas del MDS. Se seleccionaron 2 rodales para cada tratamiento: 1) corta total o corta de regeneración, 2) corta de liberación inicial (CLi), 3) corta de liberación final (CLf), 4) primera corta de aclareo (1A), 5) segunda corta de aclareo inicial (2Ai), 6) segunda corta de aclareo final (2Af) y 7) bosque de referencia (BR). En cada rodal se realizó un muestreo de almacenes aéreos, piso forestal y subterráneo (suelo y raíces). Estos almacenes comprenden: la biomasa aérea o biomasa arbórea, RLG, mantillo, raíces (finas y gruesas) y suelo superficial (0 – 15 cm) y profundo (15 – 30 cm y 30 a 50 cm).

El trabajo de campo consistió en tomar 3 muestras por rodal de cada uno de los componentes mencionados, finalmente se obtuvo un total de seis muestras por tratamiento. Con excepción de las raíces superficiales donde se tomaron 15 núcleos de muestreo. En el suelo y

raíces profundas, a la misma profundidad del suelo, solo se obtuvieron 3 muestras por fase silvícola puesto que estas se muestrearon solo en un rodal donde se realizó un pozo de muestreo. En el sitio también se tomaron medidas estructurales de la vegetación, para estimar la biomasa arbórea y de RLG.

Con la determinación en laboratorio de la concentración de nutrientes y la cantidad de biomasa por almacén, se calculó el almacén total de nutrientes dentro de cada uno de los 5 almacenes en cada uno de los 7 tratamientos silvícolas (Tabla 3).

Tabla 3. Variables de interés en el diseño de muestreo.

Almacenes de C, N y P:		Tratamientos Silvícolas
Biomasa aérea	C_T ; N_T ; P_T	1) CR
Mantillo		2) CLi
RLG		3) CLf
Raíces		4) 1A
Suelo	C_T ; N_T ; P_T	5) 2Ai
	NH_4^+	6) 2Af
	NO_3^-	7) BR
	P_d	

4.4 Muestreo en campo

En cada rodal se delimitó un cuadro de 20 m de lado (Figura 5). Se realizó una subdivisión en este cuadro para formar cuadros más pequeños de 4 metros de lado, teniendo un total de 25

cuadros en cada rodal. Aleatoriamente se seleccionan 3 cuadros en los que se tomaron 3 muestras de biomasa aérea, mantillo y suelo superficial. Los RLG se colectaron con el método de transectos. El suelo superficial fue obtenido en los mismos tres puntos seleccionados aleatoriamente y el suelo profundo se muestreó en un pozo de 50 cm de profundidad donde se tomaron muestras a las profundidades antes mencionadas (solo se hizo un pozo por cada tratamiento). Las raíces superficiales se recolectaron en 15 puntos distribuidos en la parcela muestreada (Figura 5).

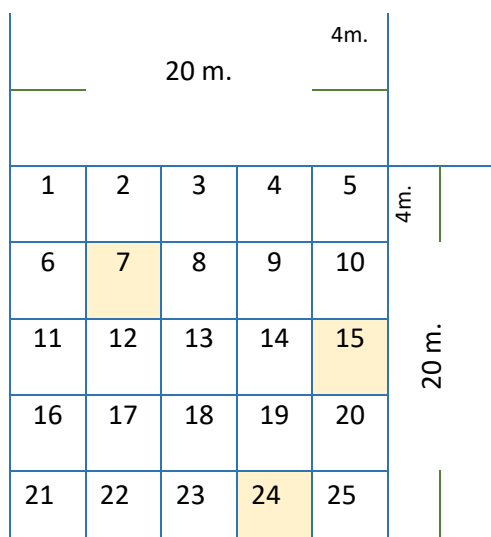


Figura 5. Subdivisión de parcela de muestreo.

4.4.1 Biomasa aérea

Los individuos del estrato arbóreo con un Diámetro Normal (DN) ≥ 2.5 y una altura ≥ 2 m fueron considerados en este muestreo. Se midió la altura total, el DN, e identificó la especie y condición (árbol vivo o muerto). También se realizó la medición de la regeneración avanzada, que incluyó a todos aquellos individuos con un DN ≤ 7.5 cm y con una altura total ≥ 1.3 m. Las variables registradas fueron: especie, altura total y diámetro normal.

Para obtener la concentración de nutrientes se tomó una muestra dendrocronológica (viruta) de cada individuo que caía dentro del cuadro seleccionado con el muestreo aleatorio. Se utilizó un taladro de Pressler (44 mm/16'). Esta muestra se tomó a la altura del pecho, aproximadamente a 1.30 m. sobre el nivel del piso. Sin embargo, en los tratamientos donde los individuos estaban en un menor desarrollo (CLi y BR), se tomaron muestras de ramas para obtener este dato. En el caso del BR, la especie más dominante fue *Quercus rugosa* y por tanto la biomasa aérea fue tomada de individuos de esta especie directamente de las ramas.

4.4.2 Residuos leñosos gruesos

La densidad de RLG en cada parcela se obtuvo por medio de líneas de transecto dentro de cada parcela. Éstos se colocaron en cada sitio de forma sistemática y de manera que rodearan a la parcela de 20 x 20 m. Por cada tratamiento se tuvieron 8 transectos de 20 m. Se consideraron RLG a todas aquellas piezas leñosas ≥ 2.5 cm de diámetro y ≥ 50 cm de longitud que fueron interceptados por algún transecto ([Lähde 1999](#); [Harmon et al. 1996](#); [Rubino & McCarthy 2003](#)). Se tomaron medidas del diámetro mayor, diámetro menor y la longitud (Figura 6).

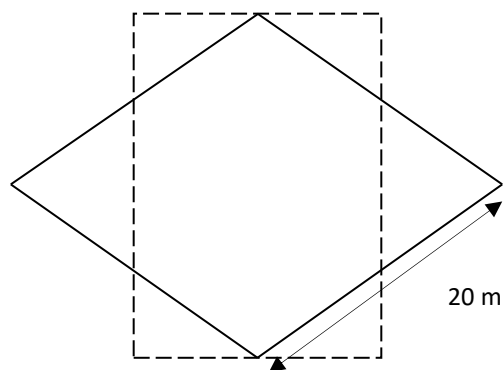


Figura 6. Transectos en cada rodal para el muestreo de RLG ([Jiménez. 2016](#)).

Para la determinación de C y nutrientes se recolectaron tres muestras de RLG por cada rodal muestreado, en total seis muestras por tratamiento silvícola. Esto para hacer el análisis de la concentración de nutrientes en la biomasa de RLG (Figura 7).



Figura 7. RLG en el tratamiento: corta de regeneración.

4.4.3 Mantillo

La muestra de mantillo en campo se obtuvo en los tres puntos seleccionados aleatoriamente dentro de la parcela de 20 m. Esta muestra se tomó con un cuadro de 25 cm de lado. Se tomó solo la capa de mantillo más superficial dentro del cuadro. Es decir, la capa de mantillo que no presentaba un mayor grado de descomposición (Figura 8).



Figura 8. Mantillo seleccionado para recolección de muestra en el tratamiento: segundo aclareo inicial.

4.4.4 Raíces

En cada rodal se muestrearon las raíces finas y gruesas tanto en la superficie como a profundidad. Para las raíces superficiales el muestreo se realizó en dos rodales por tratamiento. Mientras que para raíces profundas solo se hizo un muestreo en un rodal por tratamiento.

4.4.4.1 Raíces superficiales

Las raíces superficiales fueron obtenidas a partir de tomar 15 muestras dentro del cuadro de 20 m de lado. Estas muestras se tomaron con un nucleador de suelo y fueron separadas en raíces finas (<2 mm de diámetro) y raíces gruesas (≥ 2 mm de diámetro) (Figura 9).

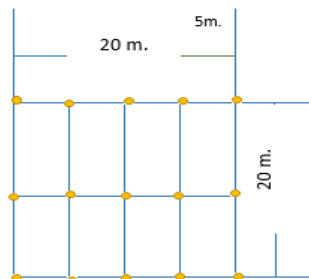


Figura 9. Esquema de puntos de muestreo para raíces superficiales.

4.4.4.2 Raíces a profundidad

Para las raíces profundas se hizo un pozo de 50 cm de profundidad en el suelo; se realizó una delimitación de horizontes a diferentes niveles de profundidad (0-15 cm., 15-30 cm, y 30-50 cm). En cada horizonte se separaron las raíces finas y gruesas. Se realizó un pozo por tratamiento, en consecuencia, se obtuvieron datos de una sola réplica de raíces profundas por tratamiento.

4.4.5 Suelo

El muestreo de suelo se hizo tanto para el suelo superficial como para el suelo profundo. Se consideró suelo superficial al suelo de los primeros centímetros de profundidad de 0 a 15 cm (primer horizonte). El suelo profundo es suelo obtenido de los horizontes más profundos, que van de los 0 cm a los 50 cm. Para el caso del suelo superficial se muestrearon dos rodales por tratamiento, para el suelo profundo se muestreo solo un rodal por tratamiento.

4.4.5.1 Suelo superficial

El muestreo de suelo superficial se hizo tomando 500 g de suelo en tres cuadros seleccionados en el muestreo aleatorio, en total se tuvieron tres muestras de suelo superficial por rodal y seis por tratamiento. Esta muestra se tomó después de haber obtenido la muestra de mantillo y biomasa arbórea en ese mismo cuadro.

El nucleador con el que se tomaron las muestras de raíces superficiales también funcionó como un nucleador para suelo superficial. Estas muestras fueron requeridas para el cálculo de densidad aparente para el suelo superficial.

4.4.5.2 Suelo a profundidad

En el perfil de suelo donde también se muestrearon las raíces, se tomaron muestras de suelo profundo. En el pozo se delimitaron tres horizontes que van de los 0-15 cm., 15-30 cm, y 30-50 cm. En este sentido se tomó una muestra de suelo para cada uno de estos horizontes. Aproximadamente 250 g de suelo por horizonte (Figura 10).



Figura 10. Muestra de suelo superficial recolectado en el tratamiento: corta de regeneración.

4.5 Análisis de laboratorio

Para el análisis en laboratorio las muestras fueron categorizadas en muestras vegetales (biomasa aérea, RLG, raíces y mantillo) y muestras de suelo (muestras de suelo superficial y profundo).

4.5.1 Preparación de muestras

Para el caso de las muestras de biomasa aérea, mantillo y RLG se secaron en una estufa a 60°C durante 72 horas. En el caso del material de raíces fina, se secó a temperatura de 80°C

durante 72 horas. Mientras que las raíces gruesas fueron secadas a 80°C durante 24 horas y pesadas, así sucesivamente durante cinco veces.

Se tomó el peso de seco de las raíces y matillo para después poder reportar el peso de biomasa por rodal y por tratamiento. Enseguida se hizo una trituración de las muestras en el molino "FRITSCH, pulverisette 14". Se pesaron aproximadamente 5 gr de material para ser enviado al laboratorio de análisis de C_T , N_T y P_T .

Para las muestras de suelo midió el contenido de humedad y pH de las muestras. El resto de suelo se dejó secar a temperatura ambiente durante 72 horas. Con esta muestra se realizó una molienda de suelo. Nuevamente se pesaron 5 gr de muestra para determinar C, N y P totales. Por otro lado, el resto de la muestra recolectada fue almacenada en un refrigerador a una temperatura de 4°C hasta el análisis de nutrientes totales.

4.5.2 Concentración de C, N y P

Para la determinación de la concentración de C y nutrientes, se mandaron las muestras al laboratorio de análisis. Se determinaron C_{total} ; N_{total} ; P_{total} en las muestras vegetales. Para el caso de las muestras de suelo además de los nutrientes antes mencionados, se incluyó también la determinación de NH_4^+ , NO_3^- y P disponible.

Para obtener el total de C y N en las muestras vegetales, después de que las muestras son molidas y tamizadas, se empleó el método de macro Kjendahl. Se utilizó un analizador Perkin Elmer para la determinación de la concentración de C y N totales. El P_T se obtuvo con una digestión con la mezcla ácido nítrico perclórico en una relación 2:1 y es analizado por medio de la

espectrofotométrica de emisión mediante el complejo coloreado de amarillo de vanadato. Los nitritos y nitratos fueron analizados por auto analizador por colorimetría.

4.6 Estimación de almacenes de C y nutrientes

El contenido de C y nutrientes para cada uno de los almacenes depende de la cantidad de materia que los integra y la concentración de nutrientes presentes en esta. En tal sentido fue requerido obtener el peso de materia para cada uno de los almacenes de nutrientes en una hectárea (ha) de terreno, así como la concentración de C y nutrientes en cada gramo. El resultado de la multiplicación de la biomasa en 1 ha dentro de cada almacén y la concentración de nutrientes por gramo, es el contenido neto de nutrientes por ha para cada almacén ().

$$\text{Contenido del almacén } \left[\frac{\text{Mg C, N, P}}{\text{ha}} \right] = \left(\text{Peso del almacén } \left[\frac{\text{Mg}_{\text{biomasa}}}{\text{ha}} \right] \right) \left(\text{Concentración } \left[\frac{\text{Mg C, N, P}}{\text{Mg}_{\text{biomasa}}} \right] \right)$$

Ecuación 1. Fórmula para el cálculo del contenido de almacenes de nutrientes.

4.6.1 Biomasa aérea

Se determinó la media y desviación estándar del número de árboles, la densidad de árboles (tallos ha^{-1}), área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), altura y diámetro por cada uno de los rodales de cada tratamiento. La biomasa aérea (Mg ha^{-1}) se obtuvo a partir de multiplicar la densidad árboles registrada en el trabajo de campo y el volumen de un individuo arbóreo calculado con las ecuaciones alométricas y satos de DN. Las ecuaciones alométricas fueron registradas en el plan de

manejo del ejido Llano grande. En el caso de los tratamientos corta de regeneración y BR se utilizó la ecuación volumétrica de *Quercus sp* puesto que las muestras para determinación de concentración fueron tomadas de individuos de este género al ser la especie más abundante dentro de los rodales. Para el resto de los tratamientos se utilizó la ecuación alométrica de *Pinus patula*.

El contenido de C, N y P total en el almacén de biomasa aérea se calculó a partir de multiplicar la biomasa aérea en una hectárea por la concentración de cada uno de los nutrientes analizados (C, N y P) en Megagramos de biomasa aérea.

$$\begin{aligned}
 & \text{Contenido en el almacén biomasa aérea} \\
 &= \left(\text{Biomasa arbórea} \frac{\text{Mg}_{\text{biomasa}}}{\text{ha}} \right) \times \left(\text{Concentración de } C_{\text{tot}}; N_{\text{tot}}; P_{\text{tot}} \frac{\text{Mg [C, N, P]}}{\text{Mg}_{\text{biomasa}}} \right) \\
 &= \text{Contenido de } C_{\text{tot}}; N_{\text{tot}}; P_{\text{tot}} \frac{\text{Mg}_{\text{biomasa}} \text{Mg [C, N, P]}}{\text{ha Mg}_{\text{biomasa}}} \\
 &= \text{Contenido en el almacén} \frac{\text{Mg [C, N, P]}}{\text{ha}}
 \end{aligned}$$

Ecuación 2. Formulé para el calculo del contenido del almacén biomasa arbórea.

4.6.2 Residuos leñosos gruesos

En cada tratamiento se determinó el volumen (V) por hectárea de RLG a partir de la densidad en cada transecto. El volumen fue calculado con la siguiente fórmula, ([Van Wagner, 1968; Marshal, 2003](#)):

$V = (\pi^2/8L) \sum d^2$	<p>Donde:</p> <p>V= volumen de RLG en 1 rodal (cm³)</p> <p>d = diámetro del leño (cm²)</p> <p>L =es la longitud del transecto (cm)</p>
---------------------------	--

Ecuación 3. Fórmula para el cálculo de RLG.

El contenido de nutrientes se obtuvo a partir del volumen de RLG en cada tratamiento multiplicado por la densidad de RLG de *pinus patula* reportada en la literatura. La densidad de RLG para el tratamiento de BR fue del género *Quercus sp* al ser los individuos más abundantes. Obteniendo así la masa total de RLG por tratamiento que simultáneamente es multiplicada por la concentración de nutrientes encontrada para estas muestras.

4.6.3 Mantillo

Con el cuadro de muestreo en campo se selecciona un área conocida de mantillo (0.0625 m²). Esta unidad de muestra es la misma para cada tratamiento muestreados. Por tanto, el peso de mantillo en una ha es el resultado de extrapolar la proporción de peso en un área de 0.0625 m² al peso encontrado en 1 ha de área.

$\frac{\text{Peso mantillo (Mg)} * \text{Área en una ha (10,000 m}^2)}{\text{área muestreada(0.0625m}^2)} = \frac{\text{Peso del mantillo Mg[C, N, P]}}{\text{ha}}$

Ecuación 4. Extraplación de datos a contenidos del ecosistema.

El contenido de C_{tot} ; N_{tot} ; P_{tot} para el mantillo, es el valor obtenido de la multiplicación del peso del mantillo en una hectárea por la concentración de nutrientes presentes en un gramo de mantillo. Con las unidades de $\frac{Mg[C,N,P]}{ha}$.

4.6.4 Raíces

La densidad de raíces presentes en cada parcela fue obtenida a partir del peso de las raíces finas y gruesas ya secas. A partir de conocer el peso de las raíces finas y gruesas presentes en la parte más superficial, del suelo en un rodal de 20 m de lado, se hizo una extrapolación de los datos para conocer el peso de raíces finas y gruesas más superficiales en una hectárea.

Para el caso de las raíces más profundas se hizo el mismo ejercicio en cada uno de los tres horizontes. Para finalmente calcular el contenido de nutrientes por ha, tanto para raíces superficiales como finas.

4.6.5 Suelo

Se calculó el volumen de suelo contenido en una hectárea considerando 15 cm como la profundidad del suelo superficial. Con los datos de densidad aparente se obtuvo el peso de suelo en una hectárea. El contenido de suelo mineral dentro de una hectárea de terreno se determinó con la multiplicación del peso de suelo en una hectárea por la concentración de C, nutrientes, nitritos, nitratos y fosfatos determinados en un gramo de suelo seco.

La masa del suelo profundo se calcula por horizontes, con la densidad aparente se calcula la masa en cada horizonte para después con las técnicas analíticas determinar la concentración de nutrientes y posteriormente el contenido de nutrientes en cada horizonte.

4.7 Análisis de datos

Para determinar la densidad de biomasa aérea, en cada uno de los tratamientos silvícolas se determinó la media y el error estándar del número de árboles, la densidad de árboles (Ind ha^{-1}), área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) altura y diámetro por cada uno de los rodales de cada tratamiento. Se calculó también la media y el error estándar de longitud y el grosor de los RLG, el peso del mantillo y de las raíces. Con esto se realizó el análisis de contenido de biomasa. En cuanto al análisis de concentración de nutrientes, se calculó el error estándar para las mediciones de C, N y P total en el caso de las muestras de biomasa. Simultáneamente para el caso del suelo se determinó el error estándar de las mediciones de C, N, P total y P disponible, densidad aparente, pH, amonio y nitratos.

Con el fin de encontrar relaciones importantes entre los componentes de almacén y los distintos tratamientos silvícolas se realizó un análisis de análisis de varianza (ANOVA), para encontrar posibles diferencias significativas entre los tratamientos silvícolas. Este análisis fue aplicado a los contenidos de biomasa, C_T , N_T , P_T , NH_4^+ , NO_3^- y P_d para los almacenes, biomasa arbórea, mantillo, RLG, raíces superficiales y suelo. En caso de que la prueba estadística resultase significativa, se realizó una prueba pos-hoc de Tukey para identificar los grupos con un comportamiento semejante entre sí. Todos los análisis fueron hechos con el programa *Statistica 15.0* de StatSoft.

5. Resultados

5.1 Almacenes de biomasa

Los almacenes de biomasa aérea, piso forestal y biomasa subterránea en bosques bajo manejo forestal para la región de Chignahuapan, Puebla variaron con el ciclo silvícola. El valor de biomasa para el BR fue obtenido de la bibliografía ($295.93 \text{ Mg ha}^{-1}$), en el Cofre de Perote, Veracruz. Valor correspondiente a bosques de la especie *P. hartweggi* de 103 años ([Mendoza Ponce et al., 2010](#)). En los bosques de Chignahuapan, Puebla bajo manejo forestal la biomasa total fue afectada por las prácticas de manejo silvícola ($F=13.94$, $p=0.00$). La biomasa total incrementó con el ciclo silvícola, oscilando entre un valor de 9.04 Mg ha^{-1} y $318.07 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Tabla 4). En el tratamiento 2Af se presentó el mayor almacén de biomasa ($281.26 \text{ Mg ha}^{-1}$) y en el tratamiento CLi el menor valor de biomasa (9.04 Mg ha^{-1}). En el BR la biomasa total presentó un valor de $318.07 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Figura 11a; Tabla 4).

La biomasa arbórea fue el componente con mayor contribución a la biomasa total. En los tratamientos CLf, 1A, 2Ai, 2Af y BR la biomasa arbórea contribuyó entre el 86% y 93% de la biomasa total. Para los tratamientos CR y CLi la biomasa arbórea es cero. El segundo componente en magnitud es el mantillo, oscila entre el 3 y 10% de la biomasa total (Figura 11b; Tabla 4). En los tratamientos CR y CLi la biomasa de mantillo representó el 66% y 72%, respectivamente de la biomasa total. Las raíces superficiales contribuyeron entre un 1 y 3% de la biomasa, pero para los tratamientos CR y CLi contribuyen con aproximadamente el 25% de la biomasa. Los RLG representaron la menor biomasa (0.15 - 6%). En el BR el almacén biomasa arbórea contribuyó con un 93% de la biomasa total. La biomasa de mantillo aportó el 5%, las raíces superficiales el 1.5%, y el almacén RLG el 0.24% de la biomasa total (Figura 11b; Tabla 4).

Tabla 4. Biomasa ($\text{Mg ha}^{-1} \pm$ error estándar) en almacenes aéreos, mantillo, RLG y raíces para seis fases silvícolas del método silvícola MDS y un BR en Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	No. de *SPES	Biomasa aérea	RLG	Mantillo	Raíces Superficiales	Raíces Profundas			Biomasa total
						0 a 15 cm	15 a 30 cm	30 a 50 cm	
Corta de Regeneración	4-5	0	0.58 (± 0.00)	6.26 (± 1.35)	2.63 (± 0.10)	0.47	1.09	0.26	9.47 (± 1.45)
Corta de Liberación (inicial)	10-10'	0	0.58 (± 0.02)	3.60 (± 1.70)	2.39 (± 0.18)	0.39	0.83	0.14	6.56 (± 1.90)
Corta de Liberación (final)	18-16	112.58 (± 13.18)	0.30 (± 0.09)	11.46 (± 1.79)	3.53 (± 0.27)	0.55	1.70	0.63	127.86 (± 15.33)
Primer Corta de Aclareo	23-22	212.61 (± 51.40)	0.37 (± 0.10)	7.54 (± 1.54)	3.82 (± 0.18)	1.03	1.97	0.41	224.33 (± 53.22)
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	31-32	200.69 (± 0.74)	0.62 (± 0.04)	12.25 (± 2.03)	2.74 (± 0.47)	1.27	1.63	0.30	216.30 (± 3.29)
Segunda Corta de Aclareo (final)	40-39	267.39 (± 67.98)	0.89 (± 0.30)	6.35 (± 1.21)	4.08 (± 0.26)	1.27	0.90	0.33	278.69 (± 69.76)
Bosque de Referencia (encinar)	41-42	295.93 (± 0.00)	0.76 (± 0.03)	14.33 (± 2.53)	4.80 (± 0.07)	1.83	3.35	0.74	315.81 (± 2.64)

*SPES: Sitio permanente de experimentación silvícola

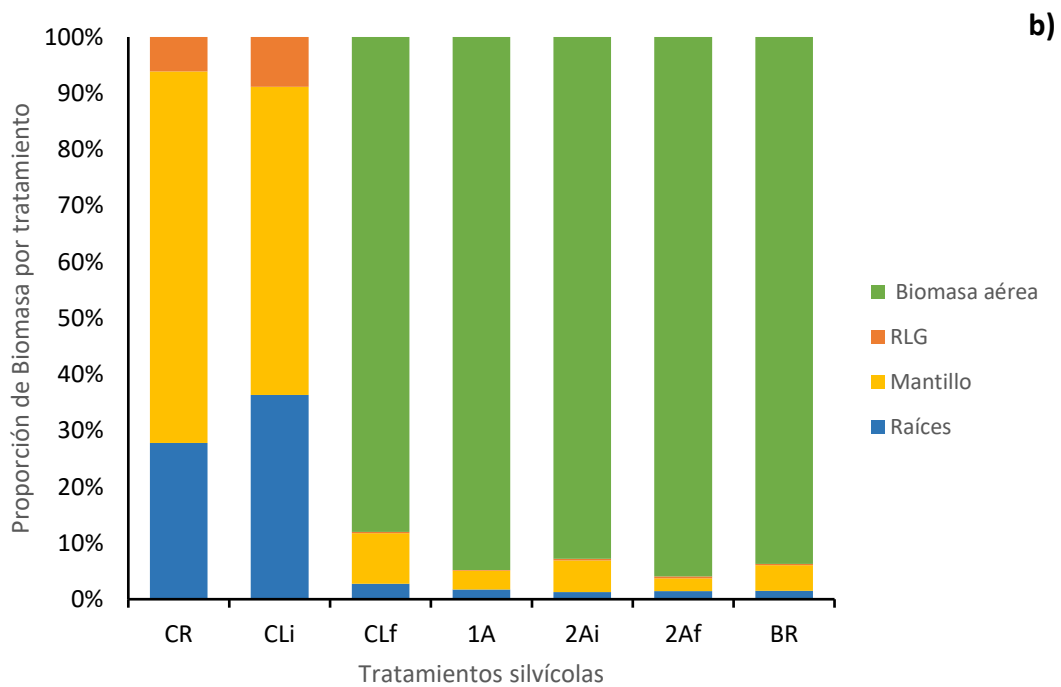
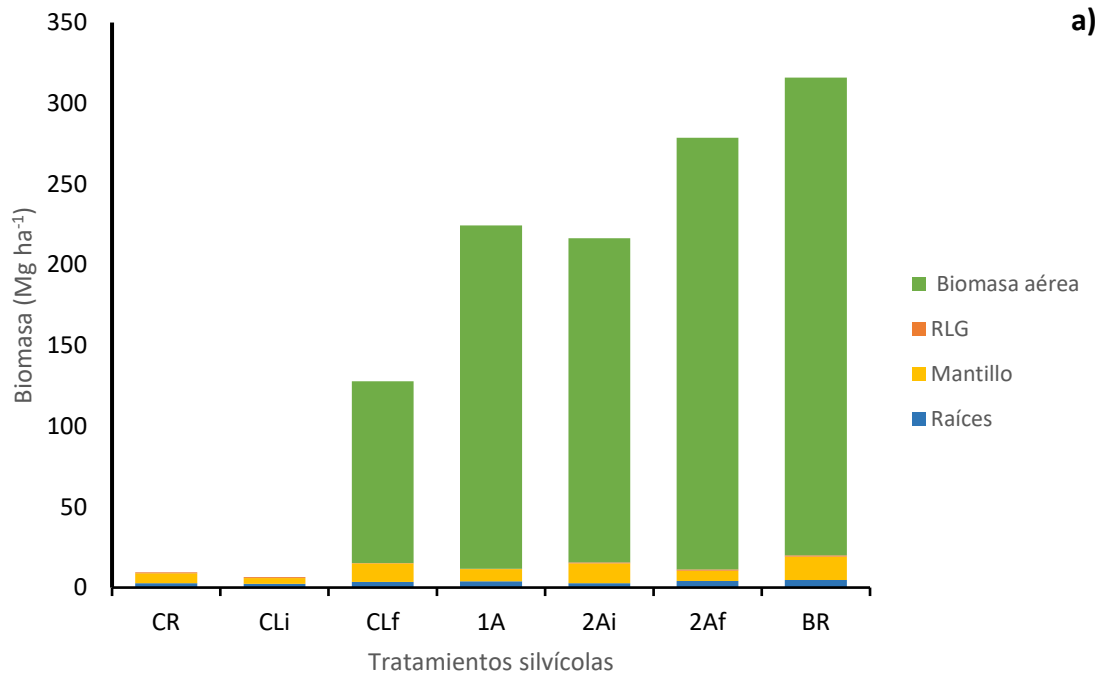


Figura 11. Contenido de biomasa en los componentes biomasa arbórea, RLG, mantillo y raíces superficiales para distintos tratamientos silvícolas en Chignahuapan, Puebla: a) biomasa reportada en Mg ha⁻¹. b) porcentaje de biomasa por tratamiento silvícola.

5.1.1 Almacenes de biomasa aérea

El almacén biomasa arbórea para bosques bajo manejo forestal en la región de Chignahuapan, Puebla presentó diferencias significativas entre los tratamientos silvícolas ($F=13.94$, $p=0.00$). La biomasa aérea presentó una tendencia de incremento conforme al desarrollo del ciclo silvícola, los valores de biomasa arbórea oscilan entre 0 y 295.93 Mg ha⁻¹. Los tratamientos 2Af y BR agruparon los mayores almacenes de biomasa aérea en un mismo grupo: entre 267.39 y 295.93 Mg ha⁻¹ respectivamente; mientras que los tratamientos CR y CLi se agruparon con una biomasa aérea de 0. El resto de los tratamientos oscilaron entre 112.58 y 267.39 Mg ha⁻¹ (Figura 12a).

5.1.2 Almacenes del piso forestal

La biomasa almacenada en el componente RLG fue significativamente afectada por los distintos tratamientos silvícolas ($F=4.30$, $p=0.00$), y se encontraron dos grupos estadísticamente distintos. Para los tratamientos silvícolas CR, CLi, CLf, 1A, 2Af y BR la biomasa oscila entre 0.30 y 0.76 Mg ha⁻¹. Por otro lado, el tratamiento 2Af presentó la mayor biomasa de RLG (0.89 Mg ha⁻¹). El BR presenta una biomasa de RLG de 0.76 Mg ha⁻¹ (Figura 12b).

El almacén del mantillo varió significativamente en los tratamientos silvícolas ($F=4.74$, $p=0.00$). Los tratamientos CR, CLi, CLf, 1A y 2Af formaron un grupo con valores que oscilan entre 3.60 y 11.46 Mg ha⁻¹. El tratamiento 2Af y el BR presentaron los mayores almacenes de biomasa en mantillo (12.25 y 14.33 Mg ha⁻¹, respectivamente) (Figura 12c).

5.1.3 Almacenes de biomasa subterránea

5.1.3.1 Raíces superficiales

La biomasa de raíces superficiales presentó un cambio significativamente diferente conforme el ciclo silvícola ($F=11.06$, $p=0.00$). Los tratamientos CR, CLi y 2Ai presentaron los menores valores de biomasa, se agruparon con valores entre 2.39 y 2.74 Mg ha⁻¹. El tratamiento 1A obtuvo una biomasa en raíces de 3.82 Mg ha⁻¹. En los tratamientos 2Ai, 2Af y BR se encontró la mayor biomasa de raíces con un valor que oscilan entre 3.82 y 4.80 Mg ha⁻¹ (Figura 12d).

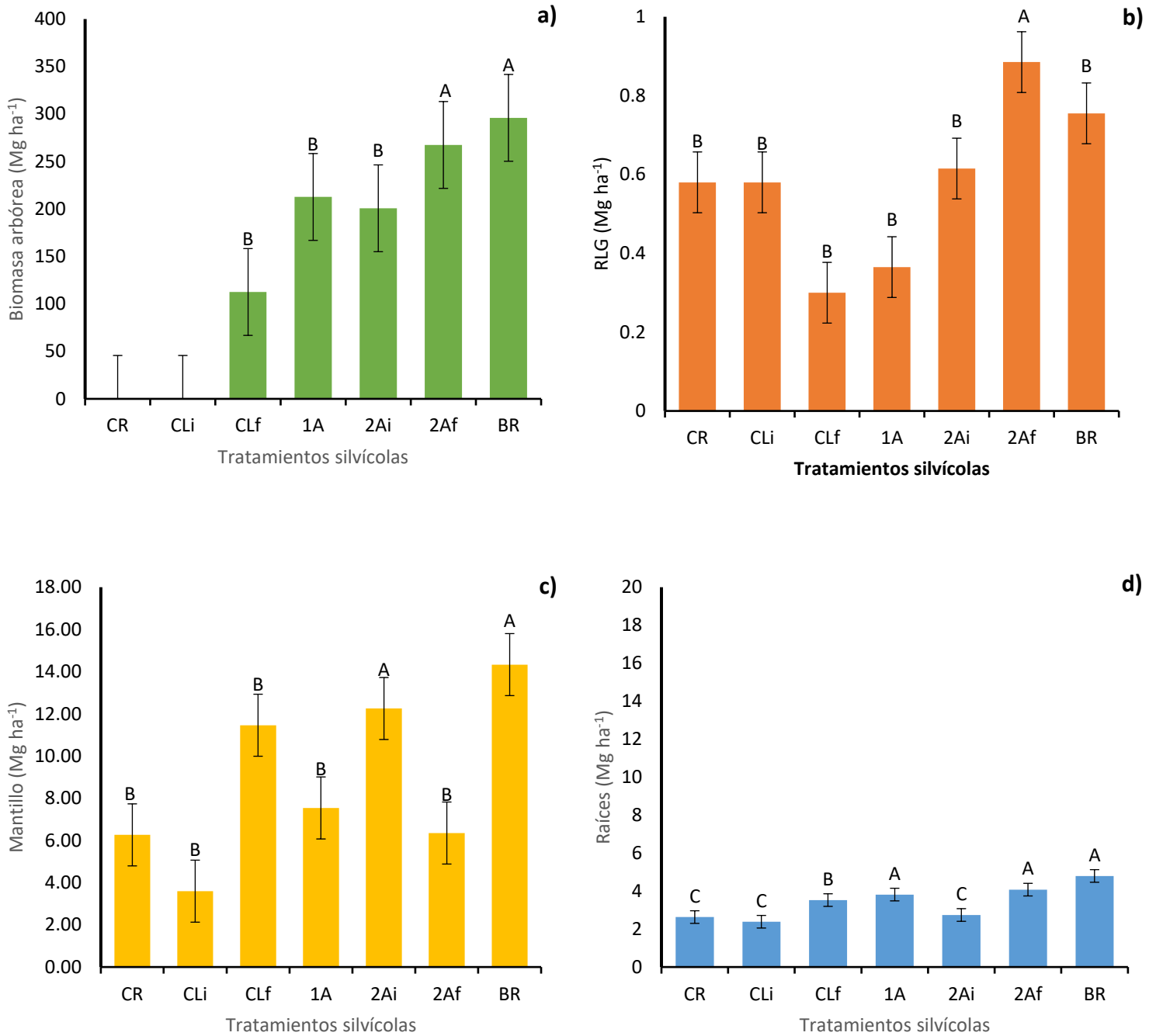


Figura 12. Contenido de biomasa por componente de almacenamiento para distintos tratamientos silvícolas para seis tratamientos silvícolas y un BR en Chignahuapan, Puebla: a) biomasa arbórea, b) RLG, c) mantillo y d) raíces. Corta total o corta de regeneración(CR), corta de liberación inicial (CLi), corta de liberación final (CLf), primera corta de aclareo (1A), segunda corta de aclareo inicial (2Ai), segunda corta de aclareo final (2Af) y bosque de referencia (BR).

5.1.4 Cociente entre almacenes de biomasa aéreas y subterráneas

El cociente entre biomasa viva y necromasa para bosques manejados en Chignahuapan, Puebla presentó un cambio significativo conforme al ciclo silvícola ($F=14.59$, $p=0.00$) (Tabla 5). En los tratamientos CR y CLi se asignó un valor de 0, puesto que la biomasa aérea viva (biomasa arbórea) es nula. Es importante señalar que para estos tratamientos se encontró un mayor contenido de necromasa que de biomasa viva. En el tratamiento 2Af se presentó el mayor del cociente biomasa viva y necromasa (27.68), lo cual se explica con el mayor valor de biomasa viva y un valor menor de necromasa en este tratamiento. Seguido por el tratamiento 1A (20.79) donde el cociente presentó valores menores debido a un menor valor de biomasa viva y un valor mayor de necromasa. Enseguida los tratamientos 2Ai (13.12) y CLf (7.99), con valores cercanos de necromasa, pero distintos en la biomasa aérea viva ($2Ai=200.69 \text{ Mg ha}^{-1}$ y $CLf=112.57 \text{ Mg ha}^{-1}$). El tratamiento BR obtuvo un valor de 16.90 debido al incremento en biomasa viva y menor en la biomasa de mantillo y RLG (Tabla 5).

El cociente biomasa aérea y biomasa subterránea varió significativamente ($F=4.84$, $p=0.00$) e incrementó conforme el ciclo silvícola. El tratamiento CLi presentó el valor menor (1.07), como resultado de valores similares de biomasa aérea y biomasa subterránea. En relación con los tratamientos CR, CLf, 1A y 2Ai oscilaron entre (1.26 y 24.78). Por otro lado, el tratamiento 2Af obtuvo el valor el cociente mayor con 25.68 debido al incremento de biomasa viva y menor biomasa subterránea. El BR presentó un cociente biomasa aérea y subterránea de 20.41 debido al mayor contenido de biomasa viva y poca biomasa subterránea (Tabla 5).

Tabla 5. Cocientes entre almacenes de biomasa aéreas, piso forestal y subterráneo en diferentes tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en la región Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	Biomasa aérea		Cociente	Biomasa aérea	Biomasa subterránea	Cociente
	(viva)	(necromasa)				
Corta de Regeneración	0.00	8.87 (± 0.91)	0	8.87 (± 1.09)	7.02 (± 0.22)	1.26
Corta de Liberación (inicial)	0.00	6.60 (± 0.64)	0	6.60 (± 0.78)	6.18 (± 0.15)	1.07
Corta de Liberación (final)	112.57 (± 13.19)	14.08 (± 1.61)	7.99	126.66 (± 14.45)	9.90 (± 0.34)	12.79
Primer Corta de Aclareo	212.61 (± 51.38)	10.23 (± 1.14)	20.79	222.84 (± 28.26)	10.15 (± 0.50)	21.95
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	200.69 (± 0.76)	15.29 (± 1.66)	13.12	215.98 (± 26.32)	8.72 (± 0.37)	24.78
Segunda Corta de Aclareo (final)	267.39 (± 67.98)	9.66 (± 0.93)	27.68	277.05 (± 35.74)	10.79 (± 0.28)	25.68
Bosque de Referencia (encinar)	295.93	17.51 (± 1.89)	16.90	313.44	15.35 (± 0.72)	20.41

*Biomasa aérea viva (biomasa arbórea); necromasa (Mantillo y RLG); biomasa aérea (biomasa arbórea, mantillo y RLG); biomasa subterránea (raíces superficiales y profundas).

5.1.4.1 Correlaciones de biomasa

La correlación entre la biomasa arbórea con los almacenes de RLG y mantillo para bosques de la región de Chignahuapan, Puebla presentaron una correlación no significativa. La correlación entre biomasa arbórea y RLG tiene un valor de 0.44, la correlación entre biomasa arbórea y mantillo presenta un valor de 0.40. No obstante, la correlación entre biomasa de los RLG y biomasa mantillo no fue significativa y con un valor menor a las correlaciones anteriores (-0.16) (Tabla 6).

Existe una correlación positiva y significativa entre la biomasa arbórea y la biomasa subterránea (0.59). La correlación entre los almacenes de RLG y Mantillo con biomasa subterránea fue positiva. Sin embargo, no fue significativa (0.37 y 0.47). La correlación entre biomasa aérea viva y biomasa subterránea resultó ser positiva y significativa (0.60); pero entre la biomasa subterránea y la necromasa la correlación fue no significativa (0.50) (Tabla 6).

La correlación entre necromasa y biomasa arbórea fue no significativa (0.43). Las correlaciones de necromasa con biomasa subterránea y biomasa aérea viva se obtuvieron valores de 0.45 y 0.50 respectivamente. Sin embargo, para la correlación mantillo y necromasa la correlación fue positiva y mayormente significativa (0.99). La correlación entre RLG y necromasa fue no significativa (-0.08) (Tabla 6).

Tabla 6. Correlaciones entre almacenes de biomasa aéreos, piso forestal y subterráneos para bosques bajo manejo forestal en la región de Chignahuapan, Puebla.

Variable	Biomasa arbórea	RLG	Mantillo	Biomasa subterránea	Necromasa
Biomasa arbórea	1	0.44	0.40	0.59	0.43
RLG	0.44	1	-0.16	0.37	-0.08
Mantillo	0.40	-0.16	1	0.47	0.99
Biomasa subterránea	0.59	0.37	0.47	1	0.50
Necromasa	0.43	-0.08	0.99	0.50	1

5.1.5 Concentración de nutrientes en biomasa

5.1.5.1 Concentración de C_T , N_t y P_T en biomasa arbórea

La concentración de C en biomasa arbórea varió significativamente entre los tratamientos silvícolas ($F=17.50$, $p=0.00$). Los valores de concentración oscilaron entre 0 y 49.08 %C (Tabla 7). Se identificaron dos grupos estadísticamente distintos. Los tratamientos CR y CLi se agruparon con un valor de 0. El resto de tratamientos (CLi, CLf, 1A, 2Ai, 2Af y BR) se agruparon entre valores de 47.98 y 49.08 %C. El BR no presentó diferencias significativas con el resto de tratamientos silvícolas (Tabla 7).

La concentración de N en biomasa arbórea para la región de Chignahuapan, Puebla varió significativamente conforme al ciclo silvícola ($F=22.76$, $p=0.00$). Los tratamientos CLf y BR se agruparon con las mayores concentraciones de N. Los tratamientos 1A, 2Ai y 2Af oscilaron en valores intermedios, entre 0.09 y 0.12. Los tratamientos CR y CLi presentaron una concentración de N igual a cero (Tabla 7).

La concentración de P total en la biomasa arbórea varió significativamente a lo largo del ciclo silvícola. ($F=20.59$, $p=0.00$). El análisis estadístico distinguió tres grupos distintos. Los tratamientos CR y CLi se agruparon con una concentración de P igual a 0. Los tratamientos con valores medios oscilaron entre 0.02 y 0.04 %P. El tratamiento BR presentó la concentración mayor (0.06 %P). En el tratamiento 2Af la concentración de P en biomasa arbórea para fue aproximadamente el 66 % de la concentración de P en el tratamiento BR (0.04 %P). Los tratamientos 1A y 2Ai, donde se han aplicado una primera y una segunda corta de liberación, obtuvieron una concentración de 0.02 %P igual al 33% de P comparado con el BR (Tabla 7).

Tabla 7. Concentración de C_T, N_T y P_T (% ± error estándar) en almacenes aéreos para seis tratamientos silvícolas del método silvícola MDS y un BR en Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	No. De *SPES	Biomasa arbórea		
		C	N	P
Corta de Regeneración **	4-5	-	-	-
Corta de Liberación (inicial) **	10-10'	-	-	-
Corta de Liberación (final)	18-16	49.08 (±0.11)	0.30 (±0.08)	0.03 (±0.005)
Primer Corta de Aclareo	23-22	49.33 (±0.01)	0.09 (±0.01)	0.02 (±0.002)
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	31-32	49.04 (±0.17)	0.09 (±0.001)	0.02 (±0.001)
Segunda Corta de Aclareo (final)	40-39	47.98 (±0.42)	0.12 (±0.01)	0.03 (±0.004)
Bosque de Referencia (encinar)	41-42	48.28 (±0.008)	0.43 (±0.000)	0.06 (±0.009)

*SPES: Sitio permanente de experimentación silvícola

** no incluidos en el análisis estadístico

5.1.5.2 Concentración de C_T, N_t y P_T en el piso forestal

La concentración de C en los RLG no varió significativamente conforme al ciclo silvícola ($F=12.50$, $p=0.00$). Los valores oscilaron entre 47.37 y 49.96 %C. La mayor concentración de C se presentó en el tratamiento 1A, lo cual representa 1.19 %C más que en el BR. La concentración de N en los RLG no varió significativamente entre los tratamientos silvícolas ($F=3.46$, $p=0.10$). Los valores oscilaron entre 0.24 y 0.47 %N. No obstante, en los tratamientos CR y CLi se presentaron valores mayores al resto de tratamientos (0.45 y 0.47 %N, respectivamente) (Tabla 8).

La concentración de P en los RLG fue significativamente distinta en el ciclo silvícola ($F=3.46$, $P=0.00$), la concentración varió entre 0.02 y 0.05 %P. Los tratamientos CLf y 2Af obtuvieron concentraciones de igual a 0.02 y 0.03 %P. El resto de tratamientos se agrupó en valores intermedios que oscilaron entre 0.04 y 0.05 %P. En el tratamiento CR se obtuvo la mayor concentración de P en RLG (0.05 %P), el BR y el tratamiento 2Af obtuvo una concentración de 0.03 %P (Tabla 8).

La concentración de C en el mantillo fue estadísticamente significativa entre los tratamientos silvícolas ($F=11.2$, $p=0.00$). Los tratamientos CLf, 1A, 2Ai y BR se agruparon con las mayores concentraciones de C, entre 48.01 y 49.15 %N. El resto de tratamientos (CR, CLi y 2Af) obtuvieron valores entre 46.31 y 47.37 %N. El BR presentó la mayor concentración de C entre los tratamientos (Tabla 8).

La concentración de N en el mantillo varió conforme al ciclo silvícola ($F=11.97$, $p=0.00$). Se encontró una tendencia de decremento de la concentración de C conforme avanza el ciclo silvícola. En los tratamientos CR, CLi y 2Af se presentaron las mayores concentraciones de N (1.39,

1.24 y 1.23, respectivamente). El tratamiento 2Af presentó la mayor concentración de N en el mantillo (Tabla 8)

La concentración de P en el mantillo presentó diferencias significativas a lo largo del ciclo silvícola ($F=3.65$, $p=0.00$). Se encontraron dos grupos estadísticamente distintos. En los tratamientos CLi, 1A y 2Af se encontraron los menores valores de P (0.08 %P, cada uno), y el resto de tratamientos silvícolas presentaron valores entre 0.09 y 0.11 %P. En el tratamiento CR se presentó la mayor concentración de P en el mantillo (0.11 %P) (Tabla 8).

Tabla 8. Concentración de C_T, N_t y P_T (% ± error estándar) en almacenes del piso forestal para seis tratamientos silvícolas del método silvícola MDS y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	No. de *SPES	RLG			Mantillo		
		C	N	P	C	N	P
Corta de Regeneración	4-5	47.37 (±0.37)	0.45 (±0.07)	0.05 (±0.007)	46.31 (±0.28)	1.39 (±0.03)	0.11 (±0.01)
Corta de Liberación (inicial)	10-10'	49.00 (±0.04)	0.47 (±0.05)	0.04 (±0.007)	46.83 (±0.51)	1.24 (±0.07)	0.08 (±0.007)
Corta de Liberación (final)	18-16	48.96 (±0.08)	0.25 (±0.002)	0.02 (±0.005)	48.86 (±0.04)	1.10 (±0.06)	0.09 (±0.005)
Primer Corta de Aclareo	23-22	49.96 (±0.08)	0.24 (±0.02)	0.02 (±0.004)	48.01 (±0.01)	1.11 (±0.003)	0.09 (±0.003)
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	31-32	49.87 (±0.02)	0.26 (±0.02)	0.02 (±0.007)	48.92 (±0.02)	0.96 (±0.009)	0.08 (±0.004)
Segunda Corta de Aclareo (final)	40-39	48.08 (±0.09)	0.31 (±0.01)	0.02 (±0.003)	47.37 (±0.57)	1.23 (±0.001)	0.09 (±0.005)
Bosque de Referencia (encinar)	41-42	48.77 (±0.55)	0.43 (±0.10)	0.03 (±0.009)	49.15 (±0.04)	1.15 (±0.008)	0.08 (±0.003)

*SPES: Sitio permanente de experimentación silvícola

5.1.5.3 Concentración de C_T, N_T y P_T en biomasa subterránea

La concentración de C en el almacén biomasa subterránea fue significativamente distinto entre los tratamientos silvícolas ($F=12.5$, $p=0.00$). Se presentó una tendencia de incremento en la concentración de este nutriente conforme avanza el ciclo silvícola. No obstante, lo anterior, el BR obtuvo la mayor concentración de C (46.7 %C) y el tratamiento CLi obtuvo la menor concentración (42.72 %C). El resto de tratamientos silvícolas osciló entre 42.9 y 45.1 %C (Tabla 9).

Por otro lado, la concentración de N en biomasa subterránea varió entre los tratamientos silvícolas y presentó una tendencia de decremento conforme el ciclo silvícola ($F=20.5$, $p=0.00$). Las mayores concentraciones de N se presentaron en los tratamientos CR y CLi, entre valores de 0.10 y 0.18 %N. Los tratamientos CLf, 1A y 2Af obtuvieron concentraciones medias entre 0.58 y 0.67 %N. En el BR se presentó la mayor concentración de N (0.65 %N) (Tabla 9).

La concentración de P en la biomasa subterránea fue significativamente distinta conforme al ciclo silvícola ($F=17.21$, $p=0.00$). Las concentraciones de P oscilaron entre 0.06 y 0.18 %P. El tratamiento 1A tuvo la menor concentración de P en biomasa subterránea (0.06 %P) y los tratamientos CR, CLf, 2Af y BR (de 0.10 a 0.12 %P). En los tratamientos CLi y 2Ai se encontró la concentración mayor de P en biomasa subterránea (0.18 y 0.14 %P, respectivamente) (Tabla 9).

Tabla 9. Concentración de C_T, N_T y P_T (% ± error estándar) en almacenes subterráneos (biomasa de raíces) para seis tratamientos silvícolas del método silvícola MDS y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	No. de *SPES	Biomasa de raíces		
		C	N	P
Corta de Regeneración	4-5	42.94 (±0.87)	0.86 (±0.04)	0.10 (±0.02)
Corta de Liberación (inicial)	10-10'	42.72 (±0.08)	0.78 (±0.01)	0.18 (±0.03)
Corta de Liberación (final)	18-16	43.94 (±0.05)	0.67 (±0.02)	0.12 (±0.02)
Primer Corta de Aclareo	23-22	44.96 (±0.20)	0.63 (±0.02)	0.06 (±0.01)
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	31-32	45.12 (±0.02)	0.58 (±0.004)	0.14 (±0.02)
Segunda Corta de Aclareo (final)	40-39	44.30 (±0.68)	0.59 (±0.02)	0.11 (±0.03)
Bosque de Referencia (encinar)	41-42	46.75 (±0.15)	0.65 (±0.004)	0.11 (±0.05)

*SPES: Sitio permanente de experimentación silvícola

5.1.6 Contenido de nutrientes en biomasa

5.1.6.1 Contenido de C_T , N_T y P_T en biomasa arbórea

El contenido de C en el almacén biomasa arbórea varió conforme al desarrollo del ciclo silvícola ($F=14.37$, $p=0.00$). Se presentó una tendencia de incremento conforme avanza el ciclo silvícola. El análisis estadístico distinguió dos grupos diferentes. Los tratamientos CR y CLi presentaron un contenido de C en biomasa arbórea igual a cero y el resto de tratamientos se agruparon con valores que oscilaron entre 56.28 y 150 Mg C ha⁻¹. Los tratamientos 2Af y BR presentaron los mayores contenidos de C (133.69 y 150 Mg C ha⁻¹) (Figura 13). El contenido de N en biomasa arbórea varió conforme al ciclo silvícola en bosques bajo manejo forestal ($F=32.98$, $p=0.00$). Los tratamientos CLf, 1A, 2Ai y 2Af variaron entre valores de 0.18 y 0.40 Mg N ha⁻¹. El tratamiento BR presentó el mayor contenido de N con 1.31 Mg N ha⁻¹, esto es aproximadamente el triple del resto de los tratamientos. El contenido de N se recupera después de la corta total. A partir del tratamiento CLi se aprecia una tendencia de decremento en este componente. (Figura 13).

El contenido de P en la biomasa arbórea fue estadísticamente distinto entre los tratamientos silvícolas ($F=12.57$, $p=0.00$). El análisis estadístico distinguió tres grupos. Los tratamientos CR y CLi se agruparon con una concentración de P igual a 0. Los tratamientos con valores medios oscilaron entre 0.04 y 0.05 Mg P ha⁻¹. En los tratamientos BR y 2Af se encontraron los mayores valores de contenido de P en biomasa arbórea (0.08 y 0.16 Mg P ha⁻¹, respectivamente), debido a la mayor biomasa presente en los sitios. En el BR el contenido de en la biomasa arbórea fue aproximadamente el doble que en el contenido de P en el tratamiento 2Af (8.18 Mg P ha⁻¹) y aproximadamente cuatro veces más a la concentración de los tratamientos CLf, 1A y 2Ai (Figura 13).

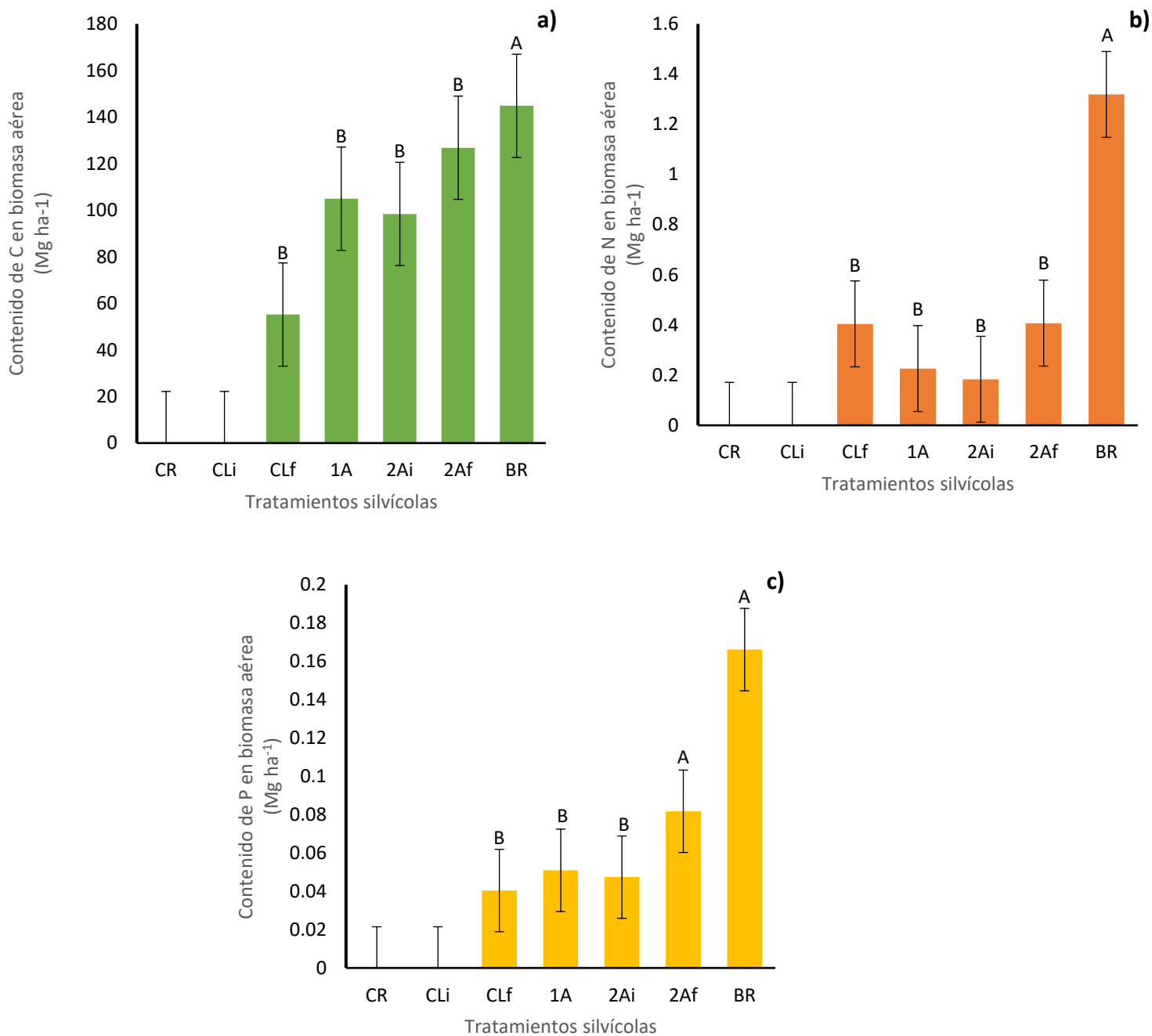


Figura 13. Contenido de C_T, N_T y P_T en biomasa arbórea para seis tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla: a) Concentración de C_T b) Concentración de N_T y c) Concentración de P_T.

5.1.6.2 Contenido de C_T, N_T y P_T en el piso forestal

El contenido de C en el almacén RLG para bosques bajo manejo forestal en la región de Chignahuapan, Puebla varió significativamente conforme al ciclo silvícola ($F=2.52$, $p=0.03$). Se distinguieron dos grupos estadísticamente distintos. El tratamiento 2Af presentó el mayor contenido de C ($0.42 \text{ Mg C ha}^{-1}$). El resto de tratamientos oscilaron entre 0.14 y $0.36 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 14). El contenido de N fue significativamente diferente entre los distintos tratamientos silvícolas ($F=3.93$, $p=0.00$). Se presentó una tendencia de incremento conforme avanza el ciclo silvícola. El tratamiento BR obtuvo el mayor contenido de N igual a $0.003 \text{ Mg N ha}^{-1}$. Los tratamientos CLf y 1A variaron entre 0.0007 y $0.0008 \text{ Mg N ha}^{-1}$. (Figura 14).

El contenido de P en los RLG no fue significativamente distinto conforme el ciclo silvícola ($F=2.99$, $p=0.18$). Los valores oscilaron entre 0.0001 y $0.0006 \text{ Mg P ha}^{-1}$. Los tratamientos CLf, 1A y 2Ai presentaron un contenido de P igual a $0.0001 \text{ Mg P ha}^{-1}$. Los tratamientos CLi y 2Af obtuvieron un contenido de P igual a $0.0002 \text{ Mg P ha}^{-1}$. Los mayores contenidos de P se encontraron en los tratamientos CR y BR con un valor igual a $0.0006 \text{ Mg P ha}^{-1}$, esto podría deberse a que en estos tratamientos no hay prácticas que impliquen la remoción de RLG (Figura 15).

El contenido de C en el almacén mantillo para bosques bajo manejo forestal presentó cambios significativos entre los tratamientos silvícolas ($F=5.16$, $p=0.00$). Se encontraron dos grupos estadísticamente distintos. Los tratamientos CR, CLi, 1A y 2Af se agruparon con los menores valores de contenido de C (de 1.65 a $3.62 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Por otro lado, los tratamientos 2Ai y BR presentaron los mayores contenidos de N (6.00 y $7.04 \text{ Mg N ha}^{-1}$). El contenido de N en el mantillo varió conforme al desarrollo del ciclo silvícola ($F=3.17$, $p=0.01$). En los tratamientos CLf, 2Ai y BR se

presentaron los mayores contenidos de N (0.12, 0.11 y 0.16 Mg N ha⁻¹). El resto de tratamientos silvícolas osciló entre contenidos de 0.04 y 0.08 Mg N ha⁻¹ (Figura 14).

El contenido de P en el mantillo varió significativamente entre los tratamientos silvícolas ($F=3.55$, $p=0.00$). Se encontraron tres grupos estadísticos distintos. El primer grupo integró a los tratamientos CLi y 2Af con los menores contenidos de P (0.002 y 0.005 Mg P ha⁻¹, respectivamente). Los tratamientos CR, 1A y 2Ai presentaron contenidos de P entre 0.006 y 0.009 Mg P ha⁻¹. Los tratamientos CLf y BR presentaron el mayor contenido de P, 0.010 y 0.011 Mg P ha⁻¹, respectivamente. El contenido de P en el mantillo del tratamiento 2Af representó el 48% del P en el BR (Figura 15).

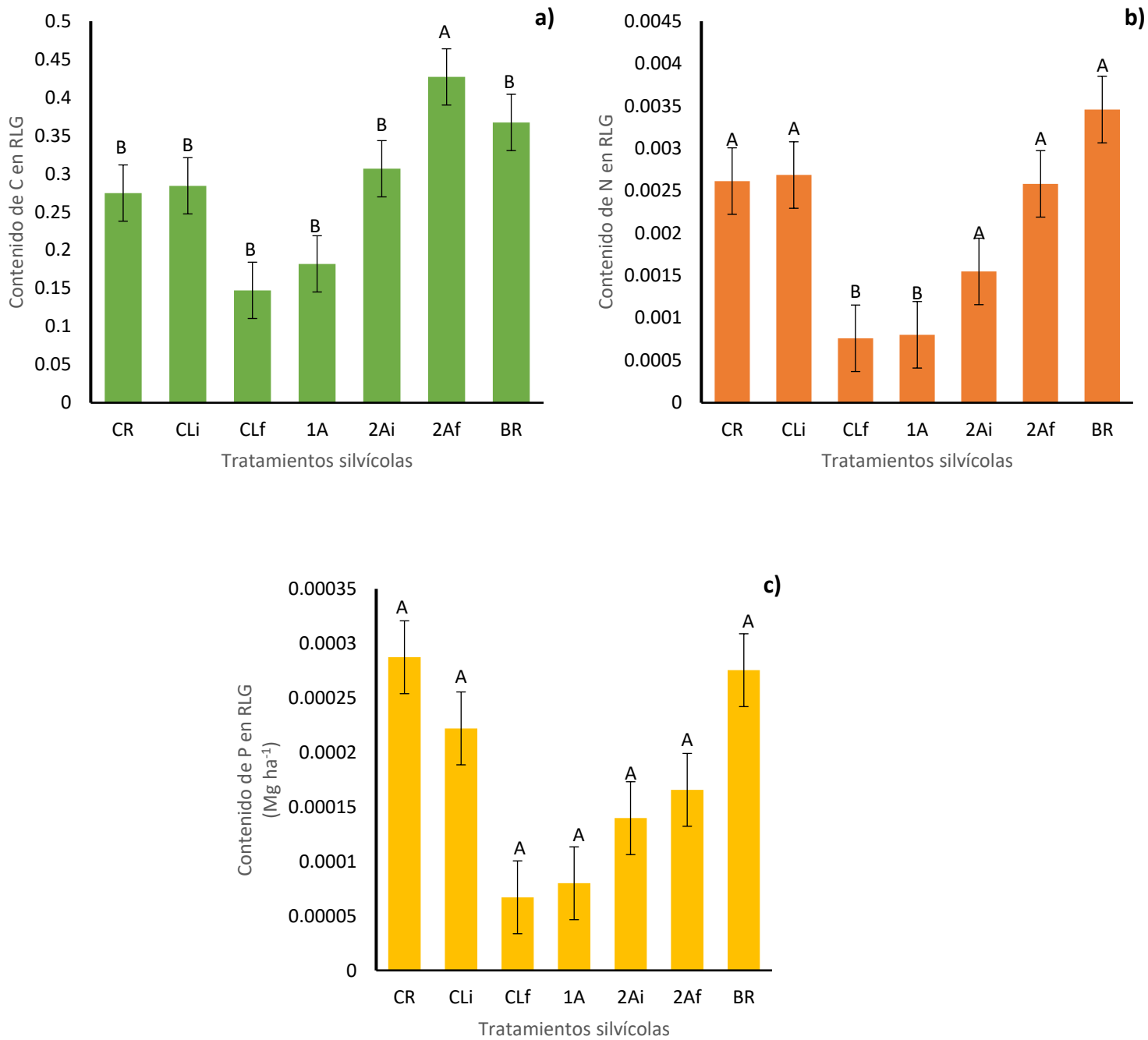


Figura 14. Contenido de C_T , N_T y P_T en RLG para distintos tratamientos silvícolas para seis tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla: a) Concentración de C_T , b) Concentración de N_T y c) Concentración de P_T .

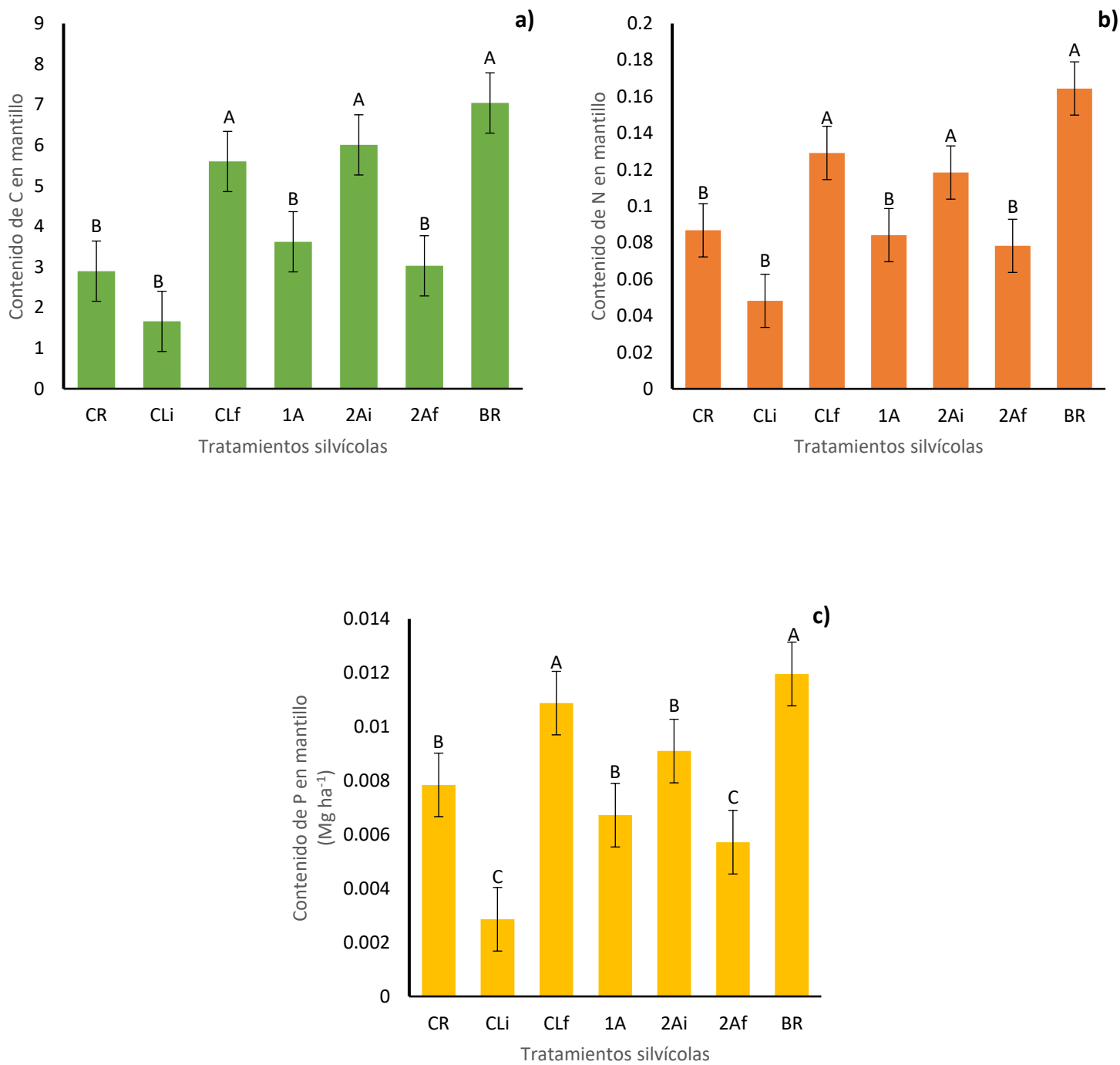


Figura 15. Contenido de C_T , N_T y P_T en mantillo para distintos tratamientos silvícolas para seis tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla: a) Concentración de C_T , b) Concentración de N_T y c) Concentración de P_T .

5.1.6.3 Contenido de C_T, N_T y P_T en biomasa subterránea

El contenido de C en el almacén de raíces superficiales varió conforme al desarrollo del ciclo silvícola ($F=14.51$, $p=0.00$). Los tratamientos CR, CLi y 1A se agruparon con los menores contenidos de C en el almacén subterráneo (de 0.010 a 0.012 Mg C ha⁻¹). El tratamiento CLf y 1A obtuvieron valores de 0.015 y 0.017 Mg C ha⁻¹ y los tratamientos 2Af y BR oscilaron entre contenidos de 0.018 a 0.022 Mg C ha⁻¹ (Figura 16).

El contenido de N en el almacén subterráneo varió significativamente entre los diferentes tratamientos silvícolas ($F=6.56$, $p=0.00$). Los tratamientos CR, CLf y 1A obtuvieron valores de 0.0002 Mg N ha⁻¹. El tratamiento BR obtuvo el mayor contenido de N igual a 0.0003 Mg N ha⁻¹. Por otro lado, los tratamientos CLi y 2Ai se agruparon con los menores contenidos de N en la biomasa subterránea (0.0001 Mg N ha⁻¹) (Figura 16).

El contenido de P total en la biomasa subterránea fue estadísticamente significativo entre los tratamientos silvícolas ($F=4.25$, $p=0.00$). El primer grupo presentó el mayor contenido de P en biomasa subterránea, tratamiento BR (0.00005 Mg P ha⁻¹). El resto de tratamientos oscilaron entre 0.00004 y 0.00003 Mg P ha⁻¹. El contenido de P en los tratamientos CLi, CLf, 2Ai y 2Af representó aproximadamente el 80% del contenido de P en el BR, mientras que para los tratamientos 1A y CR representaron el 52% y 42%, respectivamente (Figura 16).

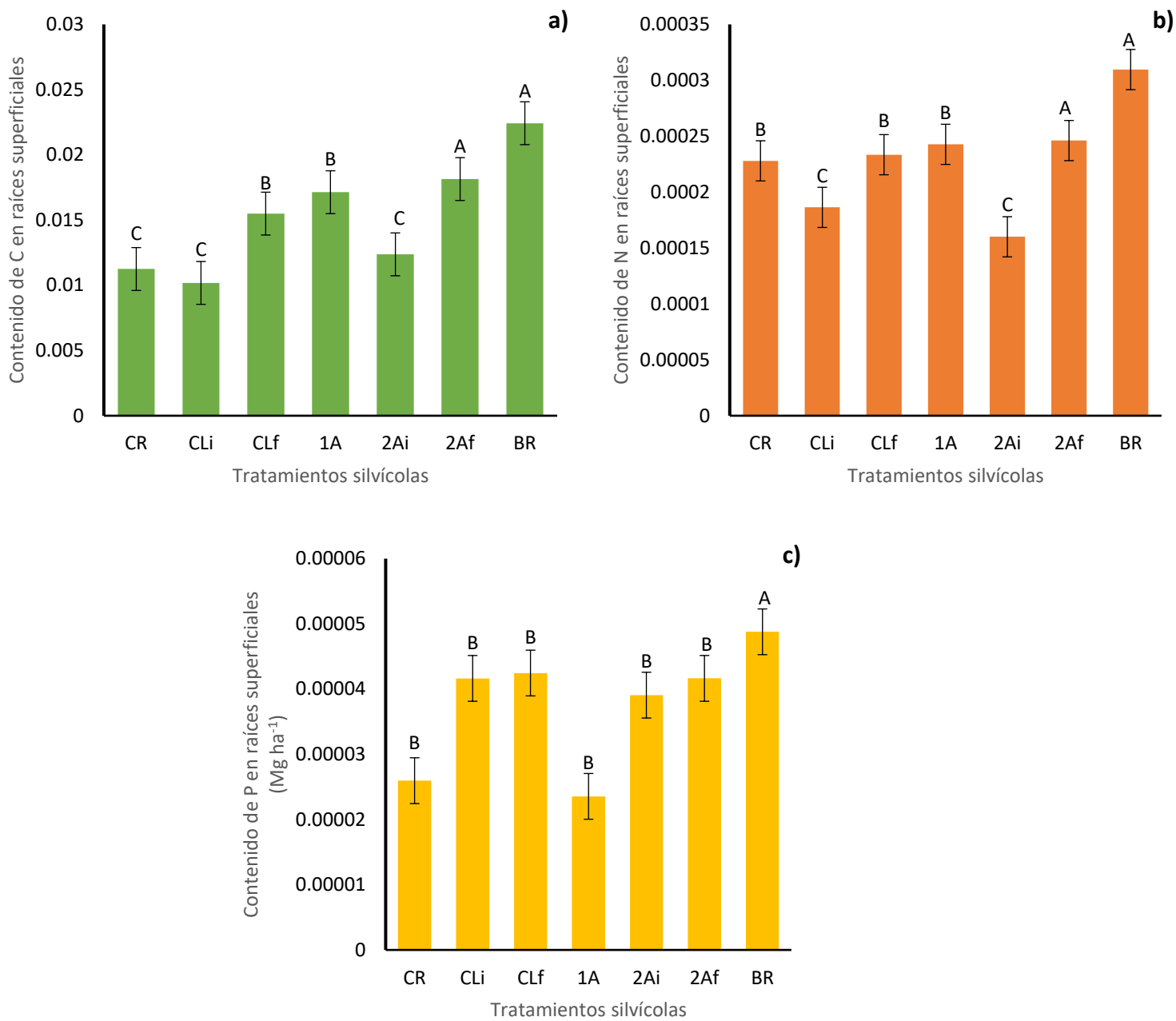


Figura 16. Contenido de C_T, N_T y P_T en biomasa subterránea para distintos tratamientos silvícolas para seis tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla: a) Concentración de C_T, b) Concentración de N_T y c) Concentración de P_T.

5.1.7 Cocientes C:N, C:P y N:P en biomasa

5.1.7.1 Cociente de C:N, C:P y N:P en biomasa arbórea

En la biomasa arbórea el cociente C:N varió significativamente entre los tratamientos silvícolas ($F=26.18$, $p=0.00$). Se identificaron dos grupos estadísticamente diferentes. Los valores oscilaron entre 109.79 y 592.85 Mg P ha⁻¹. Los tratamientos CLf, 1A, 2Ai y 2Af presentaron los mayores cocientes de C:N (entre 271.63 y 592.85 Mg P ha⁻¹), esto como consecuencia de una mayor concentración de C que de N en la biomasa arbórea. Los tratamientos CR, CLi y BR obtuvieron una concentración de P entre 0 y 109.79 Mg P ha⁻¹. Es decir, el BR presentó el menor cociente C:N, debido a una mayor concentración de N (Tabla 10).

El cociente C:P en el almacén biomasa arbórea varió significativamente entre los tratamientos silvícolas ($F=47.23$, $p=0.00$). En los tratamientos CR y CLi el valor de este cociente fue de cero. El resto de tratamientos presentaron valores medios del cociente C:P que oscilaron entre 958.81 y 2090.14. Es importante señalar que el BR presentó el menor cociente C:P (958.81) debido a una mayor concentración de C respecto a la concentración de P en la biomasa arbórea. Los tratamientos 1A y 2Ai presentaron los mayores cocientes C:P, esto como consecuencia de una mayor concentración de P (1852.35 y 2107.80 respectivamente). (Tabla 10).

El cociente N:P en biomasa arbórea varió conforme al ciclo silvícola ($F=12.51$, $p=0.00$). En los tratamientos 1A, 2Ai y 2Af se presentaron valores intermedios del cociente (3.92, 3.93 y 4.80, respectivamente) debido a una mayor concentración de P respecto de la concentración de N. Por otro lado, en los tratamientos CLf y BR el cociente N:P osciló entre valores de 8.66 a 8.73. En estos tratamientos la concentración de N fue mayor respecto a la concentración de (Tabla 10).

Tabla 10. Cocientes C:N, C:P y N:P en almacenes arbórea para seis tratamientos silvícolas del método silvícola MDS y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	No. de *SPES	Biomasa arbórea		
		C:N	C:P	N:P
Corta de Regeneración	4-5	0	0	0
Corta de Liberación (inicial)	10-10'	0	0	0
Corta de Liberación (final)	18-16	271.63 (±78.19)	1578.93 (±189.93)	8.66 (±2.23)
Primer Corta de Aclareo	23-22	592.85 (±79.58)	2090.14 (±171.26)	3.92 (±0.68)
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	31-32	536.64 (±6.30)	2107.80 (±103.00)	3.93 (±0.18)
Segunda Corta de Aclareo (final)	40-39	416.36 (±62.58)	1852.35 (±193.39)	4.80 (±0.73)
Bosque de Referencia (encinar)	41-42	109.79 (±0.06)	958.81 (±115.49)	8.73 (±1.05)

*SPES: Sitio permanente de experimentación silvícola

5.1.7.2 Cociente de C:N, C:P y N:P en piso forestal

En cociente C:N en el almacén RLG varió significativamente entre los tratamientos silvícolas ($F=3.50$, $p=0.00$). Se identificaron dos grupos estadísticamente diferentes. El tratamiento CLi se distinguió del resto con un valor de este cociente igual a 110.57, esto debido a una menor concentración de N respecto al C en el almacén RLG. El resto de tratamientos silvícolas obtuvieron valores de este cociente que oscilaron entre 123.41 y 200.42. Es importante señalar que el tratamiento 1A presentó el mayor cociente C:N como consecuencia de una mayor concentración de C presente en los RLG. El BR presentó un valor similar al tratamiento CLf, probablemente resultado de la incorporación de RLG baja en N (Tabla 11).

El cociente C:P en el almacén RLG no varió conforme al desarrollo del ciclo silvícola ($F=2.23$, $p=0.06$). Sin embargo, se presentó una ligera tendencia de incremento conforme avanza el ciclo silvícola. En el tratamiento 2Af se obtuvo el mayor cociente C:N (3007), esto debido a la incorporación de RLG con una mayor concentración de C. El BR presentó un cociente similar al tratamiento CLf, esto sugiere que la concentración de C y N total en los RLG de estos tratamientos fue similar (Tabla 11).

El cociente N:P en RLG no varió conforme al desarrollo del ciclo silvícola ($F=1.97$, $p=0.09$). Los tratamientos CR, CLi, 1A, 2Ai y BR obtuvieron valores intermedios del cociente, esto como consecuencia de una mayor concentración de C en los RLG. En el tratamiento 2Af se obtuvo el mayor cociente N:P, con un valor de 14.56, esto debido a una mayor concentración de N y una menor concentración de P (Tabla 11).

El cociente C:N en el almacén mantillo cambió significativamente conforme al ciclo silvícola ($F=15.49$, $p=0.00$). En los tratamientos CR, CLi y 2Af se presentaron los menores valores de este

cociente (de 33.37 a 38.41). Un menor cociente C:N está directamente relacionado con una mayor concentración de N en el mantillo. Por el contrario, los mayores valores de este cociente se encontraron en el resto de tratamientos silvícolas, oscilando entre 42.74 y 50.85, en estos tratamientos el mantillo presentó una menor concentración de N (Tabla 12).

El cociente C:P en el almacén mantillo varió conforme al ciclo silvícola ($F=3.18$, $p=0.01$). Se presentó una tendencia de incremento conforme al ciclo silvícola. En el tratamiento 2AI se presentó el mayor valor del cociente C:P (635.18), esto como consecuencia de una mayor concentración de C respecto al C en el mantillo. El resto de tratamientos presentaron valores que oscilaron entre 436.32 y 584.63, en estos tratamientos ocurre lo contrario, la concentración de C es mayor respecto a la concentración de P en el mantillo (Tabla 12).

El cociente N:P en el mantillo no presentó una diferencia significativa entre los tratamientos silvícolas ($F=1.97$, $p=0.09$). En los tratamientos CLi y 2Af se presentaron los mayores cocientes (15.02 y 14.40, respectivamente). Un mayor cociente N:P implica una mayor concentración de P que de N en el almacén mantillo. Por otro lado, el resto de tratamientos silvícolas obtuvieron mayores cocientes N:P al obtener una mayor concentración de N respecto al P en el mantillo (Tabla 12).

Tabla 11. Cocientes C:N, C:P y N:P en almacén RLG para seis tratamientos silvícolas del método silvícola MDS y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	No. de *SPES	RLG		
		C:N	C:P	N:P
Corta de Regeneración	4-5	123.41 (± 0.00)	1043.03 (± 1.32)	9.99 (± 0.95)
Corta de Liberación (inicial)	10-10'	110.57 (± 0.00)	1512.44 (± 3.01)	13.87 (± 2.16)
Corta de Liberación (final)	18-16	195.30 (± 0.00)	2044.03 (± 5.40)	10.50 (± 3.88)
Primer Corta de Aclareo	23-22	209.13 (± 0.00)	2832.42 (± 6.05)	13.70 (± 4.36)
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	31-32	200.42 (± 0.00)	3007.64 (± 7.18)	14.56 (± 5.17)
Segunda Corta de Aclareo (final)	40-39	155.51 (± 0.00)	3428.16 (± 7.03)	22.38 (± 5.06)
Bosque de Referencia (encinar)	41-42	161.32 (± 0.00)	2191.19 (± 7.28)	13.78 (± 5.24)

*SPES: Sitio permanente de experimentación silvícola

Tabla 12. Cocientes C:N, C:P y N:P en mantillo para seis tratamientos silvícolas del método silvícola MDS y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	No. de *SPES	Mantillo		
		C:N	C:P	N:P
Corta de Regeneración	4-5	33.37 (± 0.59)	436.32 (± 56.90)	13.19 (± 1.90)
Corta de Liberación (inicial)	10-10'	38.47 (± 2.71)	570.85 (± 49.94)	15.02 (± 1.30)
Corta de Liberación (final)	18-16	44.79 (± 2.45)	521.39 (± 23.06)	11.71 (± 0.48)
Primer Corta de Aclareo	23-22	43.04 (± 0.05)	547.43 (± 20.60)	12.72 (± 0.47)
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	31-32	50.85 (± 0.23)	635.18 (± 42.86)	12.86 (± 0.88)
Segunda Corta de Aclareo (final)	40-39	38.41 (± 0.50)	551.35 (± 24.74)	14.40 (± 0.81)
Bosque de Referencia (encinar)	41-42	42.74 (± 0.25)	584.63 (± 20.02)	13.67 (± 0.43)

*SPES: Sitio permanente de experimentación silvícola

5.1.7.3 Cociente de C:N, C:P y N:P en biomasa subterránea

El cociente C:N en el almacén biomasa subterránea varió significativamente conforme al ciclo silvícola ($F=23.69$, $p=0.00$). Los tratamientos 2Ai, 2Af y BR obtuvieron el mayor cociente C:N (de 72.45 a 77.66), esto como consecuencia de una mayor concentración de C que de N en la biomasa arbórea. Los tratamientos CR y CLi obtuvieron un menor cociente, debido a que la proporción de C fue menor respecto a la concentración de N en las raíces (Tabla 13).

El cociente C:P cambió significativamente conforme al ciclo silvícola ($F=21.79$, $p=0.00$). En los tratamientos CLi, CLf, 2Ai y 2Af se obtuvieron los menores cocientes, con valores entre 249.05 y 440.72. En estos tratamientos la concentración de C fue mayor a la concentración de P presente en la biomasa subterránea. El tratamiento 1A presentó el mayor cocientes C:P igual a 729.02, debido a una menor concentración de C que de P (Tabla 13).

El cociente N:P fue significativamente diferente conforma el desarrollo del ciclo silvícola ($F=9.99$, $p=0.00$). En los tratamientos CR y 1A se presentaron los valores mayores de este cociente (8.93 y 10.34, respectivamente), debido a una menor concentración de N presente en la biomasa subterránea. En los tratamientos CLi, CLf, 2Ai, 2Af y BR se obtuvieron menores cocientes N:P (de 4.39 a 6.64), lo cual muestra que las raíces presentes en estos tratamientos contienen una mayor proporción de N respecto al P presente (Tabla 13).

Tabla 13. Cocientes C:N, C:P y N:P en almacenes subterráneos para seis tratamientos silvícolas del método silvícola MDS y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	No. de *SPES	Raíces Superficiales		
		C:N	C:P	N:P
Corta de Regeneración	4-5	50.83 (± 3.46)	436.25 (± 20.54)	8.93 (± 1.01)
Corta de Liberación (inicial)	10-10'	54.44 (± 0.66)	249.05 (± 8.54)	4.59 (± 0.21)
Corta de Liberación (final)	18-16	65.88 (± 2.69)	382.24 (± 25.03)	5.93 (± 0.62)
Primer Corta de Aclareo	23-22	71.87 (± 3.05)	729.02 (± 35.77)	10.34 (± 0.94)
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	31-32	77.66 (± 0.43)	341.68 (± 22.45)	4.39 (± 0.26)
Segunda Corta de Aclareo (final)	40-39	74.50 (± 1.58)	440.72 (± 43.98)	5.99 (± 0.72)
Bosque de Referencia (encinar)	41-42	72.45 (± 0.23)	479.96 (± 48.62)	6.64 (± 0.69)

*SPES: Sitio permanente de experimentación silvícola

5.1.8 Cocientes de nutrientes aéreos y subterráneos

5.1.8.1 Cociente entre las concentraciones de C aéreo y subterráneo

El cociente de C en la biomasa viva y necromasa para bosques bajo manejo forestal en la región de Chignahuapan, Puebla varió significativamente conforme al ciclo silvícola ($F=14.69$, $p=0.00$). En el tratamiento CLf se encontró el menor cociente biomasa viva y necromasa (9-60), como consecuencia de una menor concentración de biomasa viva respecto a la necromasa. Los tratamientos 2Ai y BR presentaron valores medios (15.58 y 19.55, respectivamente) y en los tratamientos 1A y 2Af se obtuvieron los mayores cocientes entre 27.58 y 36.71, debido a una mayor concentración de biomasa arbórea que de necromasa (Tabla 14).

El cociente entre la concentración de C en la biomasa aérea y subterránea varió conforme al ciclo silvícola ($F= 4.83$, $p= 0.00$). En los tratamientos CR y CLi se presentaron los menores cocientes (282.08 y 190.92, respectivamente), en estos tratamientos se encontró una mayor concentración de C en la biomasa subterránea respecto al C almacenado en la biomasa arbórea. Los tratamientos CLf, 1A, 2Ai, 2Af y BR oscilaron entre cocientes de 3932.24 y 8467.57. En el tratamiento 2Ai se presentó el mayor cociente de concentración de C en biomasa aérea y subterránea, esto implica una mayor concentración de C en la biomasa aérea es mucho mayor a la concentración de C en la biomasa subterránea. En el tratamiento BR se obtuvo un cociente de la concentración de C medio e igual a 6788.77 (Tabla 14).

Tabla 14. Cocientes de la concentración de C entre almacenes de biomasa aéreas, piso forestal y subterráneos en diferentes tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en la región Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	Biomasa aérea		Cociente	Biomasa aérea	Biomasa subterránea	Cociente
	(viva)	(necromasa)				
Corta de Regeneración	0	3.17 (± 0.63)	0.00	3.17 (± 0.67)	1.31 (± 0.05)	282.08
Corta de Liberación (inicial)	0	1.94 (± 0.78)	0.00	1.94 (± 0.86)	1.19 (± 0.09)	190.92
Corta de Liberación (final)	55.18 (± 6.34)	5.74 (± 0.92)	9.60	60.92 (± 7.53)	1.76 (± 0.13)	3932.24
Primer Corta de Aclareo	104.93 (± 25.40)	3.80 (± 0.79)	27.58	108.74 (± 26.52)	1.90 (± 0.09)	6345.78
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	98.42 (± 0.02)	6.31 (± 1.03)	15.58	104.74 (± 1.41)	1.37 (± 0.23)	8467.57
Segunda Corta de Aclareo (final)	126.82 (± 31.48)	3.45 (± 0.74)	36.71	130.27 (± 34.75)	2.03 (± 0.13)	7180.41
Bosque de Referencia (encinar)	144.82 (± 0.03)	7.40 (± 1.25)	19.55	152.22 (± 1.28)	2.39 (± 0.04)	6788.77

*SPES: Sitio permanente de experimentación silvícola

***Biomasa aérea viva (biomasa arbórea); necromasa (Mantillo y RLG); biomasa aérea (biomasa arbórea, mantillo y RLG); biomasa subterránea (raíces superficiales y profundas)**

5.1.8.2 Cociente entre las concentraciones de N aéreo y subterráneo

El cociente de la concentración de N en biomasa aérea viva (biomasa arbórea) y necromasa fue estadísticamente diferente entre los tratamientos silvícolas ($F=16.94$, $p=0.00$). En los tratamientos CLf y 2Ai se presentaron los menores cocientes de N (3.11 y 1.53, respectivamente). En estos tratamientos la concentración de N en la biomasa arbórea fue menor a la concentración de N en la necromasa. Por otra parte, los tratamientos 1A, 2Af y BR oscilaron entre cocientes de 2.66 y 7.86 debido a una mayor concentración de N en el almacén biomasa aérea viva (Tabla 15).

El cociente de concentración de N entre biomasa aérea y biomas subterránea fue estadísticamente diferente conforme al desarrollo del ciclo silvícola ($F=4.78$, $p=0.00$). En los tratamientos CR y CLi se presentaron los menores cocientes de N (392.25 y 272.97, respectivamente), lo cual implica que en estos tratamientos la concentración de N en la biomasa aérea (piso forestal) resultó ser mayor a la concentración de N en la biomasa subterránea. Los tratamientos CLi y CLf presentaron valores medios del cociente. En los tratamientos CLf y BR se obtuvieron las mayores concentraciones de este cociente (de 2287.84 a 4802.95), en estos tratamientos se presentó una mayor concentración de N en la biomasa subterránea (Tabla 15).

Tabla 15. Cocientes de la concentración de N entre almacenes de biomasa aéreas, piso forestal y subterráneos en diferentes tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en la región Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	Biomasa aérea		Cociente	Biomasa aérea	Biomasa subterránea	Cociente
	(viva)	(necromasa)				
Corta de Regeneración	0	0.08 (± 0.02)	0.00	0.09 (± 1.12)	1.34 (± 0.05)	392.25
Corta de Liberación (inicial)	0	0.05 (± 0.02)	0.00	0.05 (± 1.42)	1.21 (± 0.09)	272.97
Corta de Liberación (final)	0.40 (± 1.97)	0.12 (± 0.02)	3.11	0.53 (± 3.50)	1.79 (± 0.14)	2287.84
Primer Corta de Aclareo	0.22 (± 7.7)	0.08 (± 0.02)	2.66	0.31 (± 9.02)	1.94 (± 0.09)	1281.59
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	0.18 (± 0.11)	0.11 (± 0.02)	1.53	0.30 (± 1.81)	1.39 (± 0.24)	1896.29
Segunda Corta de Aclareo (final)	0.40 (± 10.19)	0.08 (± 0.02)	5.04	0.49 (± 11.31)	2.07 (± 0.13)	1983.41
Bosque de Referencia (encinar)	1.31 (± 0.00)	0.16 (± 0.03)	7.86	1.49 (± 2.11)	2.44 (± 0.04)	4802.95

La biomasa aérea viva incluye a biomasa arbórea; necromasa (Mantillo y RLG); biomasa aérea (biomasa arbórea, mantillo y RLG); biomasa subterránea (raíces superficiales y profundas).

5.1.8.3 Cociente entre las concentraciones de P aéreo y subterráneo

El cociente entre biomasa viva y necromasa para bosques manejados en Chignahuapan, Puebla presentó un cambio significativo conforme al ciclo silvícola ($F=14.59$, $p=0.00$). El análisis estadístico distinguió tres grupos estadísticamente distintos. Los tratamientos CR y CLi se agruparon con un cociente igual a cero. En dichos tratamientos la concentración de P se encuentra en la necromasa. Los tratamientos CLf, 1A y 2Ai oscilaron entre valores de 3.69 a 7.49 debido a la menor concentración de P en la biomasa viva y necromasa. Un tercer grupo estadístico incluyeron a los tratamientos 2Af y BR con los mayores cocientes entre biomasa arbórea y necromasa, 13.90 y 13.58 respectivamente, lo cual se explica por proporciones similares de biomasa viva y necromasa, considerando que en el tratamiento 2Af se tiene solo la mitad de biomasa viva y necromasa que en el BR (Tabla 16).

El cociente biomasa aérea y biomasa subterránea varió significativamente ($F=4.84$, $p=0.00$) e incrementa conforme el ciclo silvícola. El tratamiento CLi presentó la menor concentración de P (0.73), esto debido a valores similares de biomasa aérea y biomasa subterránea. Los tratamientos CR, CLf, 2Ai y 2Af presentaron valores entre 3.15 y 21.20. En los tratamientos 1A y BR se encontró el mayor cociente de concentración de P con valores de 25.68 y 35.72 como consecuencia de las menores concentraciones de P en la biomasa subterránea (Tabla 16).

Tabla 16. Cocientes de la concentración de P entre almacenes de biomasa aéreas, piso forestal y subterráneos en diferentes tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en la región Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	Biomasa aérea		Cociente	Biomasa aérea	Biomasa subterránea	Cociente
	(viva)	(necromasa)				
Corta de Regeneración	0	0.0081 (±0.002)	0.00	0.01 (±0.63)	0.26 (±0.01)	313.35
Corta de Liberación (inicial)	0	0.0031 (±0.001)	0.00	0.003 (±0.12)	0.42 (±0.05)	74.06
Corta de Liberación (final)	0.04 (±0.01)	0.0109 (±0.002)	3.69	0.05 (±1.15)	0.41 (±0.05)	1209.62
Primer Corta de Aclareo	0.05 (±0.01)	0.0068 (±0.001)	7.49	0.06 (±1.41)	0.22 (±0.01)	2452.90
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	0.05 (±0.28)	0.0092 (±0.001)	5.13	0.06 (±0.43)	0.40 (±0.09)	1449.61
Segunda Corta de Aclareo (final)	0.08 (±0.088)	0.0059 (±0.01)	13.90	0.09 (±3.02)	0.41 (±0.02)	2104.93
Bosque de Referencia (encinar)	0.16 (±2.65)	0.0122 (±0.002)	13.58	0.18 (±2.86)	0.50 (±0.05)	3656.90

*Biomasa aérea viva (biomasa arbórea); necromasa (Mantillo y RLG); biomasa aérea (biomasa arbórea, mantillo y RLG); biomasa subterránea (raíces superficiales y profundas).

Tabla 17. Valores de F y p para datos de biomasa a partir del análisis estadístico ANOVA y Tukey.

Variable evaluada	F	p	Significancia	
Biomasa	Biomasa Aérea	13.9428	0.000000	Significativo
	RLG	2.5882	0.035077	Significativo
	Mantillo	4.7493	0.001232	Significativo
	Raíces superficiales	12.552	0.000000	Significativo
	Biomasa aérea	14.5963	0.000000	Significativo
	Necromasa	4.8401	0.001081	Significativo
	Biomasa Aérea	17.5054	0.000000	Significativo
Concentración de C en almacenes de biomasa	RLG	12.5	0.000000	Significativo
	Mantillo	11.2	0.000001	Significativo
	Raíces superficiales	12.5	0.000000	Significativo
Concentración de N en almacenes de biomasa	Biomasa Aérea	22.7627	0.000000	Significativo
	RLG	3.4663	0.108564	No significativo
	Mantillo	11.973	0.000000	Significativo
	Raíces superficiales	20.468	0.000000	Significativo
Concentración de P en almacenes de biomasa	Biomasa Aérea	20.5912	0.000000	Significativo
	RLG	3.4622	0.008620	Significativo
	Mantillo	3.657	0.006361	Significativo
	Raíces superficiales	17.212	0.000000	Significativo
Contenido de C en almacenes de biomasa	Biomasa Aérea	14.3718	0.000000	Significativo
	RLG	2.5223	0.039065	Significativo
	Mantillo	5.1603	0.000685	Significativo
	Raíces superficiales	14.518	0.000000	Significativo
	BA-RLG-Mantillo	14.6082	0.000000	Significativo
	RLG-Mantillo	4.8341	0.001090	Significativo
	Biomasa Aérea	32.9858	0.000000	Significativo
	RLG	3.9394	0.004114	Significativo
	Mantillo	3.1752	0.013581	Significativo
	Raíces superficiales	6.565	0.000104	Significativo
Contenido de N en almacenes de biomasa	BA-RLG-Mantillo	16.9499	0.000000	Significativo
	RLG-Mantillo	4.7884	0.001165	Significativo

	Biomasa Aérea	12.57728	0.000000	Significativo
	RLG	2.99916	0.180068	No Significativo
Contenido de P en almacenes de biomasa	Mantillo	3.5551	0.007451	Significativo
	Raíces superficiales	4.2551	0.002552	Significativo
	BA-RLG-Mantillo	13.5990	0.000000	Significativo
	RLG-Mantillo	3.5727	0.007249	Significativo
	Biomasa arbórea C:N	26.1864	0.000000	Significativo
	Biomasa arbórea C:P	47.2365	0.000000	Significativo
	Biomasa arbórea N:P	12.5120	0.000000	Significativo
	RLG C:N	3.5083	0.008018	Significativo
	RLG C:P	2.2317	0.062935	No Significativo
Cociente de nutrientes en biomasa	RLG N:P	1.9779	0.095471	No Significativo
	Mantillo C:N	15.492	0.000000	Significativo
	Mantillo C:P	3.180	0.013476	Significativo
	Mantillo N:P	1.164	0.347324	No Significativo
	Raíces C:N	23.691	0.000000	Significativo
	Raíces C:P	21.792	0.000000	Significativo
	Raíces N:P	9.9995	0.000002	Significativo
	C _T	11.9689	0.000000	Significativo
Nutrientes totales	N _T	7.325	0.000040	Significativo
	P _T	5.7026	0.000323	Significativo

5.2 Suelo forestal

5.2.1 Parámetros Físico Químicos del suelo superficial

El contenido de humedad fue afectado significativamente por el manejo silvícola ($F=12.34$, $p=0.00$). Se encontraron tres grupos estadísticamente significativos: los tratamientos CLi y 1A agruparon los menores valores de humedad (14.53 y 17.50%, respectivamente). Los tratamientos CR, CLf, 2Ai y BR se agrupan con valores medios que oscilan entre 26.40 y 36.33%. El tratamiento 2Af se agrupa en un grupo distinto al resto de tratamientos silvícolas con el mayor contenido de humedad (37.33%).

Los valores de densidad aparente variaron significativamente entre tratamientos ($F=4.87$, $p=0.00$), oscilando entre 0.44 y 0.66 g cm⁻³. El análisis de varianza identificó tres grupos. El primero de estos grupos con los menores valores de densidad aparente en los tratamientos 2Af y BR (de 0.44 a 0.57 g cm⁻³). Los tratamientos CR, CLi y CLf presentaron valores de 0.58 a 0.60 g cm⁻³. Los valores mayores de densidad aparente se encontraron en los tratamientos 1A y 2Ai (0.65 y 0.66 g cm⁻³, respectivamente) (Figura 17).

El pH presenta un cambio estadísticamente significativo entre los tratamientos ($F=4.16$, $p=0.00$). Los tratamientos de CR, CLi y 1A presentaron los valores de 5.18, 4.71 y 5.15, respectivamente. Los tratamientos de CLf, 2Ai y 2Af presentaron valores menos ácidos de 5.41 hasta 5.45. El BR es agrupado en un grupo distinto con el valor de pH menor (más ácido) de 4.52 (Figura 17).

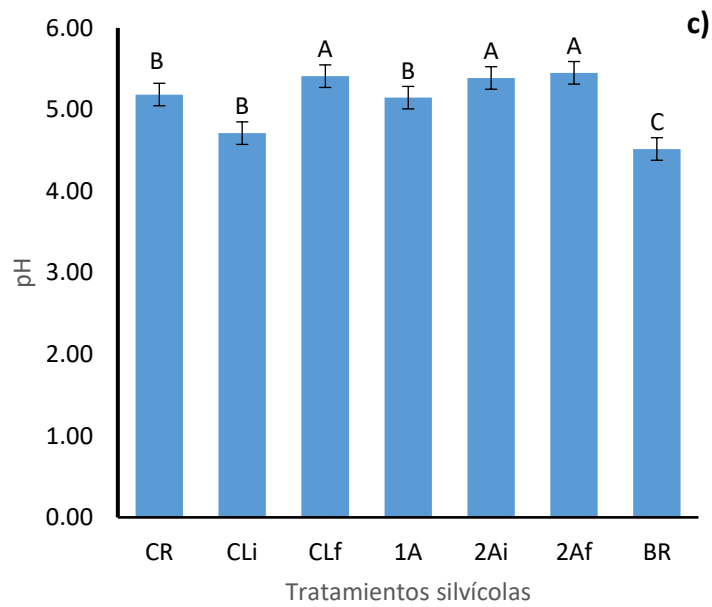
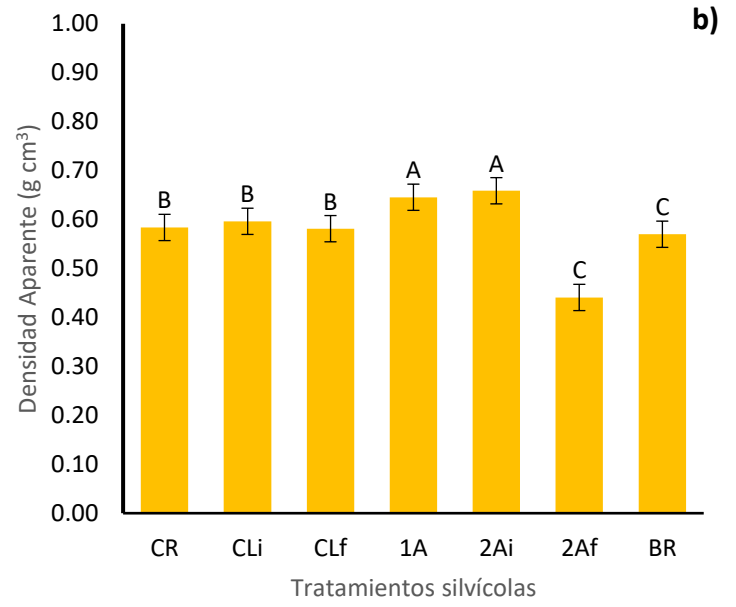
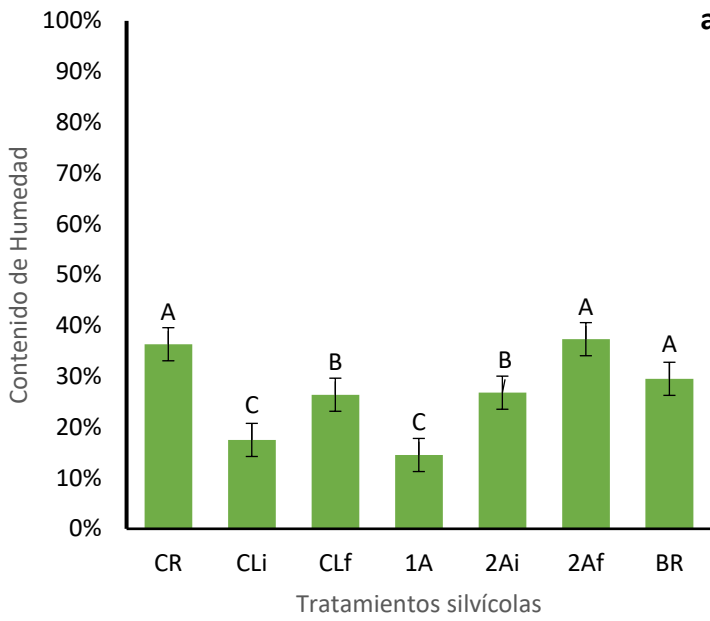


Figura 17. Parámetros fisicoquímicos para el suelo superficial en distintos tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

5.2.2 Concentración de C_T , N_T y P_T en el suelo superficial

La concentración de C_T para bosque bajo manejo forestal en la región de Chignahuapan, Puebla no presenta cambios estadísticamente significativos conforme al ciclo silvícola ($F=2.07$, $p=0.08$). La concentración de C osciló entre 12.10 y 17.70 %C. El tratamiento con una mayor concentración de C fue el BR con 17.70 %C, y en los tratamientos 2Ai (12.10 %C), CLf (12.26 %C) y 2Af (12.67 %C) se obtuvieron los menores valores se encontraron (Figura 18).

La concentración de N_{total} en bosques templados de la región Chignahuapan, Puebla no varió significativamente entre los diferentes tratamientos silvícolas ($F=1.85$, $p=0.11$). La concentración de N_{total} varió entre 0.70 y 0.92 %N. Los tratamientos CR, CLi, 1A y BR presentaron las mayores concentraciones (de 0.81 a 0.92 %N). Los tratamientos 2Af (0.70 %C), CLf (0.71 %N) y 2Ai (0.75 %N) obtuvieron los menores valores de concentración de N_{total} (Figura 18).

Se encontró que la concentración de P_{total} en bosques templados de la región Chignahuapan, Puebla varió significativamente entre los diferentes tratamientos silvícolas ($F=3.15$, $p=0.01$). La concentración de P osciló entre 0.12 y 0.23 %P. El tratamiento CLi presentó la menor concentración de P_{total} , los tratamientos CR, CLf, 2Ai, 2Af y BR presentaron valores medios (de 0.16 a 0.21 %P), y el tratamiento 1A presentó la mayor concentración de P_{total} con 0.23 %P (Figura 18).

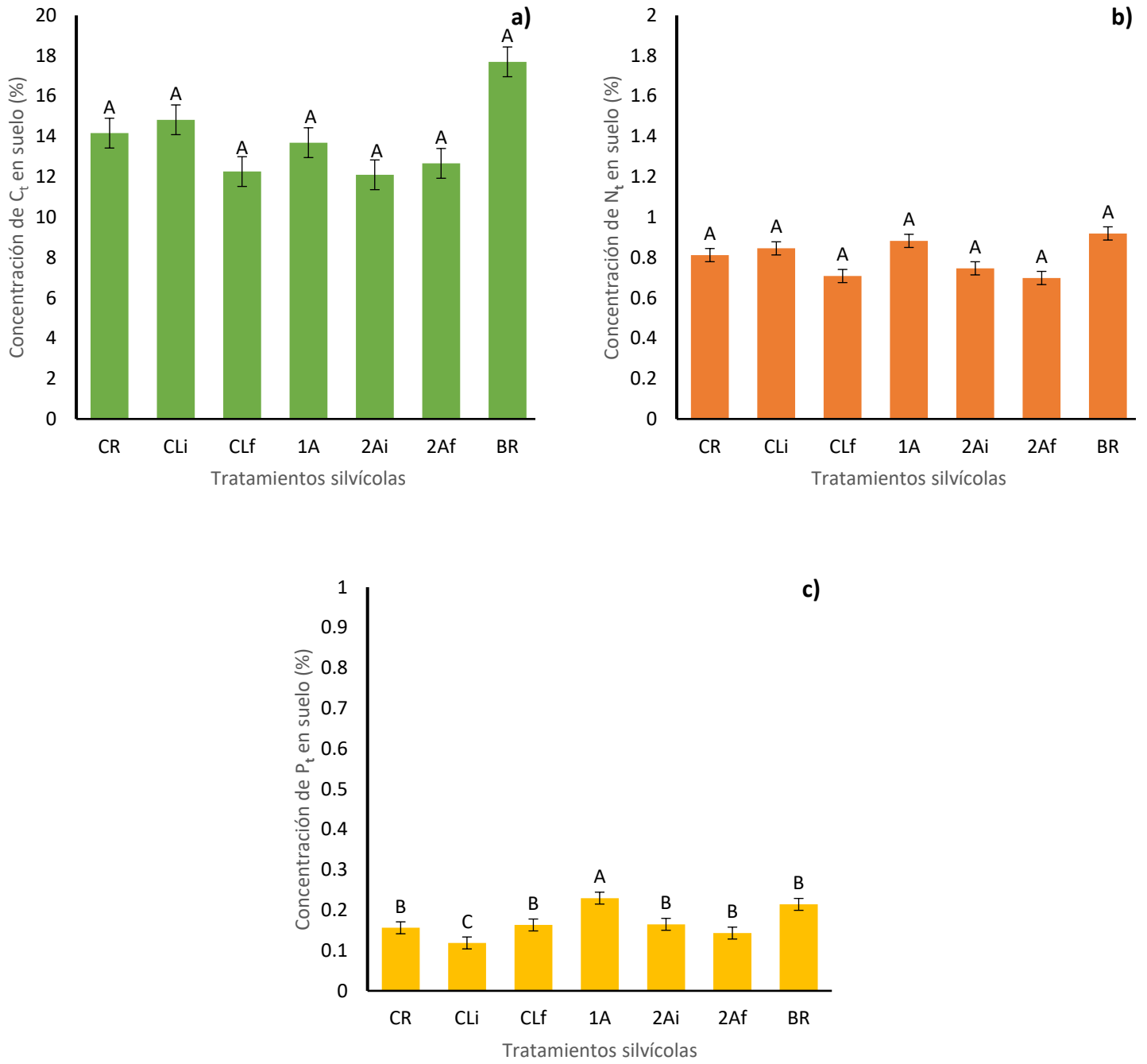


Figura 18. Concentración de C_T , N_T y P_T en el suelo superficial para seis tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

5.2.2.1 Concentración de NH_4^+ y NO_3^- en el suelo superficial

El N disponible en el suelo de bosques templados para la zona de Chignahuapan, Puebla varió significativamente dentro del ciclo silvícola. El amonio presentó una tendencia de incremento conforme se avanza en el ciclo silvícola ($F=3.08$, $p=0.01$). El análisis de varianza sugiere que los tratamientos CLi, 1A y 2Af se agrupan con valores medios que oscilaron entre 16.21 a 29.99 mg kg^{-1} . En el BR se presentó la mayor concentración de NH_4^+ (53.24 mg kg^{-1}). Lo cual es equivalente a 40 mg kg^{-1} más NH_4^+ que el tratamiento 2Af (Figura 19a).

La concentración de nitratos no fue afectada significativamente por los tratamientos silvícolas ($F=0.82$, $p=0.55$). El grupo integra valores que oscilan entre 0 y 94.3 mg kg^{-1} . El tratamiento 1A representó con la mayor concentración de nitrato (94.29 mg kg^{-1}); seguido por los tratamientos CLi y CR con valores de 62.91 y 82.40 mg kg^{-1} respectivamente; y el tratamiento CLf con una concentración igual a 24.17 mg kg^{-1} . El tratamiento 2Ai, presentó un menor valor de nitratos, igual a cero (Figura 19b).

La distribución de amonio y nitratos varió para los siete tratamientos silvícolas. En los tratamientos CR, CLi, CLf y 1A aproximadamente un 80% del N disponible está en forma de nitrato. El 20% restante se encuentra en forma de amonio. Por otro lado, el tratamiento 2Ai presenta todo el N disponible está en forma de amonio. En los tratamientos 2Af y BR aproximadamente el 85% del N disponible está en forma de amonio, el restante 15% de N disponible está en forma de nitratos (Figura 19d).

5.2.2.2 Concentración de P_d en el suelo superficial

La concentración de P_d fue significativamente distinta conforme el ciclo silvícola ($F=3.43$, $p=0.00$). Los tratamientos CR, CLi, 2Ai y 2Af presentaron los menores valores de P disponible (de 0.0015 a 0.0018 mg kg^{-1}). El resto de tratamientos obtuvo valores superiores a 0.0019 mg kg^{-1} . El BR presentó una concentración de P_d igual a 0.0059 mg K^{-1} (Figura 19c).

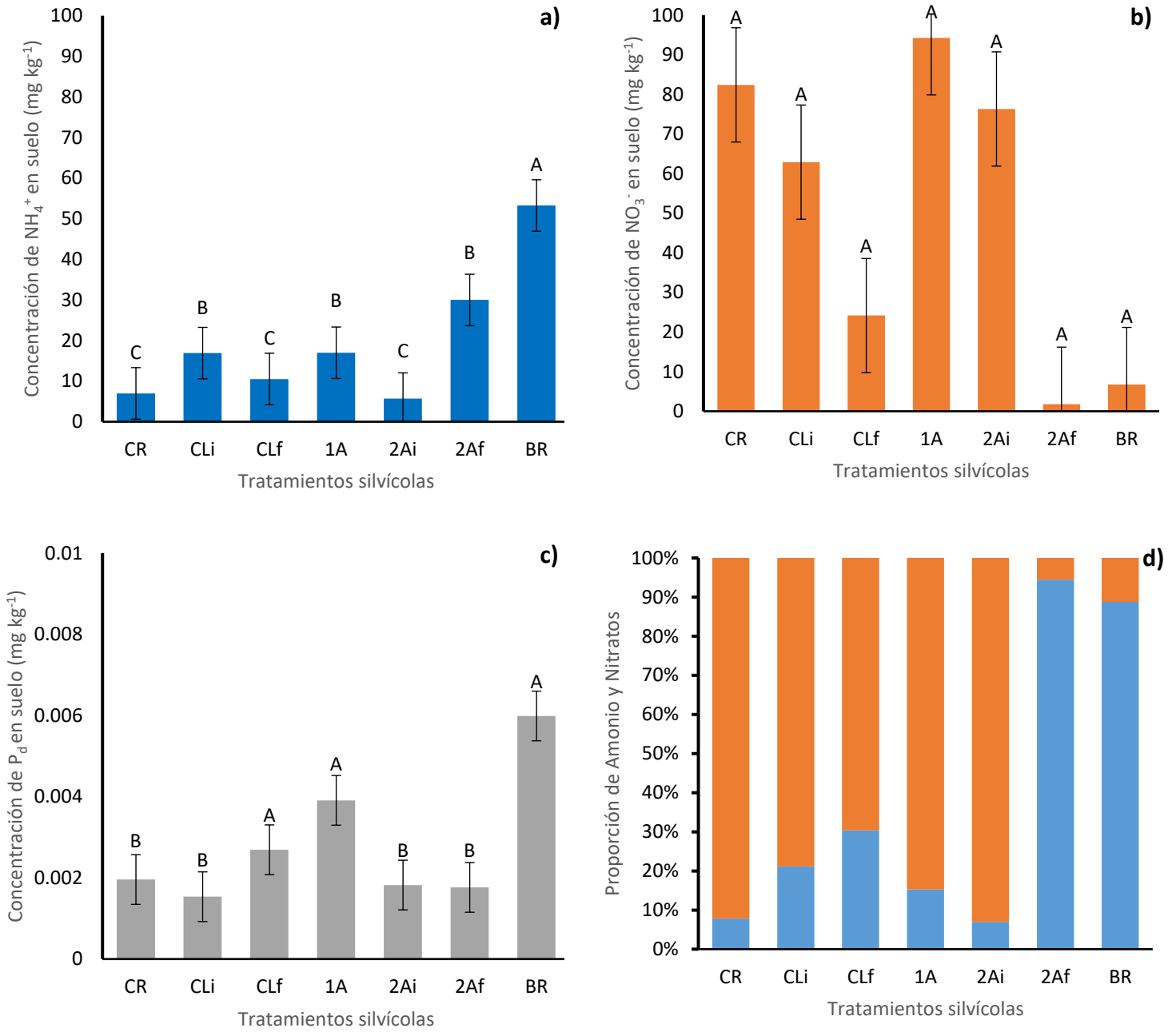


Figura 19. Concentración de NH_4^+ , NO_3^- y P_d en el suelo superficial para seis tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

5.2.3 Contenido de C_T , N_T y P_T en el suelo superficial.

El contenido de C en el suelo superficial en bosque templados en la región de Chignahuapan, Puebla fue afectado significativamente por el ciclo silvícola ($F=3.58$, $p=0.00$). En el tratamiento 2Af se presentó el menor contenido de C ($55.83 \text{ MgC ha}^{-1}$). El resto de tratamientos presentaron contenidos de C entre 71.27 y $100.88 \text{ MgC ha}^{-1}$. El BR presentó el mayor contenido de C ($100.87 \text{ MgC ha}^{-1}$) aproximadamente el doble de contenido que el tratamiento 2Af ($55.83 \text{ MgC ha}^{-1}$) (Figura 20a).

El contenido de N_{total} en suelo superficial presentó cambios estadísticamente significativos entre los tratamientos del ciclo silvícola ($F=5.63$, $p=0.00$). En los tratamientos CLf y 2Ai se encontraron los menores contenidos de N, con valores de 4.11 y 3.08 MgN ha^{-1} , respectivamente. Los tratamientos restantes se agruparon con contenidos de N_{total} que oscilaron entre 4.74 a 5.69 MgN ha^{-1} . El BR obtuvo un contenido de C igual a 5.24 MgN ha^{-1} . Sin embargo, el tratamiento con el mayor contenido de N fue 1A (5.69 MgN ha^{-1}) (Figura 20b).

El contenido P_{total} para en suelo superficial presentó cambios estadísticamente significativos entre los tratamientos del ciclo silvícola ($F=4.66$, $p=0.00$). En los tratamientos CLi y 2Af se encontró el menor contenido de P en el suelo superficial con una concentración igual a 0.70 y 0.63 MgP ha^{-1} , respectivamente. En los tratamientos CR, CLf, 2Ai y BR se encontraron contenidos medios de P que oscilaron entre 0.91 y 1.22 MgP ha^{-1} . En el tratamiento 1A se presentó el mayor contenido de P, con un valor de 1.48 MgP ha^{-1} (Figura 20c).

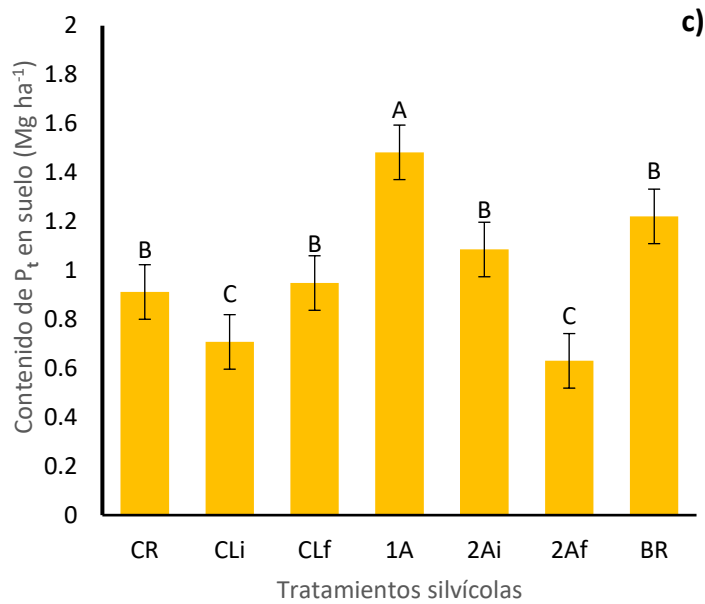
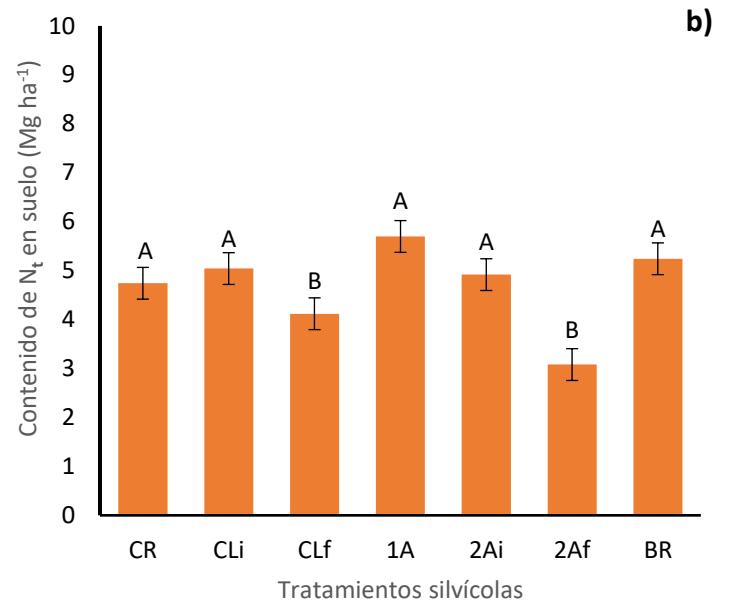
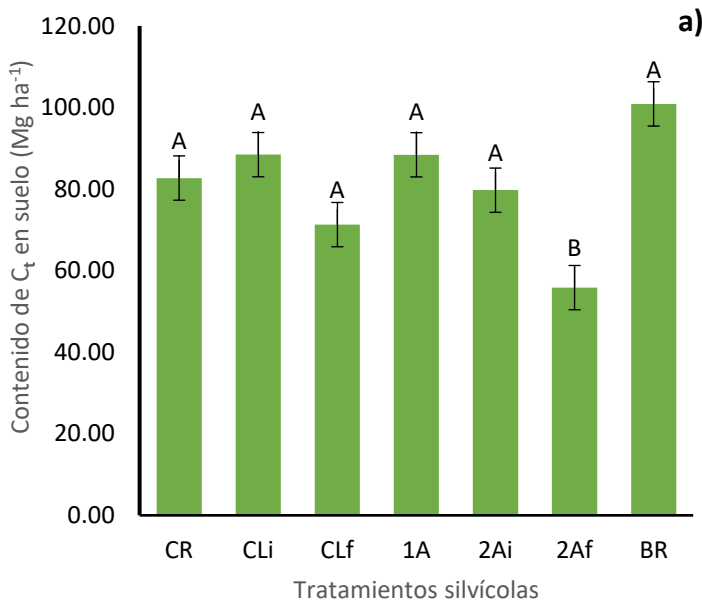


Figura 20. Contenido de C_t , N_t y P_t en el suelo superficial para seis tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

5.2.3.1 Contenido de NH_4^+ y NO_3^- disponible en el suelo superficial

El contenido de NH_4^+ amonio en el suelo superficial fue estadísticamente distinto entre los tratamientos silvícolas ($F=3.16$, $p=0.01$). Se identificaron tres grupos estadísticamente distintos. Los tratamientos CR, CLf y 2Ai se agruparon con los menores contenidos de NH_4^+ , entre 0.03 y 0.06 Mg ha^{-1} . Los tratamientos CLi, 1A y 2Af obtuvieron un contenido que osciló entre 0.10 y 0.13 Mg ha^{-1} . El BR presentó el mayor contenido de NH_4^+ (0.30 Mg ha^{-1}), lo cual representa aproximadamente el triple del contenido en los tratamientos CLi, 1A y 2Af, así como 10 veces más el contenido de NH_4^+ en el resto de tratamientos (Figura 21a).

El contenido de NO_3^- no varió significativamente entre los tratamientos silvícolas ($F=0.89$, $p=0.51$). El tratamiento 2Af presentó un contenido de nitrato igual a 0. El BR obtuvo un contenido de nitrato igual a 0.04 Mg ha^{-1} . El resto de tratamientos osciló entre valores de 0.37 y 0.60 Mg ha^{-1} (Figura 21b).

5.2.4.1 Contenido de P_d en el suelo superficial

El contenido de P disponible en el suelo superficial fue estadísticamente diferente entre los tratamientos silvícolas ($F=3.47$, $p=0.00$). El análisis estadístico distinguió tres grupos estadísticamente distintos. Los tratamientos CLi y 2Af obtuvieron el menor contenido de P disponible, con valores que oscilaron entre 0.009 y 0.007 Mg ha^{-1} . Los tratamientos CR, CLf, 1A y 2Ai variaron entre valores de 0.0011 y 0.0034 Mg ha^{-1} . El BR obtuvo el mayor contenido de P disponible en el suelo superficial (0.034 Mg ha^{-1}) (Figura 21c).

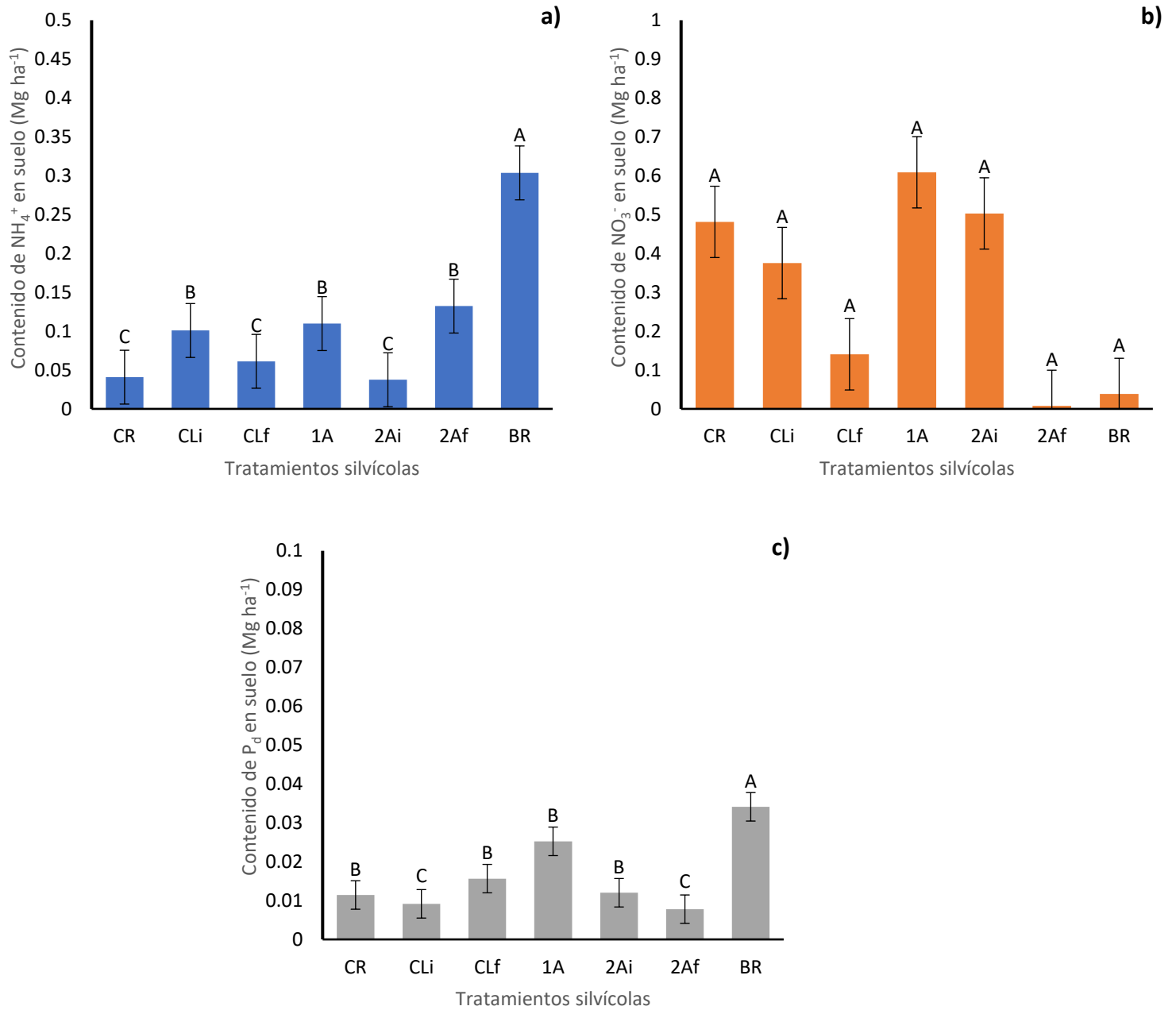


Figura 21. Contenido de NH_4^+ , NO_3^- y P_d en el suelo superficial para seis tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

5.2.4 Cocientes de nutrientes en suelo superficial

5.2.4.1 Cociente C:N en suelo superficial

El cociente C:N para bosques manejados en Chignahuapan, Puebla presentó cambios significativos dentro del ciclo silvícola ($F=2.74$, $p=0.02$). El tratamiento 1A presentó el menor valor del cociente C:N (15.56), debido a una mayor cantidad de N y menor de C en este tratamiento. El BR obtuvo un cociente C:N igual a 19.24, debido a la alta concentración de C y N (Tabla 18).

5.2.4.2 Cociente C:P en suelo superficial

El cociente C:P no fue significativamente distinto entre los tratamientos silvícolas ($F=1.57$, $p=0.18$). Se encontró el menor valor de este cociente en el tratamiento 1A, como consecuencia de la alta cantidad de P total y menor de C. El mayor valor de este cociente se encontró en el tratamiento CLi (124.92), debido a la menor concentración de P. El resto de tratamientos silvícolas oscilaron entre valores de 0.75 y 0.91 (Tabla 18).

5.2.4.3 Cociente N:P en suelo superficial

El N:P fue varió significativamente conforme al ciclo silvícola ($F=1.68$, $p=0.15$). El tratamiento CLi obtuvo el mayor cociente (7.12), como resultado de una menor concentración de P y mayor concentración de N. En el tratamiento 1A se encontró el menor valor de este cociente (3.84), explicado por una mayor concentración de N y P. El tratamiento BR obtuvo un cociente de 4.29 como consecuencia de una mayor concentración de N y P (Tabla 18).

Tabla 18. Cociente de C:N, C:P y N:P en el suelo superficial para seis tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	No. de *SPES	C:N	C:P	N:P
Corta de Regeneración	4-5	17.44 (± 0.41)	90.68 (± 7.51)	5.20 (± 0.37)
Corta de Liberación (inicial)	10-10'	17.54 (± 0.46)	124.92 (± 12.63)	7.12 (± 0.61)
Corta de Liberación (final)	18-16	17.30 (± 0.89)	75.15 (± 9.26)	4.34 (± 0.58)
Primer Corta de Aclareo	23-22	15.51 (± 0.26)	59.62 (± 11.85)	3.84 (± 0.80)
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	31-32	16.21 (± 0.38)	73.44 (± 6.92)	4.53 (± 0.50)
Segunda Corta de Aclareo (final)	40-39	18.13 (± 0.88)	88.54 (± 16.42)	4.88 (± 0.81)
Bosque de Referencia (encinar)	41-42	19.25 (± 1.04)	82.63 (± 31.42)	4.29 (± 1.21)

*SPES: Sitio permanente de experimentación silvícola

5.2.4.4 Cociente $N_T: NH_4^+$

El cociente entre $N_T: NH_4^+$ no fue estadísticamente distinto conforme al ciclo silvícola en bosques bajo manejo forestal en la región de Chignahuapan, Puebla ($F=0.87$, $p=0.52$). En los tratamientos CR, CLf y 1A se obtuvieron el menor cociente (0.01), esto por la menor concentración de amonio y mayor de N total. Seguido por los tratamientos CLi y 2Ai con un cociente igual a 0.02. Los tratamientos 2Af y BR obtuvieron los mayores cocientes (0.04 y 0.06, respectivamente). Es decir, la concentración de NH_4^+ fue mayor respecto al N total en el suelo. Sin embargo, el cociente $N_T: NH_4^+$ en 2Ai representó el 66% del cociente en el BR (Tabla 19).

El cociente entre $N_T: NO_3^-$ no varió significativamente entre los diversos tratamientos silvícolas en la región de Chignahuapan, Puebla ($F=1.22$, $p=0.33$). En los tratamientos 2Af y BR se presentaron los menores valores de este cociente con valores de entre 0.003 y 0.01, esto por la menor concentración de NO_3^- y la mayor concentración de N total. Los tratamientos CLi y CLf presentaron valores intermedios (0.07 y 0.03, respectivamente). Los mayores valores de este cociente se encontraron en los tratamientos CR, 1A y 2Ai con valores de 0.10 y 0.11, lo cual es explicado por las mayores concentraciones de NO_3^- en suelo (Tabla 19).

5.2.4.5 Cociente $P_T: P_d$

El cociente entre P disponible y P total fue estadísticamente distinto conforme al ciclo silvícola para bosques de la región Chignahuapan, Puebla. Se identificaron dos grupos estadísticamente distintos. El tratamiento 2Ai presentó el menor cociente (0.01). Es decir, en el tratamiento 2Ai la concentración de P disponible es menor en comparación con el P total. Los tratamientos CR, CLi, CLf, 1A y 2Af obtuvieron valores intermedios entre 0.01 y 0.2. En el tratamiento BR se encontró el mayor valor de este cociente (0.03) debido a la mayor concentración de P disponible y también de P total ($F=2.59$, $p=0.03$) (Tabla 19).

Tabla 19. Cociente de C_T , N_T y P_T en el suelo superficial para seis tratamientos silvícolas y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

Tratamiento	No. de *SPES	$N_T:NH_4^-$	$N_T:NO_3^-$	$P_T:P_d$
Corta de Regeneración	4-5	0.01 (± 0.04)	0.10 (± 0.03)	0.01 (± 0.007)
Corta de Liberación (inicial)	10-10'	0.02 (± 0.06)	0.07 (± 0.01)	0.01 (± 0.009)
Corta de Liberación (final)	18-16	0.01 (± 0.08)	0.03 (± 0.08)	0.02 (± 0.007)
Primer Corta de Aclareo	23-22	0.02 (± 0.01)	0.11 (± 0.005)	0.02 (± 0.001)
Segunda Corta de Aclareo (inicial)	31-32	0.01 (± 0.07)	0.10 (± 0.001)	0.01 (± 0.002)
Segunda Corta de Aclareo (final)	40-39	0.04 (± 0.12)	0.003 (± 0.01)	0.01 (± 0.009)
Bosque de Referencia (encinar)	41-42	0.06 (± 0.12)	0.01 (± 0.23)	0.03 (± 0.007)

*SPES: Sitio permanente de experimentación silvícola

Tabla 20. Valores de F y p para datos de parámetros físicos del suelo a partir del análisis estadístico ANOVA y Tukey.

Variable evaluada		Significancia		
Parámetros físicos del suelo	Contenido de Humedad	12.3428	0.000000	Significativo
	pH	4.166	0.002918	Significativo
	Densidad aparente	4.874	0.001029	Significativo
Concentración de nutrientes en suelo	C _T	2.0719	0.081827	No Significativo
	N _T	1.855	0.116707	No Significativo
	P _T	3.1508	0.014119	Significativo
	NH ₄ ⁺	3.08818	0.015608	Significativo
	NO ₃ ⁻	0.823487	0.559514	No Significativo
	P _d	3.43448	0.009004	Significativo
Contenido de nutrientes	C _T	3.5824	0.007140	Significativo
	N _T	5.632	0.000356	Significativo
	P _T	4.6688	0.001385	Significativo
	NH ₄ ⁺	3.16067	0.013899	Significativo
	NO ₃ ⁻	0.89091	0.512127	No Significativo
	P _d	3.47239	0.008483	Significativo
Cocientes	C:N	2.747	0.027083	Significativo
	C:P	1.5719	0.184559	No Significativo
	N:P	1.6888	0.152912	No Significativo
	NH ₄ ⁺ / N _t	0.87145	0.525565	No Significativo
	NO ₃ ⁻ / N _t	1.229075	0.335102	No Significativo
	P _d / P _t	2.5931	0.034796	Significativo

5.3 Distribución de nutrientes

5.3.1 Distribución de C en almacenes aéreos, piso forestal y subterráneos

En bosques templados de Chignahuapan, Puebla se encontraron magnitudes de almacenes de C distintos entre los tratamientos silvícolas causando una distribución de C distinta conforme al desarrollo del ciclo silvícola ($F=11.96$, $p=0.00$). El contenido de C en biomasa arbórea, RLG y raíces superficiales aumentó conforme al ciclo silvícola. No obstante, el contenido de C en el mantillo se mantuvo constante y el C en el suelo superficial disminuyó (Figura 22).

En los tratamientos CR y CLi, el mayor contenido de C aéreo se encontró en el piso forestal (3.6 y 2.1%, respectivamente). Esto muestra que en el tratamiento CLi el almacén piso forestal ha disminuido y el contenido de C en el suelo ha aumentado. Es decir, después de aproximadamente 8 años de la corta total, podrían haberse favorecido procesos como la descomposición que permitieron la reincorporación de material del piso forestal al suelo. El almacén subterráneo para los tratamientos CR y CLi, representó aproximadamente el 0.01 % del contenido de C en el ecosistema, mientras que el suelo representó el mayor almacén de contenido en estos tratamientos (96.3 y 97.8%, respectivamente). A pesar de la reducción del contenido de C en el suelo después de la corta total (aproximadamente 15 %), este es el principal almacén de C en los tratamientos CR y CLi (Figura 23).

En el tratamiento CLf se encontró que el contenido de C en la biomasa aérea fue de 2.2% y el C subterráneo representó el 1.3%. En el tratamiento CLf, después de la corta de liberación, se encontró que la biomasa aérea representó aproximadamente el 41.6% del C total en el ecosistema, el almacenamiento de C en el piso forestal representó el 4.2%, la biomasa subterránea el 1.3% y el suelo el 53% del contenido de C en el ecosistema. En los tratamientos 1A y 2Ai después de la primera y segunda corta de aclareo se presentó un incremento tanto de C aéreo como de C subterráneo, el contenido de C en el piso forestal se mantiene constante y el contenido de C en el suelo disminuyó. En el tratamiento 2Af el contenido de C aéreo aumenta y

el C subterráneo disminuye. Lo cual implica que estas prácticas tienen un efecto directo sobre la concentración y distribución de C en el ecosistema (Figura 22).

En el tratamiento 2Af aproximadamente el 68.5% del C se encuentra en el almacén arbóreo, 1.9% en el piso forestal, 1% en la biomasa subterránea y el 28% en el suelo. Lo cual implica que el almacén aéreo contiene la mayor parte del C en el ecosistema. Esto resulta importante al considerar que, en la siguiente práctica silvícola, corta total, este almacén será removido completamente. Por otro lado, el BR contiene el 57.5% del C en la biomasa aérea, el 2.8% en el piso forestal y el 0.9% en la biomasa subterránea, en el suelo se encuentra el 38.6% del C. Es decir, en este estado del bosque la biomasa arbórea integra la mayor proporción de C. Sin embargo, si fuera removida completamente, el C en el suelo sería mayor que el C restante en el tratamiento 2Af. En este sentido la disminución del almacén suelo después de la corta total no impactaría tan fuerte como en el tratamiento 2Af. Al final del ciclo silvícolas los almacenes de C a excepción de la biomasa aérea han disminuido de una manera más intensa que después de la corta total (Figura 23).

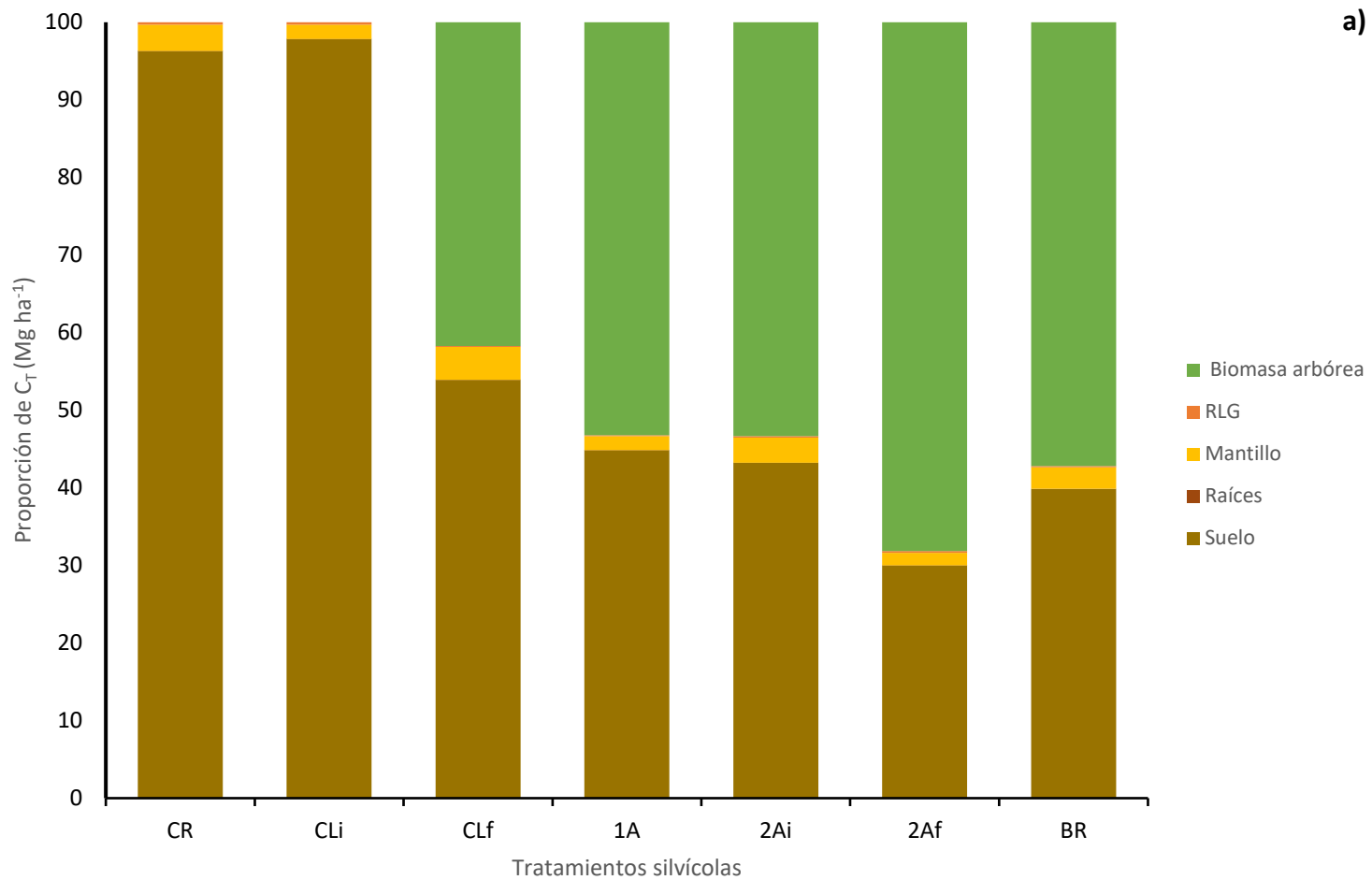


Figura 22. Proporción del contenido de C_T en los componentes biomasa arbórea, RLG, mantillo y raíces superficiales para distintos tratamientos silvícolas en Chignahuapan, Puebla.

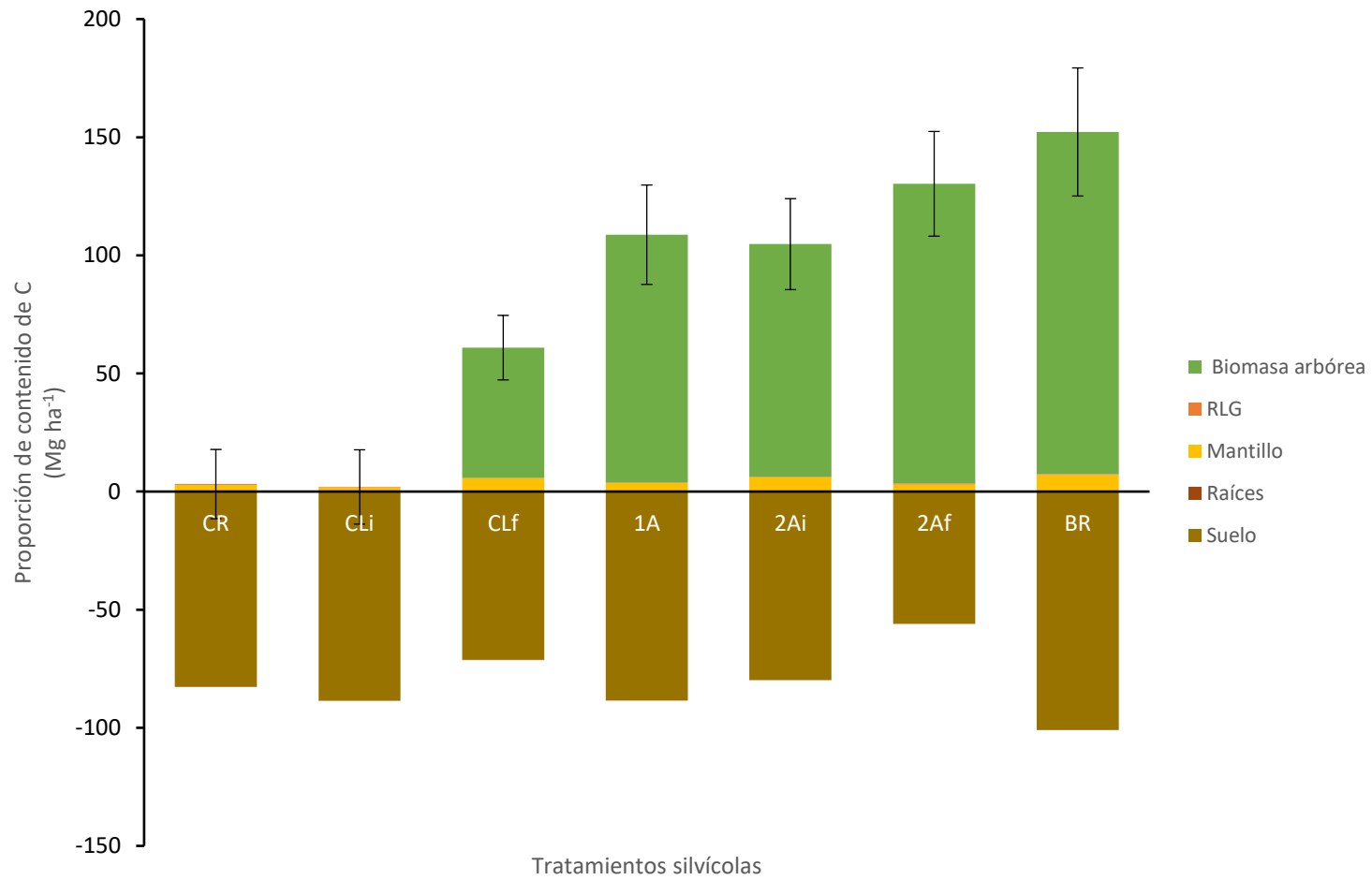


Figura 23. C total en almacenes aéreos, subterráneos y piso forestal para seis tratamientos silvícolas del método silvícola MDS y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

5.3.2 Distribución de N en almacenes aéreo, piso forestal y subterráneo

La distribución de N en los tratamientos silvícolas para bosques bajo manejo forestal en Chignahuapan, Puebla varió significativamente diferente entre los tratamientos silvícolas ($F=7.32$, $p=0.00$). En los tratamientos CR y CLi el N aéreo se encuentra en los almacenes del piso forestal y el almacén subterránea y de suelo resulto ser similar para ambos. En el tratamiento CLf el 30% del N se encuentra en el piso forestal y aumente el contenido en biomasa arbórea y subterránea. Para los tratamientos 1A y 2Ai aumenta el contenido de N en los almacenes aéreos y suelo, mientras que los almacenes del piso forestal y biomasa subterránea disminuyen ligeramente. En el tratamiento 2Af el mayor contenido de N se encuentra en la biomasa arbórea, seguido por el piso forestal y suelo (Figura 24).

La recuperación de N al término del ciclo silvícola fue: biomasa arbórea 85%, piso forestal 35%, biomasa subterránea 76% y suelo 80%. Resulta importante señalar que el BR presentó los mayores contenidos de N para almacenes aéreo, piso forestal y subterráneo. La distribución del contenido de N después de la corta total afecto negativamente los almacenes aéreos, piso forestal y suelo. En el piso forestal se encontró l 47% del contenido de N para este tratamiento, en la biomasa subterránea el 11% y el resto (52%) en el suelo. N este sentido, se sugiere qué después de la corta total el almacén con el mayor contenido de N es el suelo, seguido por el piso forestal, la biomasa subterránea y la biomasa arbórea. En este tratamiento se encuentra la mayor proporción de N entre tratamientos en el piso forestal probablemente debido a la quema que se hace después de a corta total. Se ha visto que los incendios liberan el contenido de N en la biomasa, provocando altas concentraciones de este en el piso forestal (Figura 25).

En el tratamiento CLi, antes de la corta de liberación se observó una disminución del N en el mantillo de aproximadamente 15%, y el suelo aumento en aproximadamente 5.5%, lo cual sugiere

que existe una reintegración de N después de la corta total. Por otro lado, el 5.11% de la biomasa subterránea disminuyó. Es decir, la biomasa total en este tratamiento disminuyó en un 2.35 Mg ha⁻¹ y el suelo aumentó en 0.3 Mg ha⁻¹. Esto sugiere que a pesar de que hay una reintegración de N al suelo, la mayor parte de este no es reintegrado al suelo. Probablemente el N se está erosionando del suelo debido a al bajo contenido de humedad o está siendo reintegrado de manera muy rápida por las especies arbóreas (Figura 25).

En el tratamiento 2Af, se encontró que hay una recuperación en los almacenes aéreos del 90%, en el piso forestal de un 117%, mantillo 44% y suelo 85%. Al final, del ciclo silvícola también cambian las proporciones de almacenamiento del N. En el BR el 45% del N en el ecosistema se encuentra en la biomasa aérea, en el tratamiento 2Af solo se encuentra el 40%. En el piso forestal para el BR se encontró el 5.6% y en el BR 11.2% lo cual sugiere que al existir una menor proporción de N en la biomasa aérea, también se espera que exista una menor proporción de N en el piso forestal. Para ambos tratamientos el 2% del C se almacena en las raíces. Sin embargo, el almacén de N en el suelo para el BR representó el 5% y para el tratamiento 2Af el 3% lo cual implica que al final del ciclo silvícola no se ha reintegrado el N suficiente al suelo como para recuperar las proporciones del BR (Figura 24).

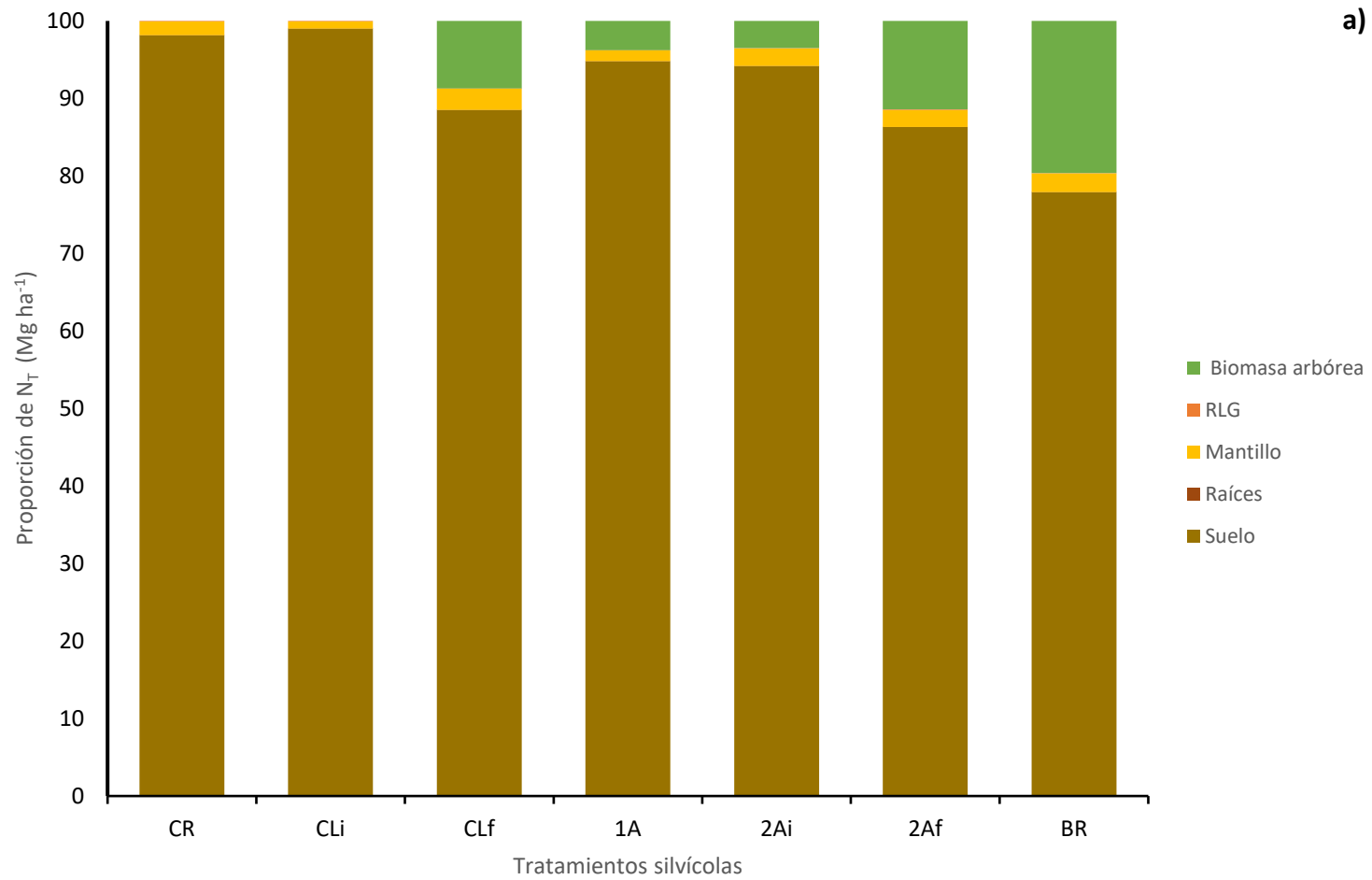


Figura 24. Proporción del contenido de N_T en los componentes biomasa arbórea, RLG, mantillo y raíces superficiales para distintos tratamientos silvícolas en Chignahuapan, Puebla.

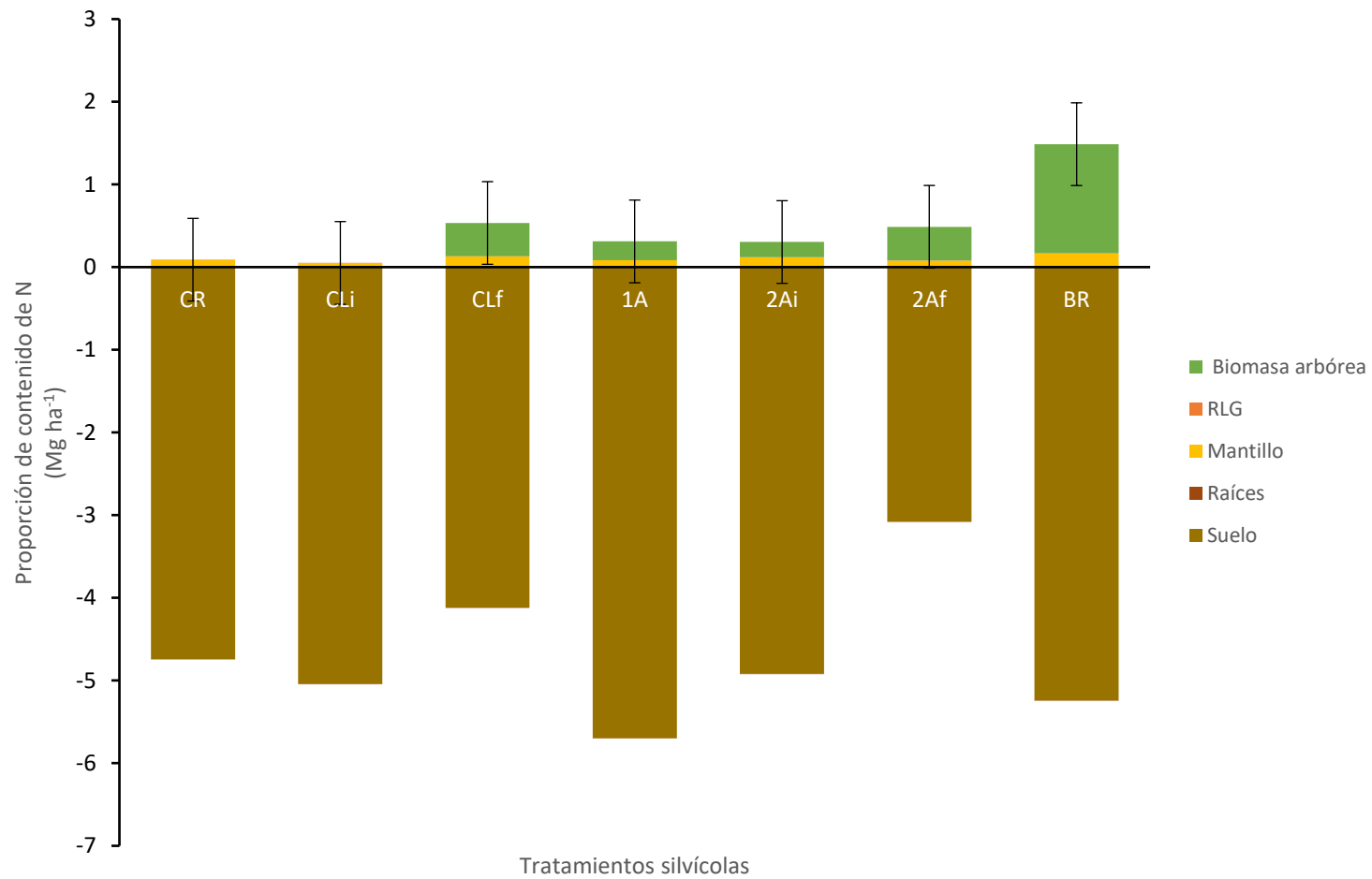


Figura 25. N total en almacenes aéreos, subterráneos y piso forestal para seis tratamientos silvícolas del método silvícola MDS y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

5.3.3 Distribución de P en almacenes aéreo, piso forestal y subterráneo

La distribución de P dentro del ecosistema fue distinta conforme al ciclo silvícola ($F=5.70$, $p=0.00$). En los tratamientos CR y CLi se presentaron los menores valores de P aéreo. El almacén de P en la biomasa arbórea aumenta conforme al ciclo silvícola. El almacén de biomasa aérea fue 0 para dichos tratamientos, el almacén mantillo representó el 95% P aéreo, el resto de P se encuentra en los RLG. En el tratamiento 2Af el almacén de P en biomasa arbórea representa el 50% del almacén de P en el tratamiento BR (Figura 27).

En el tratamiento CR el almacén de P en mantillo fue 65% el P del BR. En el tratamiento 2Af este mismo almacén representó el 48% del total en BR. El P almacenado en RLG para el tratamiento CR fue igual al P encontrado en el BR. El P en RLG del tratamiento 2Af fue igual al 66% del Pen el BR. En el tratamiento CR el 45.97% del P se encuentra en el suelo, el 39.55% del P en el mantillo y en los RLG y biomasa subterránea 1.45 y 13.03, respectivamente. Lo cual implica que el mayor almacén de P en la biomasa está en el mantillo. Después de la corta total, aproximadamente 8 años después, se encuentra el tratamiento CLi, para este momento, los almacenes de mantillo, RLG y suelo han disminuido (en 0.5, 0.01 y 0.31 Mg ha^{-1}) mientras que el contenido de P en biomasa subterránea incrementó 0.17 Mg ha^{-1} . En este contexto se sugiere que la biomasa subterránea este haciendo uso del contenido de P en este tratamiento. Se ha visto que en los primeros años de crecimiento las raíces de los árboles absorben más fácilmente el P disponible en el suelo (Figura 26).

El almacén de P en raíces superficiales aumenta conforme al ciclo silvícola. El almacén de P en raíces para el tratamiento CR represento el 52% respecto al BR. La recuperación de P en este almacén (en el tratamiento 2Af) fue del 82% respecto al BR. En el tratamiento CR el almacén de P representó el 20% del P en suelo presente en el tratamiento BR. El almacén de P en el suelo más

superficial fue reducido drásticamente en el tratamiento 2Af, lo cual representó solo el 32% de P respecto al BR (Figura 27).

Los almacenes de P fueron afectados en magnitud y distribución después de la corta total. En el tratamiento CR, el contenido de P fue cero, el almacén en P de los RLG aumento en un 4%, el mantillo disminuyó un 34%, las raíces superficiales en un 49% y el suelo en un 26%. A lo largo de los tratamientos silvícolas el almacén de P en la biomasa arbórea y biomasa subterránea se recupera. Sin embargo, en los almacenes del piso forestal y en el suelo esto no sucede. Después de la corta de liberación en el tratamiento CLi el almacén de P en RLG se ha reducido en un 24%, en el mantillo aumento en un 77%, en las raíces aumento 1.7%, es decir, las raíces siguen absorbiendo parte del P almacenado en el suelo, pero el contenido de P en el mantillo se mantiene, incluso aumenta lo cual sugiere que el proceso de descomposición no está reintegrado el P del mantillo al suelo. A partir del tratamiento CLf, la biomasa aérea ya cuenta con un contenido de P. Después de la corta de liberación, el almacén de biomasa arbórea se incrementa en un 24% (Figura 27).

Al final del ciclo silvícola tanto la magnitud de los almacenes de P como la distribución de estos dentro del ecosistema se han visto afectados negativamente por el manejo forestal. En el tratamiento 2Af el contenido de la biomasa en el 83.36% del P total dentro del ecosistema, mientras que en el BR este almacén representa el 84.97% es decir, a pesar de que la magnitud de P en el tratamiento 2Af es el 44% del BR, hay proporción similar del contenido de P en el ecosistema. Los almacenes de P en los RLG fueron reducidos en un 40%, la proporción de este almacén es similar a la del BR (0.17 y 0.14%, respectivamente). El contenido de P en el mantillo, aumento en 5% al final del ciclo silvícola, mientras que la biomasa subterránea fue reducida en un 17%. La proporción de raíces dental de este tratamiento representa el 4.22%, y en el BR el 2.5%, es decir existe un menor contenido de P asignado a este tratamiento. El

almacén de P en el suelo se ve recuperado en un 49%, la proporción Tinto Para este tratamiento Como Para el BR es 6.43 y 6.24 lo cual sugiere que a pesar de haber una disminución la magnitud de los almacenes, el contenido de P es el único nutriente que conserve las mismas proporciones que el BR (Figura 26).

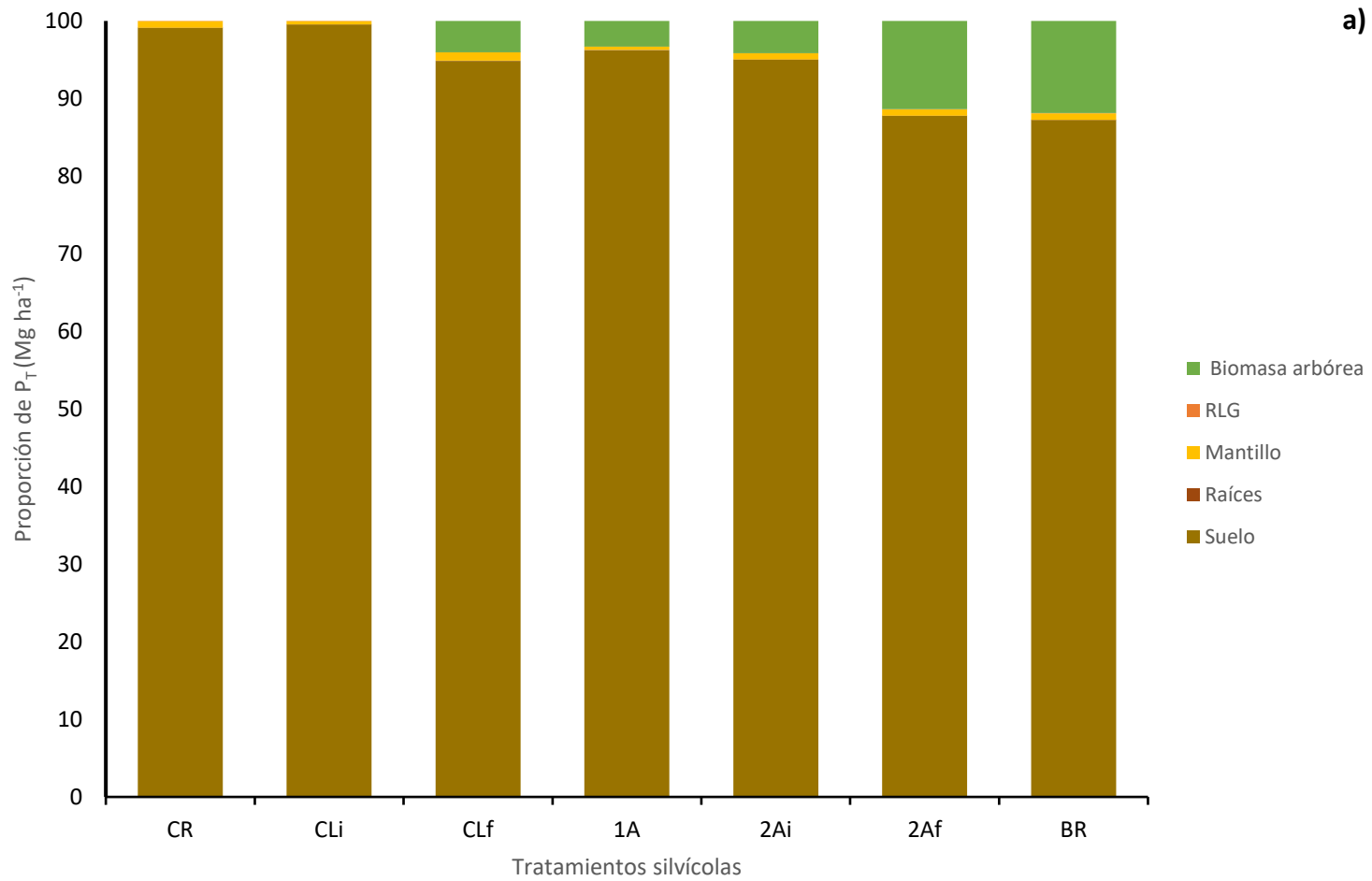


Figura 26. Proporción del contenido de P_t en los componentes biomasa arbórea, RLG, mantillo y raíces superficiales para distintos tratamientos silvícolas en Chignahuapan, Puebla.

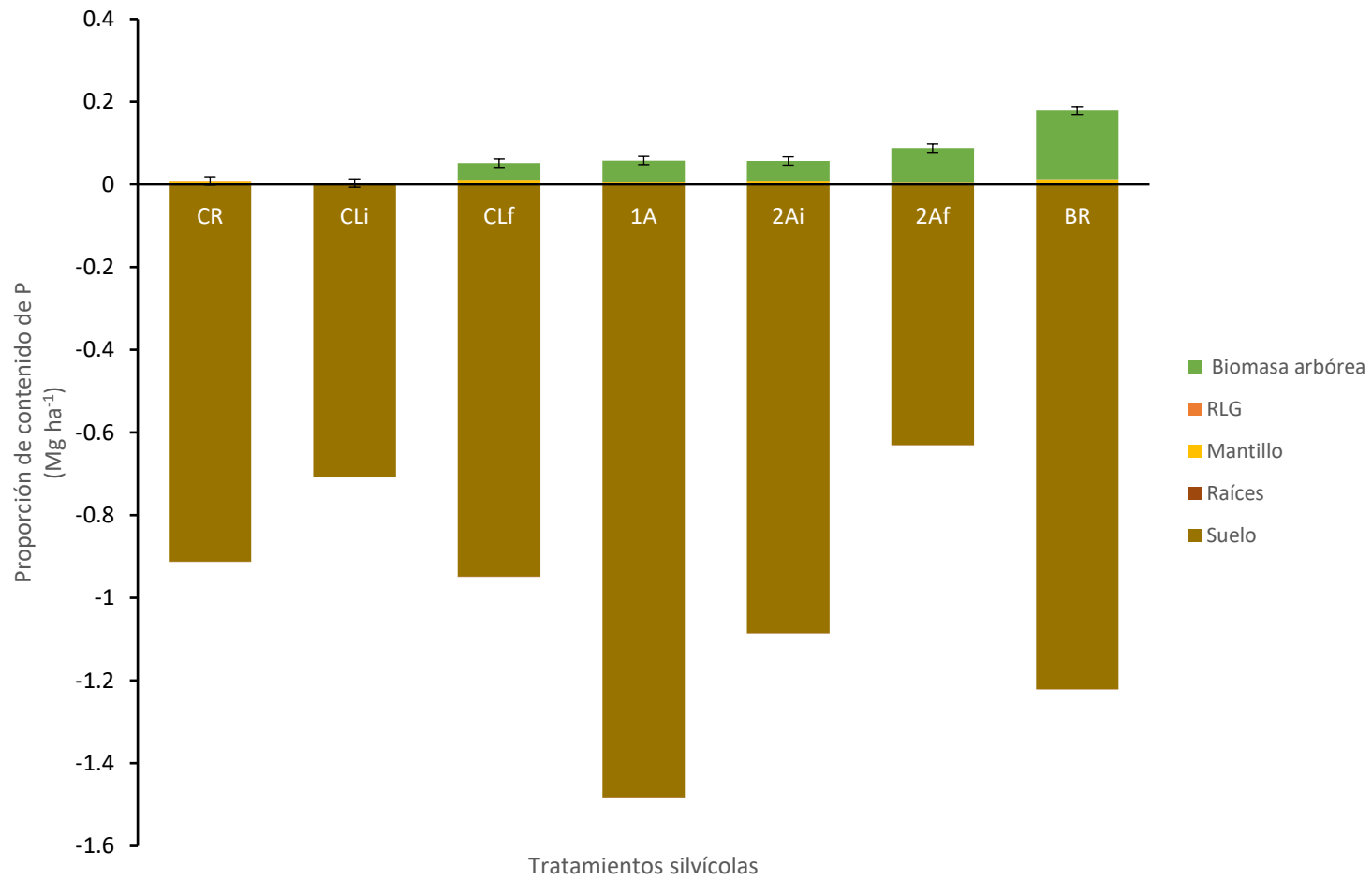


Figura 27. P en almacenes aéreos, subterráneos y piso forestal para seis tratamientos silvícolas del método silvícola MDS y un bosque de referencia en Chignahuapan, Puebla.

6. Discusión

6.1 Consecuencia de la extracción de madera sobre la biomasa aérea, piso forestal y subterránea

Además de las perturbaciones naturales (plagas, incendios y vientos), también la actividad humana afecta la estructura y el funcionamiento de los bosques templados en México, particularmente el ciclo del C y nutrientes. En el presente estudio nos enfocamos en entender cómo la cosecha de madera afecta los almacenes y la dinámica de C, lo cual es clave de frente a la demanda de productos forestales que sigue aumentando, ya que los bosques templados experimentarán una mayor presión de cosecha de madera en los próximos años.

La acumulación de biomasa en el fuste de los árboles es el almacén de mayor importancia en cuanto a la producción de madera desde el punto de vista silvícola. Sin embargo, las prácticas silvícolas tienen efectos diferenciales sobre este almacén conforme el desarrollo del ciclo silvícola. La biomasa arbórea en los bosques de Chignahuapan se recupera de 112 a 295 Mg ha⁻¹, del tratamiento CLf al 2Af, esto se debe al crecimiento de los árboles, y particularmente a que en este ejido utilizan *P. pátula*. Esta es la especie dominante, de rápido crecimiento, con fuste recto y fácil de ser procesada en la industria maderera, tanto a nivel nacional como internacional ([Rodríguez et al. 2011](#)). Esto puede sugerir que las prácticas de recorte de ramas (contempladas en el plan de manejo silvícola) efectivamente generan una mayor asignación de biomasa al fuste de la biomasa, maximizando así la biomasa arbórea, por lo que representa el 90% de C total dentro del ecosistema, indicando una gran productividad del sitio y el incremento de la altura de los árboles. Esto es consistente con lo reportado para otros bosques bajo manejo forestal. La recuperación de la biomasa arbórea se debe a una mayor asignación de la biomasa a las ramas, un mayor crecimiento en altura y mayor producción total reportada en el noreste de Estonia ([Kuznetsova et al. 2011](#)); o la mayoría de la biomasa de la vegetación se encontró en los tallos de los árboles

(51.1% en encinos y 58.7% en arces) tal como se reporta en bosques de Bélgica ([Vande Walle et al. 2001](#)). En un estudio sobre estimación de biomasa arbórea en bosques templados bajo manejo forestal en la región de Zacualtipán, Hidalgo se encontró también que la biomasa arbórea para bosques con una edad aproximada de 30 años obtuvo un valor de 200.69 Mg ha⁻¹. Mientras que para bosques que no han sido intervenidos desde hace 35 años el valor de biomasa arbórea fue de 184.03 Mg ha⁻¹ ([Figueroa et al. 2010](#)). En contraste, la biomasa forestal en Chignahuapan, Puebla resultó ser mayor que en los bosques sin intervención silvícola en la misma región climática. Después de la extracción de la madera mediante la corta total y la corta de liberación se pierde el 100% de la biomasa arbórea. Por ello los métodos intensivos de cosecha de madera han sido cuestionados.

La biomasa en el piso forestal aporta entre el 5 y 30% de la biomasa aérea, es un almacén de C esencial en el reciclado de nutrientes ([Fonseca et al. 2009](#); [Smith et al. 2002](#)). En Canadá, la biomasa del piso forestal después de la extracción de madera que incluye ramas, hojas, tallos y especies no comerciales y otro material residual. Se reportó que Ontario tras las operaciones de recolección de árboles alrededor del 41 % y 59% de la biomasa total es retenida después de la cosecha de madera (53 m³ ha⁻¹) ([Ralevic et al. 2010](#)). En el presente estudio, la biomasa almacenada en RLG y mantillo fue afectada significativamente por las prácticas silvícolas. La biomasa en el piso forestal después de la cosecha de madera representó el 70% del total de la biomasa en el ecosistema y el 100% de la biomasa aérea debido a los residuos depositados en el suelo durante la práctica de corta total. Conforme avanza el ciclo silvícola la biomasa de RLG se recupera hasta 0.89 Mg ha⁻¹, superando incluso la biomasa de RLG en el BR (0.76 Mg ha⁻¹), y la biomasa en mantillo se recupera en 44.3% (6.35 Mg ha⁻¹). No obstante, lo anterior, la biomasa en el piso forestal fue baja, representando solo entre el 4 y 10% de la biomasa aérea del tratamiento

CLf al BR. Esto puede ser consecuencia de una baja tasa de producción de hojarasca o una práctica silvícola intensa de remoción de material en el piso forestal como medida de control de incendios reportada en el plan de manejo del ejido.

Dentro del ciclo silvícola en bosques de Chignahuapan, la biomasa del mantillo presentó fluctuaciones conforme a las prácticas silvícolas. En el tratamiento 2Ai obtuvo la mayor biomasa en mantillo 12.25 Mg ha^{-1} , lo cual es un valor aproximado a lo reportado en bosques cercanos a la zona. En bosques de la región de Cofre de Perote, Veracruz se encontró que la biomasa en el piso forestal oscilo entre 6.98 y 21.64 Mg ha^{-1} , mientras que para bosques de la región de Tlaxcala sin manejo forestal se obtuvo una biomasa en piso forestal de 19 Mg ha^{-1} ([Mendoza-Ponce y Galicia, 2010](#); [Díaz 2010](#)). Esto muestra que existe una recuperación del almacén mantillo conforme avanza el ciclo silvícola, pero también una baja después de la primera y tercera cortas de aclareo (tratamientos 1A y 2Af), probablemente como resultado de un arrastre mecánico al retirar el material residuos de estas prácticas silvícolas. Los RLG presentaron una tendencia de incrementó a partir del tratamiento CLf. En diversos estudios se ha explicado la importancia del almacén del piso forestal en procesos de reintegro de nutrientes al suelo como la descomposición ([Johnson et al. 1992](#)). Una disminución en la acumulación de biomasa en el piso forestal podría causar un cambio en la composición y estructura de las comunidades microbianas encargadas de la fijación de nutrientes al suelo ([Ladanai et al. 2010](#) [Worralli et al. 2006](#); [Chávez et al.2010](#)). Debido a lo anterior, surge la necesidad de una mayor planificación y gestión de la madera muerta antes y durante las operaciones de cosecha ([Berch et al. 2008](#)). En este sentido, en el presente sitio de estudio se podría optar por otro tipo de prácticas de control de incendios que no impliquen la remoción intensa del piso forestal. Algunas prácticas que se pueden implementar son la creación de barreras físicas entre parcelas o la ordenación del territorio que evite la propagación de

incendios; así como mantener los RLG que permitan niveles de retención de biomasa del suelo que emulen la de los bosques no manejados.

Las raíces son un importante componente del ecosistema que permite la absorción de nutrientes del suelo a los árboles ([Wallace et al. 1997](#)). En la región de Chignahuapan, Puebla se encontró que después de la cosecha de madera las raíces disminuyeron en biomasa hasta un valor de 2.63 Mg ha⁻¹. Sin embargo, la proporción dentro del ecosistema aumentó, la biomasa subterránea representó el 30% del C presente en el ecosistema en CR. La biomasa de raíces se incrementa conforme avanza el ciclo silvícola debido a que existe una relación alométrica entre la biomasa arbórea y la biomasa subterránea; de hecho, en el tratamiento 2Af este almacén se recuperó un 85% (4.08 Mg ha⁻¹). En bosques de Huesca de Ocampo, Hidalgo se cuantificó la biomasa subterránea para bosques bajo manejo forestal selectivo (3.05 Mg ha⁻¹) y sin manejo forestal (3.39 Mg ha⁻¹), los resultados mostraron que el manejo forestal reduce este almacén un 10% ([Pavón et al. 2012](#)). En ambos estudios, la biomasa subterránea fue baja comparada con bosques de pino-encino en Europa central que presentan una biomasa de raíces de 5.4 Mg ha⁻¹ ([McClougherty, Aber, & Melillo, 1982](#)) y con bosques de América del norte que oscilan entre 2.5 y 10 Mg ha⁻¹ ([Burke y Raynal, 1994](#)). Los datos muestran que el manejo forestal tiene un impacto sobre la biomasa subterránea para ambos sitios. Sin embargo, en bosques de la región de Hidalgo con un manejo selectivo después de la cosecha de madera, aproximadamente 10 años, el almacén subterráneo se recuperó 95%, mientras que en Chignahuapan este almacén después de la cosecha de madera (50 años) se recuperó solo 85%. La biomasa subterránea en el BR en Chignahuapan resultó ser mayor que la biomasa encontrada en la región de Hidalgo, estas diferencias en los valores de biomasa subterránea pueden ser explicados por las condiciones particulares de cada sitio (climáticas, edáficas y de las especies dominantes) ([Pritchett, 1986](#)).

Los cocientes entre biomasa aérea y necromasa en la región de Chignahuapan, Puebla variaron conforme al ciclo silvícola. En los tratamientos CR y CLi toda la biomasa aérea se encontró en el piso forestal, por tanto, el cociente fue igual a cero y aumentó conforme al ciclo silvícola. El tratamiento BR y 2Ai obtuvieron valores similares (13.12 y 16.90, respectivamente), lo anterior muestra que después de la segunda corta de aclareo existe una recuperación de almacenes aéreos vivos, necromasa y la proporción entre ambos. Al final del ciclo silvícola se encontró el mayor cociente biomasa viva y necromasa (27.68) debido a la mayor biomasa aérea en todo el ciclo silvícola y una menor cantidad de necromasa. A pesar de que existe una recuperación de almacenes aéreos la proporción entre biomasa viva y necromasa se modifica a lo largo del ciclo, ocasionando que la mayor parte de la biomasa aérea se concentre en biomasa viva que será removida al final del ciclo silvícola, extrayendo la mayor parte de biomasa aérea del ecosistema y por tanto incrementando el impacto de la cosecha de madera sobre los almacenes de nutrientes.

El cociente entre biomasa aérea y biomasa subterránea fue afectado por las prácticas silvícolas. Después de la cosecha de madera el cociente fue de 1.26, lo cual implica que la cantidad de biomasa total del ecosistema está distribuida en proporciones iguales entre biomasa aérea y subterránea. El cociente se incrementó conforme al ciclo silvícola como consecuencia del incremento en biomasa aérea. En el tratamiento 1A se encontró un valor similar al BR (21.95 y 20.41, respectivamente), esto mostró que la proporción de biomasa aérea y subterránea se recupera más rápidamente que la proporción biomasa aérea viva y necromasa. Antes de la cosecha de madera, en el tratamiento 2Af, se presentó el mayor valor de este cociente, lo cual implica una menor biomasa subterránea que podría tener un impacto sobre el proceso de absorción y reincorporación de nutrientes del suelo hacia la biomasa y se ha comprobado que una disminución en la reincorporación de nutrientes a la vegetación está directamente relacionado a

una baja productividad del ecosistema ([Ladanai et al. 2010](#) [Worralli et al. 2006](#); [Chávez et al. 2010](#)).

Las prácticas del ciclo silvícola consiguen una recuperación de biomasa arbórea del 95%, de RLG en 120%, mantillo en 50% y raíces superficiales en 85%, esto muestra una recuperación, al final del ciclo silvícola de biomasa en los componentes aéreos, piso forestal y subterráneos, pero no en la misma magnitud. La recuperación de biomasa en proporciones distintas causa una distribución diferente de almacenes de nutrientes dentro del ecosistema. Asimismo, intercambios diferentes de materia y energía a distintas escalas en comparación con ecosistemas naturales y/o conservados.

En general no existen efectos consistentes, inequívocos y universales del impacto de la cosecha de biomasa sobre los almacenes de biomasa. Sin embargo, la intensidad de manejo y las prácticas intermedias parecen ser determinantes críticos de la sensibilidad del sitio a la cosecha de biomasa. Por ello, es necesario experimentos a largo plazo que sigan el desarrollo de los bosques a través de una rotación para la identificar bajo cuales situaciones existen impactos negativos de la recolección de biomasa.

6.2 Consecuencia de la extracción de madera sobre los almacenes de C_T , N_T y P_T

6.2.1 Almacenes arbóreos de nutrientes arbóreos

El manejo forestal intenta simular los regímenes de disturbio naturales. Sin embargo, los efectos que este tiene sobre los almacenes de nutrientes distan de los impactos que naturalmente ocurren en los ecosistemas ([Ordoñez et al. 2008](#)). Se ha observado que después de la cosecha de madera se presentan las mayores pérdidas de nutrientes en los ecosistemas forestales como consecuencia de la remoción total de almacenes completos como el arbóreo ([Perry et al., 2008](#)).

Los almacenes de nutrientes arbóreos después de la cosecha de madera en los bosques de Chignahuapan, Puebla son removidos completamente, lo cual equivale a la pérdida de 114.81 Mg ha⁻¹ de C, 1.32 Mg ha⁻¹ de N y 0.16 Mg ha⁻¹ de P. La biomasa arbórea es el mayor almacén de nutrientes dentro del ecosistema, por tanto, la remoción completa de este almacén en la cosecha de madera tiene un efecto negativo sobre el resto de almacenes de nutrientes. El efecto es mayor si no existen prácticas silvícolas que promuevan la recuperación de nutrientes en almacenes como el piso forestal y suelo. El remover el componente arbóreo del ecosistema también tiene implicaciones importantes en las condiciones físicas del sitio, por ejemplo, un aumento en la incidencia de radiación solar, mayor temperatura y por tanto una menor cantidad de humedad en el ambiente y el suelo. También implica que durante los primeros años después de la corta total la reincorporación de hojarasca al piso forestal sea mínima reduciendo la cantidad y calidad de materia orgánica que retorna al suelo.

Los almacenes de nutrientes presentaron una recuperación en magnitudes distintas conforme al ciclo silvícola. Los contenidos de C y P en biomasa arbórea se recuperaron gradualmente y el contenido de N disminuyó de 0.40 a 0.18 Mg ha⁻¹ del CLf al 2Ai. Al final del ciclo silvícola el contenido de C en la biomasa arbórea se recuperó en 87.6% (126.82 Mg ha⁻¹) el N en 30.87% (0.40 Mg ha⁻¹) y el P en 49.2% (0.08 Mg ha⁻¹). No obstante, en todos los casos el capital de nutrientes en el BR resultó ser mayor para cada nutriente. El capital de C es el que mejor se recuperó, esto implica que el proceso de reincorporación de C por medio del proceso de fotosíntesis no fue afectado por las prácticas silvícolas. Esta tendencia sugiere que el almacén de C en biomasa arbórea podría recuperarse completamente si el tiempo de rotación de cosecha fuera mayor. Sin embargo, los almacenes de N y P que son absorbidos desde el piso forestal apenas se recuperaron un 50%. Esto posiblemente como consecuencia de un bajo contenido de N y P en el

suelo o como una modificación de la comunidad microbiana que favorece la absorción de nutrientes a la vegetación.

6.2.2 Almacenes de nutrientes en el piso forestal

El manejo forestal se enfoca a un restablecimiento de almacenes aéreos. No obstante, lo anterior, pocas veces la recuperación de la biomasa favorece el restablecimiento de los almacenes de nutrientes del piso forestal ([Achat et al. 2015](#)). La pérdida de nutrientes en este almacén causa un cambio en el flujo de nutrientes al suelo, debido a que los almacenes de nutrientes en el piso forestal disminuyeron después de la cosecha de madera. Los almacenes de C en mantillo se redujeron 41.1% (2.90 Mg ha) y en RLG 74.8% (0.27 Mg ha). Los contenidos de N en mantillo se redujeron 52.79% (0.07 Mg ha) y en RLG 75.62% (0.002 Mg ha) y los almacenes de P en mantillo aumentaron 104.3% (0.01 Mg ha) y en RLG 65.6% (0.0002 Mg ha). Después de la corta total existe un depósito de material al piso forestal (residuos de cosecha) y existe una quema de sitio como práctica de preparación de sitio para la regeneración de plántulas, esto contribuyó a que el piso forestal fue el mayor almacén de nutrientes en la biomasa después de la corta total. Se ha visto que la quema de preparación puede contribuir a una pérdida importante de nutrientes como consecuencia de una mayor disponibilidad de estos en la solución del suelo. También la preparación del sitio remueve parte del piso forestal, lo cual causa un cambio en la distribución espacial del piso forestal.

La cosecha de madera puede contribuir a la disminución de la tasa de descomposición debido a procesos de cambio en las condiciones físicas del suelo como humedad y temperatura, cambios en la cantidad y calidad de biomasa y un cambio en las comunidades microbianas que aprovechan los nutrientes almacenados ([Castillo et al. 2011](#)). En el presente estudio se encontró que en el mantillo los almacenes de C y N se ven disminuidos en mayor proporción que el capital

de P (0.008 Mg ha^{-1}). Conforme avanza el ciclo silvícola se presentaron fluctuaciones de aumento y disminución del capital de nutrientes causado por un impacto diferenciado de las prácticas silvícolas. Al final del ciclo silvícola se presentó una recuperación de almacenes de C del 40% (3.00 Mg ha^{-1}), de N del 35% (0.008 Mg ha^{-1}), y de P del 40% (0.007 Mg ha^{-1}). En contraste, en la región Cofre de Perote se encontró una biomasa de mantillo igual a 6.42 Mg ha^{-1} ([Ponce et al. 2010](#)). La biomasa de mantillo reportada para bosques de Chignahuapan en el BR resulta tener una biomasa de mantillo mayor a la comparada en este estudio. Sin embargo, en todos los tratamientos que han pasado por algún tratamiento silvícola, este almacén fue menor. Lo cual muestra que las prácticas silvícolas causan una disminución del piso forestal a lo largo del ciclo forestal y por tanto se tiene un efecto sobre el reintegro de nutrientes al suelo. Conforme avanza el ciclo silvícola, los almacenes de nutrientes en el piso forestal presentaron diferencias conforme al ciclo silvícola. Después de la primera y tercera corta de aclareo los almacenes de C, N y P disminuyeron. Al final del ciclo silvícola, los almacenes de C se recuperaron 43.01% (3.03 Mg ha), los N 47.6% (0.07 Mg ha) y los de P 47.8% (0.01 Mg ha). Los de RLG C 116.2% (0.43 Mg ha), N 74.67% (0.002 Mg ha) y P 60.15% (0.0001 Mg ha). Esto es especialmente para los almacenes de P puesto que la principal entrada de P al suelo es mediante la descomposición del material vegetal sobre el piso forestal.

6.2.3 Almacenes subterráneos de nutrientes

Los impactos del manejo forestal dependen en gran medida de la frecuencia en la que se aplican las prácticas silvícolas, un indicador del efecto de las prácticas es el almacén de biomasa subterránea que funciona como un indicador funcional del ecosistema ([Donoso et al. 2002](#)). En bosques bajo manejo forestal en Chignahuapan, Puebla se encontró que después de la corta total los almacenes de C, N y P en el almacén subterráneo disminuyeron en el capital de C 50.1% (0.01 Mg ha), en N 73.6% (0.0002 Mg ha) y en P 53.2% (0.00002 Mg ha). Para bosques del centro de

México, en la región de Hidalgo y bajo manejo forestal de corta selectiva se ha encontrado que los contenidos de C en biomasa subterránea después de la cosecha de madera fueron aproximadamente 1.2 a 1.45 MgC ha⁻¹ ([Pavon et al. 2011](#)). Lo cual muestran que el impacto de la cosecha de madera en Chignahuapan es mucho mayor que el impacto de prácticas de manejo selectivas en otros bosques. La dinámica de los ecosistemas es capaz de restablecer los procesos de reciclado de nutrientes que promueven la recuperación almacenes subterráneos dentro del ecosistema. Al final del ciclo silvícola existe una recuperación de nutrientes. Los contenidos de C en la biomasa subterránea se recuperaron en 80.91% (0.02 Mg ha), el contenido de N en 79.49% (0.0002 Mg ha) y el contenido de P en 85.3% (0.00004 Mg ha). Esto muestra que el almacén de nutrientes en biomasa subterránea fue el almacén con la recuperación más cercana al BR. Esto sugiere que los procesos de absorción y recuperación de almacenes a la biomasa arbórea son restablecidos al final del ciclo silvícolas. Un mayor tiempo en la rotación de cultivos y una mayor proporción de nutrientes mineralizados en el suelo podría favorecer a la recuperación completa de este almacén.

6.3 Consecuencia de la extracción de madera sobre los almacenes de nutrientes totales y disponibles en suelo

6.3.1 Almacenes de C_T, N_T y P_T del suelo superficial

A pesar de que las mayores pérdidas de nutrientes ocurren después de la cosecha de madera en los almacenes aéreos, el impacto de la pérdida de nutrientes en el suelo suele tener un impacto mayor e implicaciones a más largo plazo sobre la dinámica de nutrientes del ecosistema ([Perry et al., 2008](#)). Los almacenes de C_T, N_T y P_T en el suelo superficial de bosques templados de la

región de Chignahuapan, Puebla, se redujeron después de la corta total. Los almacenes de C disminuyeron hasta un 81.9% (82.69 Mg ha^{-1}), los almacenes de N hasta el 90.5% (4.74 Mg ha^{-1}) y el capital de P hasta el 55.2% (0.91 Mg ha^{-1}), respecto al BR. Esta pérdida de nutrientes es el resultado tanto de las prácticas de cosecha de madera como de las prácticas de preparación de sitio antes de la regeneración de la plantación forestal del nuevo ciclo silvícola. Estudios a nivel global muestran que, al eliminar la cobertura forestal, la temperatura en el piso forestal aumenta ocasionando un incremento en la tasa de descomposición de la materia almacenada incorporando un mayor contenido de nutrientes a la solución de suelo, lo cual provoca un exceso de nutrientes y mayor probabilidad de pérdida ([Johnson y Curtis, 2001](#); [Jang et al. 2015](#)). Un cambio en las condiciones ambientales del sitio tiene un efecto sobre las tasas de descomposición y mineralización, lo cual se refleja en la reducción de los almacenes de C, N y P en el suelo.

En bosques templados del este de Europa las prácticas de preparación de sitio como la quema de parcelas reducen los almacenes de C en aproximadamente 30% ([Bradford et al. 2012](#)). En bosques de la región de Hidalgo se encontró una reducción del 25% del almacén de C en el suelo más superficial después de una corta total ([Ordoñez et al 2007](#)). En este contexto, el impacto de la cosecha de madera en Chignahuapan, Puebla fue menor que en otros bosques templados. La pérdida de nutrientes, especialmente el N_t y el P_t , puede estar asociada a procesos erosión (volatilización o flujo de ceniza a causa de fuego), generados a partir de las prácticas de preparación de sitio (quema de residuos después de la corta total). Sin embargo, después de un disturbio como la quema de sitio, los primeros organismos colonizadores son vegetación son importantes fijadores de N al suelo, por lo cual el almacén de N en los suelos forestales es rápidamente recuperado después de una quema ([Mortz et al. 1985](#)). Por otro lado, se ha

comprobado que en sitios donde las temperaturas de quema son demasiado altas que existe una pérdida de N por evaporación ([Vangavelova et al. 2010](#)).

Al final del ciclo silvícola los almacenes de nutrientes en el suelo mineral no se recuperaron. El contenido de C se redujo hasta 55.3 % (55.83 Mg ha⁻¹), el N hasta 58.7% (3.08 Mg ha⁻¹) y el P hasta 51.6% (0.63 Mg ha⁻¹). El BR obtuvo un capital de C igual a 100.88 Mg ha⁻¹, N a 5.24 Mg ha⁻¹, y P a 1.22 Mg ha⁻¹. Por tanto, las prácticas silvícolas después de la corta total pueden estar afectando directamente estos almacenes. Los contenidos de N y P resultaron ser bastante bajos en comparación con otros sitios de estudio, en suma, el manejo forestal los reduce aproximadamente a la mitad de los contenidos reportados para el BR. A diferencia del C, pocos organismos vegetales son capaces de hacer una descomposición y fijación de N al suelo, lo cual complica el restablecimiento de almacenes ([Muhammad et al. 2007](#)). Es decir, las prácticas de liberación y aclareo tienen un impacto mayor sobre los almacenes de nutrientes en el suelo que la cosecha de madera. La disminución de estos almacenes implica también un costo en las plantaciones futuras.

6.3.1 Almacenes de N y P disponibles del suelo

Los almacenes de nutrientes disponibles funcionan como un indicador de la fertilidad del suelo y por tanto un parámetro importante del restablecimiento de una nueva plantación forestal ([Sonamtashi et al. 2016](#); [Groffman et al. 1989](#)). En bosques de Chignahuapan los nutrientes N y P disponibles después de la cosecha de madera presentaron impactos diferenciales entre sí. Los almacenes de NH₄⁺ se redujeron hasta un 13.4 % (0.041 Mg ha⁻¹), el P_d hasta 33.5 % (0.011 Mg ha⁻¹) y los almacenes de NO₃⁻ se incrementaron 1 249.7 % (0.481 Mg ha⁻¹). Los bajos contenidos de NH₄⁺ pueden estar asociados a procesos de nitrificación, lo cual es comprobado con el incremento de NO₃⁻, aproximadamente 12 veces mayor que el valor en el BR (0.038 Mg ha⁻¹). Se ha visto un incremento en el proceso de nitrificación cuando las comunidades microbianas se

encuentran en estrés por la limitación de C y optan por otras fuentes de energía, como el N. El proceso de nitrificación puede también causar procesos de desnitrificación, provocando la transformación de NO_3^- a nitritos NO_2 y N_2 (fase gaseosa liberada a la atmósfera), esto causa la salida del N a la atmósfera antes de ser incorporada al suelo. La disminución del capital de NH_4^+ , implica un menor contenido de N inorgánico accesible para las plantas. Por tanto, la absorción e incorporación de N a tejidos vegetales es afectado negativamente y podría existir un proceso de limitación en el crecimiento de la nueva plantación forestal por limitación de N. Por otro lado, el alto contenido de NO_3^- hace más susceptible al N de ser evaporado por un proceso de nitrificación y hacer que el ecosistema pase de un sistema fijador de N a un sistema que emite N a la atmósfera. Conforme el ciclo silvícola la proporción de NH_4^+ aumenta respecto a la concentración NO_3^- , obteniendo una proporción semejante a la del BR. Esto puede ser un indicador de la reestructuración de comunidades microbianas en el suelo y una menor tasa de nitrificación.

Después de la corta total, el contenido de P_t en el suelo disminuyó en un 25% y el P_d en 67%. Es decir, no solo existe una pérdida de P, también existe una pérdida considerable de P orgánico susceptible a la incorporación de tejidos vegetales ([Crews et al. 1995](#)). Los almacenes de P_d pueden verse reducidos después de la corta total por procesos erosión y lixiviación causados a partir del cambio en las condiciones ambientales del sitio y un cambio en la estructura de comunidades microbianas capaces de aprovechar este nutriente ([Skinner et al. 2001](#)). Es importante decir que el pH tiene un papel importante en la movilización de P en la solución del suelo. Existe una alta movilización de P en suelo donde el pH se encuentra entre 5.1 y 6.0. En el tratamiento CR el pH tiene un pH de 5.15. Lo cual podría favorecer un mayor arrastre de P_d en la solución del suelo y por tanto contribuir positivamente a la pérdida de P_d en caso de que no exista una comunidad microbiana que aproveche este nutriente. Conforme avanza el ciclo silvícola la

proporción P_d : P_T obtuvo un valor de 0.01, la mitad del valor para el BR (0.02). Es decir, a pesar de que tratamientos como 1A y 2Ai obtuvieron valores mayores de P_t que el BR, el P_d en ningún tratamiento fue mayor al reportado en el BR. Probablemente por la alta susceptibilidad de este compuesto a inmovilizarse en moléculas orgánicas complejas dificultando la mineralización y por tanto la disponibilidad del nutriente para las plantas ([Vaganov et al., 2001](#)). La deficiencia de P_d en los ecosistemas implica un limitante en procesos de crecimiento y productividad arbórea. Además, la reducción de P en las etapas tempranas de una plantación forestal tiene efectos a largo plazo en el reciclado de nutrientes, causado por bajos contenidos en biomasa de C:P y N:P. Hacer la reforestación con plántulas de vivero sobre un suelo con bajos contenidos de nutrientes disponibles tiene un alto costo energético y nutricional para las plántulas y económico para el ejido, al orillar a técnicas de fertilización artificial.

Al final del ciclo silvícola la proporción de NH_4^+ y NO_3^- se ha recuperado casi completamente. Los contenidos de NH_4^+ se recuperaron hasta un 43.5% (0.132 Mg ha^{-1}), los almacenes de NO_3^- en 20.3 % (0.008 Mg ha^{-1}) y el P_d 22.8% (0.008 Mg ha^{-1}). Esto sugiere que, después de la tercera corta de aclareo el proceso de nitrificación se reduce considerablemente, evitando la probabilidad de una liberación de N a la atmósfera. En el tratamiento 2Af se encontraron una proporción de N similar a la del BR, lo cual sugiere que en estos tratamientos las comunidades microbianas que regulan los procesos de fijación de N y nitrificación se han restablecido casi completamente. El contenido de P_d también se vio reducido al final del ciclo silvícola. Aproximadamente el 11% del P disponible fue perdido conforme al ciclo silvícola. Es decir, en este caso la corta total tiene un efecto mayor sobre la pérdida de P_d que las diferentes prácticas silvícolas. Al igual que el contenido de P_t existen pérdidas importantes al principio y final del ciclo silvícola. La proporción en el tratamiento 2Af, antes de la corta total, representa un 33% de la proporción en el BR. Es decir,

en el tratamiento antes de la C_T , existe solo una tercera parte del P que existe en el BR. Considerando que el P_d representa el nutriente con la mayor pérdida de contenido después de la corta total, podría sugerirse que al inicio del siguiente ciclo silvícola el contenido de P_d podría ser casi nulo.

6.4 Redistribución de C y nutrientes aéreo, subterráneo y edáfico

Las prácticas de manejo silvícola causan un cambio en la magnitud y redistribución de los almacenes de nutrientes dentro del ecosistema, por lo que la entrada y salida de nutrientes del sistema forestal es modificada y puede existir una pérdida en la productividad en los ecosistemas si al final del ciclo silvícolas la pérdida de nutrientes es mayor a la entrada ([Martinez et al., 2008](#); [Achat et al. 2015](#)). El contenido total de C en bosques de Chignahuapan, Puebla varió conforme al ciclo silvícola, oscilando entre 85.88 y 186.12 Mg C ha⁻¹ a lo largo del ciclo silvícola debido principalmente a la recuperación de C en la biomasa arbórea. No obstante, lo anterior, el BR se encontró una biomasa de 253.12 Mg C ha⁻¹. Esto implica que los almacenes de C fueron reducidos por 67 Mg C ha⁻¹, es decir, las prácticas silvícolas como la cosecha de madera y la remoción del piso forestal causan una pérdida neta de C. Esto implica una mayor salida que entrada de C y se relaciona directamente con una pérdida de productividad del sistema forestal al final del ciclo silvícola.

El mayor capital de C después de la cosecha de madera fue el suelo (96.3 % del C_T) debido a la extracción de madera de forma intensiva, pero el mantillo, RLG y raíces aportaron el resto (3.7 %) derivados de los residuos postcosecha. Conforme avanzó el ciclo silvícola el capital de C en RLG se recuperó completamente, y los almacenes arbóreos, mantillo y biomasa subterránea se

incrementaron sin lograr una recuperación total, en contraste el capital de C en el suelo se redujo. Los almacenes al final del ciclo obtuvieron la siguiente distribución en el ecosistema: 68% en la biomasa arbórea, 30% del C_T en el suelo, y el resto en el almacén piso forestal y biomasa subterránea (2%). Esta distribución entre almacenes aéreos y subterráneos fue similar al BR (57.2% en biomasa arbórea, 39.8% del C en el almacén subterráneo, y 3% en el piso forestal). La distribución de almacenes de C es significativamente similar a la proporción en el BR. Esto puede conducir a una reasignación significativa de la biomasa de C, con implicaciones subsiguientes en los procesos biogeoquímicos superiores y subterráneos del ciclo de C en el ecosistema. Lo más probable es que la pérdida observada de grandes porciones de C en el suelo forestal bajo los rodales manejados es debido a un efecto combinado de extracción de biomasa (es decir, reducción de la entrada de materia orgánica) y mineralización de humus durante períodos repetidos de apertura de dosel ([Christophel et al., 2013](#)).

La pérdida de N al final del ciclo silvícola implica una limitación de N al crecimiento arbóreo de la plantación actual y plantaciones futuras ([Dominic et al 2013](#)). El contenido de N_T después de la cosecha de madera en bosques de Chignahuapan fue $4.83 \text{ Mg N ha}^{-1}$ y conforme avanzó el ciclo silvícola el contenido total disminuyó hasta $3.57 \text{ Mg N ha}^{-1}$. El contenido de N_T en el BR fue de $6.73 \text{ Mg N ha}^{-1}$, sugiriendo que la cosecha de madera elimina el almacén arbóreo de N, propiciando que el contenido aéreo de N se encuentre en el piso forestal ($0.088 \text{ Mg N ha}^{-1}$). Asimismo, el capital de N en el suelo se redujo en 10% ($4.74 \text{ Mg N ha}^{-1}$). Esto implica que la cosecha de madera causa una pérdida de N neta dentro del ecosistema, modificando el aporte y el volumen de biomasa que contiene N, lo cual en conjunto pueden determinar cambios en el equilibrio del ecosistema e intercambio de gases de efecto invernadero (NO_2). Por otra parte, conforme avanzó el ciclo silvícola, los almacenes de N en el piso forestal se mantuvieron ($0.080 \text{ Mg N ha}^{-1}$), el almacén

arbóreo y raíces se recuperaron (0.40 y $0.0003 \text{ Mg N ha}^{-1}$, respectivamente) y el capital en el suelo disminuyó ($3.08 \text{ Mg N ha}^{-1}$). Es decir, las prácticas de cortas de aclareo reducen en mayor medida los almacenes subterráneos debido a la remoción de biomasa aérea, imposibilitando el proceso de reciclado de nutrientes. En este sentido la única entrada de N al sistema forestal es la fijación atmosférica por microorganismos, y cualquier cambio en la estructura y composición de la comunidad microbiana podría causar un cambio significativo en la entrada de N al suelo. La limitación de N, a su vez limita en el crecimiento arbóreo (DN y altura), y esto repercute directamente en el precio de la producción silvícola. Lo más indicado sería optar por permitir que los procesos de reciclado de nutrientes se mantengan a lo largo del ciclo silvícola. Realizar las prácticas de aclareo en intervalos de tiempo mayores podría permitir una mejor adaptación de la comunidad microbiana y en consecuencia una mayor eficiencia en el proceso de descomposición y fijación de N. La proporción de N_T a lo largo del ciclo silvícola se distribuyó de la siguiente manera: entre el 86 y 98% se encontró en el almacén subterráneo (principalmente en el suelo), 1.8 y 2.4% en el piso forestal y entre el 3 y 11% en la biomasa arbórea. El BR obtuvo un valor, el 78% del N en el suelo, 2.5 % en el piso forestal y 19.6% en la biomasa arbórea. Los datos muestran que en los bosques bajo manejo forestal existe una tendencia de emparejamiento a la distribución de N en el BR.

La disminución del P_T del ecosistema implica una pérdida en la fertilidad de los suelos y en consecuencia resulta un nutriente limitante en el crecimiento y mantenimiento de las plantaciones forestales futuras ([Achat et al. 2015](#)). El capital de P_T fue modificado conforme al ciclo silvícola: el contenido de P después de la cosecha de madera fue $0.92 \text{ Mg P ha}^{-1}$ y al final del ciclo silvícola fue $0.72 \text{ Mg P ha}^{-1}$. Es decir, el desarrollo del ciclo silvícola implica una pérdida de P neta de $0.20 \text{ Mg P ha}^{-1}$, lo cual implica que al final del ciclo silvícola el contenido de P en el ecosistema es solo la

mitad del contenido de P en el BR ($1.40 \text{ Mg P ha}^{-1}$). La pérdida de P implica una la disminución de fertilidad de los suelos, lo cual es especialmente relevante para el re-establecimiento de las plantaciones forestales siguientes a la cosecha de madera. La limitación de P en el ecosistema al final del ciclo es consecuencia tanto de prácticas silvícolas de remoción de biomasa (cosecha de madera y prácticas de aclareo) como de prácticas que imposibilitan el reintegro de nutrientes al suelo (remoción del piso forestal). Por tal motivo, resulta importante optar por prácticas silvícolas que permitan una dinámica similar a la del BR. Especialmente prácticas que logren mantener un flujo de nutrientes equilibrado entre almacenes. Por ejemplo, optar por una cosecha de madera menos intensiva que permita un flujo de nutrientes hacia el piso forestal y una menor remoción de estos residuos, puesto que la remoción de este almacén (después de la erosión del material parental del suelo) es el proceso de mayor entrada de P al suelo y por tanto al ecosistema. El mayor contenido de P después de la cosecha de madera fue el suelo (99% del P dentro del ecosistema, el resto se encontró en el piso forestal y raíces (1%). Conforme avanzó el ciclo silvícola, los almacenes aéreos de P se recuperaron y los almacenes subterráneos disminuyeron. Al final del ciclo silvícola la distribución de P en el sistema forestal bajo manejo fue igual a la proporción en el BR (87.2% en almacén subterráneo, 1% en el piso forestal y 11.8% en biomasa arbórea). Los datos muestran que la proporción de almacenes al final del ciclo silvícola es restablecido con la mitad del contenido neto de P. Esto implica que los procesos de recirculado de P son recuperados y por tanto el replanteamiento de las prácticas silvícolas debería priorizar la menor pérdida de P del ecosistema u optar por prácticas de incorporación de P como la utilización de productos químicos enriquecidos en P.

Por lo tanto, concluimos que el ciclo silvícola ha reducido considerablemente las reservas de C y nutrientes tanto en la parte aérea como en la subterránea en los bosques bajo

aprovechamiento forestal en Chignahuapan, Puebla. Los resultados aquí presentados contrastan con otros estudios que han reportado efectos insignificantes en los almacenes aéreos debido al tipo e intensidad de la cosecha y de la identidad de la especie ([Powers et al., 2011](#)) y en los almacenes de C, N y P del suelo mineral ([Johnson & Curtis, 2001](#)), o incluso un aumento de los nutrientes. La mayor parte de la disminución de N y P es causada por la disminución y retiro del mantillo y los RLG que contienen cantidades significativas C, N y P, reduciendo así sus reservas en el largo plazo. Sin embargo, en el sitio de estudio los efectos de los tratamientos silvícolas intermedios en ambos almacenes son difíciles de generalizar debido a la alta variabilidad de condiciones de sitio y la inconsistencia en la aplicación de prácticas intermedias. Por lo tanto, los eventos aislados de extracción de madera para uso local como leña o la construcción y las cortas sanitarias deben ser incluidas en los estudios de los impactos del manejo forestal en el Ejido de Chignahuapan, Puebla.

A lo largo de la presente investigación se presentaron de manera general algunas sugerencias a los tratamientos silvícolas implementados en el sitio para una mejor conservación de los procesos biogeoquímicos y nutrientes. En suma, a lo anterior se presenta una serie de recomendaciones específicas para el sitio de estudio.

- ✓ Contar con un sistema de información actualizado que permita obtener datos de los tratamientos aplicados actualmente. Así como seguir al pie de la letra las especificaciones en cuanto a los tiempos de cosecha de madera y prácticas de aclareo.
- ✓ Optar por otras técnicas de control de incendios, evitando la remoción completa del piso forestal. Por ejemplo, un mayor espacio entre una parcela y otra o contar con un plan de incendios que permita controlar rápidamente cualquier tipo de incidente.

- ✓ Realizar una evaluación de otras variables más allá de las mediciones fisiológicas de los árboles. Por ejemplo, las condiciones físicas y químicas del suelo, la diversidad de arbustos u hongos entre otros.
- ✓ Obtener certificaciones que permitan un mayor valor a la producción obtenida de los bosques. También ampliar el mercado de venta y poder vender la madera después de un tratamiento, lo cual permitiría genera un valor agregado. Aplicar a programas de bonos de carbono o al programa de servicios ecosistémicos de la SEMARNAT generaría un mayor ingreso a la comunidad.
- ✓ Proporcionar información más clara a los ejidatarios de los tratamientos silvícolas aplicados al bosque. Hacerlos más participes del proceso de aprovechamiento de sus bosques. También es importante ofrecer una variedad de recursos aprovechables no maderables. Sería bueno contar con un plan de manejo especializado en esto y permitir que los ejidatarios decidan el tipo de recursos a comercializar.
- ✓ Contar con una comunicación constante y abierta con especialistas en ecosistemas para un mejor diagnóstico del estado de los bosques. Esto incluye realizar evaluaciones constantes de las condiciones del bosque. Por ejemplo, la evaluación de nutrientes en almacenes aéreos y subterráneos puede ser una medida de evaluación importante del bosque.

7. Conclusiones

En los bosques bajo manejo forestal de la región de Chignahuapan, Puebla la cosecha de madera tuvo un impacto negativo sobre el contenido de C, N y P. El C_T se redujo en un 73.5%, el N_T en 53.0% y P_T en 51.3%. El impacto fue diferencial para los almacenes aéreos, piso forestal y subterráneos. El mayor impacto se presentó en el almacén arbóreo, seguido por la biomasa de raíces, piso forestal y suelo. Los nutrientes disponibles en suelo disminuyeron entre 67 y 87%. Esto implica una redistribución de almacenes y flujos de nutrientes dentro del ecosistema y a lo largo del ciclo silvícola. Se encontró una alta variabilidad en los impactos sobre los almacenes de nutrientes de las prácticas de contingencia, aclareos y remoción del piso forestal. Un monitoreo a mayor detalle de las prácticas silvícolas aplicadas a las plantaciones permitiría una mejor interpretación del impacto de estas sobre los almacenes de nutrientes aéreos, piso forestal y subterráneos. Conforme avanza el ciclo silvícola, las tasas de recuperación de nutrientes entre los almacenes fueron distintas. Al final del ciclo silvícola hubo una recuperación de almacenes de nutrientes aéreos (representado por una especie dominante *P. pátula*) y en piso forestal sin llegar a una recuperación con respecto al bosques de referencia, lo cual podría tener efectos a largo plazo, en el reciclado de nutrientes. En contraste los almacenes de nutrientes en el suelo disminuyeron considerablemente, posiblemente modificando los mecanismos de disponibilidad y estabilización de N y P.

Las prácticas silvícolas también presentaron un impacto sobre el contenido de humedad, pH y densidad aparente del suelo, lo cual podría causar un cambio en el sistema suelo modificando la estructura y composición de comunidades microbianas y con esto procesos como la mineralización y disponibilidad de nutrientes. Los almacenes de C al término del ciclo silvícola se recuperaron en 73.5 %, el N 53.0 % y el P 51.3 %. El N y P disponible se recuperaron 31.5 y 22.8 %,

respectivamente. En este sentido, al final del ciclo silvícola los impactos del manejo forestal causan mayor salida que entrada de nutrientes al sistema forestal, por tanto, una pérdida en la productividad del ecosistema. La disminución de nutrientes disponibles tiene implicaciones directas en la fertilidad del suelo, la regeneración y el crecimiento de nuevas plantaciones forestales. La pérdida de productividad del ecosistema implica también una pérdida en recursos económicos, debido a la necesidad de implementar técnicas de rehabilitación en el ecosistema que mantenga la productividad forestal. De continuar con esta tendencia, los costos de la producción silvícola a largo plazo generarían una mayor pérdida que ganancia económica para el ejido. Algunas opciones de mejora en las prácticas silvícolas pueden ser: prácticas de cosecha de madera menos intensivas, ciclos de corta más largos y evitar remover completamente el almacén piso forestal después de la cosecha de madera y en las prácticas de aclareo, que funciona como un almacén de entrada de nutrientes al suelo.

7.1 Implicaciones en el manejo forestal de México

Los resultados de esta investigación muestran un panorama general del flujo de nutrientes a través de bosques bajo manejo forestal de la región de Chignahuapan, Puebla. No obstante, para lograr visualizar un balance de nutrientes más preciso del sistema forestal sería conveniente evaluar a mayor detalle el flujo de nutrientes dentro del sistema. Es decir, cuantificar los almacenes de nutrientes en almacenes de flujo como la hojarasca, el contenido en hojas verdes y hacer una diferenciación entre los almacenes de raíces gruesas y finas. También es necesario analizar con mayor detalle las propiedades físicas y químicas del suelo, así como una caracterización completa del perfil de suelo y la cuantificación de nutrientes disponibles (asociados a la materia orgánica y disueltos) y microbianos, ayudarían a una mejor interpretación

de los procesos de pérdida de nutrientes y en consecuencia el replanteamiento de prácticas silvícolas que generen una menor pérdida de nutrientes en el ecosistema.

Se encontró también una variabilidad alta de los impactos en las prácticas intermedias del ciclo debido a la aplicación de prácticas silvícolas influenciadas por múltiples procesos naturales y sociales que sobrepasan el alcance de esta revisión. En este sentido, un control y monitoreo de las prácticas intermedias ayudaría a una interpretación mejor de los impactos del manejo sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas forestales. También es interesante evaluar la línea base de las parcelas antes y después de la cosecha de madera, podría resultar ser un análisis fino de los impactos del ciclo silvícola. En caso de la necesidad de evaluar el impacto de una práctica silvícola en específico y a mayor detalle deberá tenerse una cronología mejor detallada de la intensidad y frecuencia de aplicación de técnicas silvícolas e historia ecológica del sitio. El tiempo de rotación de cosecha no permite la recuperación completa de nutrientes a largo plazo, por lo que ciclos de cosecha de madera más largos permitirán una mayor recuperación de almacenes de nutrientes y prácticas de aclareo a menos continuas sin la remoción total del piso forestal causarían un impacto menor sobre los almacenes y flujos de nutrientes. Lo cual permitiría un mayor contenido de nutrientes en el sistema y una mejor regeneración de plántulas en los siguientes ciclos silvícolas.

8. Referencias

- Almeida-Leñero, L., Espinosa, M., Nava, M., Ramos, A. y Jujnovsky, M. D. J. O. Y. J. 2007. Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México. Gaceta ecológica número especial. Instituto Nacional de Ecología: 84-85.
- Begon, M., Townsend, C. R. y Harper, J. L. 1986. Ecology, From individuals to Ecosystems Blackwell Publishing, **cuarta edición** 531-542.
- Bray, D. B., Pérez, L. M. y Barry, D. (2007). *Los bosques comunitarios de México. Manejo Sustentables de paisajes forestales*.
- Clarke, N., Gundersen, P., Jönsson-Belyazid, U., Kjønnaas, O. J., Persson, T., Sigurdsson, B. D., Stupak, I. y Vesterdal, L. 2015. Influence of different tree-harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **351**: 9-19. doi: 10.1016/j.foreco.2015.04.034.
- Challenger, A. (2003). Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México* (pp. 17-44).
- Chapela, F. 2012. ESTADO DE LOS BOSQUES DE MÉXICO. CONSEJO CIVIL MEXICANO PARA LA SILVICULTURA SOSTENIBLE A.C.
- Deloya, M. C. (2000). *La actividad forestal en México* (Vol. 1): Universidad Autónoma Chapingo.
- Elorinne, A.-L., Alfthan, G., Erlund, I., Kivimäki, H., Paju, A., Salminen, J., Turpeinen, U., Voutilainen, S. y Laakso, J. 2016. Food and Nutrient Intake and Nutritional Status of Finnish Vegans and NonVegetarians. CrossMark.
- Elser, J. J., Fagan, W. F., Kerkhoff, A. J., Swenson, N. G. y Enquist, B. J. 2010. Biological stoichiometry of plant production: metabolism, scaling and ecological response to global change. *New Phytologist*, **186**: 593–608. doi: 10.1111/j.1469-8137.2010.03214.x.

- Fisk, M. C., Goswami, S., Ratliff, T. J. y Yanai, R. D. 2014. Synergistic soil response to nitrogen plus phosphorus fertilization in hardwood forests. *Biogeochemistry*, **118**: 195-204. doi: 10.1007/s10533-013-9918-1.
- Forrester, J. A., Mladenoff, D. J. y Gower, S. T. 2013. Experimental Manipulation of Forest Structure: Near-Term Effects on Gap and Stand Scale C Dynamics. *Ecosystem*, **16**: 1455-1472. doi: 10.1007/s10021-013-9695-7.
- Galicia, L., Cáceres, A. M. G., Cram, S., Vergara, B. C., Ramírez, V. P., Saynes, V. y Siebe, C. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *TERRA LATINOAMERICANA*, **34**: 1-29.
- Galicia, L., Potvin, C. y Messier, C. 2015. Maintaining the high diversity of pine and oak species in Mexican temperate forests: a new management approach combining functional zoning and ecosystem adaptability. NRC Research Press. doi: 10.1139/cjfr-2014-0561.
- Galicia, L. y Zarco-Arista, A. E. 2015. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, **10**(4): 275-288. doi: 10.1080/21513732.2014.973907.
- García-Quijano, J. F., Deckmyn, G., Ceulemans, R., Orshoven, J. v. y Muys, B. 2008. Scaling from stand to landscape scale of climate change mitigation by afforestation and forest management: a modeling approach. *Climatic Change*, **86**: 397–424. doi: 10.1007/s10584-007-9297-5.
- Hocker, H. W. (1984). *Introducción a la biología forestal*.
- INECC. (2011). Iv. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero: SEMARNAT.
- J. Marty Kranabetter, K. K. M., Sara K. Enders, Jennifer M. Fraterrigo, Philip E. Higuera, Jesse L. Morris, Edward B. Rastetter, Rebecca Barnes, Brian Buma, Daniel G. Gavin, Laci M. Gerhart, Lindsey Gillson,¹¹ Peter Hietz,¹² Michelle C. Mack, Brenden McNeil, and Steven

Perakis 1 2015. A Framework to Assess Biogeochemical Response to Ecosystem Disturbance Using Nutrient Partitioning Ratios. *Ecosystems*.

Jang, W., Keyes, C. R. y Page-Dumroese, D. S. 2015. Long-term effects on distribution of forest biomass following different harvesting levels in the northern Rocky Mountains. *Forest Ecology and Management*, **358**: 281-290. doi: 10.1016/j.foreco.2015.09.024.

Kranabetter, J. M., McLauchlan, K. K., Enders, S. K., Fraterrigo, J. M., Higuera, P. E., Morris, J. L., Rastetter, E. B., Barnes, R., Buma, B., Gavin, D. G., Gerhart, L. M., Gillson, L., Heitz, P., Mack, M. C., McNeil, B. y Perakis, S. 2015. A Framework to Assess Biogeochemical Response to Ecosystem Disturbance Using Nutrient Partitioning Ratios. *Ecosystems*, **19**(3): 387-395. doi: 10.1007/s10021-015-9934-1.

Krebs, C. (2008). *The Ecological World View*: CSIRO Publishing

Kwak, J.-H., Chang, S. X., Naeth, M. A. y Schaaf, W. 2015. Coarse Woody Debris Increases Microbial Community Functional Diversity but not Enzyme Activities in Reclaimed Oil Sands Soils. *PLOS ONE*, **PLOS ONE**. doi: 10.1371/journal.pone.0143857.

Ladanai, S., Agren, G. I. y Olsson, B. A. 2010. Relationships Between Tree and Soil Properties in *Picea abies* and *Pinus sylvestris* Forests in Sweden. *Ecosystems*, **13**: 302-316. doi: 10.1007/s10021-010-9319-4.

Landeweert, R., Hoffland, E., Finlay, R. D., W.Kuyper, T. y Breemen, N. v. 2001. Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. *TRENDS in Ecology & Evolution*, **16**: 248-254.

Law, B. E., Thornton, P. E., J.Irvine, Anthoni, P. M. y Tuyl, S. V. 2001. Carbon storage and fluxes in ponderosa pine forests at different developmental stages. *Global Change Biology*. doi: 7,755-777.

- Manos, P. S., Doyle, J. J. y Nixon, K. C. 1999. Phylogeny, Biogeography, and Processes of Molecular Differentiation in *Quercus* Subgenus *Quercus* (Fagaceae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **12**(3): 333–349. doi: 1055-7903/99.
- Marcos, G. M. y Lancho, J. F. G. 2002. This contribution by atmospheric depositions would explain why these forest ecosystems have persisted in poor soils subjected to permanent and long-lasting losses of nutrients through biomass removal (i.e. leaves, timber, and grazing). *Forest Ecology and management*(171): 17-29.
- MCGRODDY, M. E., DAUFRESNE, T. y HEDIN, L. O. 2004. Scaling of C:N:P stoichiometry in forests worldwide: implications of terrestrial redfield-type ratios. *Ecological Society of America*, **85**(9): 2390–2401.
- Medrano, L. C. (2013). PROGRAMA DE MANEJO FORESTAL PERSISTENTE NIVEL AVANZADO PARA EL APROVECHAMIENTO DE RECURSOS FORESTALES MADERABLES.
- Melvin, A. M., Mack, M. C., Johnstone, J. F., McGuire, A. D., Genet, H. y Schuur, E. A. G. 2015. Differences in Ecosystem Carbon Distribution and Nutrient Cycling Linked to Forest Tree Species Composition in a Mid-Successional Boreal Forest. *Ecosystem*, **18**: 1472–1488. doi: 10.1007/s10021-015-9912-7.
- Molles, M. C. (2008). *Ecology: concepts and applications* Vol. cuarta edición. McGraw Hill (Ed.) (pp. 433-439).
- Naples, B. K. y Fisk, M. C. 2010. Belowground insights into nutrient limitation in northern hardwood forests. *Biogeochemistry*, **97**: 109-121. doi: 10.1007/s10533-009-9354-4.
- Pautasso, M., Schlegel, M. y Holdenrieder, O. 2015. Forest Health in a Changing World. *Microb Ecol*, **69**: 826–842. doi: 10.1007/s00248-014-0545-8.
- Perry, D. A., Oren, R. y Hart, S. C. (2008). *Forest Ecosystems* (Vol. 2nd edition): Johns Hopkins University Press

Reichle, D. E. (2009). *Dynamic properties of forest ecosystems*: International Biological Programme.

Rosas, I., Cravioto, A. y Ezcurra, E. (2004). *Microbiología ambiental SEMARNAT*

RushForth, K. D. 1987. Conifers. facts on file publications.

Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, **1ra. Edición digital**.

Uselman, S. M., Qualls, R. G. y Lilienfein, J. 2009. Production of Total Potentially Soluble Organic C, N, and P Across an Ecosystem Chronosequence: Root versus Leaf Litter. *Ecosystems*, **12**: 240-260. doi: 10.1007/s10021-008-9220-6.

Vaganov, E. A., Hughes, M. K. y Shashkin, A. V. 2001. Growth Dynamics of Conifer Tree Rings. Springer, **183**.

Valencia A., S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, **75**(0366-2128): 33-53.

Vanguelova, E., Pitman, R., Luiro, J. y Helmisaari, H.-S. 2010. Long term effects of whole tree harvesting on soil carbon and nutrient sustainability in the UK. *Biogeochemistry*, **101**: 43-59. doi: 10.1007/s10533-010-9511-9.

Villela, O. F. y Gerez, P. (1994). *Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo* Vol. SECUNDA EDICION. C. N. P. E. C. Y. U. D. L. B. Y. U. N. A. D. MÉXICO (Ed.)

Ward, C., Pothier, D. y Pare, D. 2014. Do Boreal Forests Need Fire Disturbance to Maintain Productivity? *Ecosystem*, **17**: 1053–1067. doi: 10.1007/s10021-014-9782-4.

Wilhelm, K., Rathsack, B. y Bockheim, J. 2012. Effects of timber harvest intensity on macronutrient cycling in oak-dominated stands on sandy soils of northwest Wisconsin. *Forest Ecology and Management*, **291**: 1-12. doi: 10.1016/j.foreco.2012.10.047.

Wu, Q., Wu, F., Tan, B., Yang, W., Ni, X. y Yang, Y. 2015. Carbon, Nitrogen and Phosphorus Stocks in Soil Organic Layer as Affected by Forest Gaps in the Alpine Forest of the Eastern Tibet Plateau1. *Russian Journal of Ecology*, **46**(3): 246–251. doi: 10.1134/S1067413615030091.

9. ANEXO

9.1 Biomasa de raíces (Mg ha⁻¹) finas (RF), gruesas (RG) y totales (RT) en el perfil de suelo

CR	RF	RG	RT
0-15 cm	0.17	0.30	0.47
15-30 cm	1.00	0.09	1.09
30-50 cm	0.18	0.08	0.26

CLf	RF	RG	RT
0-15 cm	0.31	0.24	0.55
15-30 cm	1.39	0.31	1.70
30-50 cm	0.17	0.46	0.63

2Ai	RF	RG	RT
0-15 cm	0.88	0.39	1.17
15-30 cm	1.58	0.06	1.64
30-50 cm	0.26	0.04	0.30

BR	RF	RG	RT
0-15 cm	1.33	0.50	1.83
15-30 cm	3.11	0.25	3.36
30-50 cm	0.28	0.45	0.68

CLi	RF	RG	RT
0-15 cm	0.17	0.22	0.39
15-30 cm	0.79	0.04	0.83
30-50 cm	0.07	0.08	0.15

1A	RF	RG	RT
0-15 cm	0.84	0.19	1.03
15-30 cm	1.77	0.20	1.97
30-50 cm	0.14	0.27	0.41

2Af	RF	RG	RT
0-15 cm	0.70	0.57	1.27
15-30 cm	0.68	0.22	0.90
30-50 cm	0.23	0.10	0.33

Figura 28. Biomasa de raíces finas, gruesas y totales distribuidas en el perfil de suelo para bosques manejados en Chignahuapan, Puebla. Contenidos reportados en (Mg ha⁻¹).

9.2 Concentración de P_T en raíces ($Mg P ha^{-1}$) finas (RF), gruesas (RG) y totales (RT) del perfil de suelo.

CR	RF	RG	RT
0-15 cm	0.11	0.09	0.20
15-30 cm	0.09	0.07	0.16
30-50 cm	0.21	0.13	0.33

CLf	RF	RG	RT
0-15 cm	0.18	0.14	0.32
15-30 cm	0.17	0.11	0.29
30-50 cm	0.17	0.13	0.31

2Ai	RF	RG	RT
0-15 cm	0.03	0.05	0.08
15-30 cm	0.07	0.10	0.17
30-50 cm	0.11	0.04	0.14

BR	RF	RG	RT
0-15 cm	0.04	0.04	0.09
15-30 cm	0.13	0.04	0.17
30-50 cm	0.13	0.12	0.25

CLi	RF	RG	RT
0-15 cm	0.04	0.05	0.09
15-30 cm	0.13	0.02	0.16
30-50 cm	0.12	0.17	0.29

1A	RF	RG	RT
0-15 cm	0.12	0.16	0.28
15-30 cm	0.14	0.10	0.24
30-50 cm	0.05	0.06	0.11

2Af	RF	RG	RT
0-15 cm	0.07	0.07	0.14
15-30 cm	0.10	0.06	0.16
30-50 cm	0.12	0.04	0.15

Figura 29. Concentración de P_T en raíces finas, gruesas y totales distribuidas en el perfil de suelo para bosques manejados en Chignahuapan, Puebla. Datos reportados en %.

9.3 Parámetros físicos en el perfil de suelo

CR	Contenido de Humedad	pH
0-15 cm	22.60	5.5
15-30 cm	38.60	5.0
30-50 cm	28.60	5.1

CLf	Contenido de Humedad	pH
0-15 cm	30.00	5.0
15-30 cm	17.20	4.6
30-50 cm	28.60	4.8

2Ai	Contenido de Humedad	pH
0-15 cm	23.20	5.1
15-30 cm	19.80	5.4
30-50 cm	21.80	5.5

BR	Contenido de Humedad	pH
0-15 cm	28.60	5.0
15-30 cm	26.60	5.6
30-50 cm	21.40	5.6

CLi	Contenido de Humedad	pH
0-15 cm	22.60	5.0
15-30 cm	40.00	5.0
30-50 cm	20.60	5.7

1A	Contenido de Humedad	pH
0-15 cm	34.60	5.6
15-30 cm	23.00	5.6
30-50 cm	16.80	5.1

2Af	Contenido de Humedad	pH
0-15 cm	33.00	5.6
15-30 cm	32.80	5.8
30-50 cm	34.00	5.6

Figura 30. Parámetros químicos del suelo en los contenidos de perfiles de suelo para seis tratamientos silvícolas y un BR en Chignahuapan, Puebla. Datos reportados en %.

9.4 Concentración de nutrientes en el perfil de suelo

CR	C	N	P
0-15 cm	9.64	0.67	0.15
15-30 cm	6.87	0.50	0.14
30-50 cm	1.75	0.15	0.10

CLf	C	N	P
0-15 cm	7.08	0.45	0.11
15-30 cm	4.53	0.30	0.22
30-50 cm	17.01	1.00	0.19

2Ai	C	N	P
0-15 cm	10.59	0.66	0.16
15-30 cm	2.63	0.20	0.11
30-50 cm	5.54	0.38	0.12

BR	C	N	P
0-15 cm	10.99	0.57	0.16
15-30 cm	5.36	0.37	0.41
30-50 cm	2.06	0.18	0.21

CLi	C	N	P
0-15 cm	12.68	0.87	0.15
15-30 cm	7.01	0.54	0.18
30-50 cm	2.62	0.23	0.18

1A	C	N	P
0-15 cm	2.40	0.21	0.10
15-30 cm	2.93	0.23	0.11
30-50 cm	1.87	0.17	0.22

2Af	C	N	P
0-15 cm	12.05	0.73	0.16
15-30 cm	3.14	0.25	0.13
30-50 cm	2.90	0.24	0.12

Figura 31. Concentración de C_T , N_T y P_T en el perfil de suelo para diferentes tratamientos silvícolas y un BR en Chignahuapan, Puebla. Datos reportados en %.

9.4.1 Concentración de nutrientes disponibles en el perfil de suelo

CR	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	1.9	224.4	0.0007
15-30 cm	1.6	212.8	0.0005
30-50 cm	0.9	56.0	0.0005

CLi	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	3.7	346.6	0.0013
15-30 cm	2.3	138.0	0.0020
30-50 cm	1.5	55.7	0.0010

CLf	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	4.2	68.8	0.0005
15-30 cm	6.2	13.3	0.0020
30-50 cm	5.1	100.9	0.0037

1A	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	3.1	52.9	0.0008
15-30 cm	4.5	58.9	0.0005
30-50 cm	5.0	14.6	0.0031

2Ai	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	13.7	104.5	0.0007
15-30 cm	3.9	67.0	0.0008
30-50 cm	5.9	51.1	0.0006

2Af	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	0.3	6.3	0.0017
15-30 cm	2.6	31.0	0.0006
30-50 cm	2.1	14.1	0.0006

2Ai	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	47.9	35.5	0.0061
15-30 cm	22.8	44.1	0.0036
30-50 cm	8.5	192.7	0.0028

Figura 32. Concentración de NH₄⁺, NO₃⁻ y P_d en el perfil de suelo para diferentes tratamientos silvícolas y un BR en Chignahuapan, Puebla. Datos reportados en %.

9.5 Contenido de C_T, N_T y P_T en el perfil de suelo

CR	C _T	N _T	P _T
0-15 cm	56.26	3.91	0.85
15-30 cm	40.09	2.89	0.80
30-50 cm	10.21	0.87	0.56

CLi	C _T	N _T	P _T
0-15 cm	75.63	5.19	0.87
15-30 cm	41.78	3.22	1.09
30-50 cm	15.65	1.36	1.09

CLf	C _T	N _T	P _T
0-15 cm	41.18	2.60	0.62
15-30 cm	26.35	1.75	1.27
30-50 cm	98.89	5.80	1.12

1A	C _T	N _T	P _T
0-15 cm	15.50	1.33	0.64
15-30 cm	18.89	1.47	0.70
30-50 cm	12.05	1.12	1.42

2Ai	C _T	N _T	P _T
0-15 cm	69.78	4.32	1.02
15-30 cm	17.29	1.32	0.73
30-50 cm	36.51	2.51	0.81

2Af	C _T	N _T	P _T
0-15 cm	53.10	3.21	0.73
15-30 cm	13.81	1.11	0.58
30-50 cm	12.79	1.05	0.53

BR	C _T	N _T	P _T
0-15 cm	62.64	3.23	0.90
15-30 cm	30.56	2.13	2.31
30-50 cm	11.72	1.01	1.18

Figura 33. Contenido de C_T, N_T y P_T en el perfil de suelo para diferentes tratamientos silvícolas y un BR en Chignahuapan, Puebla. Contenidos reportados en (Mg ha⁻¹)

9.5.1 Contenido de nutrientes disponibles en el perfil de suelo

CR	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	0.01	1.31	0.004
15-30 cm	0.01	1.24	0.003
30-50 cm	0.01	0.33	0.003

CLi	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	0.02	2.07	0.008
15-30 cm	0.01	0.82	0.012
30-50 cm	0.01	0.33	0.006

CLf	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	0.02	0.40	0.003
15-30 cm	0.04	0.08	0.012
30-50 cm	0.03	0.59	0.022

1A	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	0.02	0.34	0.005
15-30 cm	0.03	0.38	0.003
30-50 cm	0.03	0.09	0.020

2Ai	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	0.09	0.69	0.005
15-30 cm	0.03	0.44	0.005
30-50 cm	0.04	0.34	0.004

2Af	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	0.00	0.03	0.007
15-30 cm	0.01	0.14	0.002
30-50 cm	0.01	0.06	0.003

2Ai	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _d
0-15 cm	0.27	0.20	0.035
15-30 cm	0.13	0.25	0.021
30-50 cm	0.05	1.10	0.016

Figura 34. Contenido de NH₄⁺, NO₃⁻ y P_d en el perfil de suelo para diferentes tratamientos silvícolas y un BR en Chignahuapan, Puebla. Contenidos reportados en (Mg ha⁻¹)

9.6 Cocientes de nutrientes en el perfil de suelo

CR	C:N	C:P	N:P
0-15 cm	14.40	65.94	4.58
15-30 cm	13.87	50.18	3.62
30-50 cm	11.73	18.38	1.57

CLf	C:N	C:P	N:P
0-15 cm	15.85	66.38	4.19
15-30 cm	15.06	20.79	1.38
30-50 cm	17.05	88.35	5.18

2Ai	C:N	C:P	N:P
0-15 cm	16.16	68.15	4.22
15-30 cm	13.13	23.58	1.80
30-50 cm	14.56	45.07	3.09

BR	C:N	C:P	N:P
0-15 cm	19.37	69.67	3.60
15-30 cm	14.32	13.21	0.92
30-50 cm	11.65	9.96	0.85

CLi	C:N	C:P	N:P
0-15 cm	14.57	86.77	5.96
15-30 cm	12.97	38.23	2.95
30-50 cm	11.49	14.32	1.25

1A	C:N	C:P	N:P
0-15 cm	11.65	24.07	2.07
15-30 cm	12.86	26.83	2.09
30-50 cm	10.79	8.47	0.79

2Af	C:N	C:P	N:P
0-15 cm	16.55	73.14	4.42
15-30 cm	12.44	23.70	1.91
30-50 cm	12.17	24.06	1.98

Figura 35. Cociente de C:N, C:P y N:P en el perfil de suelo para diferentes tratamientos silvícolas y un BR en Chignahuapan, Puebla. Contenidos reportados en (Mg ha^{-1})

9.6.1 Cociente de $\text{NH}_4^+:\text{N}_T$ en el perfil de suelo

CR	$\text{NH}_4^+:\text{N}_T$	$\text{NO}_3^-:\text{N}_T$	$\text{P}_d:\text{P}_t$
0-15 cm	0.36	0.003	224.83
15-30 cm	0.31	0.002	273.72
30-50 cm	0.16	0.003	200.22

CLf	$\text{NH}_4^+:\text{N}_T$	$\text{NO}_3^-:\text{N}_T$	$\text{P}_d:\text{P}_t$
0-15 cm	0.11	0.006	213.41
15-30 cm	0.05	0.023	107.68
30-50 cm	0.19	0.010	52.04

2Ai	$\text{NH}_4^+:\text{N}_T$	$\text{NO}_3^-:\text{N}_T$	$\text{P}_d:\text{P}_t$
0-15 cm	0.05	0.006	222.02
15-30 cm	0.05	0.003	148.46
30-50 cm	0.06	0.007	196.71

BR	$\text{NH}_4^+:\text{N}_T$	$\text{NO}_3^-:\text{N}_T$	$\text{P}_d:\text{P}_t$
0-15 cm	0.01	0.016	25.96
15-30 cm	0.02	0.008	112.76
30-50 cm	0.02	0.001	75.07

CLi	$\text{NH}_4^+:\text{N}_T$	$\text{NO}_3^-:\text{N}_T$	$\text{P}_d:\text{P}_t$
0-15 cm	0.24	0.003	110.29
15-30 cm	0.23	0.004	90.49
30-50 cm	0.15	0.004	178.78

1A	$\text{NH}_4^+:\text{N}_T$	$\text{NO}_3^-:\text{N}_T$	$\text{P}_d:\text{P}_t$
0-15 cm	0.07	0.004	132.99
15-30 cm	0.05	0.004	229.52
30-50 cm	0.03	0.012	70.52

2Af	$\text{NH}_4^+:\text{N}_T$	$\text{NO}_3^-:\text{N}_T$	$\text{P}_d:\text{P}_t$
0-15 cm	2.14	0.116	98.33
15-30 cm	0.10	0.008	240.40
30-50 cm	0.11	0.017	192.99

Figura 36. Contenido de NH_4^+/N_T en el perfil de suelo para diferentes tratamientos silvícolas y un BR en Chignahuapan, Puebla. Contenidos reportados en (Mg ha^{-1})