



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

ÍNDICES DE CALIDAD ECOLÓGICA PARA
EVALUAR LOS PROCESOS A NIVEL DE
ECOSISTEMA EN LA CUENCA DEL RÍO
MAGDALENA. D. F., MÉXICO.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

P R E S E N T A :

Diego Morales Rojas



DIRECTORA DE TESIS:
Dra. María Guadalupe Barajas Guzmán
2015



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.

- Datos del alumno

Morales
Rojas
Diego
(55) 55260581
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
307219749

- Datos de la tutora de tesis:

Dra.
María Guadalupe
Barajas
Guzmán

- Datos de sinodal 1

Dra.
Silvia
Castillo
Argüero

- Datos de sinodal 2

Dr.
Arcadio
Monroy
Ata

- Datos de sinodal 3

M. en C.
Verónica
Aguilar
Zamora

- Datos de sinodal 4

M. en C.
Gabriela
Santibáñez
Andrade

- Datos del trabajo escrito

Índices de calidad ecológica para evaluar los procesos a nivel de ecosistema en la cuenca del río Magdalena, D. F.,
México.
110 p.
2015

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias y a la Universidad Nacional Autónoma de México, por darme la oportunidad de cursar una licenciatura y proveer los recursos para mi desarrollo profesional.

Al macroproyecto “La cuenca del río Magdalena, D. F., como sitio de referencia para el monitoreo de los efectos del cambio climático”. Programa de investigación en cambio climático 2012 (PINCC), por darme la oportunidad de participar en actividades vinculadas a mi carrera e integrarme dentro de sus proyectos.

A los integrantes del jurado, Dra. Silvia Castillo Argüero, Dra. María Guadalupe Barajas Guzmán, Dr. Arcadio Monroy Ata, M. en C. Verónica Aguilar Zamora y a la M. en C. Gabriela Santibáñez Andrade, por dedicar su tiempo, sus comentarios y observaciones en este trabajo.

A los integrantes del taller de “Ecología de la biota del suelo: su papel en la dinámica, funcionamiento y restauración de los ecosistemas.” de la Facultad de Ciencias, UNAM, por todas sus enseñanzas, apoyo incondicional, compañerismo y sobre todo sus sonrisas.

Agradecimientos personales

A la Dra. Ma. Guadalupe Barajas Guzmán, el Dr. F. Javier Álvarez Sánchez y la Dra. Irene Sánchez Gallén por sus comentarios y observaciones constantes en la realización de este trabajo. Gracias por su paciencia.

A Ernesto Delgadillo y Esthela Baltazar por su aportación de los datos con los que se realizó este estudio.

A todos mis compañeros del taller de Ecología de la biota del suelo por su compañía y buenos momentos en el laboratorio.

A mis amigos de la universidad Flais (Jorge), David, Xiuhnel, Bobmar (Omar), Marcos, Moi, Iván (manito) y a todos mis amigos del “pulpo” por alegrarme los días más pesados y hacerlos más ligeros.

A Julia Ojeda por recordarme la pasión por el estudio y contagiarme su deseo de nunca dejar de aprender.

A mi madre Antonia Rojas Ávila y a mi padre Luis Alfredo Morales Castorena por nunca dejar de apoyarme y creer en mí.

A mi hermano Emilio Morales Rojas por todo su amor y ser el mejor hermano del universo. Gracias a toda mi familia y amigos.

RESUMEN

En este trabajo se realizó un diagnóstico de la calidad ecológica de los procesos que se dan a nivel del ecosistema en la cuenca del río Magdalena, D. F., México. El diagnóstico se fundamentó con cuatro variables seleccionadas como indicadores de *calidad ecológica* para ecosistemas: la *productividad primaria neta aérea* (PPNA), la tasa anual de *caída de hojarasca* y la *relación Carbono/Nitrógeno* (C/N) del mantillo y del suelo. El método que se usó para hacer el diagnóstico de calidad ecológica fue propuesto por van de Bund y Solimini (2007), el cual consiste en comparar un ecosistema en particular (en este caso la cuenca del río Magdalena) con otros ecosistemas similares (*condiciones de referencia*), con el fin de establecer la posición o estado del ecosistema evaluado con respecto a otros ecosistemas semejantes. Las comparaciones y la elaboración de los *índices de calidad ecológica* se realizaron con los tres tipos de vegetación dominantes en la cuenca del río Magdalena (CRM): bosque de *Pinus hartwegii* Lindl, bosque de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. y el bosque de *Quercus* sp., en cada uno de ellos ya habían sido registrados previamente los valores de PPNA, caída de hojarasca y relación C/N del mantillo y suelo. La CRM fue contrastada con bosques de *Pinus* sp., *Abies* sp. y *Quercus* sp. de todo el mundo, de tal forma que se pudiera ubicar a la CRM dentro de un contexto mundial, latitudinal y nacional.

Los resultados indican que a nivel internacional, la CRM se encuentra entre los ecosistemas más productivos de este tipo (bosque templado), la PPNA y la caída de hojarasca de la CRM sobrepasan la media internacional, con excepción del bosque de *Pinus hartwegii* Lindl de la CRM, el cual posee valores semejantes a la media internacional para ambas variables. Latitudinalmente el bosque de *Abies religiosa* de la CRM fue el único tipo de bosque que sobrepasó el valor de referencia de caída de hojarasca. Los valores promedio de la relación C/N del mantillo en los tres tipos de bosque de la CRM, siempre fueron menores a los que se reportaron a nivel internacional y latitudinal, esto significa que el mantillo de la CRM es menos recalcitrante y más rápido de degradar que el de otros bosques templados del mundo. Los índices demostraron que la relación C/N del suelo en la CRM tiene una calidad ecológica alta; ya que los valores de este cociente fluctúan alrededor de 18, lo cual nos indica que la materia orgánica del suelo sigue en proceso de descomposición; a nivel internacional, los tres tipos de bosque de la CRM poseen valores semejantes del cociente C/N a los que se reportan en ecosistemas similares. Se concluye que la CRM posee una calidad ecológica alta, pero existen problemas socioambientales que pueden alterar este diagnóstico en el futuro, es por eso que el constante monitoreo y comparación de variables indicadoras, así como el contraste con otros ecosistemas semejantes, es clave para su diagnóstico y manejo.

Índice

I) Ecosistemas. Concepto y atributos.....	9
II) Procesos del ecosistema.....	11
III) Deterioro y salud de los ecosistemas.....	14
IV) Indicadores: utilidad y alcances.....	16
a. Elección de indicadores.....	17
b. Bioindicadores.....	19
c. Bioindicadores para el nivel de ecosistema.....	20
• Productividad Primaria Neta Aérea	
• Caída de hojarasca	
• Relación C/N del mantillo y suelo	
V) Justificación y objetivos.....	24
VI) Zona de estudio.....	26
VII) Antecedentes.....	29
VIII) Método	
a. Revisión bibliográfica de los valores de PPNA, caída de hojarasca y relaciones C / N en los bosques templados a nivel mundial.....	32
b. Obtención de los índices.....	33
c. Determinación de la calidad ecológica de los procesos ecosistémicos de PPNA, caída de hojarasca y relaciones C / N en la cuenca del río Magdalena.....	36
IX) Resultados	
a. Productividad primaria neta aérea.....	38
b. Caída de hojarasca.....	42
c. Relación C/N del mantillo.....	50
d. Relación C/N del suelo.....	57
e. Análisis de componentes principales.....	66
X) Discusión	
a. Productividad primaria neta aérea.....	69
b. Caída de hojarasca.....	71
c. Relación C/N del mantillo y suelo.....	74
XI) Conclusiones.....	78
XII) Consideraciones finales.....	79
XIII) Literatura citada.....	84
XIV) Anexo.....	100

Índice de figuras, cuadros y tablas

Figura 1. Ciclo y dinámica de nutrientes y energía dentro de un ecosistema.....	12
Figura 2. Modelo del ciclo de los nutrientes dentro de un ecosistema terrestre.....	13
Figura 3. Gráfica de precipitación y temperatura en la cuenca del río Magdalena (CRM).....	26
Figura 4. Mapa de la cuenca del río Magdalena.....	27
Figura 5. Escala de colores para la evaluación de los índices de calidad ecológica.....	37
Figura 6. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la PPNA de los bosques de la CRM.....	42
Figura 7. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la caída de hojarasca a nivel internacional.....	48
Figura 8. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la caída de hojarasca a nivel latitudinal.....	49
Figura 9. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la caída de hojarasca a nivel nacional.....	50
Figura 10. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N del mantillo a nivel internacional.....	55
Figura 11. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N del mantillo a nivel latitudinal.....	56
Figura 12. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N del mantillo a nivel nacional.....	57
Figura 13. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N del suelo a nivel internacional.....	62
Figura 14. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N del suelo a nivel latitudinal.....	63
Figura 15. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N del suelo a nivel nacional.....	64
Figura 16. Proyección de cada sitio de referencia de acuerdo a su agrupación por factores para el género <i>Pinus</i> spp.....	66
Figura 17. Proyección de cada sitio de referencia de acuerdo a su agrupación por factores para el género <i>Abies</i> spp.....	67
Figura 18. Proyección de cada sitio de referencia de acuerdo a su agrupación por factores para el género <i>Quercus</i> spp.....	68
Cuadro 1. Comunidades y asociaciones vegetales que hay dentro del área de estudio.....	28
Cuadro 2. Ventajas y desventajas del método de índices de calidad ecológica.....	35
Tabla 1. Estudios previos realizados dentro de la cuenca del río Magdalena.....	30
Tabla 2. Resultados obtenidos de los estudios realizados en la CRM.....	31
Tabla 3. 1. Datos promedio mínimos, máximos y promedio bibliográfico de PPNA para los tres tipos de bosque.....	40
Tabla 3. 2. Valores de índices para la variable de PPNA.....	41

Tabla 4. 1. Datos promedio mínimos, máximos y promedios bibliográficos de caída de hojarasca para los tres tipos de bosque.....	45
Tabla 4. 2. Valores de índices para la variable de caída de hojarasca.....	47
Tabla 5. 1. Datos promedio mínimos, máximos y promedio bibliográfico de relación C/N del mantillo para los tres tipos de bosque.....	52
Tabla 5. 2. Valores de índices para la variable de relación C/N del mantillo.....	53
Tabla 6. 1. Datos promedio mínimos, máximos y promedio bibliográfico de relación C/N del suelo para los tres tipos de bosque.....	59
Tabla 6. 2. Valores de índices para la variable de relación C/N del suelo.....	61
Tabla 7. Diagnóstico de calidad ecológica para los procesos ecosistémicos que se llevan a cabo en la CRM.....	65
Anexo 1. Datos y referencias bibliográficas de <i>PPNA</i> para los bosques de <i>Pinus</i> , <i>Abies</i> y <i>Quercus</i>	100
Anexo 2. Datos y referencias bibliográficas de <i>caída de hojarasca</i> para los bosques de <i>Pinus</i> , <i>Abies</i> y <i>Quercus</i>	101
Anexo 3. Datos y referencias bibliográficas de relación C/N del mantillo para los bosques de <i>Pinus</i> , <i>Abies</i> y <i>Quercus</i>	102
Anexo 4. Datos y referencias bibliográficas de relación C/N del suelo para los bosques de <i>Pinus</i> , <i>Abies</i> y <i>Quercus</i>	103
Anexo 5. Análisis de componentes principales. Proyección de variables en el plano de factores principales para los datos de bosque de <i>Pinus</i> spp., <i>Abies</i> spp. y <i>Quercus</i> spp. a nivel internacional.....	104
Anexo 6. Mapas de países que contribuyeron a los rangos promedio internacionales.....	105
Anexo 7. Lista de países que aportaron datos para el análisis de componentes principales.....	108

I. *Ecosistemas. Concepto y atributos.*

En la literatura se pueden encontrar diferentes definiciones para la palabra “*ecosistema*”; según el Millenium Ecosystem Assessment o MEA (2005) publicado por la World Health Organization, “los ecosistemas son los sistemas naturales que mantienen a la vida en el planeta”, “es un complejo dinámico integrado por comunidades de plantas, animales, microorganismos y el medio abiótico que los rodea, todos interactuando como una unidad funcional” (MEA, 2003). Según García (2008), un sistema complejo es la confluencia de múltiples procesos cuyas interrelaciones constituyen la estructura de un sistema que funciona como una totalidad organizada; la complejidad del sistema será mayor si el grado de integración y mutua dependencia de las unidades que lo componen aumenta. Así pues, los ecosistemas están integrados por diferentes variables bióticas y abióticas, como las condiciones climáticas y geofísicas del sitio, las redes tróficas, el flujo de materia y energía en los organismos, etc., todas interrelacionadas e interdependientes (MEA, 2003; Swift *et al.*, 1979). En la naturaleza, la distribución de especies y sus interacciones están fuertemente influidas por el ambiente asociado, por lo tanto la comunidad biótica constituye una unidad integral junto con el ambiente físico (Golley, 1993; Maass, 2003).

Propiedades y características de un ecosistema

Una propiedad de los ecosistemas es su *estructura*, la cual es el producto del intrincado acoplamiento de sus componentes bióticos (productores primarios, consumidores, descomponedores, el ser humano, etc.) y abióticos (tipo de clima, tipo de suelo, altitud, presión atmosférica, temperatura del aire, suelo y agua, etc.); dicho acoplamiento ocurre en un tiempo y espacio determinado; la estructura de un ecosistema, a la vez, es el resultado y causa de la función del ecosistema (Maass y Martínez, 1990). La *dinámica del ecosistema* es otra propiedad que se puede contemplar como un flujo de materia y energía, o como una sucesión de nacimientos y muertes de individuos pertenecientes a diferentes especies (Margalef, 1989). Los ecosistemas se estructuran de manera jerárquica, ya que un ecosistema puede estar dentro de otro y éste a su vez puede estar conformado por varios subsistemas, por lo tanto los procesos que se llevan a cabo dentro de un ecosistema operan en diferentes

escalas de tiempo y espacio (Swift *et al.*, 1979). Por ejemplo, la descomposición microbiana se lleva a cabo en espacios de milésimas de milímetro y en minutos u horas, la caída de hojarasca se lleva a cabo en varios metros cuadrados y en periodos mensuales o anuales, las inundaciones y sequías ocurren con periodos de retorno de décadas y afectan grandes extensiones de tierra o las erupciones volcánicas que ocurren en miles de años y que tienen impacto a nivel mundial. Otras propiedades teóricas del ecosistema son la *resistencia* (capacidad del ecosistema para tolerar o soportar algún grado de disturbio) y la *resiliencia* (capacidad del ecosistema para regresar a su estado inicial después de sufrir algún grado de disturbio) (Wu y Loucks, 1995). Estas dos propiedades no se encuentran en los componentes del ecosistema por separado, sino que son propiedades únicas y emergentes que se adquieren circunstancialmente como producto de la interacción conjunta de sus componentes y procesos, propias del conjunto llamado ecosistema (Maass, 2003; Pimm, 1984). En 2003, Maass argumenta que los criterios utilizados para delimitar las fronteras de un ecosistema son arbitrarios; todo depende de los objetivos o intereses particulares del estudio. Así mismo, se debe comprender que el estudio de los ecosistemas requiere un enfoque sistémico, en donde existe una entrada y salida de energía y materia entre el sistema y el entorno que lo rodea; los ecosistemas no son ambientes uniformes y estáticos, son diversos y dinámicos, lo que parece homogéneo y estático a una escala, se torna muy heterogéneo y cambiante en otra. Los ecosistemas naturales no son sistemas teleológicos, es decir, no están estructurados ni funcionan siguiendo un plan, diseño u objetivo predeterminado por algún controlador central, solo existen tendencias hacia la complejidad; cada componente biótico o abiótico posee propiedades y características que determinan su interacción con el resto de los componentes del sistema (Patten y Odum, 1981). Por otra parte, Levin (1998) propone que los ecosistemas son ejemplos de sistemas adaptativos complejos, donde los patrones que se perciben a grandes escalas emergen por la interacción localizada y selección de procesos que se llevan a cabo en escalas menores. Cualquier escala del ecosistema posee su propia dinámica de comportamiento, esto hace posible que la selección natural opere, cambiando o modificando alguna (s) propiedad (es) del ecosistema. Los ecosistemas son el producto de cientos o miles de años de evolución conjunta y adaptación, por medio de sucesión ecológica (Washitani, 2001), al alterarse y/o interrumpirse, parcial o totalmente, uno o varios de los

procesos naturales que mantienen el flujo de materia y energía, puede haber una perturbación en las redes tróficas y en los mecanismos de control y regulación del ecosistema (Achá y Fontúrbel, 2003).

II. *Procesos del ecosistema*

La dinámica de un ecosistema es independiente de su tamaño, esta dinámica implica a dos procesos naturales, el flujo de energía y los ciclos biogeoquímicos. La energía ingresa a los ecosistemas en forma de energía solar, los organismos autótrofos la convierten en energía química, luego los heterótrofos incorporan esta energía en forma de alimento y se disipa en forma de calor. El carbono (C) y el nitrógeno (N) cumplen ciclos entre los componentes bióticos y abióticos del ecosistema, los organismos fotosintéticos asimilan estos elementos en forma de compuestos inorgánicos del aire, suelo y agua incorporándolos a moléculas orgánicas, algunas de las cuales son consumidas por los animales. Los elementos vuelven al aire, agua o suelo por el metabolismo de las plantas y animales, así como la acción conjunta de diferentes comunidades de microorganismos integradas por bacterias y hongos en su mayoría, las cuales se encargan de descomponer los desechos orgánicos y organismos muertos, liberando nutrientes al ambiente; hay que recordar que un nutriente es un recurso necesario para el óptimo desempeño de un organismo (Heal y MacLean, 1975; Swift *et al.*, 1979). La materia y energía se movilizan dentro del ecosistema por transferencia de sustancias durante la fotosíntesis y por las redes tróficas que existen entre las especies. La energía, a diferencia de la materia, no puede ser reciclada, el ecosistema necesita recibir una entrada de energía constante proveniente de una fuente externa, el sol. En pocas palabras la energía fluye a través del ecosistema o de los ecosistemas, mientras que la materia se recicla entre y dentro de ellos. En la figura 1 se muestra una representación gráfica de las premisas anteriores.

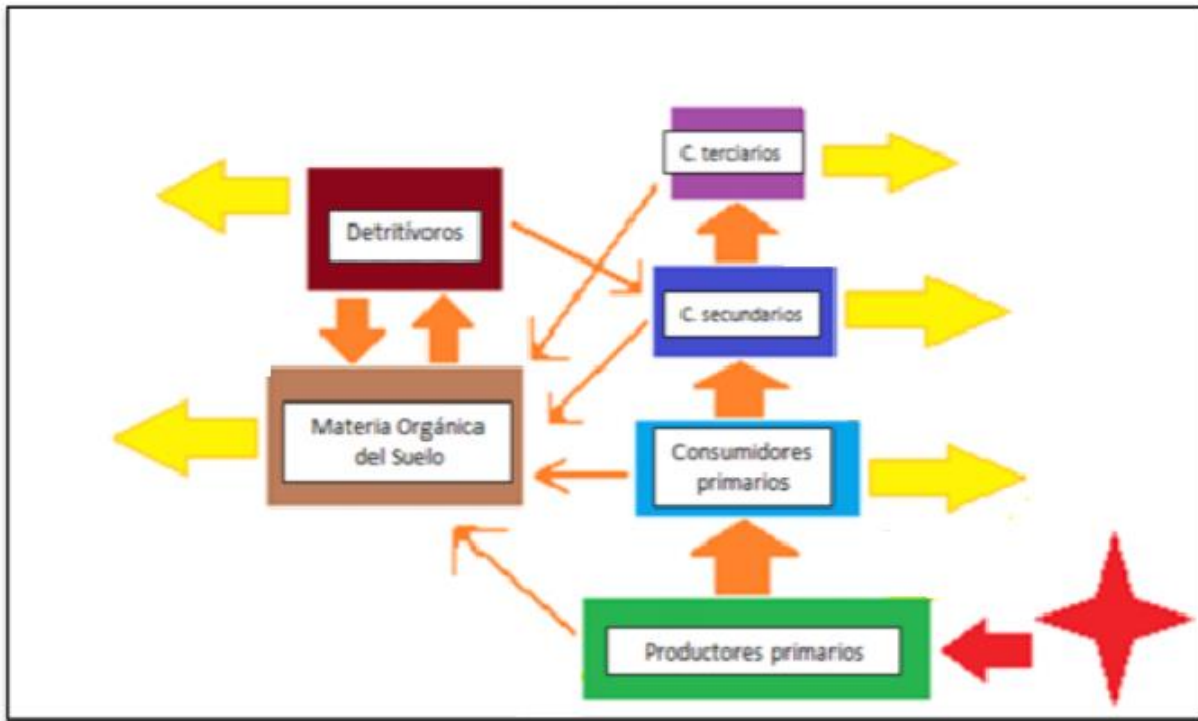


Figura 1. *Ciclo y dinámica de nutrientes y energía dentro de un ecosistema.* Los rectángulos representan los diferentes niveles tróficos que conforman al ecosistema y que se relacionan a través de la red alimentaria. Las flechas representan el flujo de energía y materia [Amarilla: pérdida de calor; Naranja: Energía química, materia, calor, energía en forma de ATP; Roja: Energía solar, calor]. Modificado de Campbell y Reece (2007).

Los elementos químicos también son recursos y podrían estar en cantidades limitadas, por lo tanto los organismos que son parte del ecosistema dependen del reciclaje de estos nutrientes. Cuando un organismo está vivo, mantiene a los nutrientes en rotación continua dentro de sus estructuras, asimila algunos de ellos y desecha otros, cuando muere los desintegradores reintegran estos nutrientes al agua, atmósfera y suelo; dicha descomposición reabastece los depósitos de nutrientes orgánicos que las plantas y otros organismos autótrofos utilizan para formar nuevas sustancias y estructuras orgánicas (Campbell y Reece, 2007; Coleman et al., 2005; Jones, 1992). En los ciclos biogeoquímicos de un ecosistema participan ambos componentes, bióticos y abióticos. El ciclo específico de una sustancia química a través de un ciclo biogeoquímico, varía con cada elemento en particular y con la estructura trófica del ecosistema; actualmente se reconocen dos categorías generales de ciclos biogeoquímicos, locales y globales, por ejemplo, el carbono, oxígeno, azufre y nitrógeno se

encuentran en forma gaseosa en la atmósfera, por lo tanto tienen la capacidad de viajar grandes distancias y tener efectos a nivel global, en cambio otros elementos menos móviles como el fósforo, potasio y calcio poseen ciclos biogeoquímicos a una escala más localizada, a corto o mediano plazo (Campbell y Reece, 2007; Agren y Andersson, 2012). En un ecosistema existen reservorios en donde hay una captura y retención de nutrientes, y que son una fase o paso en el ciclo biogeoquímico de algún elemento. En la figura 2 se puede observar la interacción biótica y abiótica en función del ciclo de nutrientes dentro de un ecosistema.

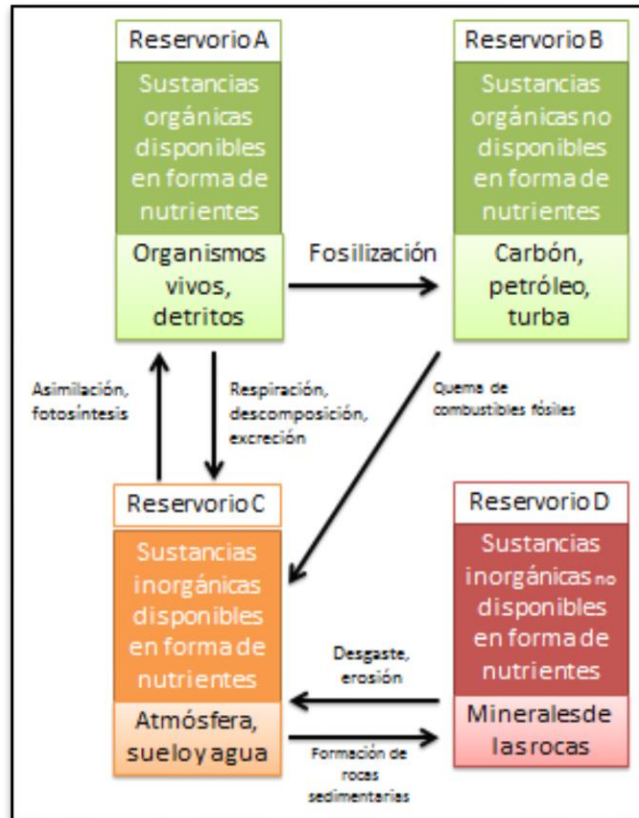


Figura 2. Modelo del ciclo de los nutrientes dentro de un ecosistema terrestre. Las flechas representan al flujo y transformación de la energía y materia dentro del ecosistema. Campbell y Reece, 2007.

III. *Deterioro y salud de los ecosistemas*

Un ecosistema es un sistema complejo autorregulado y adaptable (Washitani, 2001); esta plasticidad se debe a sus propiedades de resistencia y resiliencia. Un disturbio en el ecosistema es cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que trastorna la estructura de una población o comunidad y cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato o el ambiente físico (Pickett y White, 1985). El disturbio puede describir causas y efectos, estímulos y respuestas, entrada o salida de energía y materia; a grandes rasgos se puede definir al disturbio como una influencia desorganizativa. Cuando el disturbio es detectable a nivel ecosistémico, es muy grave, ya que puede ser una señal que indique la pérdida de homeostasis (equilibrio dinámico) entre sus componentes bióticos y abióticos. Por ejemplo, un evento de mortalidad puntual y discreto de especies, o el desplazamiento o daño de una población o comunidad nativa, crea de manera directa o indirecta una oportunidad para el establecimiento de otras especies foráneas que podrían alterar la dinámica de materia y energía previa al disturbio (Sousa, 1984). Los disturbios antropogénicos liberan recursos que pueden aprovechar otros organismos; en ecosistemas terrestres perturbados, la rotación en los ciclos de nutrientes aumenta debido a que existe competencia entre las especies nativas e introducidas, así como la transformación del hábitat natural a uno controlado por el ser humano (Odum, 1985). Todos los ecosistemas deteriorados pierden o disminuyen la eficiencia de ciertos procesos ecológicos que los regulan. Según Paruelo y Aguiar (2003), el deterioro de los componentes bióticos y abióticos modifica la capacidad de los ecosistemas para llevar a cabo sus procesos ecológicos naturales de funcionamiento, regulación, control y estabilización.

La degradación de un ecosistema implica un deterioro en las condiciones bióticas y abióticas junto con sus interacciones, provocando una disminución en su complejidad, biodiversidad, capacidad de carga, productividad biológica y económica, así como la pérdida de los diferentes servicios ecosistémicos que éste provee (Cole y Monz, 2002; Klug *et al.*, 2002; Singh *et al.*, 1997; Singh, 1998; Suárez y Medina, 2002). A partir del grado de deterioro que tienen sus componentes e interacciones, un ecosistema puede sufrir un desequilibrio transitorio, hasta una degradación irreversible. Las causas de esta degradación o deterioro de los

procesos ecosistémicos son múltiples y diversas, pueden ser fenómenos naturales de gran impacto como terremotos y huracanes, o por causas antropogénicas, las cuales tienen un impacto en el ecosistema a corto, mediano y largo plazo. La degradación de los ecosistemas terrestres puede suscitarse en cualquiera de sus componentes bióticos o abióticos y en sus diversas relaciones, por ejemplo, la degradación del suelo provoca una reducción en la productividad primaria del ecosistema, así como alteraciones al sistema hidrológico que circula a través del ecosistema. También, el suelo representa un componente fundamental de los ecosistemas terrestres, es el sustento de la vida vegetal y a su vez mantiene a las principales cadenas tróficas que integran al ecosistema (Montoya, 2005). El resultado de las acciones humanas es el cambio acelerado en el funcionamiento y estructura de los ecosistemas, la magnitud de estos cambios crece a medida que aumenta la población humana, se intensifica el cambio de uso de suelo, se incrementa la fragmentación de los ecosistemas, etc. teniendo efectos negativos en las comunidades de organismos que los integran (MEA, 2003).

La salud de un ecosistema es un concepto que se aplica en la evaluación y diagnóstico de los ecosistemas y se refiere a su estado de homeostasis, la palabra *salud* proviene del latín “salus”, -utis que significa “estar en condiciones de superar una dificultad”, el Diccionario de la Real Academia de la Lengua Española (2001) define a la palabra *salud* como “el estado en el que un organismo ejerce normalmente todas sus funciones”. Un ecosistema puede ser visto como un conjunto de sistemas y subsistemas, donde los sistemas internos estarían representados por las poblaciones, comunidades e individuos, todo lo anterior interaccionando con los elementos abióticos del ambiente o sistema externo, esto es con el fin de percibir al ecosistema como una unidad viva y de esta manera determinar los rangos de las variables bióticas y abióticas en los cuales se dice que un ecosistema es “*saludable*” o mantiene estables sus servicios ecosistémicos. El concepto de salud del ecosistema es clave en lo referente a la evaluación de su estado de conservación, estrategias de manejo y conservación de los recursos naturales (Costanza, 1992; Hearnshaw *et al.*, 2005; Jorgensen, 2005). Según Costanza (1992), un *ecosistema saludable* es aquel que es sostenible (autoperpetuable en el tiempo) y estable, es decir, tiene la capacidad para mantener su estructura, organización y función a través del tiempo a pesar de las perturbaciones externas a las que se vea sometido. Desde un punto de vista antropocéntrico, muchos autores

consideran que un ecosistema es saludable si tiene la capacidad de proporcionar determinados servicios ambientales que permiten el desarrollo económico y social de la comunidad humana sin verse afectado en su capacidad de recuperación ante la perturbación o estrés a través del tiempo (MEA, 2005). Es importante mencionar que utilizar el término “salud” para un ecosistema conlleva a considerar que existe un estado óptimo en el cual se desea conservar, dicho estado óptimo o maduro debe estar caracterizado por parámetros que fluctúan dentro de un intervalo y que son específicos para cada tipo de ecosistema (Ruiz, 2012).

Cuando se analiza un proceso natural a gran escala es necesario que se tenga este enfoque ecosistémico, ya que es una estrategia para el manejo integral de los Recursos Naturales (MEA, 2003). Existen indicadores ecológicos generales que se utilizan con frecuencia en la evaluación de la salud de un ecosistema, por ejemplo, algunos indicadores ecosistémicos serían la tasa de descomposición de la hojarasca del mantillo, la caída de hojarasca media anual y la bioacumulación de compuestos químicos en una población de individuos de cierta especie, ya que son variables que pueden aportar información sobre el ciclo de nutrientes o la dinámica energética que se lleva a cabo dentro de un ecosistema (Jorgensen, 2005), pero nunca son suficientes para presentar un diagnóstico completo, los indicadores generales siempre tienen que complementarse con otros más específicos, de acuerdo al sistema que se trate (Jorgensen, 2005).

IV. *Indicadores. Utilidades y alcances.*

Para realizar programas o campañas gubernamentales y/o civiles enfocadas a la protección, conservación y restauración de los ecosistemas, es necesario que se cuenten con herramientas útiles que nos den información crucial sobre el estado o condición del medio en el cual llevamos a cabo todas nuestras actividades, de tal forma que esta información nos permita tomar medidas y acciones que beneficien a la población sin perjudicar la salud y calidad del ecosistema. Una de las herramientas más útiles que puede utilizar el ser humano para darse cuenta del impacto de sus actividades sobre el medio ambiente son los *indicadores* (Robles y Luna, 1999).

a. Elección de indicadores

Antes de poder establecer o construir un indicador de cualquier tipo, es importante establecer el propósito u objetivo del indicador con respecto a una problemática o diagnóstico de algún proceso; un ejemplo sería la construcción de un indicador que informe sobre la eficiencia de los servicios ambientales tomando en cuenta el grado de degradación del suelo y los procesos biológicos más importantes como la descomposición de la materia orgánica, en pocas palabras, sin un objetivo bien definido es muy posible que el indicador que se genere no brinde la información que se necesite para tomar decisiones. Un indicador es una señal que brinda información y a partir de dicha información se toman decisiones, los indicadores describen características de “*comportamiento*”, son utilizados para clarificar y definir objetivos e impactos, permiten evaluar el desempeño y desarrollo de algún proceso o fenómeno de nuestro interés por medio de medidas verificables de cambio (Jorgensen, 2005).

La *Guía para Diseño, Construcción e Interpretación de Indicadores*, DANE (2009), define a un indicador como cualquier expresión cualitativa o cuantitativa observable que nos permite apreciar a las características, rasgos, comportamientos o fenómenos de la realidad a través del cambio en una o más variables o el establecimiento de alguna correlación entre las variables; estas variables se comparan con los datos de periodos anteriores permitiendo un análisis a través del tiempo, el cual ayuda a sacar conclusiones útiles y fidedignas. Para Quintero (2000) un indicador requiere de información estadística de calidad que permita la valoración y medición del comportamiento de las variables significativas para la comprensión de procesos dinámicos en cualquier área de estudio, menciona que un indicador es como la extracción de una fotografía del fenómeno o proceso en algún determinado tiempo, la cual nos permite elaborar un diagnóstico para la formulación de políticas, planes, proyectos y programas, involucrando a la población civil para su monitoreo y seguimiento.

Por otra parte, Mondragón (2002), menciona que se pueden clasificar a los indicadores en dos grandes grupos, los cualitativos (características o atributos) y los cuantitativos (expresados por números y valores que se encuentran dentro de un estándar, el cual define o interpreta dicho valor o número); también argumenta que

podemos encontrar diversas definiciones y clasificaciones de los indicadores, pero en la mayoría de los trabajos consultados se puede dar cuenta que los indicadores deben cumplir características simples pero indispensables, como estar inscrito a un marco teórico o conceptual aceptado a nivel mundial, es decir, que la información obtenida a partir del indicador esté fundamentada en los principios y fundamentos teóricos que se han desarrollado a lo largo de la historia en las diversas áreas de estudio; otra característica importante que deben cumplir es que deben ser específicos o vinculados estrechamente con los objetivos o metas por los cuales se está elaborando dicho indicador (económico, social, cultural, ambiental, etc.) de tal forma que podamos tomar decisiones pertinentes para cumplir nuestro objetivo, también deben ser explícitos, el nombre del indicador debe bastar para saber su utilidad, de tal forma que pueda ser usado por toda la población, deben estar disponibles y en uso por el tiempo que sea necesario para que al momento de comparar los datos podamos apreciar diferencias (Mondragón, 2002).

De manera general los indicadores deben ser relevantes, oportunos, claros, sensible al cambio del fenómeno, de fácil comprensión y accesibles para toda la población, pero es importante recordar que los indicadores no son exclusivos de una actividad o acción específica, un indicador puede servir para estimar el efecto o impacto de dos o más situaciones. Para que un indicador tenga peso y sea robusto a nivel internacional, es necesario que se construya dentro de un marco legal y normativo que regule las necesidades de la información para lograr metas específicas y por último que los indicadores producidos se sometan a una constante revisión y reestructuración si es pertinente (DANE, 2009). Todos los indicadores tienen limitaciones, si no se considera y se elige a las variables adecuadas para los objetivos o metas, es muy probable que el indicador que se genere no brinde la información que es requerida o que proporcione información incorrecta, ocasionando que se tomen decisiones que contradigan a los objetivos o se alejen de ellos. El carácter cuantitativo hace que se requiera la toma constante de datos, lo cual incrementa los costos y tiempo que se podrían usar en el análisis, cada indicador tiene sus propios límites y estos están definidos por la variable o variables que lo integran y se estén considerando para diagnosticar algún proceso o fenómeno.

b. Bioindicadores

Ahora que se sabe qué es un indicador, sus características y sus posibles utilidades, se puede definir con más facilidad a un bioindicador, que como su nombre señala, es el uso de variables cuantificables que provienen de un organismo o conjunto de organismos y que dichas variables de cambio informen algún estado o cambio en un sistema natural definido. En la actualidad, el ser humano reconoce que sus actividades tienen un efecto en los diferentes ecosistemas que hay en el mundo, dichas actividades modifican la dinámica natural de los mismos en todos los niveles de organización. El ser humano se ha esforzado por entender y predecir el porvenir de los sistemas naturales en los cuales desarrolla sus actividades y es por eso que toma en cuenta a los organismos con los que convive como una variable ambiental que refleja la calidad y salud del ecosistema. Por lo general un bioindicador puede ser una especie de tolerancia reducida con respecto a una o más variables medioambientales (especies estenoicas), también pueden ser especies que su presencia o ausencia indiquen alguna situación (es) medioambiental (es) particular (es) o la calidad del mismo ambiente; son considerados como un conjunto de organismos que responden a la variación de un determinado factor biótico o abiótico del ecosistema, pero como se mencionó en un principio, los indicadores tienen limitaciones y los bioindicadores no son la excepción, a continuación se mencionan algunas de sus limitantes (Jorgensen, 2005). El uso de bioindicadores requiere de estudios e información previa que respalde las correlaciones entre las variables que el bioindicador toma en cuenta, así que un bioindicador es un producto final después de cierto tiempo de investigación en campo (Jorgensen, 2005). Los bioindicadores también tienen el problema de la poca reproducibilidad, es decir, a nivel espacial y temporal, un bioindicador solo funciona bajo las condiciones bióticas y abióticas en las cuales fue construido, por lo tanto, el procedimiento o método para construir bioindicadores a nivel mundial es complejo y aún requiere de investigación; por último, muchos de los bioindicadores generados reflejan algún cambio significativo mucho tiempo después del evento estresante y cuando es irreversible. En el caso de México, hasta la fecha no existe algún estudio publicado que evalúe el éxito y eficacia de los bioindicadores para la toma de decisiones en la planeación ambiental y el Ordenamiento Ecológico del Territorio, sólo existe un seguimiento de los indicadores ambientales a través de la bitácora ambiental que cada Ordenamiento Ecológico Territorial

municipal o estatal contiene de acuerdo con el reglamento de la LGEEPA en materia de Ordenamiento Ecológico y el Manual del proceso de ordenamiento ecológico (SEMARNAT, 2006).

Los bioindicadores son herramientas que nos permiten evaluar los efectos de las actividades antropogénicas sobre el ecosistema y la salud pública, nos permiten apreciar condiciones y tendencias de un ecosistema que se encuentra bajo ciertas situaciones específicas a través del tiempo, gracias al uso de bioindicadores tenemos la posibilidad de generar escenarios y propuestas de manejo de los recursos naturales fundamentadas en los componentes bióticos y abióticos más significativos para el ecosistema que se estudia, pero una de las razones por las cuales es importante el desarrollo de bioindicadores, es la integración del conocimiento proveniente de diferentes ramas de estudio (Jorgensen, 2005). Una ventaja que tienen los bioindicadores es que generan información a partir de cualquier nivel de organización, desde tejidos (grado de concentración de cierto contaminante en algún animal como indicador de contaminación en las redes tróficas), hasta ecosistemas (% de unidades de aluminio y cadmio en un kilo de materia orgánica seca del fondo de un lago contaminado, como indicador de contaminación del agua por metales pesados), siempre hay que recordar que los bioindicadores dependen del objetivo o información que nosotros necesitemos (Jorgensen, 2005; Bund y Solimini, 2007).

c. Bioindicadores para el ecosistema de bosque templado

Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA)

Dentro de un ecosistema existen diversos mecanismos y procesos que permiten la transferencia de materia y energía entre los distintos niveles tróficos; el primer nivel en todos los ecosistemas del planeta está representado por los autótrofos los cuales son responsables de la productividad primaria y juegan un rol importante en el balance de carbono a nivel mundial (Dixon *et al.*, 1994). La productividad primaria neta (PPN) es la diferencia entre la fotosíntesis total o Producción Primaria Bruta (PPB) y la respiración total de las plantas en un ecosistema (Salas e Infante, 2006). La PPN constituye la energía potencial disponible para los consumidores primarios y niveles tróficos superiores, así como la biota del mantillo y suelo (Scurlock y Olson, 2002). Según

el Millenium Ecosystem Assessment (2005), la PPN se encuentra dentro de los servicios de soporte del ecosistema, fundamental para la generación de todos los demás servicios como de provisión, regulación y culturales. En la actualidad, pocos componentes de la PPN son medidos en estudios de campo en los ecosistemas forestales, la mayoría de los estudios realizados se restringen a la producción de hojarasca fina y el incremento de la biomasa aérea, la suma es el equivalente considerado como Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA), los componentes subterráneos son estimados como una proporción teórica de los valores de la parte aérea (Salas e Infante, 2006).

Producción de hojarasca

La caída de hojarasca es el componente que más se ha medido para la estimación de la PPNA, sobre todo en bosques tropicales y templados; se refiere a la pérdida de biomasa aérea por unidad de área y tiempo en forma de hojas caídas, ramas, frutos o flores (Clark *et al.*, 2001), por esta razón, la caída de hojarasca se vuelve una variable clave en el ciclo de los nutrientes dentro de un ecosistema, debido a que la hojarasca o mantillo es una fuente de nutrientes y recursos para la biota del suelo (Álvarez, 2001).

Proctor (1983, 1984) y Clark *et al.* (2001), indican que la información de esta variable es incompleta a nivel internacional, la variación en los tipos de material recolectado hacen que la interpretación y comparación de los datos sea problemática, una gran proporción de estudios con hojarasca no establecen lo que fue recolectado como hojarasca y el criterio “material leñoso” es muy ambiguo y afecta el análisis comparativo de esta variable a nivel internacional (Aerts, 1997).

Relación C/N del mantillo y suelo

En el caso de los suelos de bosques templados, existe un compartimiento sobre el horizonte A llamado mantillo, hojarasca u horizonte O (orgánico), dicho horizonte orgánico se encuentra constituido por los residuos vegetales y/o animales que provienen de la biomasa que se encuentra sobre el suelo (FAO, 2009). El carbono que

compone al mantillo puede clasificarse de dos formas: el carbono estructural y el carbono metabólico. El primero se refiere al carbono que constituye a las ligninas, compuestos fenólicos, grasas, ceras, celulosa, es decir, es el carbono que se encuentra en las paredes de la célula vegetal y que es difícil de degradar por los microorganismos del mantillo y suelo; el segundo se refiere al carbono que constituye a los azúcares, almidones, proteínas simples, proteína cruda y hemicelulosa, los cuales son muy rápidamente metabolizados y degradados por los microorganismos del suelo (Brady y Weil, 2002). El cociente C/N puede considerarse como un índice de calidad de la hojarasca que permite evaluar y predecir parcialmente la tasa de descomposición y reintegración de la materia orgánica y nutrientes al suelo (Attington *et al.*, 2004; Moreno, 2006). Si la relación C/N del mantillo es mayor a 30 (carbono estructural), la materia orgánica será recalcitrante y la microbiota del suelo inmovilizará más nitrógeno ocasionando que las plantas asimilen una menor cantidad de compuestos nitrogenados (Heal *et al.*, 1997; Álvarez-Sánchez, 2001), mientras que un intervalo de la relación C/N de 10 a 25 indica una mayor disponibilidad del nitrógeno (carbono metabólico), así como una mayor mineralización de este nutriente por la biota del suelo (Chapin *et al.*, 2002; Nieder y Benbi, 2008).

El cociente C/N también puede emplearse como un indicador de la disponibilidad del nitrógeno en suelos de coníferas, ya que puede considerarse como un ecosistema limitado por Nitrógeno cuando el cociente es mayor a 30, con media disponibilidad de Nitrógeno si está entre 25-30 y saturado de Nitrógeno cuando es menor a 25 (Gundersen *et al.*, 1998; Gundersen *et al.*, 2006). La materia orgánica del suelo (MOS) puede ser dividida en tres fracciones diferentes. La **fracción activa** de la MOS consiste de materiales con una relación C/N relativamente alta (15-25) y vida media corta (la mitad de estos materiales son metabolizados en meses o años). Esta fracción activa provee recursos fácilmente disponibles para los organismos del suelo y nitrógeno mineralizable; también es responsable de la estabilidad estructural del suelo, es fácilmente perdida por el manejo inadecuado del suelo y comprende del 10% al 20% de la materia orgánica total del suelo. La **fracción pasiva** de la MOS consiste de materiales muy estables, remanentes en el suelo por cientos o miles de años (relación C/N de 7-10); esta fracción comprende la mayoría del humus y representa del 60% al 90% de la materia orgánica total del suelo, se encarga principalmente de darle las propiedades coloidales al humus del

suelo y almacenar agua. La **fracción lenta** de la materia orgánica tiene propiedades intermedias entre la fracción activa y pasiva de la MOS, comprende residuos de planta muy finamente divididos, de alto contenido de lignina y otros componentes químicamente resistentes. Esta fracción lenta es una fuente importante de N mineralizable y otros nutrientes, convirtiéndose en una fuente de reserva de alimento para los microorganismos autóctonos del suelo (Brady y Weil, 2002).

V. *Justificación*

Las actividades humanas tienen efectos diferentes en la naturaleza, pueden ocasionar alteraciones o cambios en la dinámica y comportamiento de los flujos de materia y energía que regulan el funcionamiento y estabilidad del ecosistema, el cual es un sistema natural complejo y en el cual el ser humano se desenvuelve. Es importante realizar diagnósticos y evaluaciones de los procesos bióticos y abióticos que se llevan a cabo en un determinado ambiente, esto es con el fin de obtener información útil que permita tomar decisiones para un manejo técnico de los recursos naturales. La situación ambiental que existe en las grandes ciudades como es el caso de la Ciudad de México es crítica, la constante expansión de la mancha urbana está ocasionando alteraciones en los procesos bióticos y abióticos que regulan el suministro y calidad de los recursos naturales; como es el caso de la cuenca del río Magdalena, en particular el bosque de “los Dínamos”, donde la constante expansión descontrolada de la ciudad en las partes bajas de la cuenca y las actividades de tala, agricultura y ganadería que se realizan en la parte alta de la cuenca, han ocasionado un deterioro en la calidad de los procesos ecológicos, que influyen en la salud del ecosistema, poniendo en riesgo a los servicios ecosistémicos que éste nos provee. Una forma de proteger y conservar a los procesos naturales que influyen de manera directa en el suministro de recursos, es la evaluación y diagnóstico preciso de los componentes que integran al sistema natural, de tal forma que la información obtenida permita tomar decisiones que tengan un efecto positivo para la naturaleza y propicien un desarrollo integral del bosque, lo cual redundará en beneficios para el ser humano.

Objetivo general

Generar índices de calidad ecológica con el fin de ser utilizados como indicadores que aporten información acerca del estado de los procesos ecosistémicos en la Cuenca del Río Magdalena “Los Dínamos”, fundamentados en las variables de productividad primaria neta aérea (PPNA), caída de hojarasca, y el cociente C/N (suelo y mantillo), de tal forma que dichos indicadores permitan hacer un diagnóstico sobre el estado del ecosistema.

Objetivos específicos

- Realizar un estudio retrospectivo de la PPNA, la caída de hojarasca y la calidad de materia orgánica del suelo a nivel mundial.
- Comparar los valores de cada variable seleccionada en la cuenca del río Magdalena (CRM) con datos de investigaciones que se han realizado en todo el mundo y en particular en México, de tal forma que sea posible ubicar el estado de los procesos ecosistémicos de la CRM dentro de un contexto nacional e internacional.
- Obtener un diagnóstico del estado actual de los procesos ecosistémicos que se llevan a cabo en la CRM a partir de los indicadores generados.

VI. Zona de estudio

La micro cuenca hidrográfica por donde fluye el río Magdalena (CRM) se encuentra en la zona suroccidental del Distrito Federal ($19^{\circ}14'35''$ y $19^{\circ}17'53''$ latitud norte, y $99^{\circ}15'06''$ y $99^{\circ}20'18''$ longitud oeste). Se encuentra dentro de la provincia fisiográfica Eje Volcánico Transmexicano, forma parte de la cuenca del Valle de México, en la vertiente suroccidental de la sierra de las Cruces. La CRM se extiende sobre las delegaciones Magdalena Contreras (78%), Cuajimalpa (17%) y Álvaro Obregón (5%). El intervalo altitudinal que existe en la CRM va de los 2,400 m s. n. m. a los 3,860 m s. n. m. (Ontiveros, 1980) (Figura 4).

El microclima de la CRM varía de templado a semifrío según la clasificación de Koppen modificada por García. De los 2,400 m s. n. m. a los 2,800 m s. n. m. existe un subtipo de clima C, templado subhúmedo con lluvias en verano, con una media de temperatura anual entre 12°C y 18°C con poca oscilación térmica. De los 2,800m s. n. m. a los 3,500m s. n. m. existe un subtipo de clima Cb (semifrío) con una media de temperatura anual entre 5°C y 12°C , con oscilaciones térmicas menores a 5°C . La temporada de lluvias inicia en verano, siendo julio el mes con mayor precipitación; en las partes bajas de la CRM se reportan mínimos de 1,000 mm y en las partes altas se reportan máximos de 1,500 mm (Álvarez, 2000; Santibáñez, 2009). En la figura 3 se representa la precipitación anual promedio y la precipitación mensual promedio; así como la temperatura anual y mensual promedio.

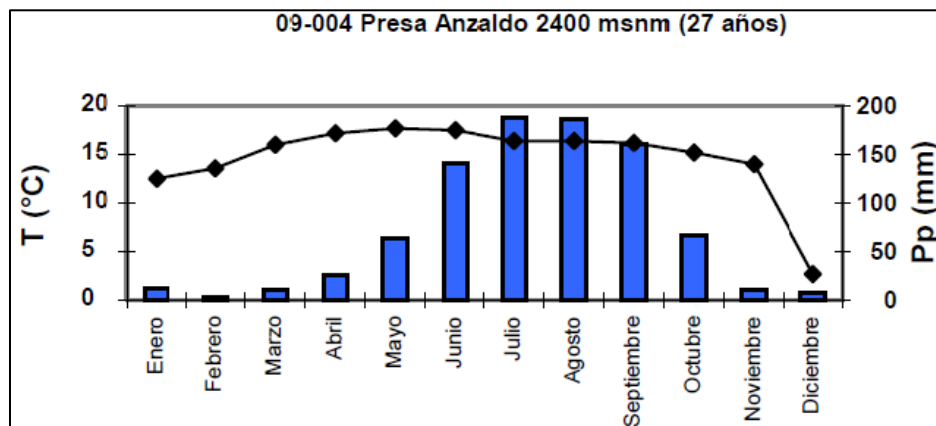


Figura 3. Gráfica de precipitación y temperatura en la cuenca del río Magdalena (CRM). Las barras representan la precipitación y los puntos representan la temperatura. Obtenido de Jujnovsky, 2003.

De acuerdo con el INEGI (2006), dentro de la CRM predominan los Andosoles (suelos de origen volcánico, muy ligeros, con una permeabilidad alta y un drenaje rápido o moderado, ligeramente ácidos con un pH de 6.0 a 6.5, con abundante materia orgánica), son suelos con vocación forestal y muy susceptibles a la erosión por la ganadería y la agricultura. Existen en menor proporción (menos del 5%) suelos de tipo Feozem (originados por material aluvial y residual, con una capa superficial oscura, suave y con un alto contenido de nutrientes y materia orgánica (SAGARPA, 2004). Se ha reportado que en la parte norte de la CRM existen suelos de tipo Litosol (suelos con una profundidad menor a 10cm y se encuentran sobre el material parental en las pendientes mayores a 12% sobre la subunidad de montaña) (INEGI, 2006). La CRM es una microcuenca que pertenece a la subcuenca del Lago de Texcoco-Zumpango, y esta se encuentra dentro de la cuenca del río Moctezuma, correspondiente a la Región Hidrológica del Pánuco (INEGI, 2006). Presenta corrientes intermitentes y un río perenne (Magdalena). El río Magdalena nace en los cerros de la Palma (3,650 m s. n. m.) con un curso de norte a este y un cauce con una longitud aproximada de 21.6 km, de los cuales 11 km se encuentran dentro de la CRM. Las comunidades vegetales principales son los bosques de *Pinus hartwegii* Lindl. (pino), *Abies religiosa* (HBK) Schlecht. (oyamel) y *Quercus* spp. (encino) con diversas asociaciones de especies dentro de ellas (Nava, 2003). En el cuadro 1 se clasifican a las comunidades y asociaciones vegetales que existen en la CRM de acuerdo a la altitud.

Cuadro 1. Comunidades y asociaciones vegetales que hay dentro del área de estudio. Obtenido de Almeida *et al.*, 2007.

COMUNIDADES Y ASOCIACIONES DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D.F.	
Comunidad vegetal	Asociación vegetal
Bosque de <i>Pinus hartwegii</i> (3,420-3,800 msnm)	<i>Muhlenbergia quadridentata</i> - <i>Pinus hartwegii</i> <i>Festuca tolucensis</i> - <i>Pinus hartwegii</i>
Bosque de <i>Abies religiosa</i> (2,750-3,500 msnm)	<i>Acaena elongata</i> - <i>Abies religiosa</i> <i>Roldada angulifolia</i> - <i>Abies religiosa</i> <i>Abies religiosa</i> - <i>Senecio cinerarioides</i>
Bosque mixto (2,620-3,370 msnm)	<i>Abies religiosa</i> - <i>Quercus laurina</i> <i>Quercus laurina</i> - <i>Quercus rugosa</i> <i>Pinus patula</i> - <i>Cupressus lusitanica</i>

VII. *Antecedentes*

En el caso de las variables de PPNA, caída de hojarasca anual y la relación C/N del suelo se han realizado pocos estudios para la CRM, un caso específico es el trabajo de Delgadillo *et al.* (2011), donde se llevó a cabo un muestreo para cada tipo de bosque (pino, oyamel y encino) y se evaluó al tipo de vegetación dominante, variables edáficas específicas como el cociente C/N y diversas variables de productividad como la caída de hojarasca anual y Productividad Primaria Neta Aérea. En el caso del mantillo se llevó a cabo un estudio por Baltazar *et al.* (2008), en donde se evaluó la relación C/N que existe en el mantillo u horizonte orgánico para cada tipo de bosque, así como la biodiversidad de la fauna del mantillo en relación con otras variables abióticas. Los datos de muestreo para la CRM se encuentran en la tabla 1, en donde se indica el tiempo de monitoreo de cada variable, el número de muestras, el área de muestreo por cada tipo de bosque y el autor que llevó a cabo el trabajo; en la tabla 2 se indican los resultados condensados de los estudios referidos en la tabla 1 para cada tipo de bosque.

Tabla 1. Estudios previos realizados dentro de la Cuenca del Río Magdalena (CRM) que involucran a las variables bióticas y abióticas seleccionadas para este trabajo. Baltazar (2008); Delgadillo (2011).

Variables	Tipo de bosque	Área de muestreo (ha)	n (número de muestras)	Tiempo de monitoreo	Autor
Concentración de C/N del mantillo	Pino	0.25	90 muestras de mantillo	mayo 2007- junio 2008	Esthela Baltazar
	Oyamel	0.25	90 muestras de mantillo		
	Encino	0.25	90 muestras de mantillo		
Productividad Primaria Neta Aérea y Caída de hojarasca	Pino	1	44 trampas de hojarasca	agosto 2007- agosto 2008	Ernesto Delgadillo
	Oyamel	1	44 trampas de hojarasca		
	Encino	0.5	22 trampas de hojarasca		
Concentración C/N del suelo.	Pino	1	72 muestras compuestas de suelo	agosto 2007- agosto 2008	Ernesto Delgadillo
	Oyamel	1	72 muestras compuestas de suelo		
	Encino	0.5	36 muestras compuestas de suelo		

Tabla 2. Resultados obtenidos de los trabajos realizados en la CRM que consideran a las variables seleccionadas para este estudio. En la tabla se presenta la Media \pm (DS). Baltazar (2008); Delgadillo (2011).

Bosque	PPNA (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Caída de hojarasca anual (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Relación C/N del mantillo	Relación C/N del suelo
Pino	5.89 (0.81)	2.16 (0.5)	62.41 (2.27)	18.91 (2.88)
Oyamel	10.78 (1.13)	5.05 (0.53)	52.71 (1.83)	18.41 (0.24)
Encino	10.51 (1.25)	4.85 (0.42)	46.43 (1.52)	18.77 (0.91)

La tabla 2 indica que en cuanto a las variables de PPNA y caída de hojarasca, el bosque de *Pinus hartwegii* es el tipo de bosque que posee los valores promedio más bajos de los tres tipos de bosque, también es posible apreciar que en términos de éstas mismas variables, los bosques de *Abies religiosa* y *Quercus* sp., comparten valores promedio similares. En el caso de la relación C/N del mantillo, el bosque de *Pinus hartwegii* es el que posee una calidad de mantillo relativamente más recalcitrante que los otros dos tipos de bosque, siendo el bosque de *Quercus* sp. el que posee el mantillo menos recalcitrante y por lo tanto más fácil de degradar por la biota del suelo que los otros dos tipos de bosque. La relación C/N del suelo indica que existe una MOS del tipo activa en los tres tipos de bosque, “la MOS de tipo activa es aquella que se compone de materiales de origen orgánico que tienen una relación C/N que va de 15 a 30 y que tienen una vida media corta (materiales que se metabolizan en pocos meses o años), compuesta en su mayoría por partículas finas de detritus, polisacáridos, sustancias no húmicas, ácidos fúlvicos y otros compuestos orgánicos que son recursos accesibles para microorganismos y fuente de nitrógeno mineralizable para las plantas y la biota del suelo” (Brady y Weil, 2002).

VIII. *Método*

a. Revisión bibliográfica y hemerográfica para los datos de productividad primaria neta aérea, caída de hojarasca anual y relación C/N en el mantillo y suelo.

Para la elaboración de los índices de PPNA, caída de hojarasca y C:N se realizó una búsqueda de trabajos publicados en diversas bases de datos y buscadores de información como la base de datos y recursos electrónicos de la UNAM o Biblioteca digital, así como el catálogo de referencias de la Universidad Nacional Autónoma de México que contiene diversas publicaciones de revistas de divulgación científica como la red SciELO o la revista Ciencia Forestal en México, también se consultaron las publicaciones que se encuentran en la biblioteca de la Facultad de Ciencias de la UNAM; los valores promedio obtenidos para cada variable considerada para este trabajo provienen de estudios que se llevaron a cabo en bosques de Pino, Oyamel y Encino ubicados en diferentes regiones del mundo, así como de estudios indexados realizados en México. Los promedios de cada variable se clasificaron en *tres niveles de comparación*: promedios internacionales, promedios latitudinales y promedios nacionales, todo para cada una de las *tres categorías de comparación*: bosque de *Pinus* sp., bosque de *Abies* sp. y bosque de *Quercus* sp. Los datos fueron ordenados de esta manera con el fin de tener varias perspectivas para comparar los datos de los tres tipos de bosque de la CRM con los datos que provienen de bosques de los mismos géneros. En el caso de la PPNA y la caída de hojarasca se elaboró una lista de datos condensados, donde se reportan las medias anuales y se encuentran expresados en las unidades de [Mg / ha * año]. Para la relación C:N se utilizó el promedio reportado de cada trabajo revisado y se tomaron en cuenta dos compartimentos importantes para el ciclo de los nutrientes: el mantillo y suelo; todo para cada tipo de bosque.

Criterios de búsqueda:

- Publicaciones indexadas.

- Información que ayude a justificar el estado de los bosques de pino, oyamel y/o encino con respecto a las variables seleccionadas.
- Contener información acerca de:
 1. Promedios de PPNA de bosques con especies de los géneros estudiados (*Pinus* sp., *Abies* sp. y/o *Quercus* sp.).
 2. Promedios de caída de hojarasca anual para los tres tipos de bosque.
 3. Medias de la relación C/N del mantillo y/o suelo (horizonte O y horizonte A, respectivamente) de los tipos de bosque considerados en este trabajo.

b. Obtención de índices.

Después de la búsqueda de información, se elaboraron cuadros comparativos con los datos internacionales obtenidos. Los promedios bibliográficos internacionales de PPNA, caída de hojarasca anual y relación C/N del mantillo y suelo se condensaron en las tablas 3. 1., 4. 1., 5. 1. y 6. 1. respectivamente. En dichas tablas se encuentra organizada cada referencia de acuerdo a la latitud y país de procedencia, también se indica la media reportada para el sitio junto con el autor (es).

Índices de calidad ecológica.

Los índices de calidad ecológica o EQR (Ecological Quality Ratio), es un método desarrollado originalmente para evaluar la calidad de los cuerpos de agua continentales en la unión europea, el cual incorpora los requerimientos para una **clasificación ecológica** (van de Bund & Solimini, 2007). Es un método que emplea indicadores biológicos como pieza clave en la evaluación de situaciones ecológicas; se construyen a partir del establecimiento de *sistemas de monitoreo* para descriptores ecológicos considerados como bioindicadores a cualquier nivel (local, estatal, nacional y/o internacional), la *tipología*, encargada de agrupar sitios donde existen condiciones ambientales y biológicas similares bajo condiciones naturales, las cuales sirven como referencia para la detección de alteraciones antropogénicas, es decir, la tipología identifica las distinciones

físicas y morfológicas entre los sitios de tal forma que sea posible realizar una comparación entre ellas; y las *condiciones de referencia*, las cuales sirven para realizar la comparación entre el valor obtenido de algún descriptor ecológico en un sitio específico y los valores obtenidos en otros sitios con tipologías similares para el mismo descriptor, de esta forma es posible hacer un “rango” de valores esperados para el descriptor ecológico y establecer los límites entre las clases de la escala.

Para poder comparar los resultados provenientes de métodos diferentes y de diferentes partes del mundo es necesaria una *intercalibración* entre las variables y los datos que se emplearán en el estudio, la cual se logra cuando se definen con exactitud la tipología (en este caso son las categorías de bosque de pino, bosque de oyamel y bosque de encino; así como los niveles de comparación nacional, latitudinal e internacional) y las condiciones de referencia, las cuales son los valores de los promedios obtenidos en la bibliografía para los bioindicadores seleccionados (PPNA, caída de hojarasca, relación C/N del mantillo y suelo) y las unidades en las cuales se representan los descriptores ecológicos considerados como bioindicadores.

Los resultados son expresados en una escala numérica que va de cero a uno, cada índice de calidad ecológica divide su escala en cinco clases (alta calidad ecológica, buena calidad ecológica, moderada calidad ecológica, pobre calidad ecológica y mala calidad ecológica) donde un valor igual o cercano a 1 significa una alta similitud del valor obtenido de un descriptor ecológico con las condiciones de referencia, es decir, una alta calidad ecológica; un valor cercano o igual a 0 significa nula o poca similitud del descriptor ecológico observado con las condiciones de referencia, es decir, una mala calidad ecológica. Los límites entre las 5 clases en las que se divide la escala del índice de calidad ecológica se definen a partir del nivel de desviación que tiene el valor observado del descriptor ecológico con respecto al “rango” de valores esperados del mismo descriptor ecológico obtenido con las condiciones de referencia. En el cuadro 2 se enlistan las ventajas y desventajas del método utilizado para obtener los resultados de esta tesis.

Cuadro 2. Ventajas y desventajas del método de índices de calidad ecológica. Se puede apreciar que este método requiere de una extensa búsqueda de información indexada o citada, así como cooperación internacional para facilitar el acceso a la información, de tal forma que el desconocimiento del ecosistema y sus funciones no limite o trunque la toma de decisiones y gestión de los recursos naturales de una localidad.

<i>Ventajas</i>	<i>Desventajas</i>
<ul style="list-style-type: none"> - Asegura la capacidad de comparar diferentes métodos de evaluación ecológica. - Provee una escala común de calidad ecológica. - La escala común de los índices de calidad ecológica permite armonizar los resultados de diferentes métodos, gracias a la <i>intercalibración</i> de los datos. - Permite combinar parámetros indicativos para estimar las condiciones de los indicadores de calidad ecológica. - Facilita la toma de decisiones con respecto al uso y conservación de los recursos naturales. - El resultado de la evaluación ecológica es comprensible y de fácil divulgación entre la sociedad. - El índice requiere cooperación y transparencia de información a cualquier nivel (local, estatal, nacional e internacional). 	<ul style="list-style-type: none"> - Aún no es claro cómo funciona el ecosistema bajo una situación de alta calidad ecológica, moderada calidad ecológica y pobre calidad ecológica. - Existen problemas para estimar el nivel de confianza de la clase asignada a un sitio, es decir, es complicado establecer condiciones de referencia comparables. - Técnicas de muestreo diferentes y variabilidad inherente de los sistemas biológicos. - Tiempos de monitoreo. - Confianza en las condiciones de referencia. - Las medidas o condiciones de referencia muy variables no son efectivas para realizar la evaluación. - Es complicado establecer los límites entre las 5 clases que componen la escala del índice de calidad ecológica.

Los índices de calidad ecológica representan la relación entre los valores de los parámetros biológicos observados en un sitio y los valores de dichos parámetros en condiciones de referencia compatibles, es decir, mide el grado de separación de un valor obtenido para algún descriptor ecológico con algún valor esperado justificable del mismo descriptor ecológico.

Con los promedios reportados en la bibliografía se obtuvo el valor de la media y desviación estándar internacional, latitudinal y nacional de cada variable para cada tipo de bosque. Los índices de calidad ecológica se construyeron a partir de la relación de la media obtenida de los promedios observados en los tres tipos de bosques de la cuenca del río Magdalena (CRM) entre el valor mínimo, valor máximo y el promedio bibliográficos para cada nivel de comparación (internacional, latitudinal y nacional) y variable, todo lo anterior para los tres tipos de bosque. La siguiente fórmula fue la que se utilizó para estimar los valores de los índices

para cada nivel (internacional, latitudinal o nacional) y categoría de comparación (bosque de *Pinus* sp., bosque de *Abies* sp. o bosque de *Quercus* sp.), se usó la misma fórmula para las cuatro variables consideradas en este trabajo, todo lo anterior para los tres tipos de bosque.

$$\text{Índice de calidad ecológica} = \frac{\text{Promedio de la CRM}}{\text{Media bibliográfica}} \\ (\text{prom.mínimo, prom.máximo y prom. internacional})$$

c. Evaluación del estado y la eficiencia de los procesos ecosistémicos de la CRM a partir de las variables de PPNA, caída de hojarasca y relaciones C / N del mantillo y suelo, en tres tipos de bosques diferentes (pino, oyamel y encino).

En el caso de las variables de PPNA, caída de hojarasca y relación C/N (mantillo y suelo), si el resultado de la relación entre el valor obtenido en la CRM (numerador) y el valor bibliográfico (denominador) es igual o similar a uno, esto significará que los datos registrados en la CRM son muy similares o parecidos a los valores máximos, mínimos o media internacionales, lo cual indica que la calidad o eficiencia de los procesos ecosistémicos considerados en este trabajo es similar a la de otros bosques del mismo género; si existieran diferencias entre los bosques de la CRM con respecto a otros bosques del mundo, se podría deber a la diferencia de microclima de cada región o a la latitud en donde se encontraba el área de estudio del trabajo consultado. Si el resultado de la relación del valor de la CRM entre el valor bibliográfico es menor o mayor a uno, esto querrá decir que la PPNA, la caída de hojarasca anual o la relación C/N de la CRM son más bajas o más altas a comparación con la media mínima, máxima o media internacional, lo cual indicaría que dichos procesos ecosistémicos son menos o más eficientes a comparación con otros bosques similares del mundo, por lo tanto, podría estar ocurriendo algún fenómeno o actividad que afectara la eficiencia de los procesos ecosistémicos en los bosques de la CRM. Se debe indicar que el método utiliza el principio de “One-out, All-out”, el cual está contenido dentro de la Guía de clasificación de cuerpos de agua de la Water Framework Directive de la unión europea. Este principio establece que en dado caso de que se consideren más de un indicador o descriptor

ecológico para hacer una evaluación de calidad ecológica, el descriptor ecológico o indicador de calidad ecológica que posea el valor más bajo o “peor” de todos los indicadores considerados, será el definitivo para establecer la calidad ecológica del sitio o espacio que se encuentra bajo evaluación.



Figura 5. Escala de colores para la evaluación de los índices de calidad ecológica (van de Bund & Solimini, 2007).

También se realizó un análisis de componentes principales (ACP) (en el programa STATISTICA, StatSoft inc. 2007) con las cuatro variables de estudio (PPNA, caída de hojarasca, relación C/N del mantillo y relación C/N del suelo) considerando a todos los datos agrupados en países, esto con el fin de ver como se agrupaba la CRM y ver si coincidía con el mismo patrón que mostro el índice de calidad ecológica.

IX. *Resultados*

Productividad primaria neta aérea (PPNA)

En el anexo 1 se encuentran condensados todos los datos que se utilizaron para estimar el promedio mundial, latitudinal y nacional de PPNA para cada tipo de bosque. Cada dato cuenta con un valor promedio de PPNA, sus autores, el año y el país donde se realizó el trabajo. Se obtuvieron 36 referencias de PPNA para el género *Pinus* spp., 21 referencias para el género *Abies* spp. y 32 referencias para el género *Quercus* spp. Se puede observar que las referencias latitudinales que corresponden a México son nulas, esto se debe a que en la latitud que se encuentra México no hay muchos países que compartan ecosistemas de bosques templados similares a los que hay en México, ya que los bosques encontrados en México son producto del gradiente altitudinal del relieve terrestre. También se puede apreciar que las referencias nacionales para esta variable son pocas. Los Estados Unidos es el país que tiene el mayor aporte de información para esta variable, esto se podría deber a que existen miles de hectáreas de ese territorio cubiertas por sistemas de bosques extensos de coníferas o vegetación Neártica. Los resultados que indica el anexo 1. señalan que los bosques de *Pinus* sp. a nivel internacional, la PPNA ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) presenta valores muy fluctuantes, ya que el rango que se obtiene a partir de los valores promedio obtenidos va de 19.24 (máxima) a 0.722 (mínima); la media obtenida con los valores bibliográficos es de 5.59 (± 4.7), si comparamos a la media bibliográfica con la media de la CRM 5.89 (± 0.8), es posible señalar que la PPNA de la CRM es, por poco, más alta que la media internacional para este tipo de bosque, lo cual podría indicar que el bosque de pino de la CRM posee una calidad o eficiencia de PPNA similar a la mayoría de los bosques de pino a nivel internacional. En el caso de los bosques de *Abies* sp. a nivel internacional, la PPNA presenta un rango menos disperso que va de 10.7 (máxima) a 0.39 (mínima) con una media bibliográfica de 4.02 (± 2.8); al comparar la media de 10.78 (± 1.13) de la CRM con la media bibliográfica internacional para este tipo de bosque, podemos apreciar que la PPNA del bosque de *Abies religiosa* de la CRM es mucho mayor a la reportada en otros países, incluso sobrepasa la media máxima reportada en Japón por Wang *et al.* (2011), es decir, el bosque de *Abies religiosa* de la CRM posee una PPNA mayor si lo comparamos

con otros bosques del mismo género a nivel mundial. A nivel nacional, el bosque de *Abies religiosa* de la CRM posee el doble de PPNA a comparación con otros bosques del mismo género; pero se debe considerar que el número de datos internacionales y nacionales encontrados para este caso fueron pocos. Para el caso del bosque de *Quercus* sp. el rango internacional de PPNA obtenido con las referencias va de 15.7 (máxima) a 1.47 (mínima), con una media bibliográfica de 6.69 (± 3.7); al comparar la media bibliográfica con la media de PPNA de la CRM 10.51 (± 1.25) podemos señalar que la PPNA del bosque de *Quercus* sp. de la CRM es mayor a la reportada a nivel internacional, de hecho es posible ubicar al bosque de encino de la CRM entre los bosques de *Quercus* sp. más productivos a nivel internacional.

En la tabla 3. 1. se encuentran el valor más bajo, más alto y el promedio de PPNA de las referencias bibliográficas del anexo 1 para cada uno de los tres tipos de bosque, de acuerdo a su categoría (internacional, latitudinal o nacional) y su desviación estándar; en la última fila se representan los valores de PPNA promedio y su desviación estándar obtenidos en la cuenca del río Magdalena. En esta tabla es más sencillo observar que los bosques de *Abies religiosa* y *Quercus* sp. de la CRM son mucho más productivos que el bosque de *Pinus hartwegii* que se encuentra en la parte alta de la cuenca, en ambos casos, el bosque de pino es superado por casi el doble de productividad por los otros dos tipos de bosque. Si observamos los valores promedio obtenidos de las referencias bibliográficas se infiere que a nivel internacional, los bosques del género *Pinus* sp. y *Quercus* sp. poseen una PPNA mayor a la de los bosques del género *Abies* sp., pero en el caso de la CRM pasa lo contrario; el bosque de oyamel es el más productivo, seguido de cerca por el bosque de encino y por último el bosque de pino con solo la mitad de PPNA de los otros dos tipos de bosque de la CRM. A nivel nacional, el bosque de *Abies religiosa* de la CRM posee el doble de PPNA si lo comparamos con otros bosques del mismo género del país, a pesar de que los sitios de estudio se encuentren a una distancia relativamente cercana.

Tabla 3. 1. Datos promedio mínimos, máximos y promedio bibliográfico para los tres tipos de bosque. De los datos de PPNA ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) que aparecen en el anexo 1 se extrajeron los valores más bajo y más alto y, se realizó el promedio de todos los valores de cada una de la columnas. También se presenta una sola fila para los datos de México y otra más para los de la CRM.

	<i>Pinus</i>	<i>Abies</i>	<i>Quercus</i>
Internacional	Promedio 5.59 (± 4.7) Máximo: 15.13 (Karizumi, 1974) Japón Mínimo: 0.722 (Gustafson <i>et al.</i> , 2011) Rusia	Promedio 4.02 (± 2.8) Máximo: 10.7 (Wang <i>et al.</i> , 2011) Japón Mínimo: 0.39 (Kulmatiski <i>et al.</i> , 2007) USA	Promedio 6.69 (± 3.7) Máximo: 15.7 (Enoki <i>et al.</i> , 2011) Japón Mínimo: 1.47 (Henderson & Jose, 2005) USA
Nacional	-	Promedio 4.925 (± 0.34) Máximo: 5.17 (Flores, 2010) Desierto de los Leones, Distrito Federal. Mínimo: 4.68 (Flores, 2010) Cerro de Tláloc, Estado de México.	-
CRM	5.89 (± 0.8)	10.78 (± 1.13)	10.51 (± 1.25)

La tabla 3. 2. contiene los valores de los índices obtenidos con el método descrito por van de Bund y Solimini (2007). Se puede apreciar que a nivel internacional, el bosque de *Abies religiosa* que se encuentra en la cuenca del río Magdalena posee valores de PPNA promedio similares a los bosques más productivos del mismo género, seguido por el bosque de *Quercus* sp., el cual tiene una PPNA promedio intermedia si lo comparamos con los bosques de *Quercus* sp. a nivel mundial y por último, el bosque de *Pinus hartwegii* tiene una PPNA promedio que no alcanza los valores promedio más altos a nivel internacional, tampoco logra estar en los niveles intermedios de PPNA promedio internacionales. También se observa que los tres tipos de bosque superan en gran medida a los valores mínimos de PPNA registrados en bosques del mismo género a nivel internacional. A nivel nacional, los valores reportados por Flores (2010), muestran que el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena es más productivo en términos de PPNA que el bosque de la misma especie estudiado en el *Desierto de los Leones*, a pesar de que se encuentren separados por una distancia corta. Los valores de PPNA promedio del bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena superan al doble los valores registrados en el *Desierto de los Leones*, D. F. Con esta tabla se puede sugerir que el único bosque de la CRM que posee

valores altos de PPNA es el bosque de *Abies religiosa*, ya que es el único tipo de bosque que logra superar la unidad en los valores máximos reportados a nivel internacional, los bosques de pino y encino poseen una PPNA similar al promedio mundial para estos tipos de bosque. A nivel nacional, es posible observar que el bosque de *Abies religiosa* de la CRM posee el doble de PPNA a comparación con los bosques de *Abies religiosa* estudiados en México.

Tabla 3. 2. Valores de índices obtenidos con relación a la CRM para la variable de PPNA. Con los datos de la tabla 3. 1. se realizó el índice propuesto por van de Bund & Solimini (2007).

Índices		<i>Pinus</i>	<i>Abies</i>	<i>Quercus</i>
Internacional	Promedio	1.05	2.7	1.6
	Máximo	0.39	1.007	0.67
	Mínimo	8.16	27.6	7.15
Nacional	Promedio	-	2.18	-
	Máximo	-	2.08	-
	Mínimo	-	2.3	-

Bajo el principio “One-out, All-out”, los índices de calidad ecológica indican que a nivel internacional, la variable de PPNA para el bosque de pino de la CRM posee una *calidad ecológica pobre* pero cercana a una *calidad ecológica moderada*. Por otra parte, el bosque de encino de la CRM posee una *calidad ecológica buena*, pero el bosque de oyamel posee una *calidad ecológica alta* y superior a los otros dos tipos de bosque, como lo indica la figura 6. Los índices de calidad ecológica obtenidos con los valores promedio de la bibliografía y los promedios mínimos de cada tipo de bosque sobrepasan la unidad y sus valores no se encuentran dentro de la escala propuesta por van de Bund & Solimini (2007). A nivel nacional, los índices de calidad ecológica indican que el bosque de *Abies religiosa* de la CRM posee una *calidad ecológica alta*, los valores de índices sobrepasan la unidad cuando se compara la PPNA del bosque de oyamel de la CRM con la PPNA de otros bosques de este género en México.

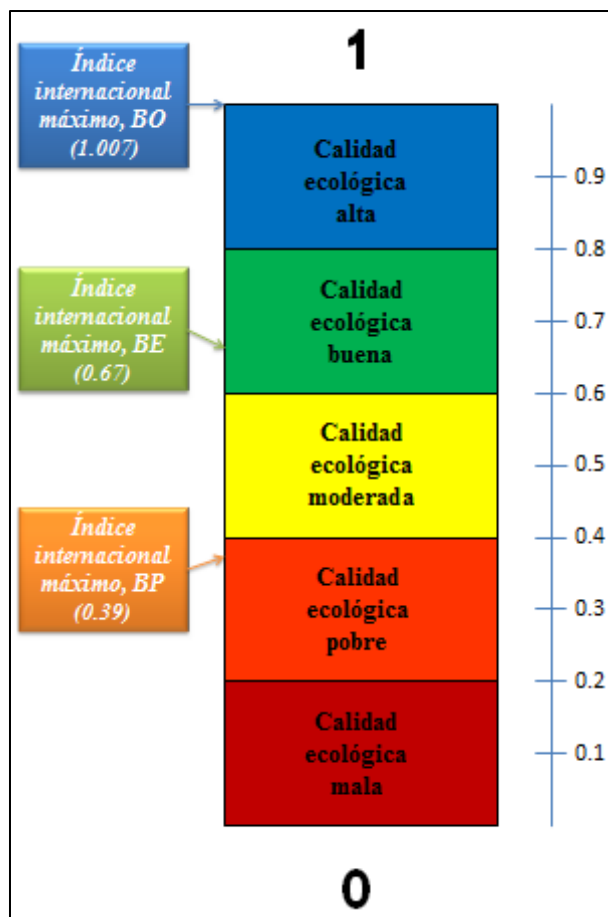


Figura 6. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la PPNA de los bosques de la CRM. Aquí se indican los valores de índices a nivel internacional para los promedios máximos de cada tipo de bosque, así como su clasificación de calidad ecológica respectiva, bajo el principio de “One-out, All-out”.

Caída de hojarasca

El anexo 2 condensa todos los datos que se emplearon para elaborar los índices a nivel internacional, latitudinal y nacional, cada dato indica el valor promedio de caída de hojarasca ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), los autores, el año de publicación del trabajo y el país donde se elaboró el proyecto. Se obtuvieron 43 referencias para el género *Pinus* spp., 16 referencias para el género *Abies* spp. y 46 para el género *Quercus* spp. En este caso, los bosques de *Abies* sp. han sido poco estudiados a nivel internacional y nacional. Si comparamos el número de referencias para el caso de *Pinus* sp. o *Quercus* sp. con el número de referencias que se obtuvieron para *Abies* sp., es claro que falta información y estudio para este tipo de bosque. Para esta variable, la categoría de bosques de encino

presentan un mayor número de referencias a comparación con los otros dos tipos de bosque. En esta ocasión existe un mayor número de países diferentes que aportan algún dato para el estudio, los bosques de pino son los que presentan una mayor diversidad de países con más estudios relacionados con esta variable.

En el caso de la caída de hojarasca anual de los bosques de pino a nivel mundial, existe un rango de valores promedio que va de 15.93 (máxima) a 0.94 (mínima), con una media bibliográfica internacional de 4.23 (± 3.35); el promedio de caída de hojarasca anual de la CRM es de 2.16 (± 0.5), lo cual indica que el bosque de pino produce solamente la mitad de la caída de hojarasca anual promedio registrada para bosques de este género a nivel mundial. Con esta variable fue posible obtener valores promedio latitudinales y nacionales para los tres tipos de bosque, los cuales indican que para los bosques de pino existe un rango de valores promedio latitudinales que va de 5.7 (máxima) Egunjobi & Onweluzo (1979) a 0.976 (mínima) Gutiérrez *et al.* (2012) y un rango de valores promedio nacional que va de 5.1 (máxima) Rocha & Ramírez (2009) a 0.976 (mínima) Gutiérrez *et al.* (2012). Los datos de *Abies* sp. a nivel internacional son un poco más homogéneos a comparación con los valores promedio internacionales de los bosques de pino o encino. Según los datos, para los bosques de *Abies* sp. a nivel mundial, el valor promedio máximo de caída de hojarasca de 6.12 fue registrado en México por Escobar y Maass (2008), el valor promedio mínimo fue de 0.802 y fue registrado por Reich *et al.* (2005) en Polonia. El rango latitudinal de valores promedio para este tipo de bosque abarca de 6.12 (máxima) a 1.95 (mínima). A nivel nacional, se obtuvieron dos datos, la caída de hojarasca anual del bosque de *Abies religiosa* de la CRM se encuentra por debajo de los valores promedio de 5.8 y 6.12 registrados por Escobar y Maass (2008). Los resultados también indican que para los bosques de *Quercus* sp. del mundo, existe un menor número de países que aportan datos a este trabajo para elaborar el promedio de referencias internacionales, a pesar de que la categoría de bosque de encino sea la que tenga más referencias bibliográficas para esta variable. El valor promedio internacional más alto fue de 8.45 y se registró en México por Williams y Tolome (1996); por otra parte el valor internacional promedio más bajo fue de 0.92 y fue registrado en España por Díaz *et al.* (2011). A nivel latitudinal y nacional, los bosques de encino presentan un rango que va de 8.45 (máxima) a 0.92 (mínima) y 8.45 (máxima) a 2.5 (mínima) respectivamente. En ambos casos el promedio de

caída de hojarasca anual del bosque de encino de la CRM no rebasa los valores máximos reportados para esta variable, pero alcanza a sobrepasar los valores promedio mínimos con una gran diferencia (más del doble).

La tabla 4. 1. se encuentran el valor más bajo, más alto y el promedio de caída de hojarasca de las referencias bibliográficas del anexo 2 para cada uno de los tres tipos de bosque, de acuerdo a su categoría (internacional, latitudinal o nacional) y su desviación estándar; en la última fila se representan los valores de la caída de hojarasca promedio y su desviación estándar obtenidos en la cuenca del río Magdalena. En el caso de esta variable, México posee valores promedio máximos y mínimos, que pueden ser útiles para establecer rangos y patrones de caída de hojarasca para este tipo de bosques. De manera general, se puede observar que el bosque de *Abies religiosa* de la CRM es el que produce una mayor cantidad de hojarasca anual promedio, seguido por el bosque de encino y por último el bosque de pino. De acuerdo con los datos obtenidos a nivel internacional, el bosque de pino de la CRM produce aproximadamente la mitad de la de hojarasca promedio anual para bosques de éste género, lo cual es coherente con la PPNA de éste bosque. El bosque de pino de la CRM posee un promedio de caída de hojarasca anual de $2.16 (\pm 0.5)$, si lo comparamos con el promedio internacional de $4.23 (\pm 3.35)$ podemos observar que la producción de hojarasca en el bosque de pino de la CRM es menor a comparación con otros bosques de este mismo género a nivel mundial.

A nivel latitudinal y nacional, el bosque de pino de la CRM posee valores promedio de caída de hojarasca anual similares a los reportados para estas dos categorías; $2.96 (\pm 1.78)$ y $2.61 (\pm 1.65)$ respectivamente, pero debemos notar que el valor promedio de esta variable para el bosque de pino de la CRM no alcanza a rebasar los valores promedio registrados, esto indica que la producción de hojarasca anual en el bosque de pino de la CRM es menor si la comparamos con otros bosques del mismo género que se encuentran a una latitud similar. El bosque de *Abies religiosa* de la CRM produce en promedio 5.05 ± 0.53 de hojarasca anual, lo cual es casi el doble de la hojarasca anual promedio registrada a nivel mundial para bosques de este género (3.02 ± 1.3). El bosque de oyamel de la CRM también rebasa el valor promedio latitudinal de caída de hojarasca anual (4.23 ± 1.79), pero a nivel nacional, el bosque de *Abies religiosa* de la CRM posee una caída de hojarasca anual promedio similar a la reportada en otros bosques de éste género (5.96 ± 0.16). En el caso del bosque de *Quercus* sp. de la CRM, el

promedio de caída de hojarasca anual fue de 4.85 (± 0.42) y rebasa por poco el promedio mundial de 4.44 (± 1.88), lo cual indica que el bosque de encino de la CRM posee un promedio de caída de hojarasca similar a otros bosques de encino del mundo; pero a nivel latitudinal y nacional, el promedio de caída de hojarasca anual del bosque de encino de la CRM es menor, de hecho, la caída de hojarasca anual promedio del bosque de encino de la CRM no rebasa el valor máximo de esta variable para ambas categorías de comparación (latitudinal y nacional) de 8.45 registrado en México por Williams & Tolome (1996). Incluso a nivel nacional, la producción de hojarasca anual del bosque de encino de la CRM supera por poco el valor mínimo de 2.5 reportado por Navar & Jurado (2009).

Tabla 4. 1. De los datos de caída de hojarasca ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) que aparecen en el anexo 2 se extrajeron los valores más bajo y más alto y, se realizó el promedio de todos los valores de cada una de la columnas. También se presenta una sola fila para los datos de México y otra más para los de la CRM.

	<i>Pinus</i>	<i>Abies</i>	<i>Quercus</i>
Internacional	Promedio: 4.23 (± 3.35) Máximo: 15.93 (Pérez <i>et al.</i> , 2006) Argentina Mínimo: 0.94 (Rovira <i>et al.</i> , 2008) Suecia	Promedio: 3.02 (± 1.3) Máximo: 6.12 (Escobar & Maass, 2008) México Mínimo: 0.802 (Reich <i>et al.</i> , 2005) Polonia	Promedio: 4.44 (± 1.88) Máximo: 8.45 (Williams & Tolome, 1996) México Mínimo: 0.92 (Díaz <i>et al.</i> , 2011) España
Latitudinal	Promedio: 2.96 (± 1.78) Máximo: 5.7 (Egunjobi & Onweluzo, 1979) Nigeria Mínimo: 0.976 (Gutiérrez <i>et al.</i> , 2012) México	Promedio: 4.23 (± 1.79) Máximo: 6.12 (Escobar & Maass, 2008) México Mínimo: 1.95 (Rawat <i>et al.</i> , 2010) India	Promedio: 5.6 (± 2.17) Máximo: 8.45 (Williams & Tolome, 1996) México Mínimo: 0.92 (Díaz <i>et al.</i> , 2011) España
Nacional	Promedio: 2.61 (± 1.65) Máximo: 5.1 (Rocha & Ramírez, 2009) Localidades Merced Bazom y Lagunas de Montebello, Chiapas. Mínimo: 0.976 (Gutiérrez <i>et al.</i> , 2012) Sierra Madre Oriental, Coahuila.	Promedio: 5.96 (± 0.16) Máximo: 6.12 (Escobar & Maass, 2008) Veracruz, México. Mínimo: 5.8 (Escobar & Maass, 2008) Veracruz, México.	Promedio: 5.86 (± 2.2) Máximo: 8.45 (Williams & Tolome, 1996) Veracruz, México. Mínimo: 2.5 (Navar & Jurado, 2009) Municipios de Linares e Iturbide, Nuevo León.
CRM	2.16 (± 0.5)	5.05 (± 0.53)	4.85 (± 0.42)

La tabla 4. 2. contiene los valores de los índices obtenidos a partir del método descrito por van de Bund & Solimini (2007) para la variable de caída de hojarasca. En este caso, el bosque de *Abies religiosa* posee los valores de índice más altos que los otros dos tipos de bosque de la cuenca; a nivel internacional, la caída de

hojarasca en el bosque de *Abies religiosa* y el bosque de *Quercus* sp. de la CRM es similar a la reportada en todo el mundo; el bosque de *Abies religiosa* de la CRM también posee un valor de índice alto (sin llegar a la unidad) cuando se compara con el valor promedio máximo reportado por Escobar & Maass (2008) en México, lo cual indica que el bosque de *Abies religiosa* posee valores de PPNA y caída de hojarasca altos, y es posible argumentar que el bosque de *Abies religiosa* de la CRM puede ser comparado con los bosques de *Abies* sp. estacionales más productivos del mundo. En el caso del bosque de oyamel de la CRM, los valores de los índices de la media máxima para cualquier categoría de comparación siempre se encuentran cercanos a la unidad, lo cual indica que la producción de hojarasca anual promedio es alta en este tipo de bosque. Por otra parte, el bosque de *Pinus hartwegii* presenta valores de índices muy bajos; a nivel internacional, latitudinal y nacional, el índice nunca alcanza a rebasar la mitad de la unidad cuando se compara con los valores de referencia máximos y con la media bibliográfica de la categoría de comparación (internacional, latitudinal y nacional), también es posible apreciar que el bosque de *Pinus hartwegii* de la CRM posee valores bajos de índices cuando se compara con los valores promedio mínimos a nivel internacional, latitudinal y nacional de los otros dos tipos de bosque de la CRM. El bosque de *Pinus hartwegii* de la CRM posee baja PPNA y poca caída de hojarasca a comparación con los otros dos tipos de bosque de la cuenca, incluso es muy poco productivo si se compara con los bosques de pino del resto del mundo. El bosque de *Quercus* sp. de la CRM presenta valores internacionales de índices más bajos que el bosque de *Abies religiosa*; en el caso del bosque de encino, este solo rebasa la unidad cuando se compara con los valores mínimos, los valores de los índices indican que la caída de hojarasca anual promedio es similar a la de otros bosques de *Quercus* sp. del planeta, pero a nivel longitudinal y nacional, los valores de índices del bosque de encino de la CRM solamente rebasan la unidad cuando se evalúan con los valores promedio mínimos. En todas las categorías de comparación (internacional, latitudinal y nacional) los valores de índices del bosque de encino de la CRM nunca logran sobrepasar la unidad cuando se evalúan con los valores promedio máximos.

Tabla 4. 2. Índices obtenidos con relación a la CRM a partir del método descrito por van de Bund & Solimini (2007) para la *caída de hojarasca anual*.

Índices		<i>Pinus</i>	<i>Abies</i>	<i>Quercus</i>
Internacional	Promedio	0.51	1.67	1.09
	Máximo	0.13	0.82	0.57
	Mínimo	2.29	6.3	5.27
Latitudinal	Promedio	0.73	1.19	0.87
	Máximo	0.38	0.82	0.57
	Mínimo	2.21	2.59	5.27
Nacional	Promedio	0.83	0.85	0.83
	Máximo	0.42	0.82	0.57
	Mínimo	2.21	0.87	1.94

Los índices de calidad ecológica para la variable de caída de hojarasca en los bosques de la CRM se encuentran representados en la figura 7., los cuales muestran que a nivel internacional, el bosque de oyamel de la CRM posee una *calidad ecológica alta* de acuerdo a su desviación de las condiciones de referencia. Bajo el principio de “One-out, All-out”, el bosque de encino de la CRM posee una *calidad ecológica moderada* y el bosque de pino de la CRM tiene una *calidad ecológica mala*, debemos recordar que el principio “One-out, All-out” señala que si existe más de un descriptor ecológico que actúe como bioindicador, el que tenga el valor más bajo o “peor” resultado, será considerado como indicador definitivo de calidad ecológica.

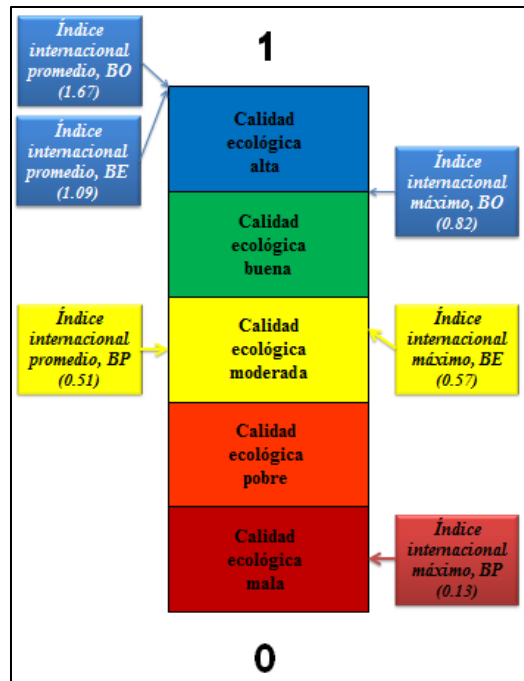


Figura 7. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la caída de hojarasca anual en los bosques de la CRM. Aquí se indican los valores de índices a nivel internacional para los promedios máximos y los promedios bibliográficos de cada tipo de bosque, así como su clasificación de calidad ecológica respectiva, bajo el principio de “One-out, All-out”.

De acuerdo a la figura 8, a nivel latitudinal, los datos promedio de la variable caída de hojarasca indican que el bosque de oyamel de la CRM posee una *calidad ecológica alta*, así como el bosque de encino de la CRM. Según los datos latitudinales promedio, los datos de caída de hojarasca del bosque de pino de la CRM indican que el bosque tiene una *calidad ecológica buena*, pero los índices de calidad ecológica evaluados con los promedios máximos indican que el bosque de oyamel posee una *calidad ecológica alta*, el bosque de encino una *calidad ecológica moderada* y el bosque de pino una *calidad ecológica pobre*. Bajo el principio de “One-out, All-out”, a nivel latitudinal el bosque de oyamel de la CRM posee una calidad ecológica alta; el bosque de encino posee una calidad moderada y el bosque de pino una calidad ecológica pobre, según la variable de caída de hojarasca.

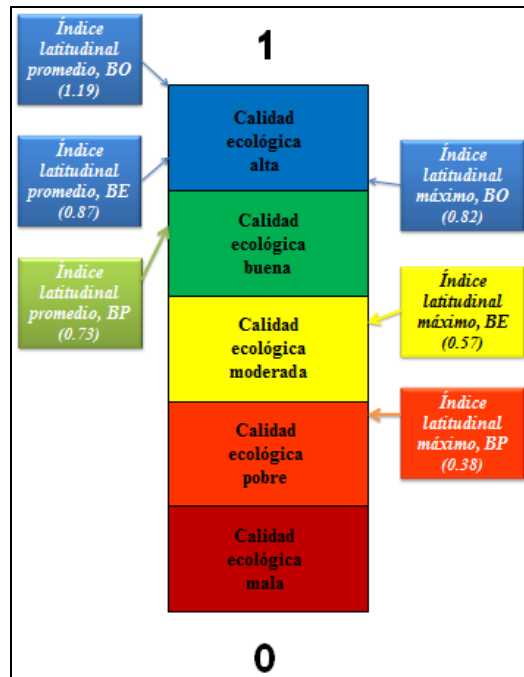


Figura 8. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la caída de hojarasca anual en los bosques de la CRM. Aquí se indican los valores de índices a nivel latitudinal para los valores promedio máximo y el promedio bibliográfico para cada tipo de bosque, así como su clasificación de calidad ecológica respectiva según el índice propuesto por van de Bund & Solomini (2007)

Los índices de calidad ecológica nacionales promedio para la variable de caída de hojarasca indican que los tres tipos de bosque poseen una *calidad ecológica alta*, pero cuando evaluamos los índices de calidad con los promedios máximos, el bosque de oyamel mantiene una *calidad ecológica alta* y los otros dos tipos de bosque de la CRM (pino y encino), poseen una *calidad ecológica moderada*.

De acuerdo a los índices de calidad ecológica obtenidos para esta variable (caída de hojarasca) y bajo el principio de “One-out, All-out”, el bosque de oyamel de la CRM posee una *calidad ecológica alta*, el bosque de encino posee una *calidad ecológica moderada* y el bosque de pino una *calidad ecológica mala*.

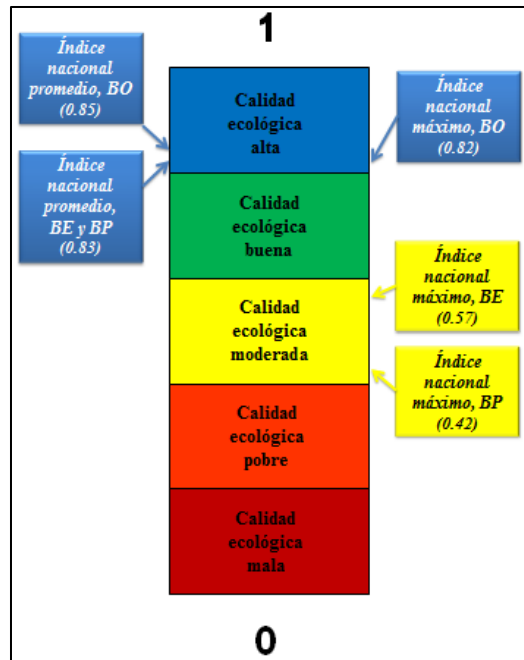


Figura 9. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la caída de hojarasca anual en los bosques de la CRM. En esta figura se indica el valor de los índices de calidad ecológica a nivel nacional para los valores promedio bibliográfico y promedio máximo.

Relación C/N del mantillo

En el anexo 3 se agrupan todas las referencias utilizadas para elaborar los índices comparativos siguiendo el método propuesto en este trabajo. En esta tabla podemos encontrar los valores promedio de la relación C/N del mantillo en bosques de todo el mundo, también podemos encontrar a los autores, año y sitio donde se realizó el estudio, todo para los tres tipos de bosque y organizados de forma latitudinal. En el anexo es posible apreciar que existen muy pocos trabajos indexados en México que tengan algo que ver con la relación C/N del mantillo para el género *Abies* sp. Se obtuvieron 32 referencias para el género de *Pinus* spp., 17 referencias para el género *Abies* spp. y 31 para el género de *Quercus* spp. Por otro lado, los estudios realizados en México que consideran a *Pinus* sp. y *Quercus* sp. son más abundantes, esto podría deberse a que la abundancia de este tipo de bosques en México es mayor a la de los bosques de oyamel. En el caso de esta variable se encontraron datos para casi todos los niveles de comparación excepto a nivel nacional para la categoría de bosque de *Abies* sp.

Se puede observar que la categoría de bosque de pino tiene un rango amplio, con valores promedio muy fluctuantes. En este caso, el valor promedio máximo para la relación C/N del mantillo fue de 164 y fue reportado en Japón por Salamanca *et al.* (2008), por otro lado, el valor mínimo de esta variable fue de 15.85 y fue reportado por Fenn *et al.* (2006) en México. Este rango tan amplio permite darnos cuenta de que existe una gran diversidad de ambientes y estados de madurez para este tipo de bosques a nivel mundial. La categoría de bosque de *Abies* sp. fue la que tuvo el menor número de referencias bibliográficas, la mayoría de los datos proviene de países donde existe un cambio fitofenológico muy drástico. Esta categoría tiene valores promedio más homogéneos a comparación con las otras dos tipos de bosque, posee un rango de valores promedio que va de 87.3 reportado en los Estados Unidos por Stump & Binkley (1993) hasta 22.4 reportado en Rusia por Achat *et al.* (2013), ambos casos son países en donde las estaciones del año son muy marcadas. Por su parte, la categoría de bosque de *Quercus* sp. posee un rango amplio que va de 133 reportado en los Estados Unidos por Myers *et al.* (2001) hasta 18.6 reportado en España por González & Candás (2004), esta vez también existe mucha heterogeneidad en los valores promedio obtenidos como sucedió en la categoría de bosque de pino, los valores promedio máximo y mínimo también fueron reportados en países donde existe una estacionalidad notoria. De manera general, la categoría de bosque de pino posee las relaciones C/N más altas, seguido por el la categoría del bosque de encino y por último la categoría de bosque de oyamel.

La tabla 5. 1. contiene los valores más bajo, más alto y el promedio de relación C/N del mantillo de las referencias bibliográficas del anexo 3 para cada uno de los tres tipos de bosque, de acuerdo a su categoría (internacional, latitudinal o nacional) y su desviación estándar; en la última fila se representan los valores de relación C/N del mantillo promedio y su desviación estándar obtenidos en la cuenca del río Magdalena. En la tabla podemos apreciar que ninguno de los tres tipos de bosque de la CRM logra superar el promedio bibliográfico de ningún nivel de comparación (internacional, latitudinal y nacional), excepto por la categoría bosque de pino a nivel nacional. En el caso de la categoría de bosque de pino, el rango internacional de medias para esta variable es muy amplio, pero los rangos de promedios obtenidos a nivel latitudinal y nacional son más cerrados y con valores promedio más similares a los reportados en la CRM. Para la categoría de bosque de

oyamel se obtuvieron rangos con valores promedio muy similares a los que se reportan en la CRM, los rangos internacional y latitudinal son más cerrados a comparación con los rangos de las categorías de bosque de pino o encino. La categoría bosque de encino también posee valores similares a los que se reportan en la CRM, el promedio bibliográfico más parecido al de la CRM es a nivel nacional, por su parte, el rango internacional bibliográfico es muy amplio a comparación con los rangos latitudinal y nacional. Los amplios rangos de medias bibliográficas internacionales de las categorías de comparación de bosque de pino y bosque de encino pueden deberse a la gran diversidad de ambientes que poseen poblaciones de estos géneros de plantas, a diferencia del género *Abies* sp. el cual tiene una distribución de poblaciones más discreta a nivel mundial.

Tabla 5. 1. De los datos de la relación **C/N del mantillo** que aparecen en el anexo 3 se extrajeron los valores más bajo y más alto para cada nivel de comparación y, se realizó el promedio de todos los valores de cada una de la columnas. También se presenta una sola fila para los datos de México y otra más para los de la CRM.

	<i>Pinus</i>	<i>Abies</i>	<i>Quercus</i>
Internacional	Promedio: 66.2 (32.9) Máximo: 164 (Salamanca <i>et al.</i> , 1998) <i>Japón</i> Mínimo: 15.85 (Fenn <i>et al.</i> , 2006) <i>México</i>	Promedio: 54.58 (21.9) Máximo: 87.3 (Stump & Binkley, 1993) USA Mínimo: 22.4 (Achat <i>et al.</i> , 2013) <i>Rusia</i>	Promedio: 57.3 (26.6) Máximo: 133 (Myers <i>et al.</i> , 2001) USA Mínimo: 18.6 (González & Candás, 2004) España
Latitudinal	Promedio: 63.75 (10.67) Máximo: 71.3 (Li & Han, 2008) <i>China</i> Mínimo: 39.8 (Mo <i>et al.</i> , 2007) <i>China</i>	Promedio: 52.8 (22.34) Máximo: 68.6 (Luo <i>et al.</i> , 2003) <i>China</i> Mínimo: 37 (Fenn, Bauer & Hernández, 2002) <i>México</i>	Promedio: 53.8 (17.1) Máximo: 80.5 (Zheng <i>et al.</i> , 2010) <i>China</i> Mínimo: 32.5 (Rocha & Ramírez, 2009) <i>México</i>
Nacional	Promedio: 50.77 (31.22) Máximo: 76 (Fenn <i>et al.</i> , 2002) Estado de México. Mínimo: 15.85 (Fenn <i>et al.</i> , 2006) Desierto de los Leones, Ajusco y Zoquiapan.	-	Promedio: 47.82 (14.2) Máximo: 60.8 (Rocha & Ramírez, 2009) Localidades Merced Bazom, Chiapas. Mínimo: 32.5 (Rocha & Ramírez, 2009) Lagunas de Montebello, Chiapas.
CRM	62.41 (2.72)	52.71 (1.83)	46.43 (1.52)

La tabla 5. 2. contiene a los valores de los índices ordenados por categorías de comparación (bosques de pino, oyamel y encino) y por niveles de comparación (internacional, latitudinal y nacional) para la variable de relación C/N del mantillo. En esta ocasión, faltaron datos a nivel nacional para la categoría bosque de oyamel para hacer el índice correspondiente. De manera general se puede observar que a nivel internacional, ningún índice de ninguna categoría de comparación rebasa la unidad cuando se evalúa la media bibliográfica, también

se puede ver que cuando evaluamos el valor máximo reportado para cada categoría a nivel internacional, el índice de la categoría bosque de *Abies* sp. es el único que alcanza a rebasar un poco más de la mitad de la unidad, las otras dos categorías de comparación (bosques de pino y encino) poseen valores de índices similares entre sí, pero que no se acercan al valor de índice reportado para la categoría de bosque de *Abies* sp. En las tres categorías de comparación, el valor de los índices siempre fue superior por al menos el doble de la unidad cuando se compararon con los promedios mínimos. A nivel latitudinal, las categorías de bosque de pino y bosque de oyamel presentaron los valores de índices más cercanos a la unidad cuando se comparaban con el promedio bibliográfico, lo cual se traduce a que a nivel latitudinal, los valores reportados para esta variable (relación C/N del mantillo) en la CRM para estos tipos de bosque (pino y oyamel), son muy parecidos a los que se reportan en otros países de la misma latitud. También podemos apreciar que los valores de los índices para las tres categorías comparación nunca rebasan la unidad cuando se comparan con los valores máximos reportados, incluso el índice de la categoría de bosque de encino apenas alcanza a rebasar la mitad de la unidad, lo cual significaría que el bosque de encino de la CRM posee solamente la mitad del promedio máximo para esta variable. A nivel internacional y latitudinal, cuando se comparan los valores promedio mínimos de la bibliografía con el promedio reportado en la CRM para cualquiera de las tres categorías de comparación de bosque (pino, oyamel o encino), los valores de índices son muy similares en los tres casos. A nivel nacional, las categorías de comparación bosque de pino y bosque de encino presentan valores diferentes de índices entre sí, los datos indican que la categoría de bosque de pino posee valores de índice mayores a los reportados para la categoría de bosque de encino, en ambos casos de comparación los valores de índice superan la mitad de la unidad cuando se comparan con los valores promedio máximos.

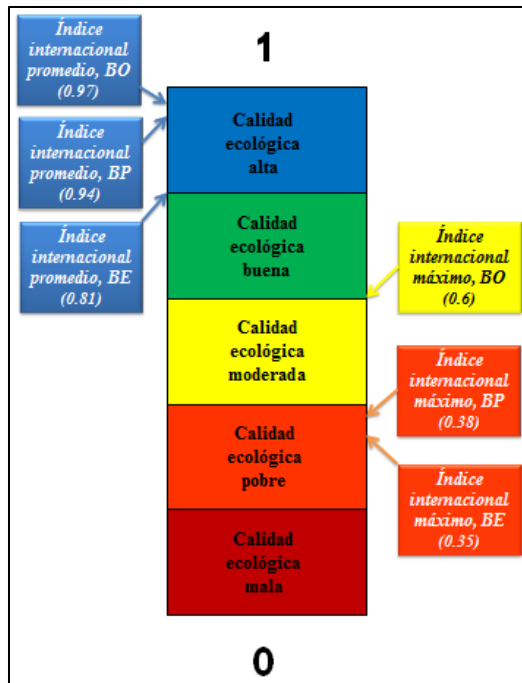
Tabla 5. 2. Índices obtenidos con relación a la CRM para el cociente de *C/N del mantillo* obtenidos a partir del método descrito por van de Bund & Solimini (2007) para los tres tipos de bosque.

Índices		<i>Pinus</i>	<i>Abies</i>	<i>Quercus</i>
Internacional	Promedio	0.94	0.97	0.81
	Máximo	0.38	0.6	0.35

	Mínimo	3.93	2.35	2.5
Latitudinal	Promedio	0.98	0.99	0.86
	Máximo	0.87	0.77	0.58
	Mínimo	1.57	1.42	1.43
Nacional	Promedio	1.23	-	0.97
	Máximo	0.82		0.76
	Mínimo	3.94		1.43

Los índices de calidad ecológica obtenidos con los valores promedio para la variable de relación C/N del mantillo, indican que a nivel internacional, los tres tipos de bosque de la CRM poseen una *calidad ecológica alta* en función del índice, pero si evaluamos los índices de calidad ecológica con los valores promedio máximos podemos decir que el bosque de oyamel de la CRM posee una *calidad ecológica moderada* y los bosques de pino y encino de la CRM poseen una *calidad ecológica pobre*, como lo indica la figura 10. En términos de la descomposición y liberación de nutrientes la calidad ecológica es baja, ya que tardará mucho tiempo en descomponerse el material orgánico debido a la alta relación C/N que posee el mantillo de los tres tipos de bosque (≥ 40), es decir, la materia orgánica del mantillo posee una liberación de nutrientes lenta en los tres tipos de bosque, por lo tanto una lenta transferencia de nutrientes de la parte aérea del bosque al suelo.

Descomposición y circulación de nutrientes lenta.



Descomposición y circulación de nutrientes rápida.

Figura 10. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N en el mantillo de los bosques de la CRM. Aquí se indican los valores de índices a nivel internacional para el promedio máximo y promedio bibliográfico para cada tipo de bosque, así como su clasificación de calidad ecológica respectiva, bajo el principio de “One-out, All-out”.

Los índices de calidad ecológica evaluados con los valores promedio bibliográficos a nivel latitudinal se encuentran contenidos en la figura 11. En este caso, los tres tipos de bosque poseen una *calidad ecológica alta* de acuerdo a la variable de relación C/N del mantillo, pero los índices obtenidos con los valores promedio máximos indican que el bosque de pino de la CRM posee una *calidad ecológica alta*, el bosque de oyamel posee una *calidad ecológica buena* y el bosque de encino de la CRM posee una *calidad ecológica moderada*. Pero debemos recordar que en términos de la liberación de nutrientes, la relación C/N del mantillo para los tres tipos de bosque indica que existe una descomposición del tipo lenta, es decir, una lenta liberación de recursos útiles para las plantas y otros organismos.

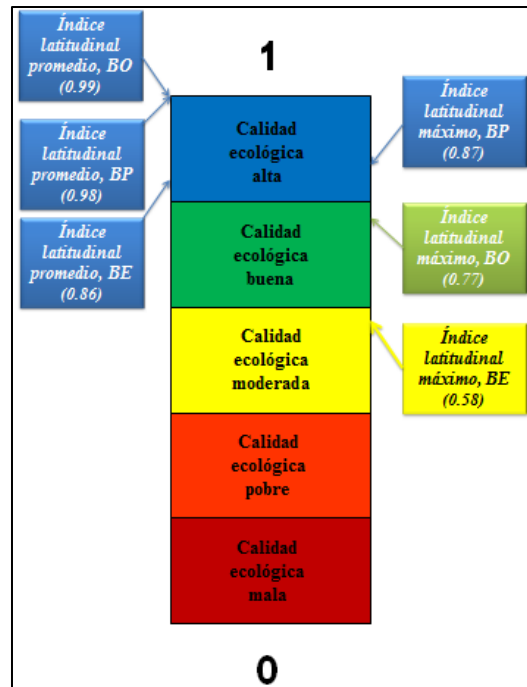


Figura 11. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N del mantillo en los bosques de la CRM. Aquí se indican los valores de índices a nivel latitudinal para los valores promedio máximo y el promedio bibliográfico para cada tipo de bosque, así como su clasificación de calidad ecológica respectiva según el índice propuesto por van de Bund & Solomini (2007).

A nivel nacional, hicieron falta datos para la categoría de bosque de oyamel, pero los índices de calidad ecológica obtenidos a partir de los valores promedio bibliográficos indican que los bosques de pino y encino de la CRM poseen una *calidad ecológica alta* de acuerdo a la variable de relación C/N del mantillo como lo indica la figura 12. Cuando evaluamos los índices con los valores promedio máximos es posible señalar que una vez más, el bosque de pino de la CRM posee una *calidad ecológica alta* y el bosque de encino posee una *calidad ecológica buena*. Si aplicamos el principio de “One-out, All-out” a los índices de calidad ecológica para la variable de relación C/N del mantillo, el bosque de oyamel de la CRM posee una *calidad ecológica moderada* y los bosques de pino y encino de la CRM poseen una *calidad ecológica pobre*.

En cualquier nivel de comparación y para los tres tipos de bosque, la relación C/N del mantillo siempre se encuentra por arriba de 40, lo cual indica que la transferencia de nutrientes del mantillo al suelo es lenta en los bosques de éstos tipos de géneros a nivel mundial y la CRM no es la excepción. En este caso, el mantillo de los tres tipos de bosques que existen en la CRM está compuesto por materia orgánica recalcitrante (C/N del

mantillo mayor a 30), por lo tanto la microbiota del suelo inmovilizará más nitrógeno, ocasionando que exista una menor cantidad de compuestos nitrogenados asimilables para las plantas (Heal *et al.*, 1997; Álvarez, 2001).

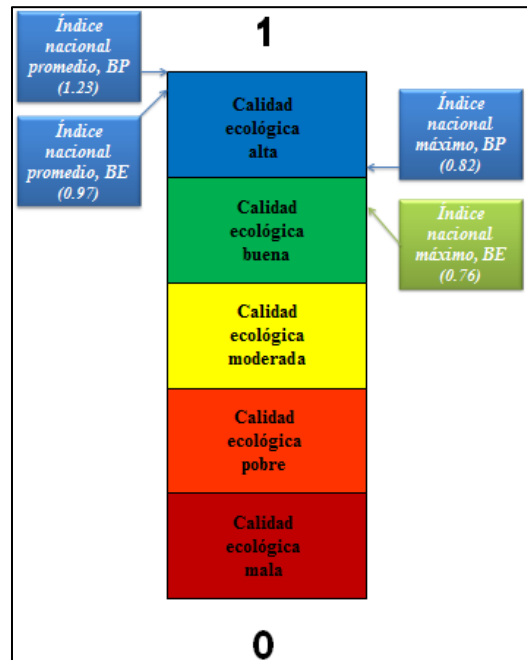


Figura 12. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N del mantillo en los bosques de la CRM. En esta figura se indica el valor de los índices de calidad ecológica a nivel nacional para los valores promedio bibliográfico y promedio máximo de cada tipo de bosque.

Relación C/N del suelo

El anexo 4 contiene los promedios bibliográficos correspondientes a la variable de relación C/N en el suelo para cada tipo de bosque (bosque de pino, bosque de oyamel y bosque de encino), los promedios se encuentran organizados por latitud y agrupados por el país de procedencia, con su autor correspondiente. Se obtuvieron 32 referencias para el género *Pinus* spp., 16 referencias para el género *Abies* spp. y 30 referencias para el género *Quercus* spp. La categoría de bosque de pino posee promedios internacionales similares a los que se reportan en el bosque de pino de la CRM, el rango de promedios va de 10.76 reportado en México por Castro *et al.* (1995) a 34.01 reportado también en México por Fenn *et al.* (2002), en el caso de México, este posee valores promedio a lo largo de todo el rango; en las tres categorías de comparación solamente se encontraron cuatro promedios que

superan la media de 30 con respecto a la variable de relación C/N en el suelo, dos para la categoría de bosque de pino y dos para la categoría bosque de oyamel, ninguno para la de bosque de encino.

La categoría de bosque de oyamel es la que tiene menos referencias bibliográficas, incluso faltaron referencias para hacer un promedio latitudinal. El rango obtenido con los valores bibliográficos es el más amplio de las tres categorías, va de 3.7 reportado en Iraq por Guleryuz y Everest (2010) a 36.3 reportado por Guleryuz *et al.* (2011) en Turquía. Para la categoría de bosque de encino, faltaron datos bibliográficos para elaborar los rangos de promedios a nivel latitudinal y nacional. El rango de medias internacionales va de 8.2 a 28, reportado en la India por Usman (2013) y reportado por Compton *et al.* (1998) en Estado Unidos, respectivamente. La categoría de bosque de encino no posee datos reportados a nivel nacional, a pesar de que en México existen poblaciones de *Quercus* sp. con relativa abundancia. El único valor promedio internacional que es similar a los que se reportan para cualquiera de los tres tipos bosques de la CRM es de 18.62 reportado por Quilchano *et al.* (1993) en España.

La tabla 6. 1. contiene los valores más bajo, más alto y el promedio de relación C/N del suelo de las referencias bibliográficas de la tabla 6.1. para cada uno de los tres tipos de bosque, de acuerdo a su categoría (internacional, latitudinal o nacional) y su desviación estándar; en la última fila se representan los valores de la relación C/N del suelo promedio y su desviación estándar obtenidos en la cuenca del río Magdalena. Podemos apreciar que la categoría de bosque de pino fue la única que pudo ser comparada en los tres niveles considerados en este trabajo (internacional, latitudinal y nacional). El promedio del bosque de pino de la CRM para la variable de relación C/N del suelo no alcanza a rebasar el promedio de ningún nivel de comparación, pero es el promedio más alto de los tres tipos de bosque dentro de la CRM. En el caso de las categorías de bosque de oyamel y encino, los promedios de la relación C/N de estos dos tipos de bosque de la CRM son mayores en todos los niveles de comparación. A nivel internacional, el bosque de oyamel posee el valor promedio más bajo (16.9 ± 8.5), seguido por el bosque de encino (18 ± 4.6) y por último el bosque de pino (21.5 ± 6.1), los tres tipos de bosques que hay en la CRM poseen valores promedio similares a los que reporta la categoría de bosque de encino a nivel internacional, los promedios que se reportan en la CRM para los tres tipos de bosque son más homogéneos a

diferencia de las medias que poseen las categorías de bosque de pino, oyamel y encino a nivel internacional. También podemos notar que el país que posee el mayor número de referencias para esta variable es México, para el bosque de pino, México posee los valores promedio máximo y mínimo para todos los niveles de comparación. El rango internacional de la categoría de bosque de oyamel es el más amplio de las tres categorías a cualquier nivel de comparación, por el contrario, la categoría de bosque de encino es la que tiene el rango más cerrado de las tres. Los bosques de pino y oyamel poseen rangos similares a nivel internacional, pero el rango de encino se vuelve un poco más cerrado a comparación con estos dos. A nivel nacional, el rango de la categoría de bosque de oyamel es más cerrado a comparación con el de la categoría de bosque de pino, también el promedio bibliográfico de la categoría de bosque de oyamel es menor al que se reporta para la categoría de bosque de pino; en el caso de la CRM, los promedios reportados de esta variable para cada tipo de bosque (pino 18.91 ± 2.88 , oyamel 18.41 ± 0.24 y encino 18.77 ± 0.91) se encuentran en medio del rango que se forma con los promedios bibliográficos de las dos categorías de comparación bosque de oyamel y bosque de pino, que va de 16.8 ± 5.7 a 21.9 ± 8.1 aproximadamente.

Tabla 6. 1. De los datos de la relación C/N del suelo que aparecen en el anexo 4 se extrajeron los valores más bajo y más alto para cada nivel de comparación y, se realizó el promedio de todos los valores de cada una de la columnas. También se presenta una sola fila para los datos de México y otra más para los de la CRM.

	<i>Pinus</i>	<i>Abies</i>	<i>Quercus</i>
Internacional	Promedio: 21.5 (6.1) Máximo: 34.01 (Fenn <i>et al.</i> , 2002) México Mínimo: 10.76 (Castro <i>et al.</i> , 1995) México	Promedio: 16.9 (8.5) Máximo: 36.3 (Guleryuz <i>et al.</i> , 2011) Turquía Mínimo: 3.7 (Guleryuz & Everest, 2010) Iraq	Promedio: 18 (4.6) Máximo: 28 (Compton <i>et al.</i> , 1998) USA Mínimo: 8.2 (Usman, 2013) India
Latitudinal	Promedio: 20.1 (7.5) Máximo: 34.01 (Fenn <i>et al.</i> , 2002) México Mínimo: 10.76 (Castro <i>et al.</i> , 1995) México	-	-
Nacional	Promedio: 21.9 (8.1) Máximo: 34.01 (Fenn <i>et al.</i> , 2002) Estado de México Mínimo: 10.76 (Castro <i>et al.</i> , 1995) Desierto de los Leones, Distrito Federal.	Promedio: 16.8 (5.7) Máximo: 26.7 (Alda, 1982) Cadena volcánica de Sierra Nevada. Mínimo: 9.68 (Ávila & López, 2001) Cumbres de Acultzingo, Veracruz.	-
CRM	18.91 (2.88)	18.41 (0.24)	18.77 (0.91)

La tabla 6. 2. condensa los valores de índices para la variable de relación C/N del suelo. Los datos se encuentran agrupados de acuerdo a su categoría (bosque de pino, bosque de oyamel y bosque de encino) y su nivel de comparación (internacional, latitudinal y nacional). A nivel internacional, las categorías de comparación bosque de oyamel y bosque de encino poseen un valor de índices similar a la unidad cuando se evalúan los datos con la media bibliográfica (1.09 y 1.04, respectivamente), las tres categorías de comparación poseen valores de índices que superan un poco más de la mitad de la unidad cuando se evalúan con los valores promedio máximos (bosque de pino 0.55, bosque de oyamel 0.51 y bosque de encino 0.67). Las tres categorías de bosque superaron la unidad cuando se evaluaron con los valores promedio mínimos para este nivel, pero el valor de índice para el bosque de *Abies religiosa* de la CRM (4.97) supera en gran medida al promedio mínimo reportado a nivel mundial para bosques de este género. A nivel latitudinal, el bosque de *Pinus hartwegii* de la CRM posee valores de índice que semejan a la unidad cuando se comparan con la media bibliográfica (0.94), pero el valor de índice solo alcanza a rebasar un poco más de la mitad de la unidad (0.55) cuando se compara con el valor máximo reportado a este nivel; por su parte, el valor de índice mínimo supera solamente 0.76 veces a la unidad, lo cual indica que el bosque de pino de la CRM podría ser agrupado como entre los países que tiene los valores promedio más bajos con respecto a esta variable. A nivel nacional, los valores de índice del bosque de *Abies religiosa* de la CRM son mayores a comparación con los del bosque de *Pinus hartwegii*, el bosque de oyamel posee un valor de índice un poco mayor a la unidad (1.09) cuando se evalúa con la media bibliográfica, por el contrario, el bosque de pino posee un valor de índice menor a la unidad (0.86) cuando se evalúa con su media bibliográfica. En ambos casos los valores de índice no superan la unidad cuando se evalúan con los promedios máximos, el índice del bosque de pino solo supera 0.5 veces a la mitad de la unidad y el índice del bosque de oyamel solo superó por 0.19 veces a la mitad de la unidad. También, en ambos casos los valores de índices fueron 0.75 y 0.9 veces mayores a la unidad cuando se evaluaron los promedios de la CRM con los promedios mínimos bibliográficos para este nivel.

Tabla 6. 2. Índices obtenidos con en relación con la CRM para el cociente de *C/N del suelo* obtenidos a partir del método descrito por van de Bund & Solimini (2007) para los tres tipos de bosque.

Índices		<i>Pinus</i>	<i>Abies</i>	<i>Quercus</i>
Internacional	Promedio	0.88	1.09	1.04
	Máximo	0.55	0.51	0.67
	Mínimo	1.76	4.97	2.29
Latitudinal	Promedio	0.94	-	-
	Máximo	0.55		
	Mínimo	1.76		
Nacional	Promedio	0.86	1.09	-
	Máximo	0.55	0.69	
	Mínimo	1.76	1.9	

Los índices de calidad ecológica obtenidos a partir de los valores promedio bibliográficos para la variable de relación C/N del suelo que se encuentran contenidos en la figura 13, indican que a nivel internacional, los tres tipos de bosque poseen una *calidad ecológica alta*, pero los índices de calidad ecológica evaluados con los valores promedio máximos podemos clasificar al bosque de encino con una *calidad ecológica buena* y a los bosques de pino y oyamel con una *calidad ecológica moderada* de acuerdo con esta variable y el método de diagnóstico utilizado.

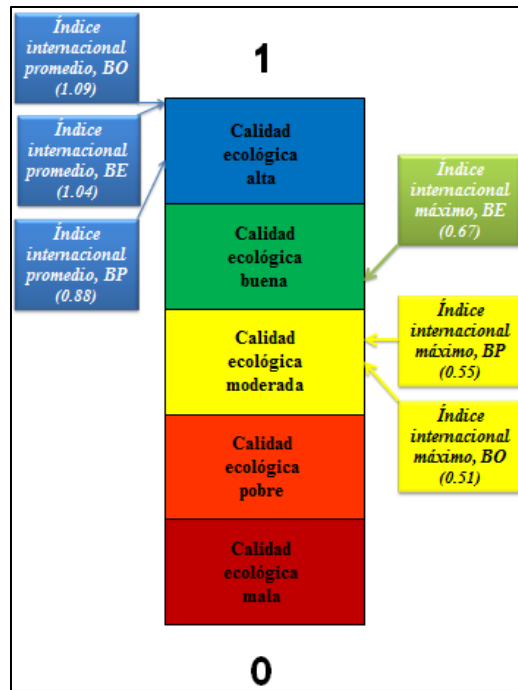


Figura 13. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N en el suelo de los bosques de la CRM. Aquí se indican los valores de índices a nivel internacional para el promedio máximo y promedio bibliográfico para cada tipo de bosque, así como su clasificación de calidad ecológica respectiva, bajo el principio de “One-out, All-out”.

A nivel latitudinal, solo se encontraron datos para la categoría de bosque de pino como lo indica la figura 14; el índice de calidad ecológica que se obtuvo con el promedio bibliográfico indica que el bosque de pino de la CRM posee una *calidad ecológica alta*, pero el índice de calidad ecológica obtenido con el valor latitudinal promedio máximo indica que el bosque de pino de la CRM posee una *calidad ecológica moderada*, de acuerdo a la variable de relación C/N del suelo y las condiciones de referencia.

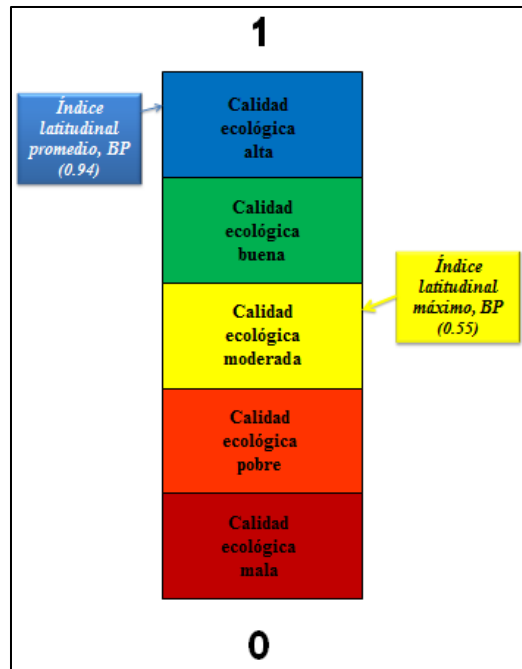


Figura 14. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N del suelo en los bosques de la CRM. Aquí se indican los valores de índices a nivel latitudinal para los valores promedio máximo y el promedio bibliográfico para el bosque de pino, así como su clasificación de calidad ecológica respectiva según el índice propuesto por van de Bund & Solomini (2007).

La figura 15 contiene los índices de calidad ecológica para los bosques de pino y oyamel de la CRM a nivel nacional, los índices de calidad ecológica obtenidos con los valores promedio de referencias indican que los bosques de pino y oyamel de la CRM poseen una *calidad ecológica alta*, los índices de calidad obtenidos con los valores promedio máximos muestran que el bosque de oyamel tiene una *calidad ecológica buena* y el bosque de pino de la CRM una *calidad ecológica moderada*.

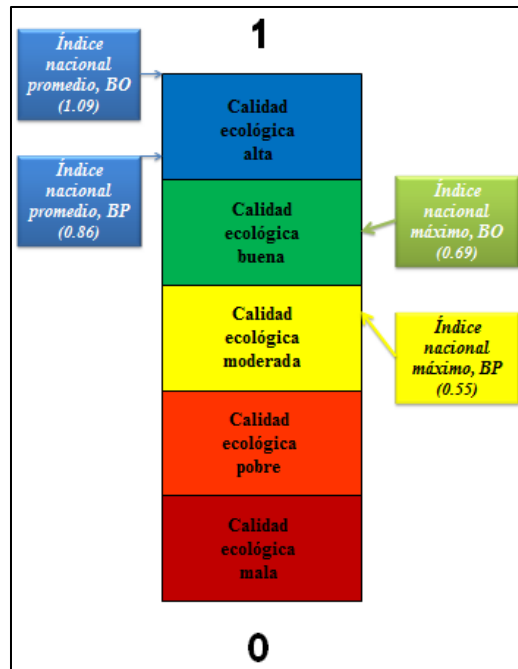


Figura 15. Escala de clasificación para la evaluación ecológica de la relación C/N del suelo en los bosques de la CRM. En esta figura se indica el valor de los índices de calidad ecológica a nivel nacional para los valores promedio bibliográfico y promedio máximo de cada tipo de bosque.

En términos del flujo y liberación de nutrientes, los tres tipos de bosque poseen una relación C/N del suelo muy adecuada para que se lleven a cabo procesos de descomposición rápidos y eficientes (relación C/N promedio de los suelos de los tres tipos de bosque de la CRM 18.7), ya que puede considerarse como un ecosistema saturado de nitrógeno cuando existe una relación C/N en el suelo menor a 25 (Gundersen *et al.*, 1998; Gundersen *et al.*, 2006). En el caso de esta variable, los tres tipos de bosque de la CRM poseen una MOS de tipo “activa” y contiene materiales que continúan en proceso de descomposición (Brady y Weil, 2002).

Tabla 7. Diagnóstico de calidad ecológica para los procesos ecosistémicos que se llevan a cabo en la CRM para cada tipo de bosque, de acuerdo con los rangos internacionales, latitudinales y nacionales obtenidos a partir del método van de Bund y Solomini (2007). Del lado izquierdo se muestra el diagnóstico de calidad, el lado derecho superior indica el promedio obtenido en la CRM para cada variable y en el lado inferior izquierdo se muestra el rango internacional de promedios obtenido en la búsqueda bibliográfica.

	<i>Pino</i>		<i>Oyamel</i>		<i>Encino</i>	
PPNA	<i>Baja</i>	CRM 5.89	<i>Alta</i>	CRM 10.78	<i>Regular</i>	CRM 10.51
		0.72-15.13		0.39-10.7		1.4-15.7
Caída de hojarasca	<i>Regular</i>	CRM 2.16	<i>Alta</i>	CRM 5.05	<i>Alta</i>	CRM 4.85
		0.94-15.93		0.8-6.12		0.92-8.45
Relación C\N mantillo	<i>Alta</i>	CRM 62.41	<i>Alta</i>	CRM 52.71	<i>Alta</i>	CRM 46.43
		18.85-164		22.4-87.3		18.6-133
Relación C\N suelo	<i>Alta</i>	CRM 18.91	<i>Alta</i>	CRM 18.41	<i>Alta</i>	CRM 18.77
		10.76-34.01		3.7-36.3		8.2-28

En la tabla 7 se resumen los diagnósticos de cada variable para cada bosque. La CRM se encuentra en un estado de calidad ecológica alta, pero debemos mencionar que en la parte superior de la cuenca es donde existen perturbaciones a nivel de ecosistema, ya que la calidad ecológica de la PPNA y la caída de hojarasca en el bosque de pino es menor a comparación con los valores de referencia, por otra parte podemos confirmar que en la parte baja de la cuenca del río Magdalena el menor contenido de agua en el suelo disminuye su productividad primaria en comparación con el bosque de oyamel (parte media de la CRM). El análisis indica que la calidad ecológica de los procesos de reducción, transformación y fijación de nutrientes del mantillo al suelo por parte de la biota del suelo es excelente en los tres tipos de bosque de la CRM. Hay que recordar que estos diagnósticos de calidad ecológica se construyeron a partir de comparaciones con datos a nivel mundial, latitudinal y nacional. Todas las localidades que contribuyeron a este rango de promedios se pueden observar en los mapas que se encuentran al final de los anexos.

Análisis de componentes principales

Pinus spp.

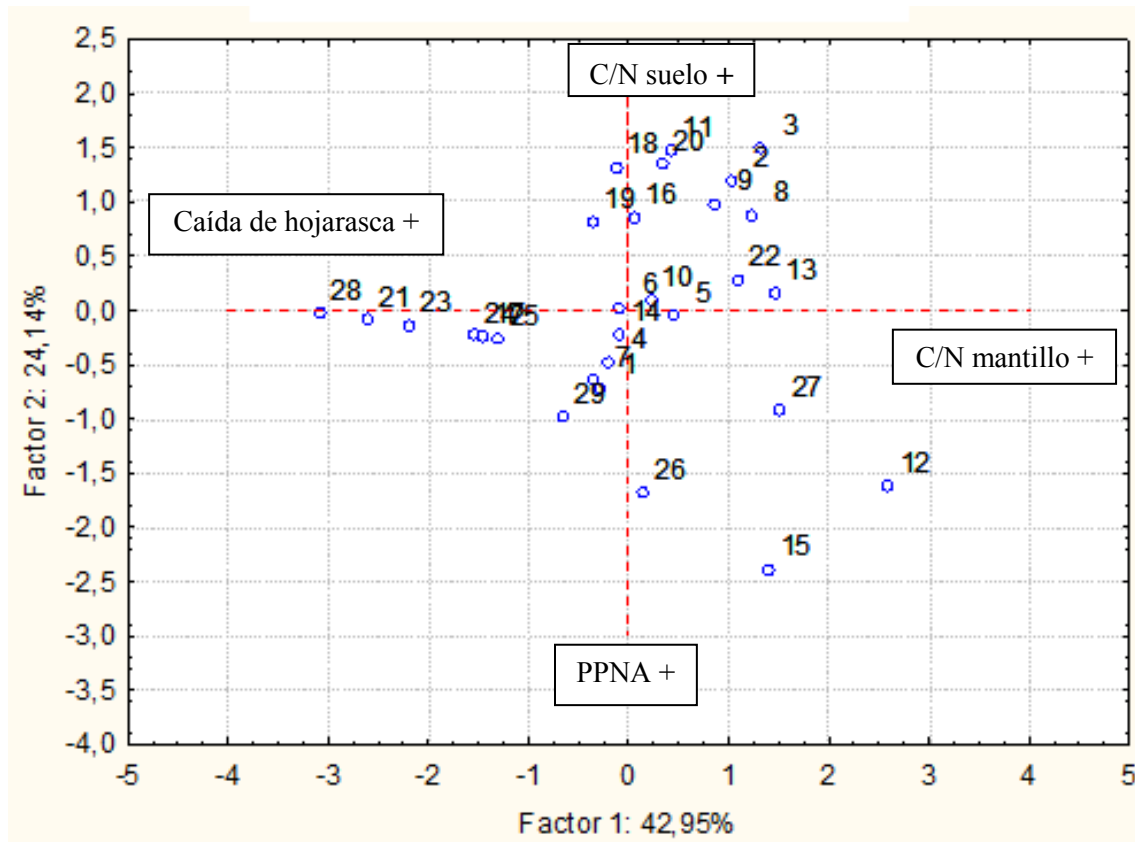


Figura 16. Proyección de cada sitio de referencia de acuerdo a su agrupación por factores (1x2) según el método de análisis de componentes principales (ACP) para el género *Pinus* spp.

En la figura 16 se observa que el ACP agrupa a la CRM (22) con China (13), Bélgica (8) y Estados Unidos (9), esto se debe a que comparten valores promedio muy similares y existen valores promedio para cada una de las variables, por otra parte, China (13) es el sitio que más se parece a la CRM a pesar de que carezca de un valor promedio para la variable de caída de hojarasca. Los países que no cuentan con valores promedio para las cuatro variables se proyectan de forma aislada y sin una agrupación específica con otros sitios de referencia. Por ejemplo, Argentina (28), Brasil (23) y Puerto Rico (21) son los países que tienen el promedio más alto de caída de hojarasca y aparecen agrupados por el ACP, pero hay que aclarar que estos tres países carecen de valores promedio para las otras tres variables. Ver ANEXO 9 que contiene la lista de países con su número respectivo.

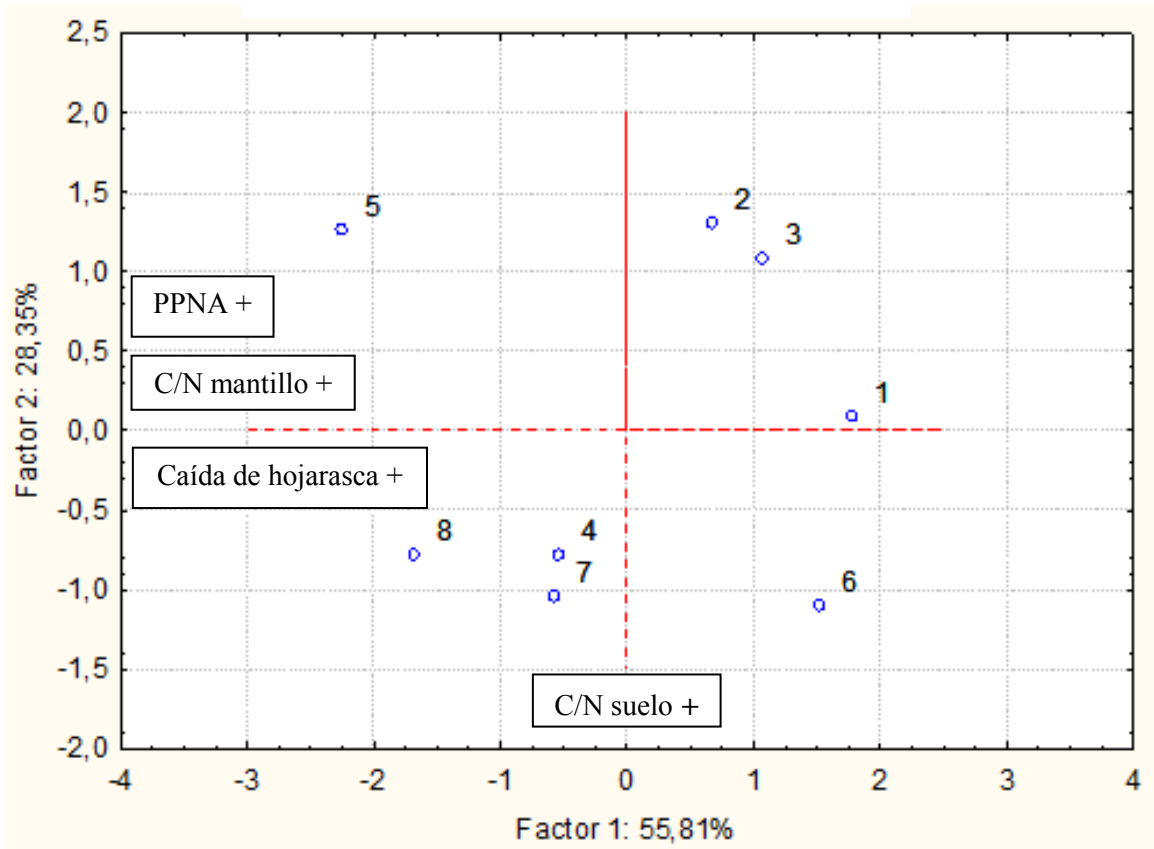


Figura 17. Proyección de cada sitio de referencia de acuerdo a su agrupación por factores (1x2) según el método de análisis de componentes principales (ACP) para el género *Abies* spp.

En la figura 17 se observa que la CRM (8) se agrupa con Estados Unidos (4) y México (7). En este caso las agrupaciones son más dispersas debido a que el valor promedio de PPNA de la CRM (10.78 ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$)) es mayor que el de Estados Unidos (3.9 ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$)) y México (4.92 ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$)), también hay que recordar que la falta de información en alguna variable implica que los sitios aparezcan aislados como el caso de Turquía (6). Por otra parte Polonia (3) y Canadá (2) forman otro conjunto, pero sus valores promedio en las variables consideradas los alejan de la CRM (8). Ver ANEXO 9 que contiene la lista de países con su número respectivo.

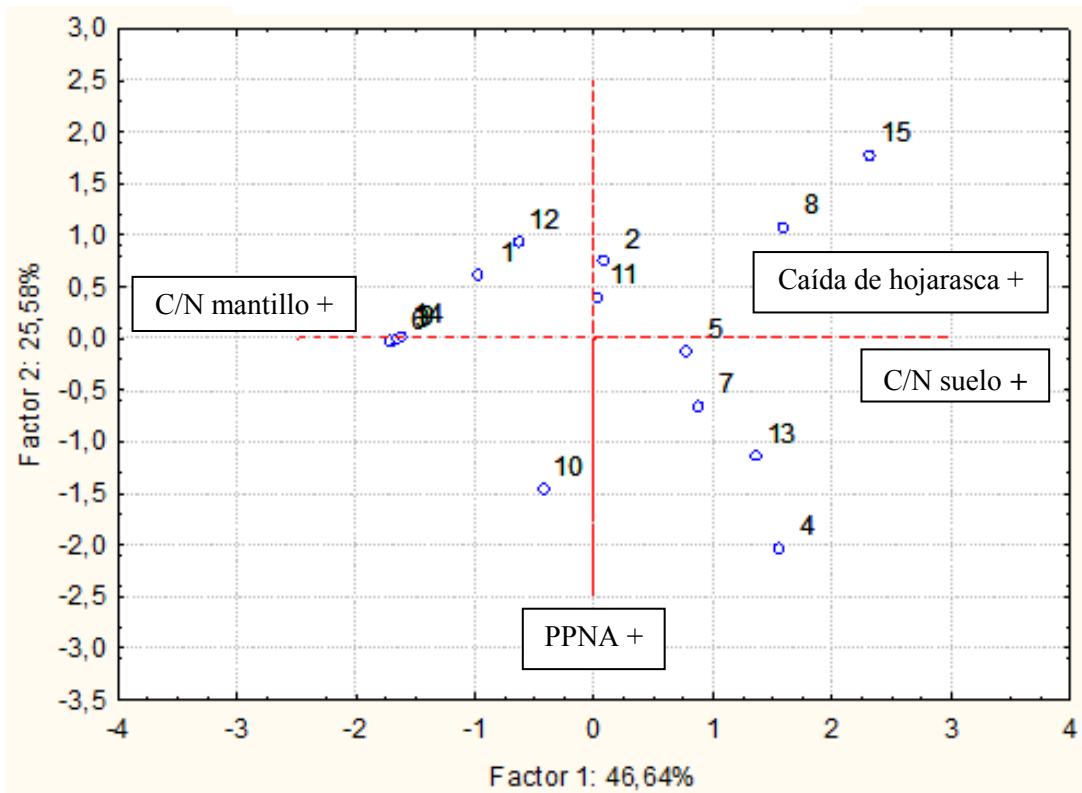


Figura 18. Proyección de cada sitio de referencia de acuerdo a su agrupación por factores (1x2) según el método de análisis de componentes principales (ACP) para el género *Quercus* spp.

En el caso del género *Quercus* spp. el ACP agrupa a Suiza (3), Italia (6), China (9) y Puerto Rico (14) debido a que estos sitios de referencia solo cuentan con el valor promedio de C/N mantillo. La CRM (13) no se encuentra dentro de una agrupación específica, el sitio de referencia más cercano es Estados Unidos (7), el valor de PPNA de la CRM (10.51 ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$)) es mayor que el de Estados Unidos (6.48 ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$)) y es la variable que limita la agrupación, a pesar de que Estados Unidos tenga valores promedio semejantes en las otras tres variables. España (8) también cuenta con promedios para las 4 variables, pero los valores de dichos promedios son muy diferentes a los de la CRM y por esa razón no aparecen agrupados. Este método puede generar incongruencias como es el caso de la agrupación de Alemania (2) y la India (11), el primer sitio de referencia (Alemania) posee valores promedio para PPNA y caída de hojarasca pero carece de valores promedio para las variables de C/N mantillo y C/N suelo, por otra parte la India solo cuenta con el valor promedio de C/N suelo,

es decir, a pesar de la falta de información de los sitios de referencia el software los agrupa en el eje X que considera a las variables de C/N mantillo, C/N suelo y caída de hojarasca. Ver ANEXO 9 que contiene la lista de países con su número respectivo.

X. *Discusión*

Productividad primaria neta aérea

El bosque de pino de la CRM tiene una PPNA de 5.89 (± 0.8), este dato es similar a la media bibliográfica internacional de 5.59 (± 4.7), esto indica que el bosque de pino de la CRM posee una productividad primaria neta aérea similar a la de otros bosques del mundo, pero según la escala de clasificación para la calidad ecológica propuesta por van de Bund & Solomini (2007), el bosque de pino de la CRM posee una *calidad ecológica pobre* si se compara con el promedio máximo de 15.13 registrado en Japón por Karizumi (1974). Las condiciones ambientales de Japón provocan que exista una alta PPNA debido al constante recambio de acículas ocasionado por el marcado cambio de estación, por ejemplo, en la región norte de Japón (Hokkaido) la temperatura mínima registrada fue de $-7.7\text{ }^{\circ}\text{C}$ en enero y una temperatura máxima de $26.1\text{ }^{\circ}\text{C}$ en agosto. Esta calidad ecológica pobre de la PPNA del bosque de pino de la CRM puede deberse a las condiciones gran altitud en esta parte de la cuenca ($\pm 3,300\text{ m s.n.m}$), sumado a las bajas temperaturas que se registran a esas altitudes, $6.7\text{ }^{\circ}\text{C}$ temperatura anual promedio con una mínima de $-0.3\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Delgadillo *et al.*, 2011).

Los datos a nivel internacional sobre el género *Abies* sp. para esta variable son pocos. La información recabada en este trabajo indica que la situación de la PPNA en el bosque de *Abies religiosa* de la CRM es totalmente diferente a la del bosque de pino. En este caso, la PPNA del bosque de oyamel de la CRM fue de 10.78 (± 1.13) y es casi el doble de la PPNA registrada en el bosque de pino de la misma cuenca. Los valores de los índices de calidad ecológica para la PPNA del bosque de oyamel de la CRM siempre estuvieron por encima de la unidad en todos los niveles de comparación (internacional y nacional) y en todos los casos (promedio bibliográfico,

promedio máximo y promedio mínimo), según la escala de calidad ecológica, la PPNA del bosque de oyamel de la CRM posee una *calidad ecológica alta* (o excelente) incluso la PPNA del bosque de oyamel de la CRM es mayor que el valor nacional máximo de 5.17 registrado por Flores (2010) en el Parque Nacional “Desierto de los Leones”.

La información indexada sobre esta variable limita la capacidad de comparar al bosque de encino de la CRM con otros bosques del mismo género a nivel latitudinal y nacional. En el caso del bosque de encino de la CRM, los índices muestran que la PPNA de este bosque posee una *calidad ecológica buena* cuando se evalúa con el valor promedio máximo de 15.7 registrado en Japón por Enoki *et al.* (2011). La PPNA del bosque de encino de la CRM es de 10.51 (± 1.25) y es similar a la del bosque de oyamel de la misma cuenca; según las condiciones de referencia de esta variable para este tipo de bosque, la PPNA del bosque de encino de la CRM se encuentra por encima del promedio internacional de 6.69 (± 3.7), pero este promedio no alcanza a ubicar al bosque de encino de la CRM como uno de los bosques de *Quercus* sp. más productivos del mundo, esto puede deberse a que el bosque de encino de la CRM se encuentra en una zona de transición de suelo forestal a suelo urbano (Almeida *et al.*, 2007). En el caso de la variable de PPNA, se utilizaron los promedios internacionales máximos de cada tipo de bosque para elaborar los índices de calidad ecológica; los índices elaborados con los promedios mínimos siempre rebasaron la unidad y quedaban fuera de la escala de clasificación del método propuesto por van de Bund & Solomini (2007).

La variable de PPNA es fundamental para evaluar la eficiencia de la fotosíntesis dentro de un ecosistema, ya que se debe recordar que esta variable está compuesta por el incremento de biomasa aérea y la caída de hojarasca, ésta última variable mide una de las respuestas que tienen las plantas para lidiar con las condiciones ambientales adversas que se encuentren en la zona. La PPNA es afectada por la cantidad de nutrientes disponibles en el suelo, productos de la descomposición del mantillo de hojas que proviene del bosque, es decir, si existe una alta proporción de nutrientes asimilables en el suelo, es muy probable que exista una abundante cobertura vegetal o una alta PPNA y por lo tanto una caída de hojarasca anual alta, en cambio si las plantas se encuentran en un sitio con una deficiencia en nutrientes asimilables, es probable que la PPNA sea baja y por lo

tanto tenga un promedio de caída de hojarasca anual bajo. En términos de PPNA el bosque de pino posee valores similares a los reportados a nivel mundial, pero los bosques de oyamel y encino pueden ser considerados como unos de los más productivos de estos géneros a nivel mundial; la cuenca del río Magdalena posee una calidad ecológica alta, pero se debe subrayar que en la parte superior de la cuenca existen evidencias de condiciones ambientales que dificultan el establecimiento de nuevos individuos a la población de pino.

Caída de hojarasca

En el caso de la variable de caída de hojarasca, sí fue posible elaborar los índices de calidad ecológica para todos los niveles de comparación de todos los tipos de bosque, esto quiere decir que a nivel mundial, la variable de caída de hojarasca o tasa de producción de hojarasca, es una de las mejor documentadas. El bosque de pino de la CRM produce $2.16 (\pm 0.5) \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ de hojarasca; según las condiciones de referencia para esta variable, los índices de calidad ecológica que se obtuvieron a partir de los valores promedio bibliográficos y los valores promedio máximos de esta variable a nivel internacional, latitudinal y nacional, indican que este tipo de bosque posee una *calidad ecológica mala* si aplicamos el principio de “One-out, All-out”, los valores de índices de esta variable para este tipo de bosque nunca rebasan la mitad de la unidad cuando se compara el promedio obtenido en la CRM con los promedios máximos a cualquier nivel de comparación, incluso los valores de índices nunca rebasan la unidad cuando se evalúan con los promedios bibliográficos internacionales, latitudinales o nacionales. Según los valores de los índices obtenidos a cualquier nivel de comparación, es posible clasificar al bosque de pino de la CRM como un bosque con una tasa de producción de hojarasca anual baja, lo cual coincide con la baja PPNA de este bosque, pero debemos considerar que los rangos de promedios internacional de caída de hojarasca y PPNA son muy amplios, es decir, los promedios internacionales de caída de hojarasca anual para bosques de este género son muy diferentes a los que se reportan en la CRM, así que si consideramos los valores promedio de caída de hojarasca a nivel latitudinal, podemos decir que la caída de hojarasca anual del bosque de pino de la CRM tiene una *calidad ecológica buena*. En este caso particular se

consideraron a los valores máximos internacionales y latitudinales para establecer el diagnóstico de calidad ecológica, por lo tanto al bosque de pino de la CRM se le otorga una calidad ecológica regular en términos de la variable de caída de hojarasca.

En el caso del bosque de oyamel de la CRM, éste produce $5.05 (\pm 0.53) \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$; a nivel internacional, latitudinal y nacional, los valores de índices obtenidos con los valores promedio bibliográficos y valores promedio máximos indican que el bosque de oyamel de la CRM posee una *calidad ecológica alta o excelente*. Es importante mencionar que los valores de índices de calidad ecológica del bosque de oyamel de la CRM para esta variable, siempre rebasaron más de la mitad de la unidad en todos los niveles de comparación. Aunque el promedio de caída de hojarasca anual del bosque de oyamel de la CRM no rebasa el promedio nacional máximo de 5.8 registrado en Jalisco por Escobar & Maass (2008), las condiciones de referencia internacionales y latitudinales justifican el alto grado de calidad ecológica que posee este tipo de bosque con respecto a la variable de caída de hojarasca.

El bosque de encino de la CRM produce $4.85 (\pm 0.42) \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ de hojarasca. A nivel internacional, el bosque de encino de la CRM posee un promedio similar al que se obtuvo con la bibliografía de $4.44 (\pm 1.88)$, si evaluamos el índice con el valor promedio máximo de 8.45 obtenido por Williams & Tolome (1996) en Veracruz, México, podemos darnos cuenta que el índice solo rebasa un poco más de la mitad de la unidad, esto significa que según la variable de caída de hojarasca, el bosque de encino de la CRM posee una *calidad ecológica moderada*, pero las condiciones de clima y microclima en los bosques de encino de Veracruz son muy diferentes a las de los bosques de la CRM, por lo tanto la calidad ecológica de la caída de hojarasca anual en el bosque de encino de la CRM es *alta o excelente* si lo comparamos con otros bosques de encino que también comparten características similares de clima y microclima.

La caída de hojarasca aporta información necesaria para entender la conexión y flujo de nutrientes que existe entre la parte aérea del bosque y el suelo. Muchos nutrientes y materiales que la biota del mantillo y del suelo requiere para realizar sus funciones de descomposición, provienen en gran parte de los restos vegetales que la

parte aérea de las plantas deja caer al suelo (FAO, 2009). Es importante mencionar que la cantidad de material orgánico depositado encima del suelo (mantillo) no influye de manera directa en la calidad de éste, es decir, hipotéticamente podríamos tener una caída de hojarasca promedio alta, pero si el mantillo formado con las hojas tiene una relación C/N superior a las 40 unidades, la liberación de nutrientes por parte de la biota del suelo a través de la descomposición sería muy lenta (Brady y Weil, 2002). La posibilidad de comparación de este método, indica que la caída de hojarasca anual promedio del bosque de *Abies religiosa* de la CRM es similar a la de los bosques de este mismo género que poseen los promedios más altos para esta variable a nivel mundial, en cambio la caída de hojarasca anual promedio del bosque de *Pinus hartwegii* de la CRM es menor a la del promedio internacional; por otra parte, el promedio de caída de hojarasca anual del bosque de *Quercus* sp. de la CRM lo colocan dentro del promedio internacional. Los datos de PPNA son consistentes con los datos de caída de hojarasca, podemos decir que esta variable es útil para comparar el flujo de nutrientes de un ecosistema con otro similar, con el fin de poder establecer patrones o rangos de valores promedio que permitan construir escalas de clasificación para el diagnóstico de calidad ecosistémica. En términos de la PPNA y la caída de hojarasca, la cuenca del río Magdalena tiene una calidad alta, pero los resultados confirman que en la parte alta de la cuenca (bosque de pino) existe un mayor deterioro ecosistémico que en la parte baja (bosque de encino), esto puede deberse a que en la parte alta de la cuenca es donde se llevan a cabo con más frecuencia actividades como la tala, ganadería y agricultura, por ejemplo, la ganadería compacta el suelo y subsecuentemente el suelo pierde su capacidad de filtrar y retener agua, la cual es necesaria para que los productores primarios puedan incorporar los nutrientes del suelo a su biomasa; en el mapa del apartado de “zona de estudio” se puede observar que el bosque de pino posee la mayor proporción de pastizal inducido y matorral nativo, característico de la CRM. Por otra parte, la deforestación implica una reducción en el número de individuos de alguna población de una especie, esto reduce la PPNA y la caída de hojarasca, por consiguiente existe una reducción en el aporte de recursos para la biota del mantillo y suelo. En el caso de la parte baja de la cuenca del río Magdalena, la urbanización afecta el estado de conservación del ecosistema por la pérdida del hábitat y en la parte alta, las condiciones ambientales desfavorecen a los individuos de pino más jóvenes. El microclima juega un papel muy importante

en la descomposición del material que cae al mantillo, las diferencias más importantes que existen entre el bosque de pino y el bosque de encino, es la humedad del suelo y la temperatura del suelo; en el bosque de encino la temperatura del aire y suelo son mayores a la del bosque de pino, estas condiciones microclimáticas del suelo hacen que la descomposición en el bosque de encino sea más eficiente, lo cual se traduce en una PPNA y caída de hojarasca mayor a la del bosque de pino, pero al mismo tiempo, los valores de humedad en el suelo del bosque de oyamel son mayores que las del bosque de encino y esto hace que la PPNA y caída de hojarasca del bosque de oyamel sean las más altas de la CRM.

Relación C/N del mantillo y suelo

La relación C/N del material orgánico sobre el suelo (mantillo) indica que el bosque de pino de la CRM posee un mantillo compuesto por una proporción de carbono estructural superior a la de carbono metabólico, o sea, tiene una relación C/N mayor a 30 (Brady y Weil, 2002), es decir, está compuesto por materiales que tardan mucho tiempo en degradarse por la biota del mantillo y suelo. También es el caso de los bosques de oyamel y encino, los cuales tienen una relación C/N del mantillo superior a las 30 unidades, lo cual indica que los procesos de liberación de nutrientes asimilables hacia el suelo a través de la descomposición sean lentos para los tres bosques de la CRM. De acuerdo con Barajas y Álvarez (en prep.), en la CRM las tasas de descomposición ($\text{g} * \text{día}^{-1}$) para los bosques de pino, oyamel y encino son -0.00091, -0.00140 y -0.00071, respectivamente, en este caso el bosque de oyamel es el que posee la tasa de descomposición más alta de los tres tipos de bosque que existen en la CRM.

Es importante mencionar que para la variable de relación C/N del mantillo, los tres tipos de bosques de la CRM poseen valores promedio similares a los promedios internacionales, lo cual podría sugerir que la calidad del mantillo de los bosques de la CRM es similar a la de otros bosques del mismo género, pero las condiciones y características de la biota del suelo y el tipo de suelo hacen que las tasas de descomposición de materia orgánica sean mayores en la CRM, por ejemplo, en un bosque de pino de Colombia, se registró una tasa de descomposición de $0.0007 \text{ g} * \text{día}^{-1}$ (Farfán y Urrego, 2007) esta es menor a la que se reporta en la CRM, a

pesar de que en Colombia predomine un clima más favorable para que se lleve a cabo el proceso de descomposición, por otra parte, las tasas de descomposición de materia orgánica reportadas por Keane (2008) en bosques de *Abies* spp. de Estados Unidos se encuentran entre 0.0003 y 0.0004 g * día⁻¹ y son menores a las que se reporta en el bosque de oyamel de la CRM; de acuerdo con la recopilación bibliográfica que realizaron Keum y Jae (2003), los bosques de *Pinus* spp. de diversas localidades de Corea poseen en promedio una tasa de descomposición de 0.00042 g * día⁻¹ (n=21 referencias diferentes), mientras que los bosques de *Quercus* spp. poseen en promedio una tasa de descomposición de 0.00069 g * día⁻¹ (n=26 referencias diferentes), ambos promedios se encuentran por debajo de los datos reportados para estos tipos de bosque en la CRM, pero cabe señalar que el bosque de encino de la CRM posee una tasa de descomposición muy similar a la de los bosques que se encuentran más al norte del mundo, es decir, la descomposición en el bosque de encino de la CRM es lenta y por lo tanto es una descomposición menos eficiente para liberar nutrientes asimilables al suelo si lo comparamos con los otros dos tipos de bosque de la cuenca. La velocidad de descomposición de la materia orgánica del mantillo es determinada por la temperatura y humedad del suelo y/o mantillo; en el caso del bosque de encino, la descomposición y reintegración de nutrientes al suelo es más lenta debido a que el suelo es de tipo Leptosol, el cual es delgado, joven y con poca capacidad de retener agua, en cambio en los bosques de pino y oyamel el suelo es de tipo Andosol, el cual es un suelo profundo, con una capacidad de filtrar y almacenar agua mayor al Leptosol. La falta de agua en el suelo del bosque de encino, así como su cercanía a la ciudad, provoca que exista un aumento de temperatura del aire y suelo (Swift *et al.*, 1979; Couteaux *et al.*, 1995).

En los tres tipos de bosques de la CRM la disponibilidad de nutrientes en el suelo es totalmente diferente a la del mantillo, la relación C/N del suelo es aproximadamente 18 en los tres casos, esto indica que la materia orgánica del suelo o MOS es de tipo activa (relación C/N entre 15 y 25) en los tres tipos de bosque, lo cual sugiere que la biota del suelo y del mantillo lleva a cabo un proceso muy eficiente de descomposición, pero la velocidad de esta descomposición es lenta. Los promedios de PPNA de los tres tipos de bosque de la CRM deberían ser altos, sin embargo, solo los bosques de *Abies religiosa* y *Quercus* sp. de la CRM producen aproximadamente el doble de la PPNA internacional promedio y el bosque de *Pinus hartwegii* apenas logra

rebasar el promedio internacional de PPNA. Si se observan los valores promedio de PPNA del bosque de pino de la CRM y los analizamos junto con los datos de relación C/N del mantillo y del suelo, podemos observar que el bosque de pino de la CRM posee los valores más bajos de PPNA y caída de hojarasca anual de los tres tipos de bosque de la CRM; al mismo tiempo, el bosque de pino de la CRM posee los promedios de relación C/N del mantillo y suelo más altos; por otra parte, si observamos los valores promedio de PPNA y caída de hojarasca anual del bosque de oyamel de la CRM y también los analizamos junto con sus datos de relación C/N del mantillo y suelo, es posible darnos cuenta que la PPNA y caída de hojarasca anual del bosque de oyamel de la CRM es superior a la de los otros dos tipos de bosques de la CRM y las relaciones de C/N del mantillo y suelo son las más bajas de los tres bosques y el bosque de encino se encuentra en un lugar intermedio. Así, la PPNA, caída de hojarasca anual y relación C/N en el mantillo y suelo son variables para evaluar y diagnosticar la eficiencia y dinámica de los nutrientes disponibles en un ecosistema, en este caso se utilizaron datos cuantitativos para ofrecer un diagnóstico cualitativo de un sistema vivo, pero para poder lograr un diagnóstico asertivo es necesario un monitoreo constante de las variables propuestas en este trabajo.

En términos de productividad primaria, la caída de hojarasca y la PPNA del ecosistema de la cuenca del río Magdalena poseen valores promedio que superan la media internacional, es decir, aún se conservan en buen estado los procesos ecológicos que sostienen a los demás servicios ecosistémicos (culturales, de aprovisionamiento y de regulación), si los comparamos con otros ecosistemas semejantes de bosque templado. En términos de la reintegración de nutrientes al suelo y descomposición de materia orgánica, el ecosistema de la CRM es muy eficiente; la relación C/N del mantillo es alta (común en ecosistemas de este tipo), sin embargo la relación C/N del suelo en el horizonte A (mineral y orgánico) en cualquiera de los tres tipos de bosque (pino, oyamel y encino) es muy baja a comparación con la relación C/N del mantillo. El bosque de pino de la CRM posee valores promedio de productividad primaria menores a los que se reportan a nivel internacional, pero gracias al eficiente reciclaje de nutrientes que se lleva a cabo por la descomposición, aún es posible recuperar la parte alta de la cuenca, es decir, los procesos de reciclaje y transferencia de nutrientes que se llevan a cabo en el mantillo permiten que el suelo mantenga una alta calidad de nutrientes asimilables para los productores

primarios. Los resultados del análisis indican que a nivel internacional y latitudinal, el ecosistema de bosque templado de la CRM se encuentra entre los más productivos y posee un proceso de descomposición y reintegración de nutrientes al suelo bastante eficiente, a pesar de que la velocidad de transformación de nutrientes sea lenta en los tres casos.

El análisis de componentes principales (ACP), no corrobora los resultados obtenidos bajo el método de índices de calidad ecológica, las agrupaciones obtenidas con el método ACP solo indican la similitud que existe entre un sitio de referencia y la CRM, en muchas ocasiones el ACP indicó agrupaciones artificiales e incongruentes debido a la falta de información de los sitios de referencia. También hay que recordar que el método de índices de calidad ecológica ofrece un valor cuantitativo como resultado y el ACP solo ofrece agrupaciones de acuerdo con la similitud de los valores promedio de las variables. El ACP pudo corroborar que la CRM es un ecosistema muy productivo, ya que en las proyecciones del ACP la CRM siempre se mantuvo dentro de los conjuntos de localidades con los valores más altos de PPNA y caída de hojarasca. Ver ANEXO 6 con las proyecciones de las variables en los ejes (1x2) del ACP.

XI. Conclusiones

- La búsqueda bibliográfica indicó que las variables de PPNA y caída de hojarasca son las más documentadas a nivel de ecosistema, a nivel mundial son consideradas en los diagnósticos de calidad ambiental como elementos importantes para la descripción y análisis de la dinámica energética de un ecosistema. Las variables de relación C/N del suelo y mantillo han sido estudiadas más recientemente.
- El bosque de *Pinus hartwegii* de la CRM es el más vulnerable de los tres, los índices de calidad ecológica indican que aún se encuentra dentro del rango de valores promedio aceptables con respecto a las cuatro variables ecosistémicas, pero es importante que se realicen planes de restauración que permitan el establecimiento de nuevos individuos a la población.
- El bosque de *Abies religiosa* de la CRM es uno de los más productivos del mundo, los índices de calidad ecológica revelan que este tipo de bosque sobrepasa a los bosques más productivos de este género a nivel mundial, se debe procurar un manejo forestal adecuado y un monitoreo a largo plazo de variables ecosistémicas.
- En el caso del bosque de *Quercus* spp. de la CRM, los índices de calidad ecológica revelaron que se encuentra dentro de los valores promedio de productividad más altos a nivel mundial, pero la constante expansión de la mancha urbana podría ocasionar alteraciones en la dinámica energética del ecosistema.
- Se propone que a nivel ecosistémico, la CRM es un sitio con una calidad ecológica alta, los procesos que regulan la dinámica energética aún permanecen inalterados, pero es posible que esta calidad sea modificada por factores antropogénicos y serían un inconveniente para su restauración a largo plazo.
- El concepto de “salud” del ecosistema aún no puede ser definido por variables concretas, pero la obtención de índices de calidad de las variables seleccionadas, puede ser el comienzo de toda una nueva forma de concebir la similitud que existe entre los ecosistemas del mundo y subsecuentemente podrían generarse índices que permitan definir con más exactitud el estado de conservación o calidad de un ecosistema.

XII. Consideraciones finales

La información indexada actual de libre acceso sobre el estudio de las variables de PPNA, caída de hojarasca, C/N del mantillo y suelo para los bosques templados es escasa a nivel nacional e internacional; no es común encontrar trabajos o publicaciones revisadas que se especialicen en las variables consideradas en este trabajo, muchos de los estudios que se encuentran en la bibliografía se encuentran dirigidos hacia el manejo de ambientes de agricultura y ganadería, donde las variables de productividad primaria se miden en individuos de importancia económica, también es común encontrar trabajos dirigidos hacia los ambientes de selva y pastizales, pero muy pocos son exclusivamente sobre la productividad primaria de los bosques templados del mundo. Los datos de relación C/N del suelo y mantillo para bosques templados son escasos, pero normalmente vienen acompañados con datos de variables edáficas importantes como la densidad del suelo, su humedad y temperatura, lo cual permite que tengamos la posibilidad de comparar mediciones y datos con más detalle.

Durante esta búsqueda de información, fue posible apreciar que el enfoque de los trabajos indexados que se interesan en las variables consideradas en esta tesis ha cambiado a lo largo de los años, varios artículos de los años 80's se enfocan hacer una descripción de la fenología vegetal y algunos componentes de la producción primaria en general, así como las diferencias edáficas de los suelos que mantienen una relación interdependiente con la diversidad biológica en algún ambiente en particular, a partir de los años 90's se puede apreciar un enfoque más ecológico, donde se concentran en buscar patrones climáticos, también variables de que puedan ser útiles para definir con claridad las diferencias entre ecosistemas; a partir del año 2000 en adelante, los trabajos que evalúan un ambiente con las variables que se consideraron en esta tesis, tienen un enfoque más relacionado con el manejo de los recursos naturales, el impacto que tiene el ser humano en los ambientes donde tiene presencia y realiza sus actividades, muchos trabajos intentan medir los cambios en los procesos ecológicos que regulan a los servicios ecosistémicos de una localidad, dichos cambios podrían ser generados por el cambio climático acelerado mundial que se está llevando a cabo en estos momentos. Podría sugerir que el siguiente paso en esta cadena de cambios de perspectiva y formas de relacionar el conocimiento con la sociedad, sería

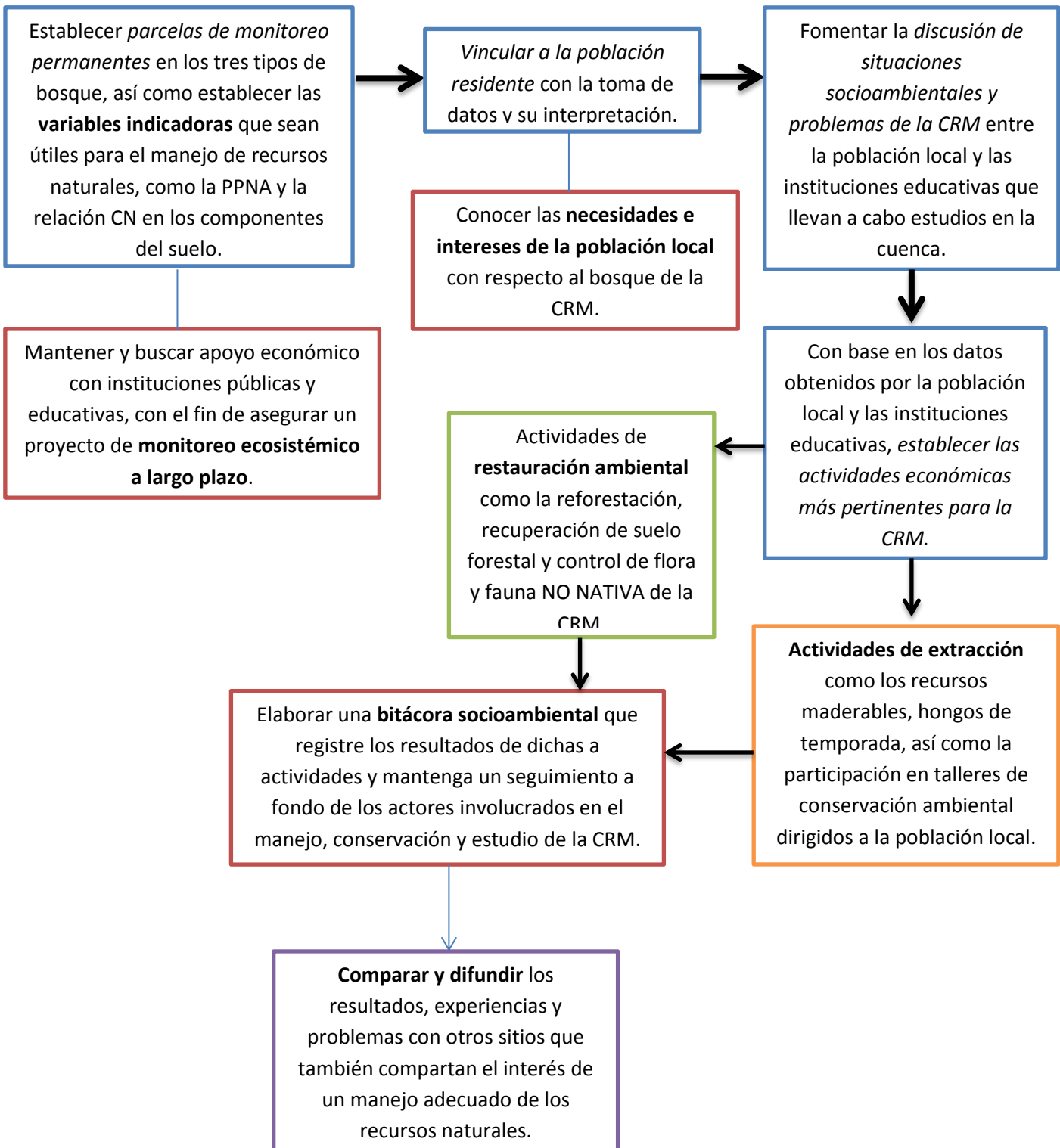
vincular el monitoreo y recopilación de datos con las personas locales o encargadas de la localidad, de tal forma que la experimentación con las poblaciones y comunidades de organismos en un ecosistema y el manejo de los recursos naturales se puedan realizar a la par. Debemos considerar que el método que se utilizó para ordenar y analizar los datos está dirigido para el manejo de cuerpos de agua dulce, pero el fundamento del análisis de los datos permite que se pueda utilizar en otros ambientes o ecosistemas terrestres, el método requiere que las variables se encuentren interrelacionadas, es decir, que el comportamiento de un elemento del sistema afecte o determine el comportamiento de las demás variables o elementos, también es importante que las variables bióticas y abióticas consideradas para hacer un estudio como este o algún plan de manejo, deben ser medidas con métodos estandarizados y avalados por instituciones pertinentes.

Es muy importante que las evaluaciones de calidad o eficiencia de algún ecosistema sean realizadas con más de una variable biótica y que estas variables sean útiles para describir el ambiente al cual se encuentran sujetas, los planes de manejo ambiental podrían estar fundamentados en estudios ecológicos que permitan obtener información útil para evaluar la calidad o eficiencia de los procesos naturales que proveen de recursos a la sociedad. Los diagnósticos generados en este trabajo pueden ser útiles para el manejo de la cuenca del río Magdalena, pero deben ser comparados y/o tomados en cuenta junto con otras herramientas de diagnóstico ambiental, todo esto con el fin de tener referencias y datos descriptivos del ambiente para poder intervenir en él de manera responsable y en sincronía con los elementos bióticos y abióticos que lo integran. Los métodos actuales para diagnosticar la calidad, eficiencia o estado de los procesos ecosistémicos en bosques templados no son claros, es necesario establecer un consenso de variables diagnósticas para ecosistemas de este tipo, existen muy pocos estudios enfocados en el manejo de ecosistemas o evaluación de procesos ecosistémicos, la **falta de consenso** entre los procedimientos para el diagnóstico y monitoreo ambiental de ecosistemas terrestres provoca que el manejo de los recursos naturales de estas localidades sea deficiente y el impacto que tiene el ser humano sobre este ecosistema podría estar subestimado. El método empleado es una propuesta para fundamentar el diagnóstico ambiental de los bosques de pino, oyamel y encino que sugiero en la cuenca del río Magdalena,

debo recalcar que esta herramienta de evaluación ambiental puede ser considerada como válida siempre y cuando sea coherente con otros métodos de diagnóstico ambiental.

Finalmente, es importante mencionar que la información requerida para hacer un diagnóstico ambiental debe basarse en condiciones de referencia comparables, es decir, es vital poseer referencias internacionales acerca de las variables que se están utilizando con el fin de realizar un análisis a nivel global, pero la información local o condiciones de referencia nacionales son aún más importantes debido a que los escenarios locales y semejantes entre sí, pueden ser manejados de una manera semejante, por ejemplo, el cerro de Tláloc (Edo. Méx.) y el Desierto de los Leones (D. F.) comparten condiciones ambientales semejantes, así como ciertas especies de árboles de los géneros *Abies* sp. y *Pinus* sp. lo cual podría sugerir que los planes de manejo, monitoreo de variables y métodos de muestreo sean semejantes en ambos casos, todo esto con el fin de obtener datos que permitan una comparación más eficiente y sincronizada entre ecosistemas semejantes. El constante monitoreo de las variables seleccionadas y la recopilación de datos para establecer condiciones de referencia de confianza podrían ser de gran utilidad para darnos cuenta del impacto que tiene el cambio climático en las poblaciones y comunidades de organismos que conforman el ecosistema de bosque templado de la cuenca del río Magdalena, a mediano y largo plazo, de tal forma que estos datos obtenidos puedan ser útiles para trabajos retrospectivos que pretendan establecer rangos de valores promedio de las variables seleccionadas, patrones fenológicos y nuevos métodos de diagnóstico ambiental que involucren a la mayor cantidad de núcleos sociales y variables ecológicas.

En el siguiente esquema se hace una propuesta de manejo y monitoreo para los bosques de la cuenca del río Magdalena.



El plan de manejo sugerido en este trabajo está enfocado en proponer una nueva forma de realizar un diagnóstico de calidad y eficiencia de los procesos ecológicos a nivel de ecosistema en la localidad de la CRM. Aún no existen métodos e indicadores específicos para el diagnóstico y evaluación de la eficiencia de un sitio a nivel de ecosistema, las variables consideradas en este trabajo (PPNA, caída de hojarasca y relación C/N de mantillo y suelo) son descriptores cuantitativos de un conjunto de comunidades que interaccionan con el medio ambiente (ecosistema); dichas variables describen la dinámica de los nutrientes y energía dentro de un sistema natural, también nos describen la calidad y eficiencia de transformación y reciclaje de materia y energía que llega al suelo. Si fuera posible obtener valores promedio para estas variables en cada localidad comparable (condiciones abióticas y bióticas semejantes), existirían datos concretos que posibilitarían la comparación de ambientes similares desde un punto de vista energético (productividad primaria) y a una escala ecológica mayor (ecosistema). Por otra parte, si fuera posible mantener un monitoreo constante (anual) de estas variables, podríamos tener una idea del cambio local que sufre un ecosistema con el paso del tiempo y el efecto de diferentes manejos que se implementen.

XIII. *Literatura citada*

1. Aber, J. D. y Melillo, J. M. 2001. *Terrestrial Ecosystems*. 2ª ed. Saunders College Publishing. California, E. U. A. 556 pp.
2. Achá, D. y F. Fontúrbel. 2003. *La diversidad de una Comunidad, ¿Está controlada por Top-Down, Bottom-Up o una combinación de estos?* Revista Biología. Org, 13: 1-16.
3. Aerts, R. 1997. *Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship*. Oikos, 79: 439-449.
4. Agren, G. I. y Andersson, F. O. 2012. *Terrestrial Ecosystem Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
5. Almeida, L.; Nava, M.; Ramos, A.; Espinosa, M.; Ordoñez, M. de J. y Jujnovsky, J. 2007. *Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México*. Gaceta ecológica número especial, 84-85: 53-64. México.
6. Álvarez, K. E. 2000. *Geografía de la educación ambiental: algunas propuestas de trabajo en el bosque de los dinamos, área de conservación ecológica de la Delegación Magdalena Contreras*. Tesis de licenciatura en Geografía. UNAM, México. 127 pp.
7. Álvarez - Sánchez, F. J. 2001. *Descomposición y ciclo de nutrientes en ecosistemas terrestres de México*. Acta Zoológica Mexicana, número especial, 1: 11-27.
8. Attington, S. E., D. E. Weibel, T. Lachat, B. Sinsin, P. Nagel y R. Peveling. 2004. *Leaf litter breakdown in natural and plantation forests of the Lama forest reserve in Benin*. Applied Soil Ecology, 27: 109-124 pp.
9. Berg, B. y Mc Clagherty, C. 2008. *Plant litter decomposition, humus formation, carbon sequestration*. Springer Verlag, Berlín.
10. Brady, N. y Weil, R. 2002. *The nature and properties of soils*. 13th Edition. Prentice Hall. New Jersey, USA. 960 p.
11. van de Bund, W. & Solimini, A. G. 2007. *Ecological quality ratios for ecological quality assessment in inland and marine waters*. European Commission, Institute for Environment and Sustainability, 24 pp.
12. Campbell, Neil A. y Reece, Jane B. 2007. *Biología*. Séptima edición. Ed. Médica Panamericana S. A. Madrid, España, pp. 1184-1209.
13. Chapin, F. S., P. A. Matson y H. A. Mooney. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer. New York, E. U. A. 436 pp.
14. Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. Q. Chambers, J. R. Thomlinson y J. Ni. 2001. *Measuring Net Production in forest: Concepts and field methods*. Ecological Applications, 11: 356-370 pp.
15. Cole, D. N. y C. A. Monz. 2002. *Trampling disturbance of high-elevation vegetation, Wind River Mountains, Wyoming, U. S. A*. Arctic and Alpine Research, 34 (4): 365-376.
16. Coleman, D., Crossley, A. y Hendix, F. 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*. Elsevier Academic Press. San Diego, California. 380 págs.
17. Costanza, R. 1992. *Toward an operational definition of ecosystem health, 239-256*. En: Constanza, R., B. Norton y B. D. Haskell (Eds.). *Ecosystem health: new goals for environmental management*. Island Press. Washington D. C. 281 págs.
18. Couteaux, M. M., Bottner, P. y Berg, B. 1995. *Litter decomposition, climate and litter quality*. Trends Ecol. Evol, 10: 63-66.
19. DANE. 2009. *Guía para Diseño, Construcción e Interpretación de indicadores*. Departamento Administrativo Nacional de Estadística, Dirección de Regulación, Planeación, Estandarización y Normalización (DIRPEN), Bogotá, Colombia.

20. Dixon, R. K., S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler y J. Wisniewski. 1994. *Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems*. Science 263: 185-190.
21. D. R. A. E. 2001. *Diccionario de la lengua española*. 22° ed. Madrid, España.
22. Escobar, E. y Maass, M. 2008. *Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas*. En: *Capital natural de México*. Vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México, pp. 161-189.
23. FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2009. *Guía para la descripción de suelos*. Roma, Italia. 111 págs.
24. Farfán, V. F. y Urrego, J. B. 2007. *Descomposición de la hojarasca y liberación de nutrientes de Coffea arabica, Cordia alliodora, Pinus oocarpa y Eucalyptus grandis, en sistemas agroforestales de con café*. Cenicafé, 58 (1): 20-39.
25. García, R. 2008. *Interdisciplinarietà y sistemas complejos*.
26. García-Galván, Y. 2008. *Las plantas útiles de la cuenca del río Magdalena, D. F., una guía ilustrada*. Tesis de licenciatura en Biología. UNAM, México. 30 pp.
27. Golley, F. B. 1993. *A History of the Ecosystem concept in Ecology*. Yale University Press, New Heaven, 254 págs.
28. Gundersen, P., I. Callesen y W. de Vries. 1998. *Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios*. Environmental Pollution, 102:403-407 pp.
29. Gundersen, P., I. K. Schmidt y K. Raulund- Rasmussen. 2006. *Leaching of nitrate from temperate forests-effects of air pollution an forest management*. Environmental Review. 14: 1-57.
30. Heal, O. W. y MacLean S. F. Jr. 1975. *Comparative productivity in ecosystems-secondary productivity*. en: *Unifying concepts in ecology*. (eds.). W. H. van Dobben y R. H. Lowe-McConnel, pp. 89-108. Dr. W. Junk bv., The Hague and Pudoc, Wageningen.
31. Heal, O. W., J. M. Anderson y M. J. Swift. 1997. *Plant litter quality and decomposition: An Historical Overview*. pp. 3-32. en: Cadish, G. & K. E. Giller (eds.). *Driven by Nature Plant Litter quality and decomposition*. University Press, Cambridge, Londres. 409 pp.
32. Hearnshaw, E. J. S., Cullen, R. y Hughey, K. F. D. 2005. *Ecosystem health demystified: an ecological concept determined by economic means, Economics and Environment Network Conference*. Canberra: Australian National University.
33. INEGI. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 2006. Cuaderno estadístico Delegacional. INEGI, México.
34. Jones, H. 1992. *Plant and Microclimate: A quantitative approach to environmental plant physiology*. 2a. ed. Cambridge University Press, Inglaterra. 428 pp.
35. Jorgensen, S. E. 2005. *The role of ecosystem health assessment in environmental management*. En: Jorgensen, S. E., R. Costanza & F. L. Xu. (Eds.). *Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health*. CRC Press. USA, 464 págs.
36. Jujnovsky, J. 2003. *Las unidades de paisaje en la cuenca del río Magdalena, México D. F. Base fundamental para la planificación ambiental*. Tesis de licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
37. Keane, R. E. 2008. *Surface fuel litterfall and decomposition in the northern Rocky Mountains, U. S. A.* USDA Forest service, RMRS-RP-70.
38. Keum-Chul, Y. y Jae-Kuk, S. 2003. *The decomposition of leaf litters of some tree species in temperate deciduous forest in Korea. I. Losses in dry weight of leaf litter*. Korean Journal of Ecology, 26 (4): 203-208.
39. Klug, B.; Scharfetter-Lehr, G. y Scharfetter, E. 2002. *Effects of trampling on vegetation above the timberline in the eastern Alps, Austria*. Arctic and Alpine Research, 34 (4): 377-388.

40. Levin, S. A. 1998. *Ecosystems and the Biosphere as Complex Adaptive Systems*. Revista *Ecosystems*, no. 1: 431-436.
41. Maass, M. 2003. *Principios generales sobre manejo de ecosistemas*. Pp. 117-135. En: Sánchez, O., E. Vega, F. Peters y O. Monroy-Vilchis (Eds.). 2003. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Diplomado en conservación, manejo y aprovechamiento de vida silvestre, 2003*. SEMARNAT; INE; U. S: Fish & wildlife Service; UPC; IGUNAM; Ford Foundation; CONANP; CIRB; SEGEM; CONABIO; Sierra Madre; Fondo Pro-Cuenca de Valle de Bravo. México, 315 pp.
42. Maass, J. M. y A. Martínez-Yrizar. 1990. *Los ecosistemas: definición, origen e importancia del concepto*. Revista *Ciencias*, 4: 10-20.
43. R. Margalef. 1989. El ecosistema en el tiempo. en: *Ecología*. pp. 681-822. Ediciones Omega, Barcelona, España.
44. Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Current state and trends assessment*. Island Press, Washington, D. C., E. U. A.
45. Millenium Ecosystem Assessment. 2003. *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. World Health Organization, Francia.
46. Mondragón- Pérez, Angélica R. 2002. *¿Qué son los indicadores?*. "Notas, Revista de Información y Análisis." Cultura Estadística y Geográfica. Núm. 19. México.
47. Montoya, F. G. 2005. *Degradación y rehabilitación de ecosistemas terrestres: estado de la cuestión*. Revista *Biocenosis*, vol. 19, no. 2, pp. 24-30.
48. Moreno, D. M. 2006. *Composición y abundancia de la meso y macrofauna edáfica asociada a la descomposición del tejido leñoso de dos especies arbóreas de una selva tropical húmeda*. Tesis de licenciatura, UNAM. México. 72 pp.
49. Nava, M. 2003. *Los bosques de la cuenca alta del río Magdalena, D. F., México. Un estudio de vegetación y fitodiversidad*. Tesis de licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, UNAM, México.
50. Nieder, R. y D. K. Benbi. 2008. *Carbon and Nitrogen in terrestrial environment*. Springer. 430 pp.
51. Odum, E. P. 1985. *Trends Expected in Stressed Ecosystems*. En: *Managing Stressed Ecosystems*. BioScience, vol. 35, 7: 419-422 pp.
52. Ontiveros, D. A. 1980. *Análisis físico y algunos aspectos socioeconómicos de la cuenca del río Magdalena*. Tesis de licenciatura en Geografía. UNAM, México. 113 pp.
53. Paruelo, J. M. y Aguiar, M. R. 2003. *Impacto humano sobre los ecosistemas: El caso de la desertificación*. Revista *Ciencia Hoy*, vol. 13, no. 77, pp. 48-59.
54. Patten, B. C. y E. Odum. 1981. *The cybernetic nature of ecosystems*. Revista *American Naturalist*, no. 118: 886-895.
55. Pickett, S. T. A. y P. S. White (eds.). 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic press, EE. UU., 472 pp.
56. Pimm, S. L. 1984. *The complexity and stability of ecosystems*. Nature vol. 307, pp. 321-326.
57. Proctor, J. 1983. *Tropical forest Litterfall. I. Problems of data comparison*. Págs. 267-273. en: S. L. Sutton, T. C. Whitmore y A. C. Chadwick (eds.). *Tropical rain forest: ecology and management*. Blackwell Scientific, Oxford, UK.
58. Proctor, J. 1984. *Tropical forest Litterfall. II. The data set*. Págs. 83-113. en: A. C. Chadwick, S. L. Sutton y editors. *Tropical rain forest: the Leeds symposium*. Leeds Philosophical and Literary Society, Leeds, UK.
59. Quintero, Víctor M. 2000. *Evaluación de proyectos sociales: construcción de indicadores*. FES, Bogotá, Colombia.
60. Robles, T. y Luna, R 1999. *Elaboración de indicadores para proyectos ambientales*. Agencia de Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID). US.

61. Ruiz, T. B. 2012. *Procesos dinámicos subyacentes al concepto de salud del ecosistema*. Tesis de Maestría, Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR). Registro B-101331. La Paz, Baja California, México.
62. SAGARPA. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo rural, Pesca y Alimentación. 2004. *Plan rector de producción y conservación de la microcuenca del río Magdalena, Delegaciones Magdalena Contreras, Cuajimalpa de Morelos y Álvaro Obregón, D. F.* Gobierno del Distrito Federal, México, 80 pp.
63. Salas R., José e Infante C., Angel. 2006. *Producción Primaria Neta Aérea en algunos ecosistemas y estimaciones de biomasa en plantaciones forestales*. Revista Forestal Lat. 40: 47-70 pp.
64. Santibáñez, G. 2009. *Composición y estructura del bosque de Abies religiosa en función de la heterogeneidad ambiental y determinación de su grado de conservación en la Cuenca del río Magdalena, México, D. F.* Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. UNAM, México. 134pp.
65. Scurlock, J. M. O. y R. J. Olson. 2002. *Terrestrial net primary productivity – A brief history and new worldwide database*. Environmental Review, 10: 91-109 pp.
66. Secretaría del Medio Ambiente. 2008. *Plan maestro de manejo integral y aprovechamiento sustentable de la cuenca del río Magdalena del Distrito Federal. Diagnóstico integral*. Programa universitario de estudios sobre la ciudad. UNAM. México.
67. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología. 2006. *Guía de ordenamiento ecológico del territorio para autoridades municipales*. en: *Manual del proceso de ordenamiento ecológico*. México.
68. Singh, S. P., Rawat, Y. S. y Garkoti, S. C. 1997. *Failure of brown oak (Quercus semacarpifolia) to regenerate in central Himalaya: a case for environmental semisurprise*. Current Science, 73: 371-374.
69. Singh, S. P. 1998. *Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries*. American Scientist, 70: 586-595.
70. Son, Y. y Gower, S. T. 1991. *Aboveground nitrogen and phosphorus use by five plantation grown trees with different leaf longevities*. Biogeochemistry, 14: 167-191.
71. Sousa, W. P. 1984. *The role of disturbance in natural communities*. Annual Review of Ecology and Systematics, 15: 353-391.
72. Swift, M. J.; O. W. Heal y J. M. Anderson. 1979. *Decomposition Processes in Terrestrial Ecosystems*. en: D. J. Anderson; P. Greig-Smith & F. A. Pitelka. (eds.). *Decomposition in terrestrial ecosystems*. págs. 1-48. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, USA.
73. Suárez, E. y Medina, G. 2002. *Vegetation structure and soil properties in Ecuadorian Páramo Grasslands with different histories of burning and grazing*. Arctic and Alpine Research, 34 (4): 158-164.
74. Toledo, V. M. y M. J. Ordóñez. 1998. *El panorama de la biodiversidad de México: una revision de los habitats terrestres*. en: *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. Ramamoorthy, T. O., R. Bye, A. Lot y J. Fa. (eds.). Instituto de Biología. UNAM, México. 739-755 pp.
75. Washitani, I. 2001. *Plant conservation ecology for management and restoration of riparian habitats of lowland Japan*. Popular Ecology, 43: 189-195.
76. Wu, J. y O. L. Loucks. 1995. *From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology*. The Quarterly Review of Biology, 70 (4): 439-465.
77. StatSoft Inc. 2007. *STATISTICA para Windows. Versión Manual 6.0*. Tulsa, Oklahoma.

Literatura citada (resultados)

1. Aber, J.; Melillo, J.; Nadelhoffer, K.; McLaugherty, C. y Pastor, J. 1985. *Fine root turnover in forest ecosystems in relation to quantity and form of nitrogen availability: a comparison of two methods*. Oecologia (Berlin), 66: 317-321.
2. Achat, D.; Bakker, M.; Augusto, L.; Derrien, D.; Gallegos, N.; Lashchinskiy, N.; Milin, S.; Nikitich, P.; Raudina, T.; Rusalimova, O.; Zeller, B. y Barsukov, P. 2013. *Phosphorus status of soils from contrasting forested ecosystems in southwestern Siberia: effects of microbiological and physicochemical properties*. Biogeosciences, 10: 733-752.
3. Aertsen, W.; Kint, V.; De Vos, B.; Deckers, J.; Van Orshoven, J. y Muys, B. 2012. *Predicting forest site productivity in temperate lowland from forest floor, soil and litterfall characteristics using boosted regression trees*. Plant Soil, 354: 157-172.
4. Alda, R. 1986. *The influence of a combined elevation-vegetation site factor on the nature of the stable humus formed in soils derived from volcanic ash*. Tesis de Maestría, The University of British Columbia press, no. 95.
5. Almendros, G.; González, F. J. y Martín, F. 1990. *Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest: An experimental approach to the effects of fire on humic substances*. Soil Science, vol. 149, no. 3: 158-168.
6. Augusto, L.; Ranger, J.; Binkley, D. y Rothe A. 2002. *Impact of several common tree species of European temperate forest on soil fertility*. Ann. For. Sci., 59: 233-253.
7. Ávila, C. H. y López, L. 2001. *Distribución y análisis estructural de Abies hickelii (Flous & Gausson) en México*. INTERCIENCIA, 26 (6): 244-251.
8. Baird, R. E.; Woolfolk, S. y Watson, C. E. 2009. *Microfungi of forest litter from healthy American beech, fraser fir and eastern hemlock stands in Great Smoky Mountains National Park*. Southeastern Naturalist, 8 (4): 609-630.
9. Balesdent, J. 1993. *Site-related ¹³C of tree leaves and soil organic matter in a temperate forest*. Ecology, 74 (6): 1713-1721.
10. Battles, J.; Jackson, R.; Shlisky, A.; Allen, B. y Bartolome, J. 2006. *Net primary production and biomass distribution in the Blue Oak Savanna*. General Technical Report, PSW-GTR-217, págs. 511-524.
11. Beets, P.; Kimberly, M.; Paul, T. y Garrett, L. 2011. *Planted forest carbon monitoring system, forest carbon model validation study for Pinus radiata*. New Zealand Journal of Forestry Science, 41: 177-189.
12. Benecke, U. y Nordmeyer, A. H. 1982. *Carbon uptake and allocation by Nothofagus solandari var. cliffortioides (Hook. f.) Poole and Pinus contorta Douglas ex Loudon ssp. contorta at montane and subalpine altitudes*. en: *Carbon Uptake and Allocation in Subalpine Ecosystems as a key to management: Proceedings of an IUFRO Workstop* (ed. R. H. Waring), pp. 9-21. Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis, OR.
13. Binkley, D. y Scott, N. A. 1997. *Foliage litter quality and annual net N mineralization: comparison across North American forest sites*. Oecologia, 111: 151-159.
14. Binkley, D.; Olsson, U.; Rochelle, R.; Stohlgren, T. y Nikolov, N. 2003. *Structure, production and resource use in some old-growth spruce/fir forests in the Front Range of the Rocky Mountains, USA*. Forest Ecology Management, 172: 271-279.
15. Bird, J. A. y Torn, M. S. 2006. *Fine roots vs. needles: a comparison of ¹³C and ¹⁵N dynamics in a ponderosa pine forest soil*. Biogeochemistry, 79: 361-382.

16. Blanco, J.; Bosco, J. y Castillo, F. 2011. *Thinning affects Pinus sylvestris needle decomposition rates and chemistry differently depending on site conditions*. Biogeochemistry, 106: 397-414.
17. Bown, H.; Watt, M.; Clinton, P. y Mason, E. 2011. *Soil C/N influences the carbon flux and partitioning in control and fertilized mini-plots of Pinus radiata in New Zealand*. Ciencia e Investigación Agraria, 38 (2): 277-289.
18. Bracho, R. & Puig, H. 1987. *Producción de hojarasca y fenología de ocho especies importantes del estrato arbóreo*. en: Puig H. y Bracho R. eds. *El bosque mesófilo de montaña de Tamaulipas*, pp. 81-106, Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México.
19. Bringmark, L. 1977. *A bioelement budget of an old scots pine forest in central Sweden*. Silva Fennica, 11: 201-257.
20. Castro, J. M. 1999. *Estudio de los suelos forestales del Desierto de los Leones, Distrito Federal*. USDA Forest Service Proceedings, RMRS-P-12: 98-103.
21. Castro, J. M.; González, V. y Hernández, T. T. 1995. *Metales pesados en los suelos del Desierto de los Leones, Distrito Federal*. Revista Ciencia Forestal en México, vol. 20, no. 77: 101-112.
22. Castro, P.; Fierro, N.; González, N. y Gallardo, A. 2012. *Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in the Iberian Peninsula*. Plant Soil, 350: 179-191.
23. Chen, F.; Jiang, B.; Zhang, K.; Zheng, H.; Xiao, Y.; Ouyang, Z. y Tu, N. 2011. *Relationships between initial chemical composition of forest leaf litters and their decomposition rates in degraded red soil hilly region of southern China*. Chinese Journal of Applied Ecology, 22 (3): 565-570.
24. Chen, J.; Jin, G. y Zhao, F. 2010. *Litter decomposition and nutrient dynamics at different succession stages of typical mixed broadleaved-Korean pine forest in Xiaoxing' an Mountains, China*. Chines Journal of Applied Ecology, 21 (9): 2209-2216.
25. Chiang, J.; McEwan, R.; Yaussy, D. y Brown, K. 2008. *The effects of prescribed fire and silvicultural thinning on the aboveground carbon stocks and net primary production of overstory trees in an oak-hickory ecosystem in southern Ohio*. Forest Ecology Management, 255: 1584-1594.
26. Cleveland, C. C.; Neff, J.; Townsend, A. y Hood, E. 2004. *Composition, dynamics and fate of leached dissolved organic matter in terrestrial ecosystems: results from a decomposition experiment*. Ecosystems, 7: 275-285.
27. Comeau, P. G. y Kimmins, J. P. 1989. *Above- and below- ground biomass and production of lodgepole pine on sites with differing soil moisture regimes*. Canadian Journal of Forest Research, 19: 447-454.
28. Compton, J.; Boone, R.; Motzkin, G. y Foster, R. 1998. *Soil carbon and nitrogen in a pine-oak sand plain in central Massachusetts: Role of vegetation and land-use history*. Oecologia, 116: 536-542.
29. Conner, W.; Song, B.; Williams, T. y Vernon, J. 2011. *Long-term tree productivity of a South Carolina coastal plain forest across a hydrology gradient*. Journal of Plant Ecology, vol. 4, no. 1-2, pp. 67-76.
30. Cotrufo, M.; Raschi, A.; Lanini, M. y Ineson, P. 1999. *Decomposition and nutrient dynamics of Quercus pubescens leaf litter in a naturally enriched CO₂ Mediterranean ecosystem*. Functional Ecology, 13: 343-351.
31. Crockford, R. H. y Richardson, D. P. 1998. *Litterfall, litter and associated chemistry in a dry sclerophyll eucalypt forest and a pine plantation in south-eastern Australia: 2. Nutrient recycling by litter, throughfall and stemflow*. Hydrol. Proc., 12: 385-400.

32. Cruz, G. y Etchevers, J. D. 2011. *Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México*. *Agrociencia*, 45: 849-862.
33. Cuevas, E. y Lugo, A. E. 1998. *Dynamics of organic matter and nutrient return from litterfall in stands of ten tree plantation species*. *Forest Ecology and Management*, 112: 263-279.
34. Dames, J.; Scholes, M. y Straker, C. 1998. *Litter production and accumulation in Pinus patula Shiede plantations of the Mpumalanga Province, South Africa*. *Plant and Soil*, vol. 203: 183-190.
35. De Marco, A.; Meola, A.; Maisto, G.; Giordano, M. y Virzo, A. 2011. *Non-additive effects of litter mixtures on decomposition of leaf litters in a Mediterranean maquis*. *Plant Soil*, 344: 305-317.
36. Diaz, E.; Rubio, A. y Montes, F. 2011. *Aboveground soil C inputs in the ecotone between scots pine and Pyrenean oak in Sierra de Guadarrama*. *Forest Systems*, 20(3): 485-495.
37. Domínguez, F. A. 1991. *Nueva localidad para Abies vejari Martínez*. *Revista Ciencia Forestal en México*, vol. 16, no. 70: 3-22.
38. Dronova, I.; Bergen, K. y Ellsworth, D. 2011. *Forest canopy properties and variation in aboveground net primary production over upper great lakes landscape*. *Ecosystems*, 14: 865- 879.
39. Eckardt, F.; Heim, G.; Methy, M.; Saugier, B. y Sauvezon, R. *Interception de l'énergie rayonnante, échanges gazeux et croissance dans une forêt méditerranéenne a feuillage persistant (Quercus Ilex)*. *Photosynthetica*, 9: 145-156.
40. Egunjobi, J. K. y Onweluzo, B. S. 1979. *Litter fall, mineral turnover and litter accumulation in Pinus caribea L. stands at Ibadan, Nigeria*. *Biotropica*, 11: 215-255.
41. Enoki, T.; Inoue, T.; Tashiro, N. y Ishii, H. 2011. *Aboveground productivity of an unsuccessful 140-year-old Cryptomeria japonica plantation in northern Kyushu, Japan*. *Journal of Forest Research*, 16: 268-274.
42. Escobar, E. y Maass, M. 2008. *Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas*. en: *Capital natural de México*. Vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, pp. 161-189.
43. Evrendilek, F.; Berberoglu, S.; Taskinsu, S. y Yilmaz, E. 2006. *Quantifying carbon budgets of conifer mediterranean forest ecosystems, Turkey*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 119: 527-543.
44. Ewel, K.; Crooper, W. Jr. y Gholz, H. 1987. *Soil CO₂ evolution in Florida slash pine plantations*. I. Changes through time. *Canadian Journal of Forest Research*, 17: 325-329.
45. Fassnacht, K. y Gower, S. 1997. *Interrelationships among the edaphic and stand characteristics, leaf area index and aboveground net primary production of upland forest ecosystems in north central Wisconsin*. *Can. J. For. Res.*, 27: 1058-1067.
46. Fenn, M.; De Bauer, L.; Quevedo, A. y Rodríguez, I. 1999. *Nitrogen and sulfur deposition and forest nutrient status in the Valley of Mexico*. *Water, Air and Soil Pollution*, 113: 155-174.
47. Fenn, M.; Poth, M. y Arbaugh, M. J. 2002. *A throughfall collection method using mixed bed ion exchange resin columns*. en: *Proceedings of the International Symposium on passive sampling of gaseous air pollutants in ecological effects research*. *The Scientific World Journal*, 2: 122-130.
48. Fenn, M.; Perea, V.; Bauer, L.; Pérez, M.; Parker, D. y Cetina, V. M. 2006. *Nutrient status and plant growth effects of forest soils in the Basin of Mexico*. *Environmental Pollution*, 140: 187-199.

49. Finzi, A.; Breemen, N. y Canham, C. 1998. *Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on soil carbon and nitrogen*. Ecological Applications, 8 (2): 440-446.
50. Flores, P. 2010. *Impacto del proceso de declinación sobre la productividad primaria neta en bosques de Abies religiosa*. Colegio de Postgraduados, tesis de Maestría, 74 págs.
51. Gallo, M.; Lauber, C.; Cabaniss, S.; Waldrop, M.; Sinsabaugh, R. y Zak, D. 2005. *Soil organic matter and litter chemistry response to experimental N deposition in northern temperate deciduous forest ecosystems*. Global Change Biology, 11: 1514-1521.
52. Gartzia, N.; González, A. y Martínez, I. 2009. *Effects of tree species and clear-cut forestry on forest-floor characteristics in adjacent temperate forests in northern Spain*. Can. J. For. Res., 39: 1302-1312.
53. Gholz, H. y Fisher, R. 1982. *Organic matter production and distribution in slash pine (Pinus elliottii) plantations*. Ecology, 63: 1827-1839.
54. Gholz, H.; Hendry, L. y Crooper, W. 1986. *Organic matter dynamics of pine roots in plantations of slash pine (Pinus elliottii) in North Florida*. Canadian Journal of Forest Research, vol. 16: 529-538.
55. González, G. y Seastedt, T. R. 2001. *Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests*. Ecology, 82 (4): 955-964.
56. González, J. y Candás, M. A. 2004. *Materia orgánica de los suelos bajo encinas. Mineralización de carbon y nitrógeno*. Invest Agrar: Sist Recur For., fuera de serie: 75-83.
57. Gower, S.; Grier, C. y Vogt, K. 1989. *Aboveground production and N and P use by Larix occidentalis and Pinus contorta in the Washington Cascades, USA*. Tree Physiology, 5: 1-11.
58. Gower, S.; Reich, P. y Son, Y. 1993. *Canopy dynamics and aboveground production of five tree species with different leaf longevities*. Tree Physiology, 12: 327-345.
59. Gower, S.; McMurtrie, R. y Murty, D. 1996. *Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes*. Tree, vol. 11, no. 9: 378-382.
60. Gower, S.; Vogel, J.; Norman, J.; Kucharik, C.; Steele, S. y Stow, T. 1997. *Carbon distribution and aboveground net primary production in aspen, jack pine and black spruce stands in Saskatchewan and Manitoba, Canada*. Journal of Geophysical Research, vol. 102, no. D24: 29,029-29,041.
61. Gray, C. M. y Fierer, N. 2012. *Impacts of nitrogen fertilization on volatile organic compound emissions from decomposing plant litter*. Global Change Biology, 18: 739-748.
62. Grier, C.; Vogt, K.; Keyes, M. y Edmonds, R. 1981. *Biomass distribution and above and below production in young and mature Abies amabilis zone ecosystems of the Washington Cascades*. Canadian Journal of Forest Research, 11: 155-167.
63. Guleryuz, G. y Everest, A. 2010. *Nitrogen mineralization in the soils of conifer forest communities in the eastern Mediterranean*. Ekoloji, vol. 19, no. 74: 51-59.
64. Guleryuz, G.; Kirmizi, S.; Arslan, H. y Kondu Yakut, E. 2011. *Alterations of nitrogen mineralization rates in soils of forest community depending on the Ski Run construction (Mount Uludag, Bursa, Turkey)*. J. Mt. Sci., 8: 53-61.
65. Gustafson, E.; Shvidenko, A. y Scheller, R. 2011. *Effectiveness of forest management strategies to mitigate effects of global change in south- central Siberia*. Canadian Journal of Forest Research, 41: 1405- 1421.

66. Gutierrez, M.; Méndez, J.; Flores, C.; Ramírez, J. y Gutiérrez, B. 2012. *Litterfall in Pinus greggii Engelm. and Pinus cembroides Zucc. plantations, in Coahuila, México.* Rev. Filotec. Mex., vol. 35 (2): 123-133.
67. Hadley, J.; Kuzeja, P.; Daley, M.; Phillips, N.; Mulcahy, T. y Singh, S. 2008. *Water use and carbon exchange of red oak and eastern hemlock dominated forests in the northeastern USA: implications for ecosystem level effects of hemlock woolly adelgid.* Tree Physiology, 28: 615-627.
68. Hall, M.; Stiling, P.; Moon, D.; Drake, B. y Hunter, M. 2006. *Elevated CO₂ increases the long-term decomposition rate of Quercus myrtifolia leaf litter.* Global Change Biology, 12: 568-577.
69. Hansen, A.; Rotella, M.; Kraska, M. y Brown, D. 2000. *Spatial patterns of primary productivity in the Greater Yellowstone Ecosystem.* Landscape Ecology, 15: 505-522.
70. Harmon, M. E. y Hua, C. 1991. *Coarse woody debris dynamics in two old-growth ecosystems.* BioScience, vol. 41 (9): 604-610.
71. Harmon, M.; Silver, W.; Fasth, B.; Chen, H.; Burke, I.; Parton, W.; Hart, S.; Currie, W. y Lidet. 2009. *Long-term patterns of mass loss during the decomposition of leaf and fine root litter: an intersite comparison.* Global Change Biology, 15: 1320-1338.
72. Heal, O. W., Anderson, J. M. y Swift, M. J. 1997. *Plant litter quality and decomposition: an historical overview.* CAB International, Oxon.
73. Henderson, D. E. y Jose, S. 2005. *Production physiology of three fast-growing hardwood species along a soil resource gradient.* Tree Physiology, 25: 1487-1494.
74. Hobbie, S.; Reich, P.; Oleksyn, J.; Ogdahl, M.; Zytowski, R.; Hale, C. y Karolewski, P. 2006. *Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden.* Ecology, 87 (9): 2288-2297.
75. Hoff, C.; Rambal, S. y Joffre, R. 2002. *Simulating carbon and water flows and growth in a Mediterranean evergreen Quercus ilex coppice using the FOREST-BGC model.* Forest Ecology and Management, 164: 121-136.
76. Hollinger, D. Y. 1986. *Herbivory and the cycling of nitrogen and phosphorus in isolated California oak trees.* Oecologia, 70: 291-297.
77. Howard, E.; Gower, S.; Foley, J. y Kucharik, C. 2004. *Effects of logging on carbon dynamics of a jack pine forest in Saskatchewan, Canada.* Global Change Biology, 10: 1267-1284.
78. Huang, Z.; Clinton, P.; Davis, M. y Yang, Y. 2011. *Impacts of plantation forest management on soil organic matter quality.* Journal of Soils Sediments, 11: 1309-1316.
79. Huber, A. y Oyarzum, C. 1983. *Producción de hojarasca y sus relaciones con factores meteorológicos en un bosque de Pinus radiata D.* Don. Bosque, vol. 5, no. 1: 1-11.
80. Hyvonen, R.; Persson, T.; Andersson, S.; Olsson, B.; Agren, G. y Linder, S. 2008. *Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe.* Biochemistry, 89: 121-137.
81. Inclán, R.; de la Torre, D.; Sánchez, M. D.; Bolaños, M.; Fernández, A.; Morante, R.; Cardeña, A. y Rubio, A. 2008. *Flujos de CO₂ del suelo en rebollares y pinares de pino albar de la Sierra de Guadarrama.* Cuad. Soc. Esp. Cienc. For., 25: 221-228.
82. Irvine, J.; Law, B.; Martin, J. y Vickers, D. 2008. *Interannual variation in soil CO₂ efflux and the response of root respiration to climate and canopy gas exchange in mature ponderosa pine.* Global Change Biology, 14: 2848-2859.
83. Joshi, A. B.; Vann, D.; Johnson, A. y Miller, E. 2003. *Nitrogen availability and forest productivity along a climosequence on Whiteface Mountain, New York.* Canadian Journal of Forest Research, 33: 1880-1891.

84. Joshi, A. B.; D. R. Vann y A. H. Johnson. 2006. *Litter quality and climate decouple nitrogen mineralization and productivity in Chilean temperate rainforest*. Soil Science Society of America Journal 70: 153-162.
85. Kamenetskaya, I. 1971. *Primary biological production of young pine forest of two forest types in the southern taiga zone*. Lesovedenie, 3: 28-39.
86. Kanninen, M.; Hari, P. y Kellomaki, S. 1982. *A dynamic model for aboveground dry matter production in a forest community*. Journal Appl. Ecol., 19: 465-467.
87. Karizumi, N. 1974. *The mechanism and function of tree root in the process of forest production*. I. Method of investigation and estimation of the root biomass. Bull Gov For Exp Stn, 259: 1-99.
88. Kavvadias, V. A.; Alifragis, D.; Tsiontsis, A.; Brofas, G. y Stamatelos, G. 2001. *Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece*. Forest Ecology and Management, 144: 113-127.
89. Keeler, B.; Hobbie, S. y Kellogg, L. 2009. *Effects of long-term nitrogen addition on microbial enzyme activity in eight forested and grassland sites: Implications for litter and soil organic matter decomposition*. Ecosystems, 12: 1-15.
90. Kominoski, J.; Hoellein, T.; Kelly, J. y Pringle, C. 2009. *Does mixing litter of different qualities alter stream microbial diversity and functioning on individual litter species?* Oikos, 118: 457-463.
91. Korhonen, J. F. J.; Pihlatie, M.; Pumpanen, J.; Aaltonen, H.; Hari, P.; Levula, J.; Kieloaho, A.; Nikinmaa, E.; Vesala, T. y Ilvesniemi, H. 2013. *Nitrogen balance of a boreal scots pine forest*. Biogeosciences, 10: 1083-1095.
92. Kubota, Y. 2006. *Spatial pattern and regeneration dynamics in a temperate abies-tsuga forest in southwestern Japan*. Journal of Forest Research, 11: 191-201.
93. Kulmatiski, A.; Vogt, K.; Vogt, D.; Wargo, P.; Tilley, J.; Siccama, T.; Sigurdardottir, R. y Ludwig, D. 2007. *Nitrogen and calcium additions increase forest growth in northeastern USA spruce-fir forests*. Canadian Journal of Forest Research, 37: 1574-1585.
94. Kutsch, W.; Liu, C.; Hormann, G. y Herbst, M. 2005. *Spatial heterogeneity of ecosystem carbon fluxes in a broadleaved forest in northern Germany*. Global Change Biology, 11: 70-88.
95. Ladanai, S.; Agren, G. y Olsson, B. 2010. *Relationships between tree and soil properties in Picea abies and Pinus sylvestris forests in Sweden*. Ecosystems, vol. 13, no. 2: 302-316.
96. Lavigne, M.; Foster, R.; Goodine, G.; Bernier, P. y Ung, C. 2005. *Alternative method for estimating aboveground net primary productivity applied to balsam fir stands in eastern Canada*. Canadian Journal of Forest Research, 35: 1193-1201.
97. Law, B.; Ryan, M. y Anthoni, P. 1999. *Seasonal and annual respiration of a ponderosa pine ecosystem*. Global Change Biology, 5: 169-182.
98. Law, B.; Thornton, P.; Irvine, J.; Anthoni, P. y Van Tuyl, S. *Carbon storage and fluxes in ponderosa pine forest at different developmental stages*. Global Change Biology, 7: 755-777.
99. León, J.; González, M. I. y Gallardo, J. 2009. *Retranslocación y eficiencia en el uso de nutrientes en bosques del centro de Antioquia*. Revista Colombia Forestal, vol. 12: 119-140.
100. León, J.; González, M. I. y Gallardo, J. 2011. *Ciclos biogeoquímicos en bosques naturales y plantaciones de coníferas en ecosistemas de alta montaña de Colombia*. Rev. Biol. Trop., vol. 59 (4): 1883-1894.

101. Li, W.; Pan, K.; Wu, N.; Wang, J.; Han, C. y Liang, X. 2009. *Effects of mixing pine and broadleaved tree/shrub litter on decomposition and N dynamics in laboratory microcosms*. Ecology Research, 24: 761-769.
102. Li, X. y Han, S. 2008. *Preservation of broadleaf species in Korean pine (Pinus koraiensis) plantations affects soil properties, carbon storage, biomass allocation and available nitrogen storage*. Canadian Journal of Forest Research, 38: 2227-2235.
103. Li, X.; Han, S. y Zhang, Y. 2007. *Foliar decomposition in a broadleaf-mixed Korean pine (Pinus koraiensis Sieb. Et Zucc) plantation forest: the impact of initial litter quality and the decomposition of tree kinds of organic matter fraction on mass loss and nutrient release rates*. Plant Soil, 295: 151-167.
104. Likens, G.; Bormann, F.; Pierce, R.; Eaton, J. y Munn, R. 1984. *Long-term trends in precipitation chemistry at Hubbard Brook, New Hampshire*. Atmospheric Environment, 18: 2641-2647.
105. Litton, C.; Ryan, M. y Knight, D. 2004. *Effects of tree density and stand age on carbon allocation patterns in post-fire lodgepole pine*. Ecology Appl., 14: 460-475.
106. Liu, Z.; Duan, E.; Pan, K.; Zhang, L. y Du, H. 2009. *C and N allocation patterns in planted forest and their release patterns during leaf litter decomposition in subalpine area of west Sichuan*. Chinese Journal of Applied Ecology, 20 (1): 1-6.
107. Lorenz, K.; Preston, C.; Krumrei, S. & Feger, K. 2004. *Decomposition of needle/leaf litter from scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site*. European Journal of Forest Research, 123: 177-188.
108. Lovett, G.; Weathers, K.; Arthur, M. y Schultz, J. 2004. *Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter?* Biogeochemistry, 67: 289-308.
109. Lundgren, B. 1978. *Soil conditions and nutrient cycling under natural and plantation forests in Tanzanian highlands*. Reports in Forest Ecology and Forest Soils, 31: 428.
110. Luo, Y.; White, L.; Canadell, J.; DeLucia, E.; Ellsworth, D.; Finzi, A.; Litcher, J. y Sholesinger, W. 2003. *Sustainability of terrestrial carbon sequestration: a case study in Duke Forest with inversion approach*. Global Biogeochemical Cycles, 17 (1): 1021.
111. Makarenko, A. 1985. *Aboveground biomass of young scots pine stands in Kazakhstan*. Lesovedenie, 3: 11-19.
112. Maier, C.; Albaugh, T.; Allen, H. y Dougherty, P. 2004. *Respiratory carbon use and carbon storage in mid-rotation loblolly pine (Pinus taeda L.) plantations: the effect of the site resources on the stand carbon balance*. Global Change Biology, 10: 1335-1350.
113. Malhi, Y.; Baldocchi, D. y Jarvis, P. 1999. *The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests*. Plant Cell Environ, 22: 15-740.
114. Malkonen, E. 1974. *Annual primary production and nutrient cycle in some scots pine stands*. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae, vol. 91, no. 5: 35 p.
115. Martin, J. y Bolstad, P. 2005. *Annual soil respiration in broadleaf forests of northern Wisconsin: influence of moisture and site biological, chemical and physical characteristics*. Biogeochemistry, 73: 149-182.
116. Mayor, X. y Rodá, F. 1993. *Growth response of holm oak (Quercus ilex L.) to commercial thinning in the Montseny mountains (NE Spain)*. Ann. Sci. For., 50: 247-256.
117. McClaugherty, C.; Pastor, J. y Aber, J. 1985. *Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality*. Ecology, 66: 266-275.

118. McGroody, M.; Daufresne, T. y Hedin, L. 2004. *Scaling of C:N:P stoichiometry in forests worldwide: implications of terrestrial redfield type ratios*. Ecology, 85 (9): 2390-2401.
119. Mérida, J.; González, J.; Corral, L. y Paneque, G. 1986. *Caracterización de la materia orgánica bajo Quercus suber y Quercus fagineae de la Serranía de Grazalema (Cádiz, España)*. Ciencia del Suelo, 4 (1): 20-26.
120. Messier, M. 2003. *Biodiversity-Productivity relationships of tree species on the highlands plateau*. Carolina Environmental Program Report, 124 pp. USA.
121. Miyamoto, T. y Hiura, T. 2008. *Decomposition and nitrogen release from the foliage litter of fir (Abies sachalinensis) and oak (Quercus crispula) under different forest canopies in Hokkaido, Japan*. Ecology Research, 23: 673-680.
122. Mo, J.; Brown, S.; Xue, J.; Fang, Y.; Li, Z.; Li, D. y Dong, S. 2007. *Response of nutrient dynamics of decomposing pine (Pinus massoniana) needles to simulated N deposition in a disturbed and rehabilitated forest in tropical China*. Ecology Research, 22: 649-658
123. Monk, C. y Day, F. 1988. *Biomass, primary production and selected nutrient budgets for an undisturbed hardwood watershed*. Cap. 11, en: Swank, W. T. & Crossley, D. A. (Eds) Forest Hydrology and Ecology at Coweeta. Ecol. Studies, 66: 151-159.
124. Moore, M.; Allen, J. y McVeigh, K. 2006. *Environmental prognostics: an integrated model supporting lysosomal stress responses as predictive biomarkers of animal health status*. Mar Environ Res., 61: 278-304.
125. Moore, T.; Trofymow, J.; Prescott, C.; Titus, B. y CIDET Working Group. 2011. *Nature and nurture in the dynamics of C, N and P during litter decomposition in Canadian forests*. Plant Soil, 339: 163-175.
126. Myers, R.; Zak, D.; White, D. y Peacock, A. 2001. *Landscape-level patterns of microbial community composition and substrate in upland forest ecosystems*. Soil Sci Soc Am J, 65: 359-367.
127. Nadelhoffer, K.; Aber, J. y Melillo, J. 1985. *Fine roots, net primary production and soil nitrogen availability: a new hypothesis*. Ecology, 66: 1377-1390.
128. Navar, J. J. y Jurado, E. 2009. *Productividad foliar radicular en ecosistemas forestales del noreste de México*. Revista Ciencia Forestal en México, vol. 34, no. 106: 89-107.
129. Nave, L.; Vogel, C.; Gough, C. y Curtis, P. S. 2009. *Contribution of atmospheric nitrogen deposition to net primary productivity in a northern hardwood forest*. Canadian Journal of Forest Research, 39: 1108-1118.
130. Neiryneck, J.; Mirtcheva, S.; Sioen, G. y Lust, N. 2000. *Impact of Tilia platyphyllos Scop., Fraxinus excelsior L., Acer pseudoplatanus L., Quercus rubur L. and Fagus sylvatica L. on earthworm biomass and physic-chemical properties of a loamy topsoil*. Forest Ecology and Management, 133: 275-286.
131. Newman, G.; Arthur, M. y Muller, R. 2006. *Above and belowground net primary production in a temperate mixed deciduous forest*. Ecosystems, 9: 317-329.
132. Oleksyn, J.; Reich, P.; Rachwal, L.; Tjoelker, M. y Karolewski, P. 2000. *Variation in aboveground net primary production of diverse european Pinus sylvestris populations*. Trees, 14: 415-421.
133. Ovington, J.; Heitkamp, D. y Lawrence, D. 1963. *Plant biomass and productivity of prairie savanna, oakwood and maize field ecosystems in central Minnesota*. Ecology, 44: 52-63.

134. Pastor, J.; Aber, J.; McClaugherty, C. y Melillo, J. 1984. *Aboveground production and N and P cycling along nitrogen mineralization gradient on Blackhawk island, Wisconsin*. Ecology, 65: 256-268.
135. Pastor, J. y W. Post. 1986. *Influence of climate, soil moisture, and succession on forest carbon and nitrogen cycles*. Biogeochemistry 2: 3-27.
136. Paul, E. A. y Clark, F. E. 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, San Diego, CA. 275 pp.
137. Pavao, M. A. y Coleman, D. C. 2005. *Decomposition of chestnut oak (Quercus prinus) leaves and nitrogen mineralization in an urban environment*. Biol Fertil Soil, 41: 343-349.
138. Pérez, C.; Goya, J.; Bianchini, F.; Frangi, J. y Fernández, R. 2006. *Productividad aérea y ciclo de nutrientes en plantaciones de Pinus taeda L. en el norte de la provincia de Misiones, Argentina*. Interciencia, 31(11): 56-65.
139. Pérez, M.; Arredondo, J. y Huber, E. 2012. *Early stage of single and mixed leaf-litter decomposition in semiarid forest pine-oak: the role of rainfall and microsite*. Biogeochemistry, 108: 245-258.
140. Persson, H. A. 1983. *The distribution and productivity of fine roots in boreal forest*. Plant and Soil, 71: 87-101.
141. Quilchano, C.; Egido, J. A. y González, M. I. 1993. *Contribución al estudio edáfico de dos ecosistemas forestales: Quercus pyrenaica Willd. y Pinus pinaster Sol.* Congreso Forestal Español, Lourizán. Ponencias y comunicaciones. Tomo I: 169-174.
142. Ramírez, J.; Zapata, C. M.; León, J. y González, M. I. 2007. *Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos de Piedras Blancas, Antioquia, Colombia*. INTERCIENCIA, vol. 32, no. 5: 303-311.
143. Rasmussen, C.; Southard, R. y Horwath, W. 2006. *Mineral control of organic carbon mineralization in a range of temperate conifer forest soils*. Global Change Biology, 12: 834-847.
144. Rasmussen, C.; Southard, R. y Horwath, W. 2008. *Litter type and soil minerals control temperate forest soil carbon response to climate change*. Global Change Biology, 14: 2064-2080.
145. Rawat, N.; Nautiyal, B. y Nautiyal, M. 2010. *Litter decomposition rate and nutrient release from different litter forms in a Himalayan alpine ecosystem*. Environmentalist, 30: 279-288.
146. Reich, P.; Bakken, P.; Carlson, D.; Frelich, L.; Friedman, S. y Grigal, D. 2001. *Influence of logging, fire and forest type on biodiversity and productivity in southern boreal forests*. Ecology, 82(10): 2731-2748.
147. Reich, P.; Oleksyn, J.; Modrzyński, J.; Mrozinski, P.; Hobbie, S.; Eissenstat, D.; Cho rover, J.; Chadwick, O.; Hale, C. y Tjoelker, M. 2005. *Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species*. Ecology Letters, 8: 811-818.
148. Roca, M. y Rovira, P. 1989. *Descomposición de la hojarasca en tres ecosistemas forestales del Moncayo*. Turiaso, IX: 373-384.
149. Rocha, A. G. y Ramírez, N. 2009. *Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México*. Boletín de la Sociedad Botánica de México, 84: 1-12.
150. Rochow, J. J. 1975. *Mineral nutrient pool and cycling in a Missouri forest*. Journal of Ecology, 63: 985-994.
151. Rodríguez, M. R. y Velasco, F. 1987. *Estudio ecológico y bioquímico de la humificación en bosques de Quercus rotundifolia en medio carbonatado y desaturado*. Ecología, 1: 53-62.
152. Rodríguez, A.; Diaz, I. J.; Barcala, E. y Vila, P. 2010. *Comparison of the autoecology of Quercus robur L. and Q. petraea (Mattuschka) Liebl. stands in the northwest of Iberian Peninsula*. Annals of Forest Research, 53 (1): 7-25.

153. Roig, S.; Cañellas, I. y Montero, G. 2005. *Litter fall in Mediterranean Pinus pinaster Ait. stands under different thinning regimes*. Forest Ecology and Management, 206: 179-190.
154. Rouifed, S.; Handa, I.; Jean, D. y Hattenschwiler, S. 2010. *The importance of biotic factors in predicting global change effects on decomposition of temperate forest leaf litter*. Oecologia, 163: 247-256.
155. Rovira, P.; Kurz-Besson, C.; Couteaux, M. y Vallejo, V. 2008. *Changes in litter properties during decomposition: a study by differential thermogravimetry and scanning calorimetry*. Soil Biology Biochemistry, 40: 172-185.
156. Rovira, P.; Kurz-Besson, C.; Hernández, P.; Couteaux, M. y Vallejo, V. 2008. *Searching for an indicator of N evolution during organic matter decomposition based on amino acids behavior: a study on litter layers of pine forests*. Plant Soil, 307: 149-166.
157. Ryan, M. G.; McMurtrie, R.; Agren, G.; Hunt, E.; Aber, J.; Friend, A.; Rastetter, E. y Pulliam, W. 1996. *Comparing models of ecosystem function for temperate conifer forests. II. Simulations off the effect of climate change*. Global change: Effects on coniferous and grasslands, 14: 363-387.
158. Ryan, M.; Binkley, D. y Fownes, J. 1997. *Age-related decline in forest productivity: pattern and process*. Advance Ecology Research, 27: 213-262.
159. Sala, A. y Tenhunen, J. 1996. *Simulations of canopy net photosynthesis and transpiration in Quercus ilex L. under the influence of seasonal drought*. Agricultural and Forest Meteorology, 78: 203-222.
160. Salamanca, E.; Kaneko, N. y Katagiri, S. 1998. *Effects of leaf litter mixtures on the decomposition of Quercus serrata and Pinus densiflora using field and laboratory microcosm methods*. Ecological Engineering, 10: 53-73.
161. Salamanca, E.; Kaneko, N.; Katagiri, S. y Nagayama, Y. 1998. *Nutrient dynamics and lignocellulose degradation in decomposing Quercus serrata leaf litter*. Ecological Research, 13: 199-210.
162. Santa Cecilia, M. A.; Carceller, F.; Vallejo, V. y Novo, M. 1989. *Introducción al ciclo de la materia orgánica en cinco ecosistemas forestales de Moncayo*. Turiaso, IX: 361-372.
163. Santa Regina, I. 2001. *Litter fall, decomposition and nutrient release in three semi-arid forest of the Deurobasin, Spain*. Forestry, 74: 347-358.
164. Santa Regina, I. y Gallardo, J. 1989. *Biogeochemical cycles in forests of the Sierra de Béjar (Salamanca, Spain): return of bioelements in rainfall*. Acta Oecologica, 10: 433-438.
165. Santa Regina, I. y Trazona, T. 2001. *Nutrient pools to the soil through organic matter and throughfall under scots pine plantation in the Sierra de la Demanda, Spain*. European Journal of Soil Biology, 37: 125-133.
166. Sariyildiz, T. 2003. *Litter decomposition of Picea orientalis, Pinus sylvestris and Castanea sativa trees grown in artvin in relation to their initial litter quality variables*. Turk J Agric For, 27: 237-243.
167. Sariyildiz, T. 2008. *Effects of tree canopy on litter decomposition rates of Abies nordmanniana, Picea orientalis and Pinus sylvestris*. Scandinavian Journal of Forest Research, 23: 330-338.
168. Scheller, R. y Mladenoff, D. 2004. *A forest growth and biomass module for a landscape simulation model, LANDIS: design, validation and application*. Ecological Modelling, 180: 211-229.

169. Singh, K.; Singh, P. y Tripathi, S. 1999. *Litterfall, litter decomposition and nutrient release patterns in four native tree species raised on coal mine spoil at Singrauli, India*. Biol. Fertil. Soils, 29: 371-378.
170. Smith, C.; Munson, A. y Coyea, M. 1998. *Nitrogen and phosphorus release from humus and mineral soil under black spruce forests in central Quebec*. Soil Biology & Biochemistry, 30: 1491-1500.
171. Sprugel, D. 1984. *Density, biomass, productivity and nutrient cycling changes during stand developments in wave-regenerated balsam fir forests*. Ecology Monographs, 54: 165-186.
172. Sprugel, D. y Bormann, F. 1981. *Natural Disturbance and the Steady State in High-Altitude balsam fir forests*. Science, New Series, vol. 211, no. 4480: 390-393.
173. Strukelj, M.; Brais, S.; Quideau, S. y Oh, S. 2012. *Chemical transformations of deadwood and foliar litter of mixed boreal species during decomposition*. Canadian Journal of Forest Research, 42: 772-788.
174. Stump, L. M. y Binkley, D. 1993. *Relationships between litter quality and nitrogen availability in Rocky Mountains forests*. Canadian Journal of Forest Research, vol. 23: 492-502.
175. Tadaki, Y.; Takeuchi, I.; Kawahara, T.; Sato, A. y Hatiya, K. 1979. *Growth analysis on the natural stands of Japanese red pine (Pinus densiflora Sieb. et Zucc)*. III. Results of experiment (Research note). Bull. For. For. Prod. Res. Inst., 305: 125-144.
176. Tanabe, H.; Nakano, T.; Mimura, M.; Abe, Y. y Mariko, S. 2003. *Biomass and net primary production of a Pinus densiflora forest established on a lava flow of Mt. Fuji in central Japan*. Journal of Forest Research, 8: 247-252.
177. Tateno, R.; Hishi, T. y Takeda, H. 2004. *Above and belowground biomass and net primary production in a cool-temperate deciduous forest in relation to topographical changes in soil nitrogen*. Forest Ecology and Management, 193: 297-306.
178. Turner, J. y Singer, M. J. 1975. *Nutrient distribution and cycling in a sub-alpine coniferous forest ecosystems*. College of Forest Resources, EBSCO, 295-301.
179. Usman, S. 2013. *Nitrogen release pattern in decomposing leaf litter of banj oak and chir pine seedlings leaf under grass house condition*. Journal of Environmental Biology, vol. 34: 135-138.
180. Vitousek, P.; Gosz, J.; Grier, C.; Melillo, J. y Reiners, W. 1982. *A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems*. Ecological Monographs, vol. 52, no. 2: 155-177.
181. Vogt, K.; Edmonds, R.; Antos, G. y Vogt, D. 1980. *Comparisons between carbon dioxide evolution, ATP concentrations and decomposition in red alder, Douglas fir, western hemlock and Pacific silver fir ecosystems in western Washington*. Oikos, 35: 72-79.
182. Vogt, K.; Grier, C.; Meier, C. y Edmonds, R. 1982. *Mycorrhizal role in net primary production and nutrient cycling in Abies amabilis ecosystems in western Washington*. Ecology, 63: 370-380.
183. Vogt, K. 1991. *Carbon budgets of temperate forest ecosystems*. Tree Physiology, 9: 69-86.
184. Wang, Y.; Fang, J.; Kato, T.; Guo, Z.; Zhu, B.; Mo, W. y Tang, Y. 2011. *Inventory-based estimation of aboveground net primary production in Japan's forests from 1980 to 2005*. Biogeosciences, 8: 1463-1481.
185. Whittaker, R. H. y Likens, G. E. 1975. *The biosphere and man*. Págs. 305-328. en: H. Lieth & Whittaker, R. H. 1975.
186. Whittinghill, K.; Currie, W.; Zak, D.; Burton, A. y Pregitzer, K. 2012. *Anthropogenic N deposition increase soil C storage by decreasing the extent of litter decay: Analysis of field observations with an ecosystem model*. Ecosystems, 15: 450-461.

187. Williams, G. y Tolome, J. 1996. *Litterfall, temperate and tropical dominant trees and climate in a Mexican lower montane forest*. *Biotropica*, 28: 649-656.
188. Wirth, C.; Schulze, E.; Kuznetova, V.; Milyukova, I.; Hades, G.; Siry, M.; Schulze, B. y Vygodskaya, N. 2002. *Comparing the influence of site quality, stand age, fire and climate on aboveground tree production in Siberian scots pine forests*. *Tree Physiology*, 22: 537-552.
189. Xiao, Y. 2003. *Variation in needle longevity of Pinus tabulaeformis forest at different geographic scales*. *Tree Physiology*, 23: 463-471.
190. Xu, X. y Shibata, H. 2007. *Landscape patterns of overstory litterfall and related nutrient fluxes in a cool-temperate forest watershed in northern Hokkaido, Japan*. *Journal of Forest Research*, 18(4): 249-254.
191. Xu, C.; Gertner, G. y Scheller, R. 2007. *Potential effects of interaction between CO₂ and temperature on forest landscape response to global warming*. *Global Change Biology*, 13: 1469-1483.
192. Yang, G.; Zhang, X.; Cai, D.; Shi, X.; Zhang, H. y Huang, C. 2012. *Litter decomposition of dominant plantations in Guangxi and its effects on leachate quality*. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 23 (1): 9-16.
193. Yang, W.; Wang, K.; Kellomaki, S. y Gong, H. 2005. *Litter dynamics of three subalpine forests in western Sichuan*. *Pedosphere*, 15(5): 653-659.
194. Yuste, J.; Konopka, B.; Janssens, I.; Coenen, K.; Xiao, C. y Ceulemans, R. 2005. *Contrasting net primary productivity and carbon distribution between neighboring stands of Quercus robur and Pinus sylvestris*. *Tree Physiology*, 25: 701-712.
195. Zapata, C.; Ramírez, J.; León, J. y González, I. 2007. *Producción de hojarasca fina en bosques altoandinos de Antioquia, Colombia*. *Rev. Fac. Nal. Agr. Medellín*, vol. 60, no. 1: 3771-3784.
196. Zheng, J. Q.; Han, S.; Wang, Y.; Zhang, C. y Li, M. 2010. *Composition and function of microbial communities during the early decomposition stages of foliar litter exposed to elevated CO₂ concentrations*. *European Journal of Soil Science*, 61: 914-925.

XIV. ANEXO

Anexo 1. Valores promedio y referencias bibliográficas de *PPNA* para los bosques de *Pinus*, *Abies* y *Quercus* (Mg * ha⁻¹ año⁻¹) a nivel mundial utilizadas para la comparación con los datos de la CRM.

<i>Pinus sp.</i>	<i>Abies sp.</i>	<i>Quercus sp.</i>
- 4.6 (Joshi <i>et al.</i> , 2006) Chile	- 10.7 (Wang <i>et al.</i> , 2011) Japón	- 15.7 (Enoki <i>et al.</i> , 2011) Japón
- 12.4 (Benecke y Nordmeyer, 1982) Nueva Zelanda	- 5.17 (Flores, 2010) México	- 11.8 (Wang <i>et al.</i> , 2011) Japón
- 8.8 (Ryan <i>et al.</i> , 1996) Australia	- 4.68 (Flores, 2010) México	- 7 (Tateno <i>et al.</i> , 2004) Japón
- 14.005 (Evrendilek <i>et al.</i> , 2006) Turquía	- 3.2 (Sprugel, 1984) USA	- 13.9 (Yuste <i>et al.</i> , 2005) Bélgica
- 5.74 (Xiao, 2003) China	- 1.1 (Sprugel, 1984) USA	- 1.796 (Kutsch <i>et al.</i> , 2005) Alemania
- 4.5 (Yuste <i>et al.</i> , 2005) Bélgica	- 8.09 (Scheller y Mladenoff, 2004) USA	- 2.53 (Hoff <i>et al.</i> , 2002) Francia
- 7.24 (Tanabe <i>et al.</i> , 2003) Japón	- 8 (Sprugel y Bormann, 1981) USA	- 2.93 (Eckardt <i>et al.</i> , 1975) Francia
- 11.8 (Wang <i>et al.</i> , 2011) Japón	- 6.4 (Sprugel y Bormann, 1981) USA	- 2.74 (Sala y Tenhunen, 1996) España
- 13.7 (Tadaki <i>et al.</i> , 1979) Japón	- 6.021 (Martin y Bolstad, 2005) USA	- 14.6 (Monk y Day, 1988) USA
- 15.13 (Karizumi, 1974) Japón	- 4.25 (Sprugel y Bormann, 1981) USA	- 11.863 (Nadelhoffer <i>et al.</i> , 1985) USA
- 6.99 (Scheller y Mladenoff, 2004) USA	- 4.55 (Vogt <i>et al.</i> , 1982) USA	- 8.55 (Ovington <i>et al.</i> , 1963) USA
- 6.95 (Gower <i>et al.</i> , 1993) USA	- 3.71 (Binkley <i>et al.</i> , 2003) USA	- 8.4 (Monk y Day, 1988) USA
- 6.74 (Conner <i>et al.</i> , 2011) USA	- 3 (Joshi <i>et al.</i> , 2003) USA	- 8.3 (Newman <i>et al.</i> , 2006) USA
- 5.89 (Maier <i>et al.</i> , 2004) USA	- 1.57 (Vogt <i>et al.</i> , 1980; Grier <i>et al.</i> , 1981) USA	- 8.25 (McClagherty <i>et al.</i> , 1985; Aber <i>et al.</i> , 1985) USA
- 5.75 (Fassnacht y Gower, 1997) USA	- 0.39 (Kulmatiski <i>et al.</i> , 2007) USA	- 8.18 (Conner <i>et al.</i> , 2011) USA
- 4.1 (Pastor <i>et al.</i> , 1984) USA	- 0.43 (Kulmatiski <i>et al.</i> , 2007) USA	- 8 (Pastor <i>et al.</i> , 1984) USA
- 2.14 (Gower <i>et al.</i> , 1989) USA	- 2.85 (Lavigne <i>et al.</i> , 2005) Canadá	- 7.73 (Scheller y Mladenoff, 2004) USA
- 2.136 (Hansen <i>et al.</i> , 2000) USA	- 0.688 (Gustafson <i>et al.</i> , 2011) Siberia	- 7.7 (Gower <i>et al.</i> , 1993) USA
- 1.99 (Gholz y Fisher, 1982; Gholz <i>et al.</i> , 1986; Ewel <i>et al.</i> , 1987) USA	- 1.5 (Gower <i>et al.</i> , 1996) Mundial	- 7.58 (Scheller y Mladenoff, 2004) USA
- 1.38 (Litton <i>et al.</i> , 2004) USA	- 2.4 (Vogt, 1991) Mundial	- 7.35 (Messier, 2003) USA
- 1.36 (Law <i>et al.</i> , 1999) USA	- 5.75 (Xu <i>et al.</i> , 2007) Mundial	- 5.98 (Rochow, 1975) USA
- 1.24 (Law <i>et al.</i> , 2001) USA		- 5.6 (Chiang <i>et al.</i> , 2008) USA
- 0.985 (Gower <i>et al.</i> , 1997) Canadá		- 5.1 (Malhi <i>et al.</i> , 1999) USA
- 1.1 (Howard <i>et al.</i> , 2004) Canadá		- 4.59 (Battles <i>et al.</i> , 2006) USA
- 4.1 (Kanninen <i>et al.</i> , 1982) Finlandia		- 4.43 (Henderson y Jose, 2010) USA
- 2.4 (Malkonen, 1974) Finlandia		- 4.26 (Fassnacht y Gower, 1997) USA
- 1.8 (Makarenko, 1985) Kazajistán		- 4.13 (Battles <i>et al.</i> , 2006) USA
- 0.722 (Gustafson <i>et al.</i> , 2011) Rusia		- 3.6 (Dronova <i>et al.</i> , 2011) USA
- 1.2693 (Wirth <i>et al.</i> , 2002) Rusia		- 3.47 (Battles <i>et al.</i> , 2006) USA
- 5 (Kamenetskaya, 1971) Rusia		- 3.4 (Chiang <i>et al.</i> , 2008) USA
- 1.15 (Gower <i>et al.</i> , 1997; Ryan <i>et al.</i> , 1997) Hemisferio Norte		- 3.1 (Hadley <i>et al.</i> , 2008) USA
- hemisferio norte: 3.8, centro: 8.2, hemisferio sur: 1.3 (Oleksyn <i>et al.</i> , 2000) Europa		- 1.47 (Henderson y Jose, 2005) USA
- 5.5 (Xu <i>et al.</i> , 2007) Mundial		
- 19.24 (Gower <i>et al.</i> , 1996) Mundial		

Anexo 2. Promedios y referencias bibliográficas de *caída de hojarasca* para los bosques de *Pinus*, *Abies* y *Quercus* (Mg * ha⁻¹ año⁻¹) a nivel mundial utilizadas para la comparación con los datos de la CRM.

<i>Pinus sp.</i>	<i>Abies sp.</i>	<i>Quercus sp.</i>
- 3.9 (Augusto <i>et al.</i> , 2002) Mundial	- 4.319 (Yang <i>et al.</i> , 2005) China	- 3.7 (Augusto <i>et al.</i> , 2002) Mundial
- 1.8 (Crockford y Richardson, 1998) Australia	- 4.27 (Xu y Shibata, 2007) Japón	- 3.8 (Augusto <i>et al.</i> , 2002) Mundial
- 6.2 (Lundgren, 1978) Tanzania	- 4.091 (Xu y Shibata, 2007) Japón	- 3.727 (Kubota, 2006) Japón
- 3.6 y 5.9 (Dames <i>et al.</i> , 1998) Sudáfrica	- 3.9 (Xu y Shibata, 2007) Japón	- 2.237 (Reich <i>et al.</i> , 2005) Polonia
- 1.7 (Comeau y Kimmins, 1989) Inglaterra	- 1.382 (Kubota, 2006) Japón	- 5.595 (Reich <i>et al.</i> , 2005) Polonia
- 3.293 (Reich <i>et al.</i> , 2005) Polonia	- 2.97 (Rawat <i>et al.</i> , 2010) India	- 3.02 (Kutsch <i>et al.</i> , 2005) Alemania
- 1.35 (Bringmark, 1977; Persson 1983) Suecia	- 1.95 (Rawat <i>et al.</i> , 2010) India	- 5.55 (Kutsch <i>et al.</i> , 2005) Alemania
- 0.94 (Rovira <i>et al.</i> , 2008) Suecia	- 0.802 (Reich <i>et al.</i> , 2005) Polonia	- 0.92 (Diaz <i>et al.</i> , 2011) España
- 2.01 (Rovira <i>et al.</i> , 2008) Bélgica	- 5.8 y 6.12 (Escobar y Maass, 2008) México	- 1.06 (Diaz <i>et al.</i> , 2011) España
- 2.85 (Rovira <i>et al.</i> , 2008) Portugal	- 4.872 (Binkley y Scott, 1997) USA	- 2 y 4.3 (Mayor y Rodá, 1993) España
- 1.9 (Diaz <i>et al.</i> , 2011) España	- 4.02 (Vitousek <i>et al.</i> , 1982) USA	- 2.3 (Santa Regina, 2001) España
- 1.7 (Santa Regina, 2001) España	- 3.9 (Vitousek <i>et al.</i> , 1982) USA	- 3.598 (Santa Cecilia <i>et al.</i> , 1989) España
- 2.04 (Diaz <i>et al.</i> , 2011) España	- 3.017 (Turner y Singer, 1975) USA	- 4.9 (Santa Cecilia <i>et al.</i> , 1989) España
- 2.4 (Santa Regina, 2001) España	- 2.58 (Binkley y Scott, 1997) USA	- 5.6 (Santa Regina y Gallardo, 1989) España
- 3.076 (Santa Cecilia <i>et al.</i> , 1989) España	- 2.18 (Vitousek <i>et al.</i> , 1982) USA	- 7.9 (Zapata <i>et al.</i> , 2007) Colombia
- 3.3 (Roig <i>et al.</i> , 2005) España	- 1.106 (Vitousek <i>et al.</i> , 1982) USA	- 3 (Zapata <i>et al.</i> , 2007) Colombia
- 5.8 (Santa Regina y Tarazona, 2001) España		- 8.45 (Williams y Tolome, 1996) México
- 7 (Santa Regina y Gallardo, 1989) España		- 7.5 (Rocha y Ramírez, 2009) México
- 2.3 (Singh <i>et al.</i> , 1999) India		- 7.3 (Bracho y Puig, 1987) México
- 5.7 (Egunjobi y Onweluzo, 1979) Nigeria		- 6.5 (Rocha y Ramírez, 2009) México
- 15.93 (Pérez <i>et al.</i> , 2006) Argentina		- 5.3 (Rocha y Ramírez, 2009) México
- 14.3 (Cuevas y Lugo, 1998) Puerto Rico		- 2.5 (Navar y Jurado, 2009) México
- 11.4 (Cuevas y Lugo, 1998) Puerto Rico		- 3.5 (Navar y Jurado, 2009) México
- 10.3 (Smith <i>et al.</i> , 1998) Brasil		- 1.41 (Battles <i>et al.</i> , 2006) USA
- 4.9 (Zapata <i>et al.</i> , 2007) Colombia;		- 1.8 (Myers <i>et al.</i> , 2001) USA
- 3.9 (Huber y Oyarzum, 1983) Chile		- 2.946 (Binkley y Scott, 1997) USA
- 5.1 (Rocha y Ramírez, 2009) México		- 3 (McClagherty <i>et al.</i> , 1985) USA
- 4 (Navar y Jurado, 2009) México		- 3.048 (Binkley y Scott, 1997) USA
- 2.5 (Navar y Jurado, 2009) México		- 3.089 (Binkley y Scott, 1997) USA
- 2 (Navar y Jurado, 2009) México		- 3.2 (Myers <i>et al.</i> , 2001) USA
- 1.072 (Gutiérrez <i>et al.</i> , 2012) México		- 3.759 (Binkley y Scott, 1997) USA
- 0.976 (Gutiérrez <i>et al.</i> , 2012) México		- 3.96 (Binkley y Scott, 1997) USA
- 1.853 (Irvine <i>et al.</i> , 2008) USA		- 4.14 (Hollinger, 1986) USA
- 2.42 (Reich <i>et al.</i> , 2001) USA		- 4.22 (Vitousek <i>et al.</i> , 1982) USA
- 2.743 (Binkley y Scott, 1997) USA		- 4.46 (Hollinger, 1986) USA
- 3.15 (Binkley y Scott, 1997) USA		- 4.509 (Binkley y Scott, 1997) USA
- 3.21 (Binkley y Scott, 1997) USA		- 4.76 (Hollinger, 1986) USA
- 3.692 (Binkley y Scott, 1997) USA		- 4.89 (Vitousek <i>et al.</i> , 1982) USA
- 4.1 (Nadelhoffer <i>et al.</i> , 1985; Aber <i>et al.</i> , 1985) USA		- 5.16 (Nadelhoffer <i>et al.</i> , 1985; Aber <i>et al.</i> , 1985) USA
- 4.166 (Binkley y Scott, 1997) USA		- 5.182 (Binkley y Scott, 1997) USA

- 4.46 (Binkley y Scott, 1997) USA - 4.96 (Vitousek <i>et al.</i> , 1982) USA - 7.26 (Vitousek <i>et al.</i> , 1982) USA		- 5.28 (Binkley y Scott, 1997) USA - 5.73 (Hollinger, 1986) USA - 5.96 (Nadelhoffer <i>et al.</i> , 1985; Aber <i>et al.</i> , 1985) USA - 6.1 (Hollinger, 1986) - 6.8 (Vitousek <i>et al.</i> , 1982) USA - 8.41 (Hollinger, 1986) USA
--	--	--

Anexo 3. Promedios y referencias bibliográficas de *relación C/N del mantillo* para los bosques de *Pinus*, *Abies* y *Quercus* a nivel mundial utilizadas para la comparación con los datos de la CRM.

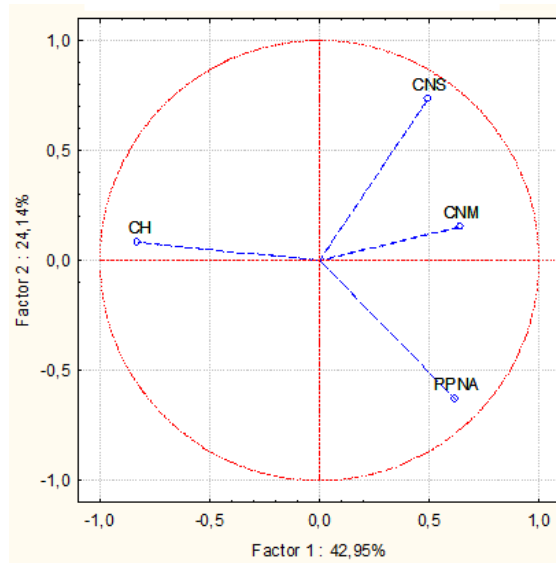
<i>Pinus sp.</i>	<i>Abies sp.</i>	<i>Quercus sp.</i>
- 45.5 (Ramírez <i>et al.</i> , 2007) <i>Colombia</i> - 76 (Fenn <i>et al.</i> , 2002) <i>México</i> - 60.47 (Pérez <i>et al.</i> , 2012) <i>México</i> - 15.85 (Fenn <i>et al.</i> , 2006) <i>México</i> - 42.25 (Kavvadias <i>et al.</i> , 2001) <i>Grecia</i> - 39.8 (Mo <i>et al.</i> , 2007) <i>China</i> - 57 (Chen <i>et al.</i> , 2011) <i>China</i> - 65.8 (Yang <i>et al.</i> , 2012) <i>China</i> - 67.5 (Zheng <i>et al.</i> , 2010) <i>China</i> - 68.5 (Liu <i>et al.</i> , 2009) <i>China</i> - 70 (Li <i>et al.</i> , 2007) <i>China</i> - 70.1 (Li <i>et al.</i> , 2009) <i>China</i> - 71.3 (Li y Han, 2008) <i>China</i> - 138.17 (Chen <i>et al.</i> , 2010) <i>China</i> - 164 (Salamanca <i>et al.</i> , 1998) <i>Japón</i> - 38.9 (Bird y Torn, 2006) <i>USA</i> - 81.42 (Gray y Fierer, 2012) <i>USA</i> - 86 (Nave <i>et al.</i> , 2009) <i>USA</i> - 35 (Sariyildiz, 2008) <i>Turquía</i> - 35.5 (Sariyildiz, 2003) <i>Turquía</i> - 111.8 (Rovira <i>et al.</i> , 2008) <i>Portugal</i> - 39.7 (Gartzia <i>et al.</i> , 2009) <i>España</i> - 96.48 (Castro <i>et al.</i> , 2012) <i>España</i> - 91 (Lorenz <i>et al.</i> , 2004) <i>Alemania</i> - 68.8 (Rovira <i>et al.</i> , 2008) <i>Bélgica</i> - 90.3 (Hobbie <i>et al.</i> , 2006) <i>Polonia</i> - 107.3 (Rovira <i>et al.</i> , 2008) <i>Suecia</i> - 42 (Hyvonen <i>et al.</i> , 2008) <i>Finlandia</i> - 28 (Korhonen <i>et al.</i> , 2013) <i>Finlandia</i>	- 87.8 (McGroddy <i>et al.</i> , 2004) <i>Mundial</i> - 37 (Fenn <i>et al.</i> , 2002) <i>México</i> - 68.6 (Luo <i>et al.</i> , 2003) <i>USA</i> - 81 (Miyamoto y Hiura, 2008) <i>Japón</i> - 29 (Kavvadias <i>et al.</i> , 2001) <i>Grecia</i> - 38 (Sariyildiz, 2008) <i>Turquía</i> - 41.2 (Hobbie <i>et al.</i> , 2006) <i>Polonia</i> - 27 (Baird <i>et al.</i> , 2009) <i>USA</i> - 47.6 (Cleveland <i>et al.</i> , 2004) <i>USA</i> - 65.9 (Cleveland <i>et al.</i> , 2004) <i>USA</i> - 76.1 (Harmon <i>et al.</i> , 2009) <i>USA</i> - 78.3 (Harmon <i>et al.</i> , 2009) <i>USA</i> - 87.3 (Stump y Binkley, 1993) <i>USA</i> - 43.3 (Strukelj <i>et al.</i> , 2012) <i>Canadá</i> - 48.3 (Moore <i>et al.</i> , 2011) <i>Canadá</i> - 49 (Moore <i>et al.</i> , 2011) <i>Canadá</i> - 22.4 (Achat <i>et al.</i> , 2013) <i>Rusia</i>	- 40 (Ramírez <i>et al.</i> , 2007) <i>Colombia</i> - 63.58 (González y Seastedt, 2001) <i>Puerto Rico</i> - 32.5 (Rocha y Ramírez, 2009) <i>México</i> - 39 (Fenn <i>et al.</i> , 2002) <i>México</i> - 59 (Pérez <i>et al.</i> , 2012) <i>México</i> - 60.8 (Rocha y Ramírez, 2009) <i>México</i> - 18.6 (González y Candás, 2004) <i>España</i> - 29.3 (Gartzia <i>et al.</i> , 2009) <i>España</i> - 40 (Merida <i>et al.</i> , 1986) <i>España</i> - 69.5 (Roca y Rovira, 1989) <i>España</i> - 33.82 (Cotrufo <i>et al.</i> , 1999) <i>Italia</i> - 106.89 (De Marco <i>et al.</i> , 2011) <i>Italia</i> - 51 (Li <i>et al.</i> , 2007) <i>China</i> - 80.5 (Zheng <i>et al.</i> , 2010) <i>China</i> - 44 (Miyamoto y Hiura, 2008) <i>Japón</i> - 67.4 (Salamanca <i>et al.</i> , 1998) <i>Japón</i> - 68.4 (Salamanca <i>et al.</i> , 1998) <i>Japón</i> - 21 (Finzi <i>et al.</i> , 1998) <i>USA</i> - 21.1 (Lovett <i>et al.</i> , 2004) <i>USA</i> - 31.25 (Gallo <i>et al.</i> , 2005) <i>USA</i> - 47 (Kominoski <i>et al.</i> , 2009) <i>USA</i> - 50.5 (Harmon <i>et al.</i> , 2009) <i>USA</i> - 50.9 (Gray y Fierer, 2012) <i>USA</i> - 69 (Nave <i>et al.</i> , 2009) <i>USA</i> - 80.7 (Hall <i>et al.</i> , 2006) <i>USA</i> - 87.9 (Hall <i>et al.</i> , 2006) <i>USA</i> - 104 (Myers <i>et al.</i> , 2001) <i>USA</i> - 133 (Myers <i>et al.</i> , 2001) <i>USA</i> - 68 (Rouifed <i>et al.</i> , 2010) <i>Suiza</i>

- 36 (Moore <i>et al.</i> , 2011) <i>Canadá</i>		- 53 (Lorenz <i>et al.</i> , 2004) Alemania
- 39 (Moore <i>et al.</i> , 2011) <i>Canadá</i>		- 53.2 (Hobbie <i>et al.</i> , 2006) Polonia
- 39.14 (Moore <i>et al.</i> , 2011) <i>Canadá</i>		

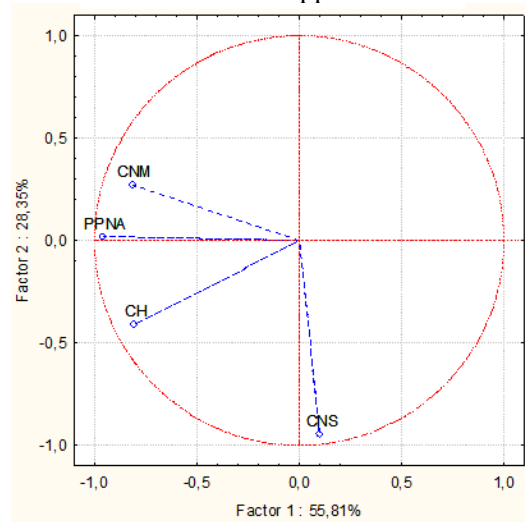
Anexo 4. Promedios y referencias bibliográficas de *relación C/N del suelo* para los bosques de *Pinus*, *Abies* y *Quercus* a nivel mundial utilizadas para la comparación con los datos de la CRM.

<i>Pinus sp.</i>	<i>Abies sp.</i>	<i>Quercus sp.</i>
- 16.8 (Beets <i>et al.</i> , 2011) Nueva Zelanda	- 14 (Whittaker y Likens, 1975; Likens <i>et al.</i> , 1984; Paul y Clark, 1989) <i>Mundial</i>	- 20.51 (Ramírez <i>et al.</i> , 2007) Colombia
- 20.7 (Huang <i>et al.</i> , 2011) Nueva Zelanda	- 9.68 (Ávila y López, 2001) <i>México</i>	- 20.9 (León <i>et al.</i> , 2011) Colombia
- 22.14 (Bown <i>et al.</i> , 2011) Nueva Zelanda	- 9.72 (Castro <i>et al.</i> , 1995) <i>México</i>	- 22.39 (León <i>et al.</i> , 2009) Colombia
- 20.4 (León <i>et al.</i> , 2011) Colombia	- 14.65 (Castro, 1999) <i>México</i>	- 8.2 (Usman, 2013) India
- 20.32 (Ramírez <i>et al.</i> , 2007) Colombia	- 15.61 (Cruz y Etchevers, 2011) <i>México</i>	- 12 (Almendros <i>et al.</i> , 1990) España
- 21.84 (León <i>et al.</i> , 2009) Colombia	- 15.65 (Fenn <i>et al.</i> , 1999) <i>México</i>	- 12.75 (Merida <i>et al.</i> , 1986) España
- 10.76 (Castro <i>et al.</i> , 1995) México	- 16.2 (Alda, 1982) <i>México</i>	- 13.35 (Inclán <i>et al.</i> , 2008) España
- 15.95 (Fenn <i>et al.</i> , 1999) México	- 19 (Domínguez, 1991) <i>México</i>	- 15.7 (González y Candás, 2004) España
- 15.475 (Fenn <i>et al.</i> , 2006) México	- 23.75 (Fenn, <i>et al.</i> , 2002) <i>México</i>	- 16 (Almendros <i>et al.</i> , 1990) España
- 25.05 (Castro, 1999) México	- 26.7 (Alda, 1982) <i>México</i>	- 16.265 (Rodríguez <i>et al.</i> , 2010) España
- 25.6 (Alda, 1986) México	- 36.3 (Guleryuz <i>et al.</i> , 2011) Turquía	- 18.62 (Quilchano <i>et al.</i> , 1993) España
- 26.5 (Cruz y Etchevers, 2011) México	- 24 (Guleryuz <i>et al.</i> , 2011) Turquía	- 25.6 (Rodríguez y Velasco, 1987) España
- 34.01 (Fenn <i>et al.</i> , 2002) México	- 3.7 (Guleryuz y Everest, 2010) Iraq	- 13.4 (Balesdent, 1993) Francia
- 19.8 (Guleryuz y Everest, 2010) Iraq	- 6 (Guleryuz y Everest, 2010) Iraq	- 14 (Balesdent, 1993) Francia
- 16 (Guleryuz y Everest, 2010) Iraq	- 24.6 (Rasmussen <i>et al.</i> , 2006 y 2008) USA	- 19.6 (Balesdent, 1993) Francia
- 16.7 (Usman, 2013) India	- 11.5 (Achat <i>et al.</i> , 2013) Rusia	- 19.07 (Aertsen <i>et al.</i> , 2012) Bélgica
- 11 (Liu <i>et al.</i> , 2009) China		- 14.1 (Neirynek <i>et al.</i> , 2000) Bélgica
- 15 (Harmon y Hua, 1991) China		- 13.5 (Neirynek <i>et al.</i> , 2000) Bélgica
- 25 (Harmon y Hua, 1991) China		- 14.8 (Keeler <i>et al.</i> , 2009) USA
- 19.6 (Inclán <i>et al.</i> , 2008) España		- 15.7 (Pavao y Coleman, 2005) USA
- 22.3 (Blanco <i>et al.</i> , 2011) España		- 16 (Keeler <i>et al.</i> , 2009) USA
- 25.89 (Quilchano <i>et al.</i> , 1993) España		- 17.4 (Pavao y Coleman, 2005) USA
- 11.5 (Keeler <i>et al.</i> , 2009) USA		- 19 (Finzi <i>et al.</i> , 1998) USA
- 16.7 (Keeler <i>et al.</i> , 2009) USA		- 19.4 (Pavao y Coleman, 2005) USA
- 25.6 (Rasmussen <i>et al.</i> , 2006 y 2008) USA		- 19.5 (Lovett <i>et al.</i> , 2004) USA
- 26.7 (Compton <i>et al.</i> , 1998) USA		- 21 (Myers <i>et al.</i> , 2001) USA
- 27.8 (Whittinghill <i>et al.</i> , 2012) USA		- 23 (Myers <i>et al.</i> , 2001) USA
- 29 (Bird y Torn, 2006) USA		- 24.8 (Gallo <i>et al.</i> , 2005) USA
- 29.4 (Compton <i>et al.</i> , 1998) USA		- 25.6 (Compton <i>et al.</i> , 1998) USA
- 17 (Ladanai <i>et al.</i> , 2010) Suecia		- 28 (Compton <i>et al.</i> , 1998) USA
- 24.28 (Aertsen <i>et al.</i> , 2012) Bélgica		
- 33 (Korhonen <i>et al.</i> , 2013) Finlandia		

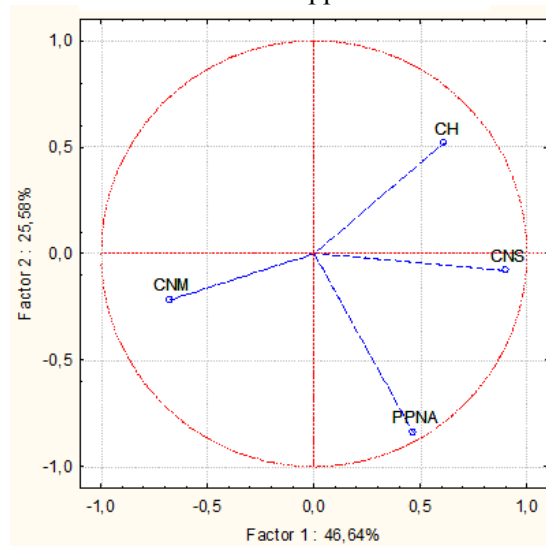
Anexo 5. Análisis de componentes principales. Proyección de variables en el plano de factores principales para los datos de bosque de *Pinus* spp., *Abies* spp. y *Quercus* spp. a nivel internacional.



Pinus spp.

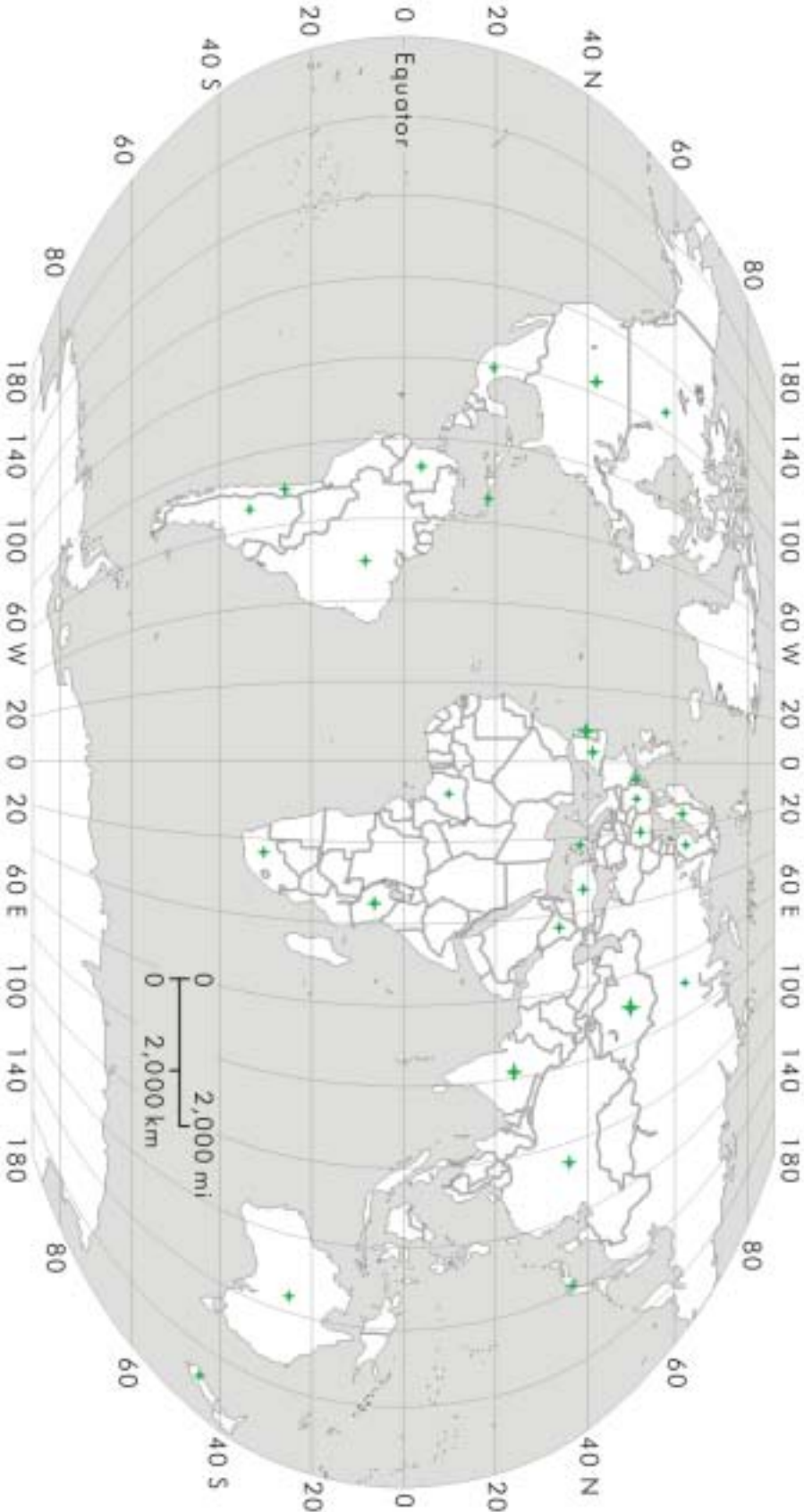


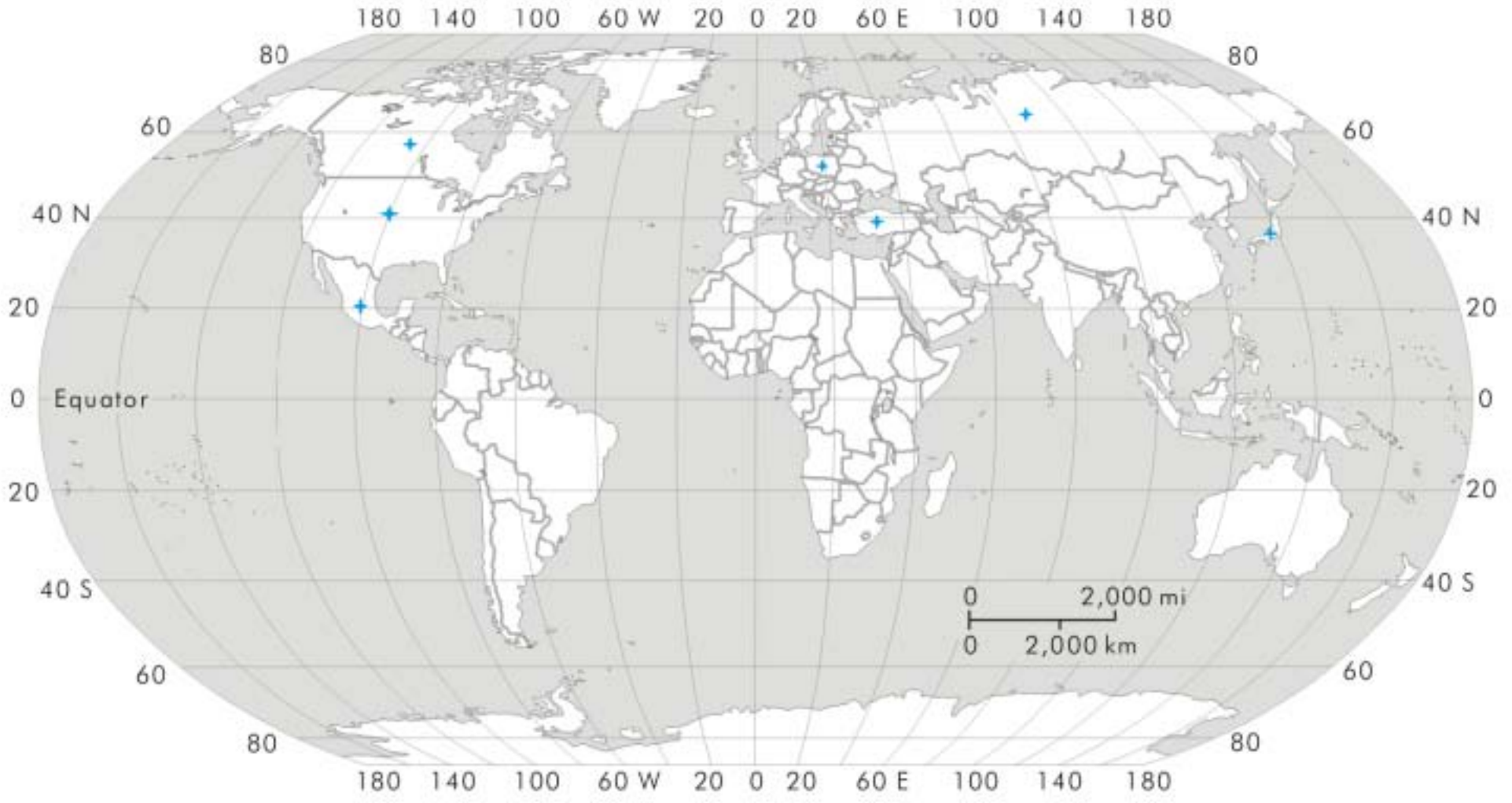
Abies spp.

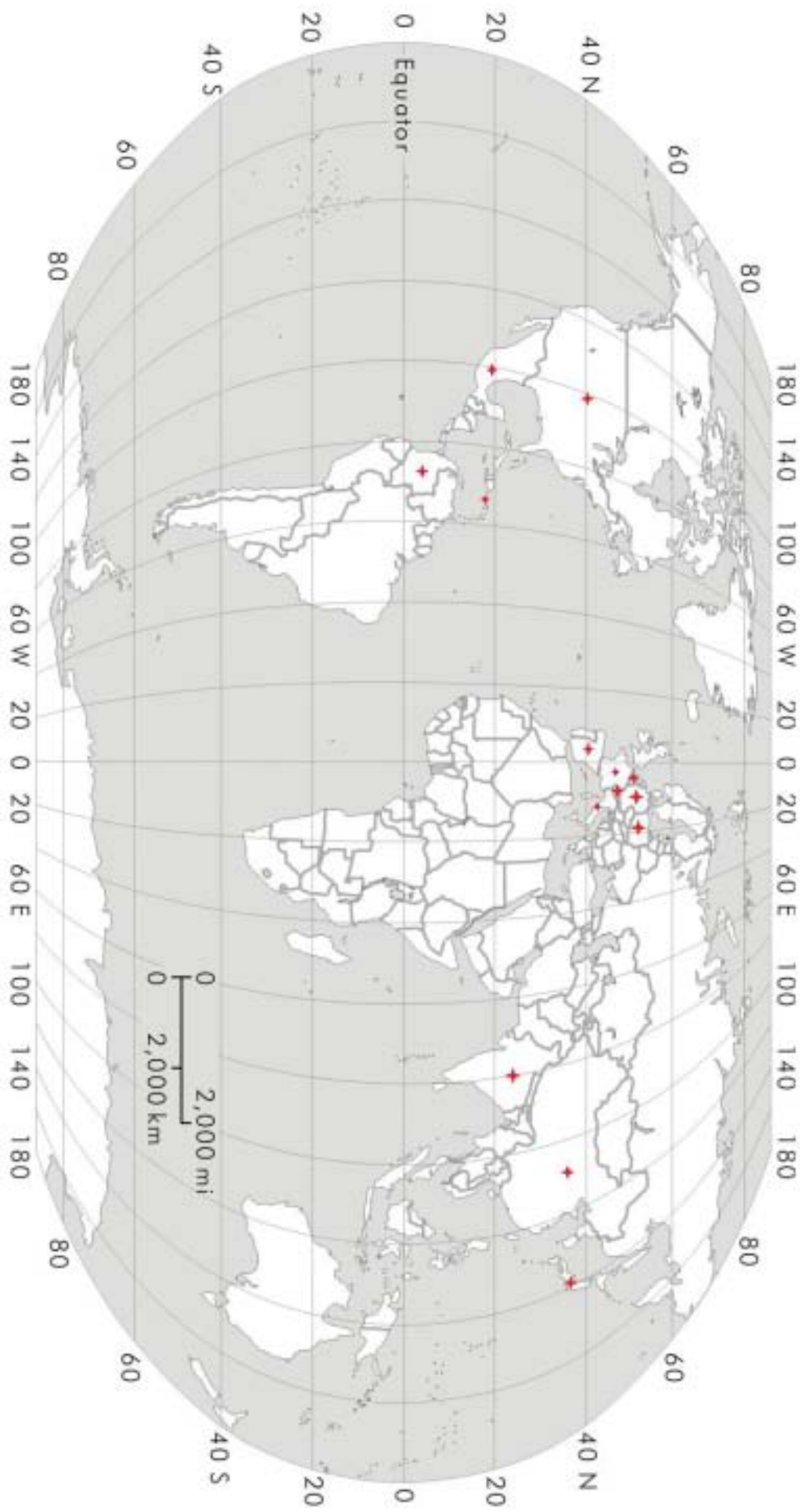


Quercus spp.

Anexo 6. Mapas que señalan a los países que aportaron datos para la elaboración de los índices de calidad ecológica. Verde para el género *Pinus* spp., azul para el género *Abies* spp. y rojo para el género *Quercus* spp.







Anexo 7. Lista de países que aportaron datos para el análisis de componentes principales. En esta lista se representa el país con su número correspondiente para el ACP en cada tipo de bosque.

Bosque de *Pinus* spp.

Rusia	1
Suecia	2
Finlandia	3
Canadá	4
Alemania	5
Polonia	6
Kasajistán	7
Bélgica	8
Estados Unidos	9
Portugal	10
España	11
Japón	12
China	13
Gracia	14
Turquía	15
Iraq	16
Nigeria	17
Colombia	18
India	19
México	20
Puerto Rico	21
Cuenca del río Magdalena	22
Brasil	23
Tanzania	24
Sudáfrica	25

Australia	26
Nueva Zelanda	27
Argentina	28
Chile	29

Bosque de *Abies* spp.

Rusia	1
Canadá	2
Polonia	3
Estados Unidos	4
Japón	5
Turquía	6
México	7
Cuenca del río Magdalena	8

Bosque de *Quercus* spp.

Polonia	1
Alemania	2
Suiza	3
Bélgica	4
Francia	5
Italia	6
Estados Unidos	7
España	8
China	9
Japón	10

India	11
México	12
Cuenca del río Magdalena	13
Puerto Rico	14
Colombia	15