

**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.**

POSGRADO EN CIENCIAS APLICADAS

**Modelación de la Producción Primaria Neta en un
bosque semiárido con disturbio antropogénico
en San Luis Potosí, México**

Tesis que presenta

Marco Braasch

Para obtener el grado de

Maestro en Ciencias Aplicadas

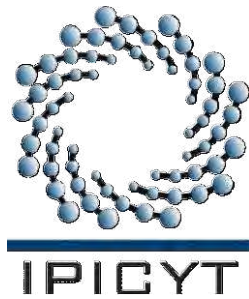
en la opción de

Ciencias Ambientales

Director de la Tesis:

Dr. José Tulio Arredondo-Moreno

San Luis Potosí, S.L.P., 13 de agosto de 2012



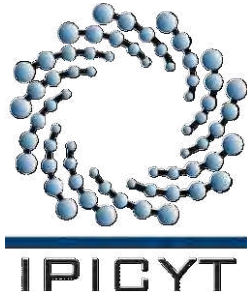
Constancia de aprobación de la tesis

La tesis “**Modelación de la Producción Primaria Neta en un bosque semiárido con disturbio antropogénico en San Luis Potosí, México**” presentada para obtener el Grado de Maestro en Ciencias Aplicadas en la opción de Ciencias Ambientales fue elaborada por **Marco Braasch** y aprobada el **13 de agosto de 2012** por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Dr. José Tulio Arredondo-Moreno
(Director de la tesis)

Dra. Elisabeth Huber-Sannwald
(Miembro del Comité Tutorial)

Dr. Jaime Carrera Hernández
(Miembro del Comité Tutorial)



Créditos Institucionales

Esta tesis fue elaborada en el Laboratorio de Ecología de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la dirección del Dr. José Tulio Arredondo-Moreno.

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (No. de registro: 375409) y del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C.

La investigación de esta tesis fue financiada como parte de los proyectos: Fondo sectorial SEMARNAT No. 108000 y el Fondo sectorial de ciencia básica SEP-CONACYT No. 102855



Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 056 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Maestría en Ciencias Aplicadas en la opción de Ciencias Ambientales está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 13 días del mes de agosto del año 2012, se reunió a las 11:15 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

Dr. Leonardo Chapa Vargas	Presidente	IPICYT
Dra. Elisabeth Huber- Sannwald	Secretaria	IPICYT
Dr. Jaime Jesús Hernández Carrera	Sinodal externo	UNAM
Dr. José Tulio Arredondo Moreno	Sinodal	IPICYT

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

**MAESTRO EN CIENCIAS APLICADAS
EN LA OPCION DE CIENCIAS AMBIENTALES**

sustentó el C.

Marco Braasch

sobre la Tesis intitulada:

Modelación de la Producción Primaria Neta en un bosque semiárido con disturbio antropogénico en San Luis Potosí, México

que se desarrolló bajo la dirección de

Dr. José Tulio Arredondo Moreno

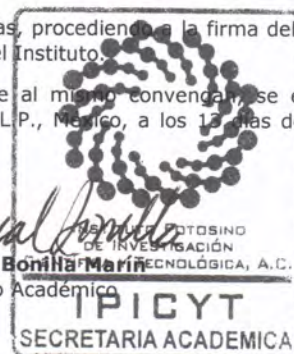
El Jurado, después de deliberar, determinó

APROBARLO

Dándose por terminado el acto a las 13:45 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición del interesado y para los fines que al mismo convenga, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México, a los 13 días del mes de agosto de 2012.


Dr. Marcial Bonilla Marín
Secretario Académico




Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Velez
Jefa del Departamento del Posgrado

En las montañas está la libertad. Las fuentes de la degradación no llegan a las regiones puras del aire. El mundo está bien en aquellos lugares donde el ser humano no alcanza a turbarlo con sus miserias.

"Tableaux de la nature" (1868) Alexander von Humboldt

Agradecimientos

Un agradecimiento muy especial a mi comité tutorial, Tulio, Elisabeth y Jaime para elaborar esta tesis. El intercambio con ellos me ayudó en la formación de nuevas ideas y conocimiento respecto a la ecología. En cualquier momento tomaron tiempo para discutir y solucionar problemas.

Quiero agradecer al Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica por darme la oportunidad de realizar mi posgrado en sus instalaciones y a CONACyT por otorgarme una beca a pesar de ser extranjero.

Gracias a los técnicos de los laboratorios del IPICyT de ciencias ambientales, Dulce, Guillermo, Carmen y especialmente a Juan-Pablo que me enseñó con mucha paciencia y tranquilidad las técnicas que necesité en el laboratorio.

También quiero agradecer a todas las personas que me ayudaron en el trabajo de campo, Gaby, Ulises, Tulio y a Josué, que siempre que pudo, contestó preguntas complejas sobre mi tema.

Asimismo un agradecimiento a mis compañeros del IPICyT y especialmente a mi generación de la maestría, que me ayudaron a entender un poco de la cultura mexicana.

Gracias Gaby por tu tiempo y tu ayuda en cualquier momento en esta etapa de mi vida.

Contenido

Constancia de aprobación de la tesis	ii
Créditos institucionales	iii
Acta de examen	iv
Dedicatorias	v
Agradecimientos	vi
Lista de tablas	viii
Lista de figuras	ix
Anexos	x
Abreviaturas	xi
Resumen	xiii
Abstract	xiv
1. Introducción	1
1.1 Hipótesis	12
1.2 Objetivos	13
2. Material y métodos	14
2.1 Área de estudio	14
2.2 Clasificación de cobertura vegetal y determinación de cambio de uso de suelo	18
2.3 Modelación del flujo de carbono	24
3. Resultados	36
3.1 Determinación de la cobertura vegetal y cambio de uso de suelo	36
3.2 Validación de los mapas temáticos	37
3.3 BIOME-BGC	39
3.3.1 Observaciones Generales	39
3.3.2 Escenario (I), línea de base	39
3.3.3 Escenario (II), pérdida de suelo	45
3.3.4 Escenario (III), deforestación y sucesión	45
3.3.5 Escalamiento de los resultados por m ² por escenario al área de estudio	51
3.4 Validación de resultados de BIOME-BGC	52
4. Discusión	55
5. Conclusión	69
6. Referencias	72
7. Anexos	85

Lista de tablas

Tabla 1. Tasa de cambio de uso de suelo de todos los ecosistemas en México en las últimas dos décadas.	2
Tabla 2. Tasa de cambio de uso de suelo de diferentes ecosistemas en México.	3
Tabla 3. Cambio de uso de suelo en los principales ecosistemas del estado San Luis Potosí entre 1960 y 2000.	3
Tabla 4. Producción primaria neta (PPN) de los principales biomas del mundo.	6
Tabla 5. Características de las imágenes Landsat para los años 2009, 1999, 1989 y 1979 usadas en este estudio.	18
Tabla 6. Superficie absoluta y relativa por cobertura vegetal de las décadas 1979, 1989, 1999 y 2009 y cambio de uso de suelo entre 1979 y 2009.	36
Tabla 7. Resultado del análisis estadístico del comando i.kappa en GRASS-GIS.	38
Tabla 8. Promedios de PPN en gC/m ² /año para las décadas de 1979, 1989, 1999 y 2009 y el promedio total entre 1979 y 2009 por escenario, especie y ecosistema.	41
Tabla 9. Promedios del índice de área foliar en m ² /m ² para las décadas 1979, 1989, 1999 y 2009 y el promedio total entre 1979 y 2009 por escenario, especie y ecosistema.	42
Tabla 10. Promedios del reservorio de carbono total en kgC/m ² para el año 2009, las décadas de 1979, 1989, 1999 y 2009 y el promedio total entre 1979 y 2009 por escenario, especie y ecosistema.	44
Tabla 11. Reservorio de carbono total (kgC/m ²) y por componente (vegetación, mantillo y suelo) en el último año de la simulación 2009.	44
Tabla 12. Índice de área foliar en el bosque y chaparral, comparando valores de campo contra valores de la simulación.	53
Tabla 13. Reservorio de carbono total en la vegetación.	54

Lista de figuras

Figura 1. Área de estudio en la Sierra San Miguelito, San Luis Potosí, México.	14
Figura 2. Promedio mensual de la precipitación y temperatura entre 1964 y 2009 de la estación meteorológica “El Peaje”, Sierra San Miguelito, San Luis Potosí, México.	15
Figura 3. Tipos de cobertura vegetal en el área de estudio.	16
Figura 4. Ejemplo de los diferentes tipos de datos en SIG.	19
Figura 5. Emisión por banda y cobertura en el espectro electromagnético.	20
Figura 6. Ejemplo de la clasificación temática.	21
Figura 7. Ejemplo de los diferentes pasos de las clasificaciones no supervisada y supervisada.	21
Figura 8. Delimitación del área de estudio (124,054 ha).	23
Figura 9. Descripción de flujos modelados en Biome-BGC.	25
Figura 10. Determinación de los promedios de los parámetros del relieve por cada tipo de uso de suelo.	28
Figura 11. Diagrama conceptual de la estructura del modelo BIOME-BGC.	31
Figura 12. Cambios en el tipo de uso de suelo para los años 1979, 1989, 1999 y 2009 en el área de estudio.	36
Figura 13. Mapas temáticos para los años 2009, 1999, 1989 y 1979, derivados de imágenes Landsat con un análisis supervisado.	37
Figura 14. Ejemplo de validación visual.	38
Figura 15. Variación climática y PPN entre 1979 y 2009 para cada especie y escenario.	40
Figura 16. Correlaciones entre clima y PPN.	41
Figura 17. Promedio de PPN y IAF entre 1979-2009 por especie y ecosistema para cada escenario.	43
Figura 18. Reservorio de carbono en vegetación, suelo y mantillo por especie y ecosistema para el año 2009.	45
Figura 19. Simulación de una deforestación (escenario-III-A) en el año 1918 y sucesión (escenario-III-B) en el ecosistema de bosque con especies forestales.	46
Figura 20. Simulación de la deforestación en el año 1964 y posterior sucesión (escenario-III-C) en el ecosistema de bosque con especies de chaparral I.	48
Figura 21. Simulación de sucesión a partir del año 1964 (escenario-III-D) en el ecosistema de un pastizal secundario con especies de chaparral II.	50
Figura 22. Escalamiento de la PPN y reservorio de carbono al área de estudio por década y cobertura vegetal.	51

Anexos

Anexo I. Parámetros físicos de entrada del programa MTCLIM para la extrapolación de datos climáticos en el área de estudio.	85
Anexo II. Parámetros físicos del sitio para el archivo “INI-FILE” de BIOME-BGC para las especies utilizadas y el ecosistema de pastizal C ₄ .	85
Anexo III-a. Parámetros fenológicos y ecofisiológicos de <i>Pinus cembroides</i> para el “EPC-FILE” de BIOME-BGC.	86
Anexo III-b. Parámetros fenológicos y ecofisiológicos de <i>Quercus potosina</i> para el “EPC-FILE” de BIOME-BGC.	87
Anexo III-c. Parámetros fenológicos y ecofisiológicos de <i>Arctostaphylos pungens</i> para el “EPC-FILE” de BIOME-BGC.	88
Anexo III-d. Parámetros fenológicos y ecofisiológicos de <i>Dodonaea viscosa</i> para el “EPC-FILE” de BIOME-BGC.	89
Anexo III-e. Parámetros fenológicos y ecofisiológicos de pastizal C ₄ para el “EPC-FILE” de BIOME-BGC.	90
Anexo IV. Escalamiento de la PPN y reservorio de carbono en el área de estudio, por cobertura vegetal y tipo de escenario.	91

Abreviaturas

AEH	Área específica de la hoja
AF	Airborne fraction
Ag	Asimilación bruta
An	Fotosíntesis neta de la vegetación
C	Carbono
CO₂	Dióxido de carbono
CONAGUA	Comisión Nacional de Agua
CUS	Cambio de uso de suelo
DAP	Diámetro a la altura de pecho
DBF	Deciduos broadleaf forest
ENF	Evergreen needelleaf forest
EPC-file	Datos ecofisiológicos
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GRASS	Geographic Resources Analysis Support System
GCP	Global Carbon Project
IAF	Índice de área foliar
INE	Intercambio neto de carbono del ecosistema
INEGI	Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática
INI-file	Datos de inicialización
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
MBP	Modelos basados en procesos
MET-file	Datos meteorológicos
MLC	Maximum Likelihood Classifier
N	Nitrógeno
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NTSG	Numerical Terradynamic Simulation Group
PPB	Producción Primaria Bruta
PPN	Producción Primaria Neta
Ra	Respiración autótrofa de la planta
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SIG	Sistemas de Información Geográficas
SMAP	Sequential Maximum A Posteriori Classifier

Shrub	Shrubland
USGS	United States Geological Survey
UNEP	United Nations Environment Programme

Resumen

Modelación de la Producción Primaria Neta en un bosque semiárido con disturbio antropogénico en San Luis Potosí, México

PALABRAS CLAVE: BIOME-BGC, cambio de uso de suelo, ciclo de carbono, GRASS-GIS, modelo biogeoquímico.

En el contexto de mitigación del efecto invernadero provocado por las elevadas concentraciones de dióxido de carbono (CO_2) producido por actividades humanas, los ecosistemas terrestres juegan un papel muy importante como sumidero de carbono (C). A través de la Producción Primaria Neta (PPN), los ecosistemas absorben el CO_2 de la atmósfera y lo guardan en diferentes componentes (vegetación, mantillo y suelo). La PPN es controlada por diferentes factores: los grupos funcionales de plantas, y factores de suelo y clima. La estimación de PPN tiene grandes incertidumbres, debido a la gran diversidad de biomas en el mundo, pero también a la tasa de cambio de uso de suelo (CUS) y a los efectos de retroalimentación con el clima, como los cambios en la temperatura y la precipitación. Para reducir estas incertidumbres, los Sistemas de Información Geográfica (GRASS-GIS) y los modelos basados en procesos biogeoquímicos (BIOME-BGC), son herramientas muy útiles para la determinación de PPN a diferentes escalas de paisaje incluyendo el CUS. En este estudio se determinó el CUS, entre 1979 y 2009, y se modeló el ciclo de C, bajo tres diferentes escenarios: E(I) PPN potencial máximo (línea de base), E(II) Potencial máximo de PPN con disturbio de pérdida de suelo y E(III) Simulación del efecto de deforestación y regeneración natural en un ecosistema semiárido (bosque de pino-encino, chaparral y pastizal) en la Sierra San Miguelito, San Luis Potosí. Los resultados de CUS muestran una lenta reducción de bosque (-1.6%) y pastizales (-8.9%) mientras los chaparrales aumentaron (4.2%). Escalando los resultados de ciclo de C a nivel de paisaje, en general se observó un incremento de la PPN y el reservorio de C entre 1979 y 2009, debido a un incremento de la precipitación a partir de 1980. Comparando los tres escenarios, los mayores valores se observaron en el E(I) debido a la PPN (169, 140 y 26 $\text{gC/m}^2/\text{año}$, para bosque, chaparral y pastizal, respectivamente) y reservorio de C total (8.9, 6.9 y 0.9 KgC/m^2 , en bosque, chaparral y pastizal, respectivamente). Enfocándose únicamente en los E(II) y E(III), en el primero (E(II)), la simulación de la pérdida de una capa de suelo afectó mayormente su reservorio de C, mientras que en el E(III) la simulación de deforestación-sucesión mostró por su PPN un gran potencial de secuestro de C a largo plazo. Los resultados de este estudio, no solo son importantes en el contexto de mitigación de CO_2 atmosférico a escala global, sino también son útiles para actividades de ordenamiento territorial a escala regional, y para manejar los bienes y servicios que brindan estos ecosistemas a la escala local en un ambiente cambiante.

Abstract

Modeling Net Primary production in semi-arid forest with anthropogenic disturbance in San Luis Potosí, Mexico

Key-words: BIOME-BGC, carbon cycle, biogeochemical model, GRASS-GIS, land use change

Terrestrial ecosystems are important carbon (C) sinks in the context of climate change mitigation. Climate change is caused by high concentrations of carbon dioxide (CO₂) emissions produced by human activities into the atmosphere. Ecosystems remove C from the atmosphere through the process of net primary production (NPP). Ecosystems accumulate C in the form of organic matter in soils, litter and vegetation for long periods. NPP is controlled by several factors including; plant functional types, soil resources and climate. The estimation of NPP has a large number of uncertainties arising from, the large biome diversity around the world, land use change (LUC) at regional scales and feedbacks of the climate system including changes in temperature and precipitation. Both, geographic information systems (GRASS-GIS) and biogeochemical models (BIOME-BGC) are useful tools to reduce these uncertainties. In this study we analyzed observed LUC between 1979 and 2009 and modeled the carbon dynamics in a semi-arid forest in Sierra San Miguelito, San Luis Potosí, Mexico, for three functional plant types (pine-oak forest, chaparral and C4 grassland). To simulate C dynamics in this ecosystem, we examined three different scenarios (S): (I) NPP maximum potential or baseline scenario, (II) NPP observed under disturbance of soil loss, and (III) the simulation of deforestation and natural regeneration. Results from LUC analysis showed a low reduction for the forest (-1.6%) and grassland (-8.9%), while there was an increase for the chaparral (4.2%). Scaling up BIOME-BGC results to the landscape level, overall we noted an increase on NPP and carbon stock between 1979 and 2009, which was caused by an increase of precipitation in this period. Comparing the three scenarios for these variables, the highest NPP were observed in S(I) (forest 169 gC/m²/yr, chaparral 140 gC/m²/yr and grassland 26 gC/m²/yr) and total C-stock (forest 8.9 KgC/m², chaparral 6.9 KgC/m² and grassland 0.9 KgC/m²). Focusing only in S(II) and S(III), soil loss have resulted in lower NPP and C-stock, while deforestation and succession scenarios S(III) showed low C-stock however a high C sequestration potential translated into high NPP in the future. The results of this study are not only important to a global scale in the context of CO₂ mitigation. Also, for activities like territory planning at the regional scale, it can be important to manage the goods and services that provide these ecosystems at the local scale in a changing environment.

1. Introducción

El cambio ambiental global es uno de los problemas emergentes en el siglo XXI. Parte de este problema deriva del cambio climático provocado por una alteración de la química de la atmósfera, especialmente un incremento de la concentración de los gases de efecto invernadero. El incremento de estos gases afecta el balance de energía, resultando en un calentamiento de la atmósfera, el cual tiene repercusiones en cambios del clima, los cuales influyen los procesos de los ecosistemas del planeta. Uno de los gases más importante de efecto de invernadero es el dióxido de carbono (CO₂), el cual aunque existe naturalmente en la atmósfera, su concentración ha aumentado en los últimos dos siglos debido a actividades antropogénicas. Así, hasta el año 1850 la concentración de CO₂ se mantuvo relativamente constante, con concentraciones oscilando en 280 ± 10 ppm. Sin embargo, a partir de la revolución industrial y de un rápido crecimiento de la población humana que se acentuó en el año 1950, la concentración de CO₂ aumentó hasta 367 ppm al final del siglo XX (IPCC¹, 2000; Canadell et al., 2007; Steffen et al., 2007). En la última década (2000 al 2009) el incremento de CO₂ ha sido de 1.9 ppm CO₂/año por lo que actualmente tenemos una concentración de 395 ppm (GCP², 2010; NOAA³, 2012).

Se responsabiliza a diferentes actividades humanas de las altas concentraciones de CO₂, así, a escala global las principales fuentes provienen de emisiones por la combustión de energía fósil, la producción de cemento y el cambio de uso de suelo (Canadell et al., 2007; Friedlingstein et al., 2010). El promedio anual de las emisiones fósiles en el periodo del 2000 al 2009 fue de 7.7 ± 0.5 PgC, del cual 1.1 ± 0.7 PgC corresponde a emisiones por el cambio de uso de suelo (GCP, 2010). México se encuentra entre los 20 países con mayores tasas de emisión de CO₂ (Boden et al., 2010). En el 2007 las emisiones por combustibles fósiles fue, en el orden de 128.5 TgC (Boden et al., 2010), seguidas por emisiones provocadas por

¹ Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (Intergovernmental Panel on Climate Change)

² Global Carbon Project

³ National Oceanic and Atmospheric Administration

el cambio de uso de suelo (CUS) en el orden de 50 a 62 TgC por año en los 90's (Scheinbaum y Masera, 2000; Masera et al., 2001). A la fecha, aun existen varias incertidumbres en la determinación del flujo de carbono por el cambio de uso de suelo, que incluyen: determinación de tasas de deforestación correctas, la densidad del reservorio de carbono por cambios en el manejo, las tasas de crecimiento de los bosques, y la frecuencia del disturbio (Houghton, 2010).

México se encuentra entre los 20 países con la mayor tasa de deforestación por hectárea, (FAO, 2010a), la cual constituye el cambio de una cubierta vegetal dominada por árboles a otra que carece de ellos. El término de cambio de uso de suelo por otro lado, se refiere a una transformación de cobertura vegetal a otro tipo de uso que incluye por ejemplo, la agricultura y el pastoreo. Se estima que México perdió hasta el año 2002; 44 % de selvas (250 km²), 30% de bosques (129 km²), 23% de matorrales (155 km²) y 45% de pastizales naturales (83 km²) mientras los pastizales introducidos, los cultivos y otras coberturas, como asentamientos humanos, muestran un incremento substancial en el mismo periodo (Velázquez et al., 2002; Sánchez Colón et al., 2008; SEMARNAT, 2010). Entre 1988 y el año 2005 se han realizado diferentes estudios sobre la tasa de deforestación, con una amplia controversia y una gran disparidad en las estimaciones. En su mayoría como resultado del empleo de criterios, métodos distintos y exactitud del material cartográfico, así las estimaciones de la tasa de deforestación en el país han oscilado entre las 316 mil y las 800 mil hectáreas de bosques y selvas por año (Mas et al., 2009; Velázquez, 2008; SEMARNAT, 2010). Además, en varios estudios no es claro el término de deforestación y cambio de uso de suelo. Un análisis más reciente y de mayor confianza, es el de Velázquez et al., (2010), donde se calcula una tasa de cambio de uso de suelo de 534,000 ha/año durante el periodo de 1976-2000. Este estudio incluyó también la transición de ecosistemas forestales no maderables a otro tipo de uso de suelo.

	1990 y 2000	2000 y 2005	2005 y 2010
Tasa de cambio de uso de suelo (1000 ha/año)	-354	-235	-155

Tabla 1. Tasa de cambio de uso de suelo de todos los ecosistemas en México en las últimas dos décadas (FAO, 2010b).

Al presente se observa una declinación en la tasa de cambio de uso de suelo, observable en las dos últimas décadas (Tabla 1.), particularmente en los ecosistemas de bosque (Tabla 2), mientras las selvas, los matorrales y los pastizales todavía sufren una alta presión por el cambio a pastizales inducidos (FAO, 2010a).

Tasa de cambio de suelo (1000 ha/año)	Bosque de coníferas y encino	Selvas	Matorrales	Pastizales
1993-2002	-96	-235	-108	-34
2002-2007	-7	-153	-100	-62

Tabla 2. Tasa de cambio de uso de suelo de diferentes ecosistemas en México. No incluye el incremento de otros ecosistemas naturales. Modificado según de FAO reporte nacional México, (2010a).

Los ecosistemas forestales de San Luis Potosí, de acuerdo al inventario forestal de 1994, cubren 4.7 millones de hectáreas, 75% de la superficie total del estado. De estos, 55% pertenecen a zonas áridas (mezquital, chaparral y matorral), 7% a bosques de coníferas y encino, 6% a selvas y 6% a otros (Flores et al., 2008). Se estima que en el periodo de 1960 – 2000 se convirtieron 20,000 km² de terreno forestal en campos agrícolas y ganaderos (Huber-Sannwald, 2002). Los ecosistemas más afectados fueron los matorrales, los pastizales naturales, la selva mediana y los bosques de pino y encino (Tabla 3.) (Huber-Sannwald, 2002).

Cambio de los ecosistemas entre 1960 y 2000	Bosques de pino y encino	Selva mediana	Matorrales	Pastizales naturales
Absoluto (km ²)	-3023	-3221	-9947	-3759
Relativo %	-75	-65	-42	-60

Tabla 3. Cambio de uso de suelo en los principales ecosistemas del estado San Luis Potosí entre 1960 y 2000. Modificado según Huber-Sannwald, (2002).

Mientras la mayoría de los pastizales naturales, matorrales y selvas se convirtieron a un uso agropecuario, los bosques de pino-encino sufrieron una sobre explotación principalmente en primera mitad del siglo XX, debido a la minería en el estado (la leña era el único combustible para fundir los minerales) y a la construcción del ferrocarril (Flores et al., 2008).

Mitigación de CO₂ de la atmósfera

Para reducir el impacto del cambio climático se requiere estabilizar la concentración de CO₂ en la atmósfera lo que solo es posible si se reducen las principales fuentes de las emisiones de CO₂ (Gullison et al., 2007; Le Quéré et al., 2009; Canadell et al. 2010). En 2001, el IPCC (2001) propuso diferentes opciones tecnológicas para mitigar el CO₂ en la atmósfera como: (1) la reducción del uso de combustibles fósiles, (2) sustituir combustibles fósiles poco eficientes por combustibles más efectivos, (3) reemplazar la tecnología de combustibles fósiles por combustibles neutrales en CO₂, y (4) aumentar la absorción de CO₂ atmosférico por ecosistemas naturales. Aunque ya existe la evidencia de cambio global, las emisiones de CO₂ por combustibles fósiles han seguido aumentando en un 29% entre 2000 y 2008, mientras el cambio de uso de suelo fue relativamente constante con una declinación en los últimos cinco años (Le Quéré et al. 2009). Así, aunque se muestran señales de una reducción de la deforestación se continúa a un ritmo suavemente elevado con 13 millones de hectáreas por año en la última década (FAO, 2010a).

Mientras no se puedan reducir drásticamente las principales fuentes de CO₂ antropogénico los sumideros de carbono de los ecosistemas naturales (los océanos y la vegetación terrestre) juegan un papel muy importante. La eficiencia relativa de estos sumideros se pueden medir a través de "Airborne fraction" (AF) anual, lo que corresponde a la proporción de la concentración de CO₂ en la atmósfera atribuible a emisiones antropogénicas de CO₂. AF es una función de los procesos biológicos y físicos que rige los flujos de CO₂ terrestres, atmosféricos y oceánicos (Canadell et al., 2007). Así, el AF se ubicó entre 40 y el 45% en los últimos 50 años, indicando que más de la mitad fue absorbido por los sumideros terrestres y oceánicos (Canadell et al., 2007). Entre el año 2000 y 2009 el promedio anual de absorción de CO₂ por la atmósfera fue de 4.1 ± 0.1 PgC, por los océanos de 2.3 ± 0.4 PgC y por los sumideros terrestres en el orden de 2.4 PgC (Canadell et al. 2007; Le Quéré et al. 2009; GCP, 2010).

Esto demuestra que los ecosistemas terrestres son un componente importante en el ciclo de carbono por dos razones: 1. los ecosistemas terrestres albergan un gran reservorio de carbono en los organismos vivos, mantillo y materia orgánica del suelo, lo que es equivalente al doble del carbono que se encuentra en la atmósfera (Canadell and Raupach, 2008; UNEP, 2009;), y 2. éstos ecosistemas, principalmente los bosques (que ocupan el 31% de la superficie total de la tierra), remueven casi el 30% de las emisiones de CO₂ antropogénico a través del proceso de Producción Primaria Neta (PPN) (Canadell et al. 2007; Canadell y Raupach, 2008; FAO, 2010a).

La producción primaria es la tasa de energía secuestrada por el proceso de fotosíntesis de las plantas, en forma de materia orgánica por unidad de área (Chapin et al, 2002; Timothy y Knapp, 2007). En este proceso, las plantas convierten energía solar, CO₂ y agua en azúcares (Roy y Saugier, 2001). La reacción química general es $6CO_2 + 6H_2O + radiación = C_6H_{12}O_6 + 6O_2$. El primer resultado es la Producción Primaria Bruta (PPB) o asimilación bruta (Ag), $Ag = asimilación\ por\ el\ follaje - la\ respiración\ nocturna$, sin embargo la planta necesita cierta cantidad de esta energía producida para su propio metabolismo, crecimiento, mantenimiento y adquisición de nutrientes, conocido como respiración autótrofa de la planta (Ra). La diferencia entre Ag y Ra es la fotosíntesis neta de la vegetación (An), la cual cuando se incluye el factor tiempo, An es equivalente a la Producción Primaria Neta (PPN) y se expresan generalmente por unidad de materia seca por área y tiempo (g/m²/año) (Roy y Saugier, 2001; Timothy y Knapp, 2007). Los factores más importantes que controlan la PPN son; el área foliar, los nutrientes del suelo, la época de crecimiento y el clima (Chapin et al., 2002). Así, la PPN varía entre los diferentes biomas del mundo, en el que el valor más alto lo muestran los bosques tropicales con 2500 g/m²/año y los más bajos se encuentran los desiertos con 250 g/m²/año y la tundra con 180 g/m²/año (Saugier et al., 2001; Tabla 4).

Bioma	Bosque tropical	Bosque templado	Bosque boreal	Tundra	Matorral mediterráneo	Savanas y pastizales tropicales	Pastizales templados	Desiertos
PPN total por g/m ² /año	2500	1550	380	180	1000	1080	750	250

Tabla 4. Producción primaria neta (PPN) de los principales biomas del mundo, modificado según Saugier et al., (2001).

Mientras que la concentración de CO₂ en la atmosfera se puede determinar con alta precisión, existen enormes incertidumbres en la estimación de los sumideros terrestre (Schimel et al., 2001). Esto se deriva de las grandes cantidades de biomasa en los biomas que no se conoce con exactitud. También existen incertidumbres en la tasa del cambio de uso de suelo, la determinación de los flujos de CO₂, efectos de retroalimentación del clima por cambios en temperatura y precipitación y efecto de fertilización con CO₂ (Canadell et al., 2007; Houghton 2010; Canadell et al., 2010). Por este razón se requieren más estudios a nivel regional con mayor resolución, respecto a los flujos de carbono, los cuales den soporte al monitoreo y a la verificación de estudios a la escala regional a largo plazo (Canadell et al., 2010; Houghton, 2010).

Los flujos de carbono se pueden estimar a través de: mediciones destructivas y directas, base de datos, como los inventarios forestales, técnicas de sensores remotos, Eddy covariance, muestreos de suelo, monitoreos de ecosistemas y herramientas de modelación empíricas y basados en procesos (IPCC, 2000; Roy y Saugier, 2001). Estos métodos varían en precisión, exactitud, verificación, costo y escala de aplicación. Los costos del método incrementan con la precisión y la heterogeneidad del paisaje (IPCC, 2000).

Uno de los primeros estudios en México, que incluye los efectos del cambio del uso de suelo en el ciclo de carbono en diferentes ecosistemas y tipos de uso de suelo a escala nacional, se realizó en el año 2000, a una escala temporal de 30 años (2000 a 2030), resultando un potencial de secuestro de carbono de 46×10^6 MgC/año (Maser et al., 2001). Diversos estudios a la escala regional existen para diferentes estados, como Michoacán, el cual es un estado de mucho interés por la cantidad de sus bosques templados húmedos dominados por pino y pino-encino (Ordoñez et al., 2001; De Jong et al., 2007; Ordoñez et al., 2008). También existen

estudios en bosques templados fríos (Mendoza-Ponce y Galicia, 2010), bosques tropicales (De Jong 2001; Návar-Chaidez, 2011) y bosques semiáridos (Jaramillo et al. 2003; Navar-Chidez et al. (2010). Para la determinación del reservorio de carbono y estimación de los flujos de carbono la mayoría de estos estudios han utilizado mediciones directas (métodos destructivos, ecuaciones alométricas, trampas de mantillo y muestras de vegetación y de suelo) como describen Echevers et al., (2005), o una combinación de otros métodos estándares (Acosta et al., 2001; Jaramillo et al. 2003; Ordoñez et al. 2008; Mendoza-Ponce y Galicia, 2010; Navar-Chidez et al. 2010, De Jong, et al., 2007), sensores remotos y programas de modelación empíricos, como el software CO2 fix⁴ (Ordoñez et al., 2001; De Jong et al., 2007) y el programa “COMAP”⁵ (Maser et al., 2001).

Para el estado de San Luis Potosí hasta el presente no existen estudios publicados sobre el potencial de secuestro de carbono, aunque es una de las principales metas en el programa estratégico forestal de SLP 2006 – 2025 junto con el manejo de recursos forestales, conservación de la biodiversidad, planes de manejo de Áreas Naturales Protegidas, Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre, turismo alternativo, educación y cultura forestal, investigación y desarrollo tecnológico y captación de agua y manejo de microcuencas (Flores et al., 2008).

También y hasta ahora, ningún estudio utilizó métodos ecofisiológicos, aunque los procesos ecofisiológicos como son la fotosíntesis, la respiración, la transpiración, la asignación de carbono, el crecimiento y la senescencia son complementarios con funciones que brinda el ecosistema, tal como la PPN, o el intercambio neto de flujos de gases en un ecosistema (Buchmann, 2002). Los programas de modelación basados en procesos consideran estos principios ecofisiológicos (Cramer et al., 1999).

⁴ El programa CO2fix fue desarrollado inicialmente por Mohre y Goldewijk en Holanda 1990 para rodales forestales bajo manejo silvícola para calcular la captura de carbono a nivel de una plantación. El programa fue modificado y mejorado en el laboratorio de Bioenergía de la UNAM y el Instituto forestal e investigación natural de Holanda (Ordoñez et al. 2001)

⁵ Comprehensive Mitigation Assessment Process

Un modelo es una simplificación de la realidad y representa un objeto o sistema con circunstancias complejas (Vanclay, 1994; Jørgensen y Bendoricchio, 2001; Fontes et al., 2010). Su principal función es el manejo de estos procesos complejos de una manera simplificada para permitir una explicación y simulación de condiciones en el presente para pronosticar los estados de un sistema en el futuro, y cuya información pueda derivar en decisiones para el manejo o el establecimiento de estudios experimentales. Existe una gran cantidad de tipos de modelos, éstos pueden clasificarse en: verbales, conceptuales, lógicos difusos, espaciales, matemáticos-estadísticos (empíricos) y matemáticos-mecanísticos (modelos basados en procesos, Vanclay, 1994; Jørgensen y Bendoricchio 2001).

Para la determinación de la biomasa, de reservorios de carbono y de los flujos de carbono en los ecosistemas forestales se han utilizado principalmente dos tipos de modelos: los empíricos, que describen una relación mediante una inferencia estadística y los modelos basados en procesos (MBP), que calculan los flujos a través de ecuaciones diferenciales.

Los modelos empíricos existen desde hace más de 200 años, en forma de tablas de cosecha de arboles desarrolladas en Alemania a final del siglo VII (Pretzsch et al., 2008). Su principal uso fue para un manejo forestal sustentable (Pretzsch et al., 2008; Vanclay, 1994). Los modelos empíricos se basan en análisis estadísticos o experimentos a largo plazo y utilizan generalmente datos de los inventarios forestales y del sitio (Vanclay 1994; Fontes et al., 2010). La mayoría de estos modelos no incorporan los efectos en un ambiente cambiante y dependen de la calidad de los datos de los inventarios forestales, los cuales solo se actualizan cada 5 o 10 años (Churkina et al., 2003; Fontes et al., 2010; Tupek et al., 2010).

La determinación de los balances de carbono utilizando modelos son una buena alternativa y complemento a las mediciones directas, ya que pueden incluir aspectos como; la variación entre gradientes ambientales, la variación temporal en el contexto de disturbio y regeneración de un ecosistema (Houghton, 2010). Especialmente la aplicación de MBP, consiste en la posibilidad de evaluar los efectos que tienen los cambios ambientales, como el clima, deposición de

nitrógeno, cambio de uso de suelo, sobre los ciclos biogeoquímicos (Houghton, 2010). Esto permitiría la sustentabilidad en el manejo multifuncional de los ecosistemas forestales a largo plazo en un clima cambiante, una ventaja en comparación con los modelos empíricos (Pretzsch et al., 2008). Estos modelos incluyen controles abióticos y bióticos que cambian en una escala temporal. Esto es importante porque estos controles influyen directamente los procesos fisiológicos como la fotosíntesis, la respiración y transpiración de las plantas, los cuales son los procesos más importantes en la determinación de la PPN (Cramer et al., 1999; Larcher, 2001; Chapin et al., 2008). Generalmente son basados en cinco elementos: a) funciones de control que influyen directamente en el estado del sistema en la escala temporal y espacial como el clima o el cambio de uso de suelo; b) variables físicas, que describen las condiciones y el estado del sitio o ecosistema; c) algoritmos, que representan los procesos biológicos, químicos y físicos y describen la relación entre las funciones de control y las variables del estado estable; d) parámetros o coeficientes específicos de un ecosistema para las ecuaciones matemáticas y e) constantes universales como la constante de gas, masa atómica, leyes físicas etc. (Jørgensen y Bendricchio, 2001).

Existe una gran cantidad de MBP que diversos autores han usado, evaluado y comprobado en diferentes ecosistemas, diferentes escalas temporales y espaciales (Cramer et al., 1999; Pretzsch et al., 2008; Fontes et al., 2010; Tupek et al., 2010, Wang et al., 2011). Para elegir un modelo es importante la disponibilidad y calidad de los datos de entrada, lo cual influirá la exactitud y precisión de los datos de salida. Se tiene que encontrar el equilibrio entre práctica y detalle porque si se aumenta el detalle en un modelo, este puede resultar tan complejo como el mundo real (Jørgensen y Bendricchio 2001; Fontes et al., 2010). Un modelo que ha sido usado por diferentes científicos y diferentes ecosistemas forestales es el programa BIOME-BGC versión 4.2, desarrollado por P. Thornton en la Universidad de Montana, Estados Unidos NCAR (National Center for Atmospheric Research), NTSG (Numerical Terradynamic Simulation Group) (Thornton et al., 2002).

La determinación de la producción primaria neta de los bosques semiáridos en San Luis Potosí, puede ser útil para generar las actividades de planeación y ordenamiento territorial a escala regional, selección de áreas naturales protegidas y determinación de sitios con alto potencial para reforestación. Asimismo se puede generar información para manejar los bienes y servicios que brindan estos ecosistemas, bajo escenarios de ambientes variables especialmente ante los cambios en la temperatura y la precipitación.

Los ecosistemas de bosques semiáridos son ecosistemas con una gran biodiversidad y son importantes proveedores de servicios y bienes a escala regional (reservorio de agua, regulación del macro clima, leña, forraje, etc.). Se estiman que la PPN de estos ecosistemas oscila entre el 50 y 75% de los bosques tropicales húmedos (Murphy y Lugo, 1986). En México, 64% de los bosques tropicales son clasificados como bosques semiáridos (62,840 millones de hectáreas; Maser et al., 2001), y en el año 2005, el 46% de la población Mexicana vivía en zonas secas (SEMARNAT, 2008). Estos ecosistemas son muy vulnerables a los disturbios antropogénicos, tal como el cambio de uso de suelo (Murphy y Lugo, 1986). La deforestación y su uso como potrero con una sobrecarga de ganado, provoca la erosión hídrica y eólica, repercutiendo en la disminución de la materia orgánica, compactación del suelo por sobrecarga animal, cambios en las propiedades bióticas y abióticas del suelo, disminución de mineralización y nitrificación y reducción de los almacenes de Carbono (C) y Nitrógeno (N) (Reynolds et al., 2005).

Específicamente respecto a las funciones ecofisiológicas, el cambio de uso de suelo afecta directamente la PPN, la cual se da por una reducción de N en el suelo (N es un elemento clave en el proceso de fotosíntesis) y una reducción del índice del área foliar (IAF) que controla la absorción de la radiación, la interceptación de agua, la fotosíntesis y acumulación de materia orgánica en forma de mantillo, e indirectamente por cambios en la retroalimentación del clima regional. Una remoción de la cobertura vegetal provoca cambios en la textura, color y humedad de suelo, lo cual afecta el balance energético de un ecosistema (Chapin, et al.,

2008; Canadell, et al., 2010). Estos cambios se manifiestan por un aumento en albedo, aumento del flujo de calor sensible y una reducción del flujo de calor latente, lo que afecta directamente el ciclo de agua, que se expresa en menor evapotranspiración y cambios en la precipitación a escala regional. Especialmente en los trópicos una alteración de los balances energéticos resulta en ecosistemas más secos con clima tipo savana y con mayores temperaturas, dos factores que influyen negativamente la PPN.

A partir de los 70's, se ha dado en la región de la Sierra de San Miguelito una declinación de la tasa de deforestación, a causa de la reducción de la población rural, por la migración a la capital de San Luis Potosí y a Estados Unidos Americanos, y así un aumento en el abandono de las áreas agrícolas, lo cual a mediano y largo plazo permitiría la sucesión en los terrenos marginales (Flores et al., 2008). Este fenómeno se conoce como la transición forestal y ocurre en varios países tropicales en desarrollo y especialmente en Latinoamérica (García-Barrios et al., 2009). La migración de la población rural es influenciada por factores económicos, la competencia con la agricultura industrial, los cambios en la política agraria, los tratados internacionales de libre comercio y la industrialización de un país. México es uno de los países con una alta migración, debida a los factores antes mencionados. A pesar de esto, no se observa un abandono de los campos agrícolas, al contrario se observa, un cambio de uso de suelo de los cultivos tradicionales (maíz y frijol) a cultivos agroforestales o praderas para la ganadería intensiva (García-Barrios et al., 2009). Este fenómeno se ha observado en diferentes partes del país y en distintos tipos de ecosistemas. En la cuenca del Peaje en la comunidad de Amapola en la Sierra de San Miguelito de la región Centro de SLP, Medina et al., (sin publicar) reportaron, una disminución del 22% del bosque de pino, mientras los pastizales se incrementaron en un 18% entre 1969 y 2004, aunque la población local se redujo 80 % a partir del año 1980. Sin embargo al nivel de escala de paisaje faltan estudios de cambio de uso de suelo.

1.1 Hipótesis

La variación del clima, las diferencias ecofisiológicas entre grupos funcionales vegetales, la pérdida de suelo por un disturbio antrópogenico y la alteración de la cobertura vegetal afectan la transferencia de masa y energía en un ecosistema, lo cual se traducirá en diferencias de la Producción Primaria Neta resultando en cambios del reservorio de carbono. Con base en esta situación, se proponen las siguientes hipótesis que se probarán con simulaciones del modelo BIOME BGC.

- El clima y el recurso de suelo, son los principales controles sobre PPN en un ecosistema, de esta manera y para el caso de la Sierra San Miguelito, aumentos en la precipitación deberán producir aumentos de la PPN independientemente del tipo de cubierta vegetal.
- Por otro lado, una pérdida de suelo deberá resultar en la reducción de la PPN en cualquier tipo de cubierta vegetal.
- Ecosistemas considerados en un estado de “equilibrio” o estadio clímax mostrarán una PPN y un reservorio de carbono relativamente constante y máximo para un periodo de tiempo dado independientemente de variaciones climáticas.
- Reducción de la cubierta vegetal e índice de área foliar en bosques, afectados por deforestación o cambio de uso de suelo, causarán disminución de la asimilación de CO₂, aumento de la respiración heterotrófica y la evaporación, lo cual resultará en menor PPN y pérdidas del reservorio de carbono.
- El avance de la sucesión vegetal de una comunidad después de un disturbio se caracterizarán por exhibir aumentos de la PPN y del reservorio de carbono como resultado de la recuperación de la cubierta vegetal y por tanto, de la asimilación de CO₂, y la transpiración, concurrentes con reducciones de respiración.

1.2 Objetivos

Realizar estimaciones a escala de paisaje de PPN, del reservorio de carbono total y otras variables funcionales en diferentes tipos de cobertura vegetal (bosque, chaparral y pastizal) en la Sierra San Miguelito San Luis Potosí a lo largo de un periodo de tiempo, acoplado un modelo basado en procesos biogeoquímicos y Sistemas de Información Geográficos. Los objetivos particulares incluyen:

- Clasificar la cobertura vegetal con imágenes de percepción remota mediante un análisis supervisado con GRASS-GIS.
- Identificar el cambio de uso de suelo en períodos de tiempo de 10 años entre 1979 y 2009,
- Modelar el ciclo de carbono con el programa BIOME-BGC, bajo tres diferentes escenarios: (1) línea base, (2) pérdida de suelo por erosión y (3) efecto de deforestación y regeneración sucesional de un ecosistema.
- Escalar los resultados de PPN y el reservorio de carbono por cobertura vegetal al nivel de la región de la Sierra San Miguelito.

2. Material y métodos

2.1 Área de estudio

La Sierra San Miguelito, se ubica al noroeste - suroeste del la ciudad de San Luís Potosí, en la región Centro del estado San Luís Potosí, México. Sus coordenadas extremas se encuentran entre 101°18'00''- 100°53'00'' O-E y 22°15'00''- 21°48'00''N-S (Figura 1).

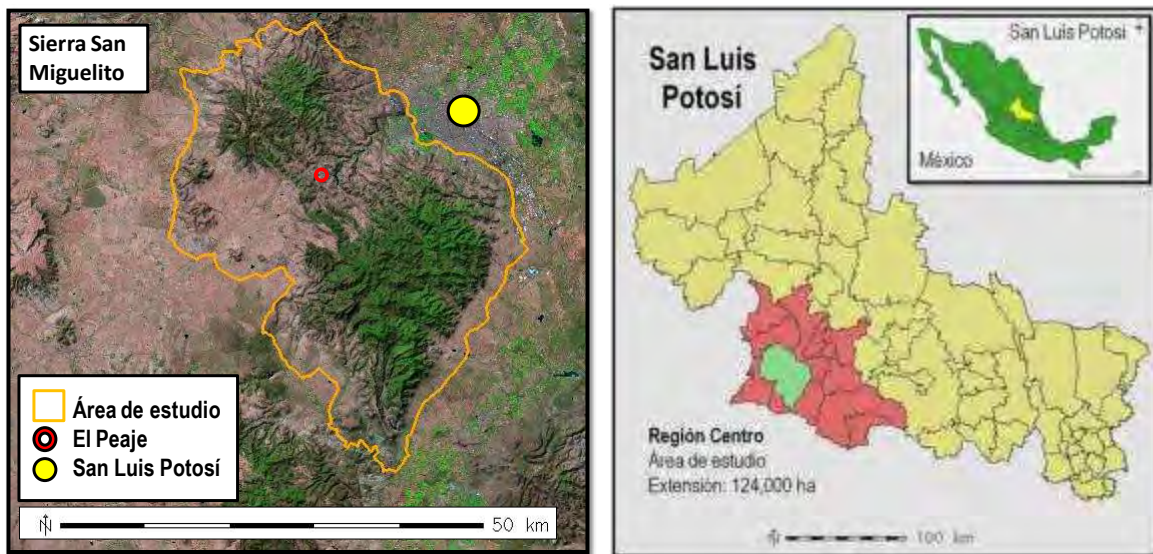


Figura 1. Área de estudio en la Sierra San Miguelito, San Luis Potosí, México. Izquierda, imagen de falsos colores derivada de un imagen Landsat del año 2009 (USGS, 2011) incluyendo el área de estudio (línea naranja), La Sierra San Miguelito y la estación climática El Peaje. Derecha, mapa de México con los estados y un detalle del estado de San Luis Potosí con los límites de los municipios y localización del área de estudio (color verde) en la región Centro.

Fisiografía, geología y suelos

La Sierra San Miguelito pertenece a la subprovincia Sierras y Llanuras del norte de Guanajuato, en el sur de la Mesa central (INEGI 2002), y es clasificada como sierra alta, con elevaciones entre 1900 – 2890 m s n m. Geológicamente dominan rocas ígnea volcánicas formadas en el terciario, la Riolita San Miguelito, Ignimbrita Cantera y Riolita el Zapote (INEGI 2002; Rodríguez-Ríos et al. 2007). El paisaje es irregular y sus suelos están muy poco desarrollados, los cuales son clasificados como leptosoles, con rocas que sobresalen en la superficie. Los suelos tienen la capa superficial de humus más gruesa. Ésta incluye tres capas superficiales incluyendo los horizontes; (L), (F) y (H). La profundidad de esta capa orgánica

varía entre 0-20 cm (Pérez -Suárez et al. 2009). La textura es Franco arenoso, domina la arena (55%) y el limo (30-40%) mientras las arcillas constituye entre el 10% y 20%.

Clima

El clima es Semiseco Templado con lluvias en verano, la evaporación excede la precipitación y es considerado como un clima de transición entre los secos y subhúmedos, tanto de los grupos cálidos como los templados (INEGI 2002).

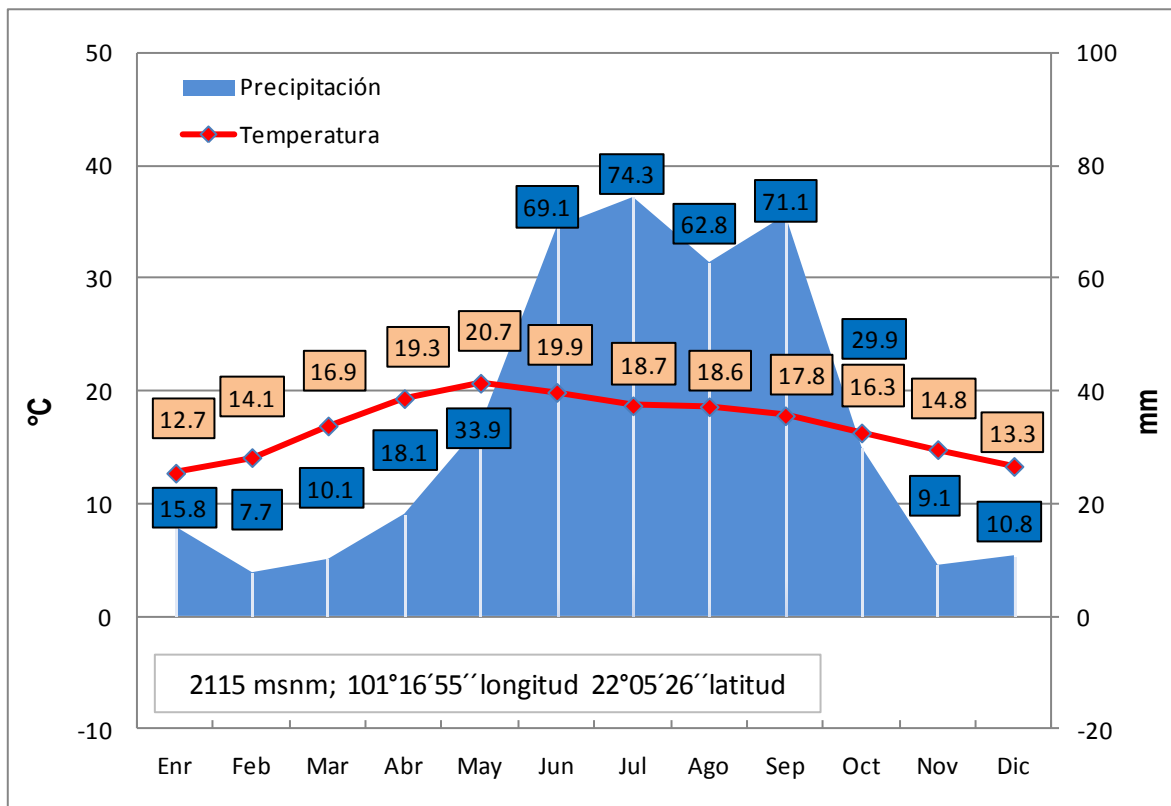


Figura 2. Promedio mensual de la precipitación y temperatura entre 1964 – 2009 de la estación meteorológica “El Peaje”, Sierra San Miguelito, San Luis Potosí, México (CONAGUA, 2011).

En los últimos 46 años, la precipitación anual varía entre 300 y 700 mm con un promedio de 413 mm, la mayor parte se presenta de junio a septiembre. La temporada de secas dura aproximadamente seis meses. El promedio de la temperatura anual es de 17°C. La temperatura más baja en el mes más frío, Enero, es de -5°C, con un promedio de 13°C y la máxima en el mes más cálido, Mayo es de 36°C, con un promedio de 21°C (Figura 2; CONAGUA, 2011). En las

zonas más altas el promedio de precipitación es 500mm con una temperatura de 16°C.

Vegetación

La vegetación presenta una gran variedad de ecosistemas naturales y antropogénicos: desde agricultura de temporal, pastizales secundarios como resultado de deforestación, chaparrales, bosques de encinos y bosques de pino-encino (Figura 3; INEGI 2002). El bosque es clasificado como un bosque semiárido de pino y encino, con *Pinus cembroides* Zucc. y *Quercus potosina* Trel. presentando la mayor abundancia. Otras especies que están presentes son *Pinus johannis*, *Quercus spp.* y *Dasyliirion spp.* (Rzedowski 2006). La composición de árboles muestra mosaicos monoespecíficos de pinos o encinos así como zonas mezcladas. El sotobosque está compuesto de especies del género *Opuntia*, *Agave*, *Mammillaria* y *Euphorbia* (Robert, 1977, en Pérez -Suárez et al. 2009). La zona de chaparral está dominado por *Arctostaphylos pungens* H.B.K., *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq. y *Quercus spp.* La densidad de arbustos varía dependiendo del estadio de sucesión e historial de disturbio. En la zona, extensas áreas de pastizal muestran fuerte avance de erosión causado por la sobrecarga de ganado. Las especies que dominan esta vegetación incluyen; gramíneas perenes nativas tal como *Bouteloua scorpioides*, *B. hirsuta*, *B. gráciles*, *Lycurus phleoides*, *Muhlenbergia spp.* (García de Alba Verduzco, 2008). La agricultura de temporal domina en las planicies al oeste del área estudio, con cultivos de avena, maíz y frijol.

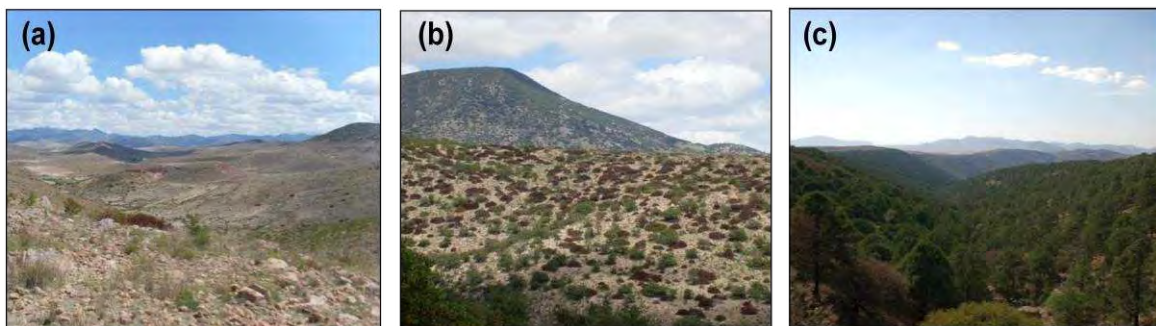


Figura 3. Tipos de cobertura vegetal en el área de estudio, La Sierra San Miguelito, San Luis Potosí, México a) pastizal secundario, b) chaparral y c) bosque semiárido de pino y encino.

Socioeconomía

Esta Sierra pertenece principalmente a ejidos, comunidades y pequeños propietarios, ocupando cuatro municipios del estado: Mexquitic de Carmona, San Luís Potosí, Villa de Reyes y Villa de Arriaga. Desde finales del siglo XVI la Sierra San Miguelito fue una fuente importante de carbón vegetal para la minería de San Luis Potosí, pero también, por su cercanía a la capital el aprovechamiento de leña para uso domestico jugó un papel importante en su explotación. Otros aprovechamientos incluyeron también, la minería de plata, uso agrícola y a partir de siglo XX la ganadería (García de Alba Verduzco, 2008). En el presente, las principales actividades económicas son: la ganadería de cabras, ovejas y vacas, agricultura de temporal y ocasionalmente la colecta y venta de leña y piñón (García de Alba Verduzco, 2008). En sitios donde se encuentra la roca cantera la minería juega un rol importante al igual que la actividad de escultura y artesanía. Por la alta marginación y la falta de oportunidades de trabajo, la migración a la ciudad de San Luis Potosí, Estados Unidos Americanos y otros centros urbanos es un factor clave en el contexto del uso de la tierra en esta región (Huber-Sannwald et al., 2006).

Hidrología

Debido a la geología, la sierra es una fuente importante de agua superficial. Por la característica de que la reolita es una roca semipermeable y así no permita mucha infiltración (Rodríguez-Ríos et al. 2007). Existen varias presas pequeñas en los pueblos, que no cuentan con servicios de agua portable (García de Alba Verduzco, 2008). Después del uso domestico esta agua es importante en el uso agrícola y para el ganado. Aunque la mayoría del abastecimiento de agua a la ciudad de San Luis Potosí proviene de yacimientos de agua subterráneos, los tres embalses dentro del área de estudio; El Peaje, El Potosí y la Presa San José, abastecen todavía el 10% del agua en la zona metropolitana (Martínez et al. 2010).

2.2 Clasificación de cobertura vegetal y determinación de cambio de uso de suelo

Por cada década entre 1979 y 2009 se produjeron mapas temáticos a través del procesamiento de imágenes espectrales, una técnica de sensores remotos. El procesamiento de imágenes para la identificación del tipo de uso de suelo y la determinación de los cambios entre las décadas se hicieron con Sistemas de Información Geográficas (SIG) a través del programa GRASS (Geographic Resources Analysis Support System) versión 6.4.2RC3 (GRASS, 2012). El método de clasificación fue una combinación de clasificación no supervisada y supervisada de imágenes satelitales Landsat de los años 1979, 1989, 1999 y 2009 (Gupta, 2003).

Año	Satélite	Banda	Resolución espacial (m)	Bits/píxel	Datum / proyección	Fecha de adquisición
2009	Landsat 5 TM	1	30	8 (1-255)	WGS84 / UTM14	08.06.2009
		2	30			
		3	30			
		4	30			
		5	30			
		6	60			
		7	30			
		DEM	90			
1999	Landsat 7 ETM+	1	30	8 (1-255)	WGS84 / UTM14	28.11.1999
		2	30			
		3	30			
		4	30			
		5	30			
		61	60			
		62	60			
		7	30			
8	15					
1989	Landsat 4 TM	1	30	8 (1-255)	WGS84 / UTM14	15.10.1989
		2	30			
		3	30			
		4	30			
		5	30			
		6	60			
		7	30			
1979	Landsat 3 MSS	1	60	6-8(1-255)	WGS84 / UTM14	07.10.79 / 24.10.1979*
		2	60			
		3	60			
		4	60			
			bandas usadas en la agrupación			

Tabla 5. Características de las imágenes Landsat para los años 2009, 1999, 1989 y 1979 usadas en este estudio. Tipo de satélite, resolución espectral (número de bandas en el espectro electromagnético), resolución espacial (tamaño de un píxel), resolución radiométrica (8 bit 0-256 0= negro 255 blanco), datum y proyección así como la fecha de la imagen.

Los imágenes Landsat, se obtuvieron del USGS (United States Geological Survey), una organización científica de Estados Unidos que provee de manera gratuita una gran cantidad de información sobre los ecosistemas terrestres (USGS, 2011). Las características de las imágenes se muestran en la Tabla 5.

Antecedente SIG

GRASS-GIS:

GRASS es un raster/vector SIG, con más de 435 módulos y alrededor de 100 add-ons para el manejo, análisis, modelación, almacenamiento, y visualización de datos espaciales y procesamiento de imágenes (Neteler y Mitasova, 2008). Este software es libre con un código abierto disponible en la red y es usado en varios instituciones académicos, oficinas gubernamentales y consultorías ambientales en varios partes del mundo (GRASS, 2012).

Sistemas de Información Geográficas:

El desarrollo de los SIG en los últimos años ha sido muy rápido y al presente es aplicado en varios disciplinas, siendo esencial para la exploración, desarrollo y manejo de información espacial sobre los recursos de la tierra, en donde algunos ejemplos incluyen la agricultura, forestería, ecología, geología, planeación urbana, ciencias ambientales etc. (Gupta, 2003, Longley et al., 2005 Neteler y Mitasova, 2008). Los objetos procesados en los SIG son una simplificación de la realidad o una representación digital de componentes de la tierra para una región dada (Neteler y Mitasova, 2008). Los componentes fundamentales de estas bases de datos son:

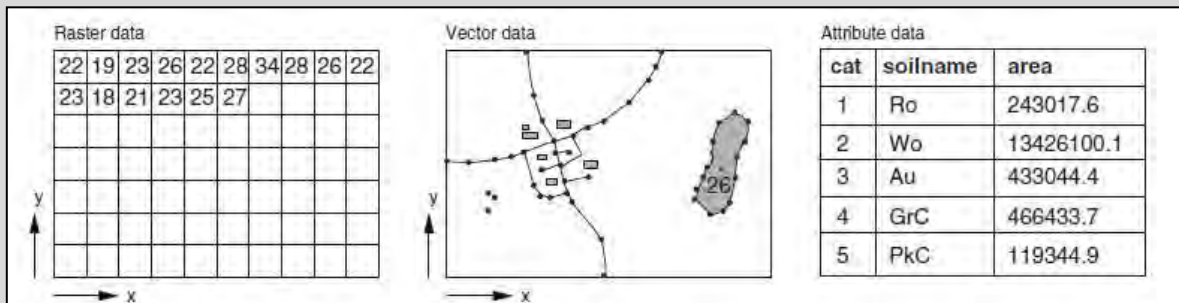


Figura 4. Ejemplo de los diferentes tipos de datos de SIG. Izquierda: datos en formato raster con un valor por celda, centro: datos en formato vector, puntos, líneas y polígonos y derecha tabla de atributos de los datos geométricos (Neteler y Mitasova, 2008).

a) Datos geométricos que describen la localidad o expansión espacial de un fenómeno geográfico que puede ser en formato raster o vector: La localización de un objeto en el formato raster es representado en términos de filas y columnas, una matriz regular de celdas de mismo tamaño conocida como pixel (2D) o voxel (3D), cada celda tiene un valor que describe un fenómeno. Ejemplos de este tipo de dato son imágenes satelitales, ortofotos, mapas de elevación, temperatura, etc. Mientras la localización de un objeto en formato vector es claramente definido con respecto a un sistema de coordenadas, pueden ser en forma de puntos, líneas o polígonos (lagos, carreteras, tipo de uso de suelo, ríos etc.).

b) Atributos que describen las propiedades de estos datos geométricos de manera discreta (nominal o ordinal, generalmente son objetos claramente definidos, como tipo de uso de suelo) o continua (intervalo o ratio del modelo de elevación, mapas de precipitación y temperatura; Gupta, 2003; Neteler y Mitasova, 2008; Figura 4)

Procesamiento de imágenes multiespectrales:

La percepción remota en general permite obtener información sobre un objeto sin estar directamente en contacto con el mismo, normalmente son fotos aéreas o imágenes satelitales (Gupta, 2003). La gran ventaja de esta técnica es la capacidad de estudiar diferentes fenómenos espaciales que están en relación con ellos mismos, estudiar áreas que no son accesibles, la técnica es rápida, económica y su aplicación es multidisciplinaria.

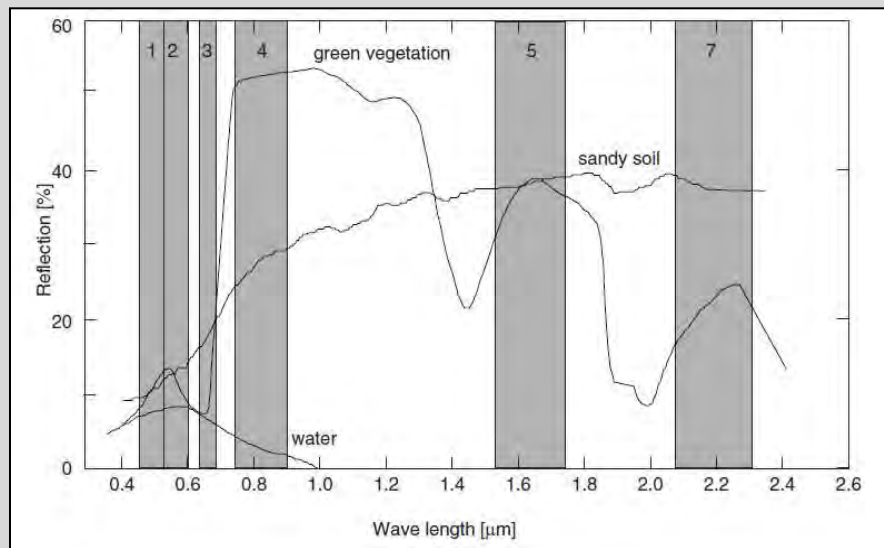


Figura 5. Emisión por banda y cobertura en el espectro electromagnético (Vermote et al., 1997, en Neteler y Mitasova, 2008).

Existe una gran cantidad de imágenes satelitales con diferentes características. Las imágenes Landsat que se usaron en este estudio son un sistema óptico pasivo. El principio básico, se basa en la característica de un objeto terrestre para reflejar o emitir cierta cantidad de energía radiante en diferentes longitudes de ondas del espectro magnético, por sus características físicas. En general se cubre el rango de radiación visible e infrarroja. Los cuerpos de agua absorben la mayoría de la radiación de luz visible e infrarrojo cercano, mientras los suelos desnudos aumentan la emisión del espectro visible a la infrarroja. Por otro lado, la vegetación emite mayormente en el espectro de infrarrojo cercano (Figura 5), para más detalles consultar (Neteler y Mitasova, 2008). Las imágenes satelitales tienen diferentes propiedades, la más importante es su resolución, que se divide en tres tipos: (1) espacial, el tamaño de un pixel; (2) espectral, el número y ancho de las bandas en el espectro electromagnético (Figura 5); y (3) la resolución radiométrica la cual se refiere a los bits 8, 16, 32 (8 bit 0-256 0= negro 255 blanco; Tabla 5).

Clasificación temática de imágenes:

Los SIG proveen la posibilidad de generar mapas temáticos derivados de imágenes satelitales (Hamlyn y Vaughan, 2010). Por la combinación de las diferentes bandas de las imágenes espectrales se forma un conjunto de canales o un lote de mapas raster con la misma información espacial. En el proceso de

clasificación se da una signatura espectral a cada píxel (Neteler y Mitasova, 2008). Los píxeles que contienen la misma información se separan en clases que finalmente representan un tipo de uso del suelo o cobertura vegetal (Hamlyn y Vaughan, 2010; Figura 6).

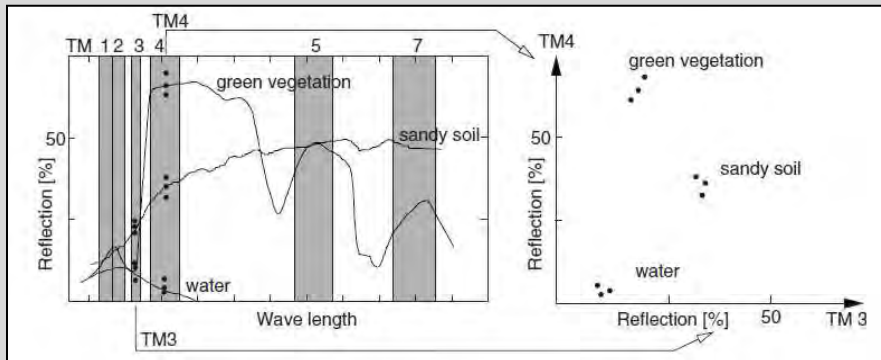


Figura 6. Ejemplo de la clasificación temática. Asignación de valores a un píxel en el espectro electromagnético (Neteler y Mitasova, 2008)

Este proceso puede realizarse mediante dos tipos de clasificación: a) no supervisada y b) supervisada. La clasificación no supervisada, usa un algoritmo matemático de agrupación, un método automatizado donde se agrupan píxeles con valores semejantes en las bandas de la imagen sin usar información sobre el sitio de interés, mientras la clasificación supervisada necesita un conocimiento sobre la cobertura en el sitio en forma de áreas de entrenamiento (Figura 7). Para obtener mejores resultados se recomienda combinar los dos métodos (Gupta, 2003). Hacer una clasificación no supervisada y usar los resultados en combinación con otros datos como fotos aéreas para generar áreas de entrenamiento (Gupta, 2003).

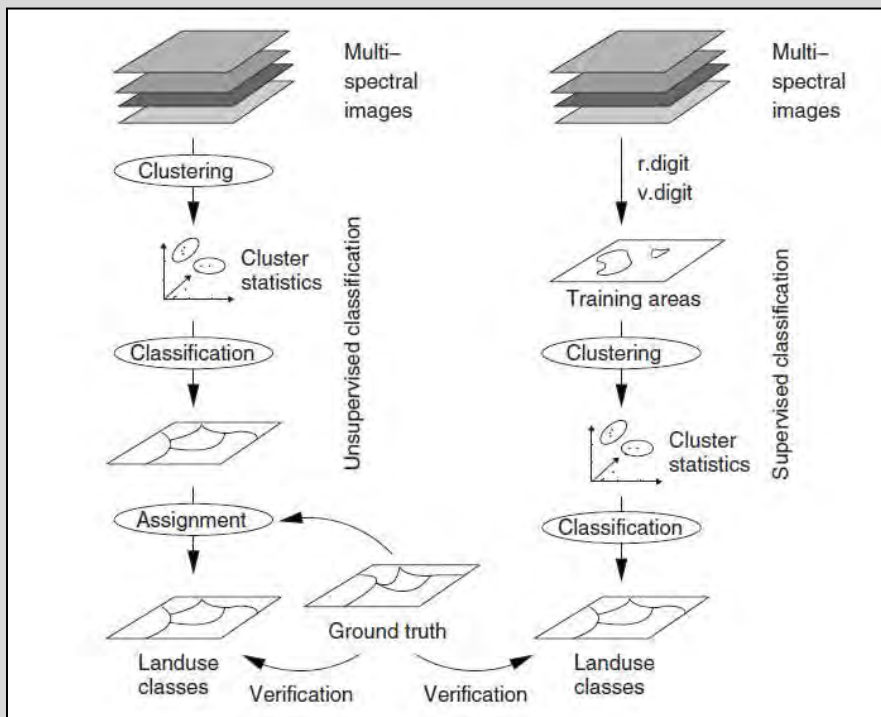


Figura 7. Ejemplo de los diferentes pasos de los dos diferentes tipos de clasificación. Izquierda clasificación no supervisada, derecha clasificación supervisada (Neteler y Mitasova, 2008).

Debido a las dos técnicas de clasificación, GRASS-GIS maneja los métodos y algoritmos estándar (Neteler y Mitasova, 2008). Para la clasificación no supervisada usaron MLC (Maximum Likelihood Classifier) y SMAP (Sequential Maximum A Posteriori Classifier) para la supervisada, según Neteler y Mitasova (2008) y Hamlyn y Vaughan (2010). Para cada uno de los dos métodos de clasificación se requieren los siguientes pasos para cada imagen satelital entre 1979 y 2009:

(A) Clasificación no supervisada

- **Agrupar las diferentes bandas de la imagen Landsat**

Comando: i.group group=lsat2009 sub= lsat2009 in= lsat2009_banda10, lsat2009_banda 20, lsat2009_banda 30, lsat2009_banda 40, lsat2009_banda 50, lsat2009_banda 70

- **Formar clusters para una estadística espacial con 20 clases (signatura para los pixeles)**

Comando: i.cluster group= lsat2009 sub= lsat2009 sig=clst2009 classes=20

- **Clasificar los clusters por el algoritmo MLC**

Comando: i.maxlik group= lsat2009 sub= lsat2009 sig=clst2009 class=lsat2009_maxlik

(B) Clasificación supervisada

- **Agrupar las diferentes bandas de la imagen Landsat**

Comando: i.group group=lsat2009 sub= lsat2009 in= lsat2009_banda10, lsat2009_banda 20, lsat2009_banda 30, lsat2009_banda 40, lsat2009_banda 50, lsat2009_banda 70

- **Generar áreas de entrenamiento para los:** cuerpos de agua, pastizal, agricultura de temporal y de riego, carreteras, asentamientos humanos, chaparral y bosque, mediante la digitalización de fotos aéreas y los resultados de la clasificación no supervisada. Las áreas se guardaron en formato raster:

Comando: v.to.rast.training_2009

- **Formar clusters con los 8 tipos de cobertura vegetal**

Comando: i.gensigset train=training_2009 group= lsat2009 sub= lsat2009 sig=lsat2009.sig

- **Clasificar los clusters por el algoritmo SMAP**

Comando: i.smap group=lsat2009 sub=lsat2009 sig= lsat2009.sig out=tematicmap2009

Para detectar los cambios en el periodo (1979 a 2009), se calculó la superficie por tipo de uso de suelo en cada mapa temático respecto al área de estudio. La delimitación del área de estudio (124,054 ha) se hizo con base a criterios de elevación, usando curvas de nivel y la exposición generadas por el modelo digital de elevación del USGS (2011). El límite de elevación en el oeste fue de 2150 m s

n m en el este y 1900 m s n m, en el sur y norte por la digitalización de dos cuencas (Figura 8).

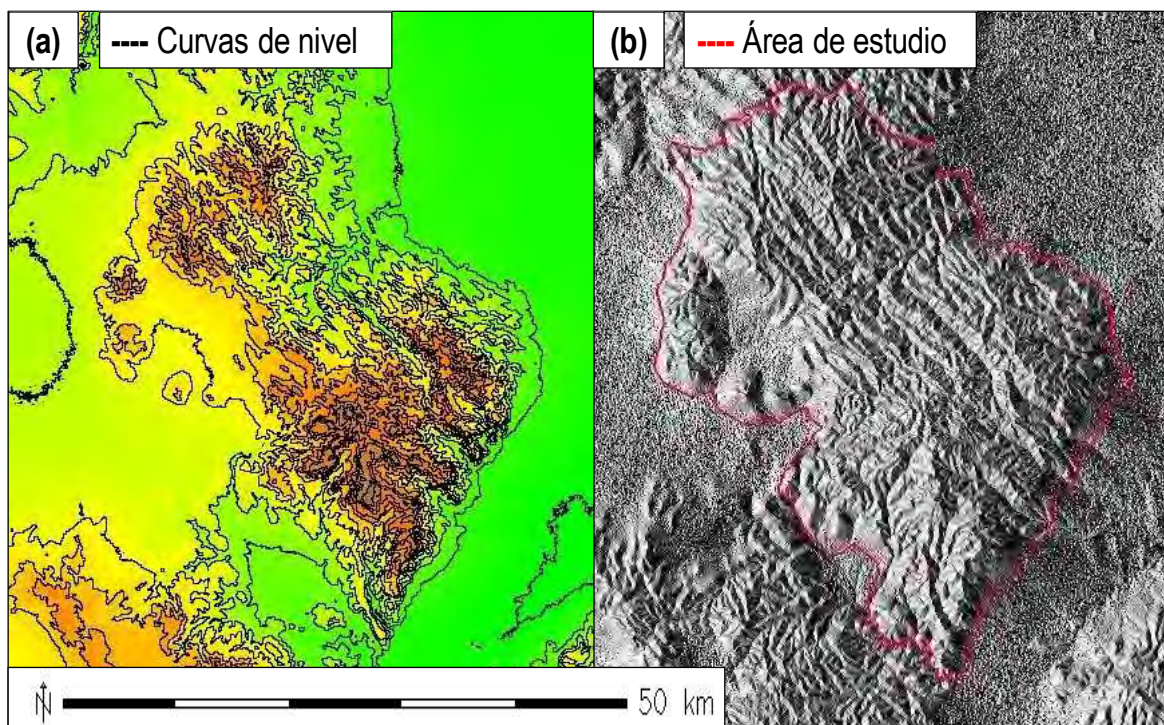


Figura 8. Delimitación del área de estudio (124,054 ha) por curvas de nivel en el este (1900 m s n m) y oeste (2150 m s n m) y digitalización de cuencas en el sur y norte de la Sierra San Miguelito. a) curvas de nivel y b) imagen de exposición, derivada del modelo de elevación de USGS (2011).

Para una mejor interpretación de los resultados de los mapas temáticos, se agrupó la zona agrícola de temporal con la zona agrícola de riego en un solo tema. Igualmente se agrupó los asentamientos y los cuerpos de agua, en su totalidad resultado de las actividades humana.

Validación

Este método puede conducir a una sobre-evaluación de los cambios ya que los errores temáticos y de posición crean falsos cambios (Mas et al., 2009, Congalton y Green, 2009). La confiabilidad de un mapa es el grado de correspondencia entre los fenómenos geográficos in situ y sus representaciones en el mapa. La confiabilidad de mapas de cambio se evalúa a través de la comparación de la información del mapa con información de referencia de datos de campo, mapas existentes o fotos aéreas (Mas et al., 2009). Para toda el área de estudio no existe

suficiente información cartográfica especialmente para los años 1979, 1989 y 1999 que permitan analizar los errores de omisión, datos excluidos de una clase en donde realmente pertenece, y errores de comisión, datos incluidos dentro de una categoría a la que no pertenecen. En el caso de la imagen del año 2009, el resultado se comparó con imágenes de Google Earth (Google Earth, 2011) que tienen una mayor resolución. Los puntos de referencia se tomaron de manera aleatoria con GRAAS. En total se seleccionaron 200 puntos con una distribución proporcional al área que cubre cada tipo de uso de suelo. Los puntos se convirtieron a un formato de GPS para cargar en Google Earth donde se compararon de manera visual los errores de comisión y omisión. Esta información se integró al SIG para un análisis estadístico, que fue el índice de Kappa una técnica multivariada discreta parecido a la prueba de χ^2 (Congalton y Green, 2009). El comando en GRASS para esta prueba estándar es *i.kappa*. El resultado es una matriz de confusión, un arreglo simétrico de los datos de validación y de los resultados de clasificación en forma de columnas y renglones, que incluye (1) confiabilidad del usuario, es decir, la proporción de sitios de cierta categoría en el mapa que están correctamente clasificados, al ser verificados con la base de datos de referencia; (2) la confiabilidad del productor, es decir, proporción de sitios de cierta categoría en las fotografías que están correctamente clasificados con base en los datos contextuales, (3) la exactitud global, es decir la proporción del mapa correctamente clasificado, y (4) el valor de Kappa obtenido de la matriz de error (Congalton y Green, 2009; Mas et al., 2009). Para las otras décadas solo se utilizó una validación visual con algunas fotos aéreas del área de estudio por el año (1964, 1994 y 2004).

2.3 Modelación del flujo de carbono

BIOME-BGC

Para determinar la producción primaria neta en los diferentes tipos de uso de suelo (bosque, chaparral y pastizal) se utilizó el modelo basado en procesos BIOME-BGC versión 4.2 (Thornton et al. 2002; NTSG, 2011). BIOME-BGC es un

modelo mecanístico, el cual es capaz de simular el reservorio y los flujos de carbono, nitrógeno y agua en vegetación, mantillo y suelo en los ecosistemas terrestres (Thornton et al., 2002; Golinkoff, 2010). Los principales procesos físicos y fisiológicos que están modelados son: la radiación, la precipitación, la evapotranspiración, la fotosíntesis, la respiración (autótrofa y heterótrofa), la asignación de carbono, la mortalidad de la planta y la descomposición (Golinkoff 2010; Figura 9).

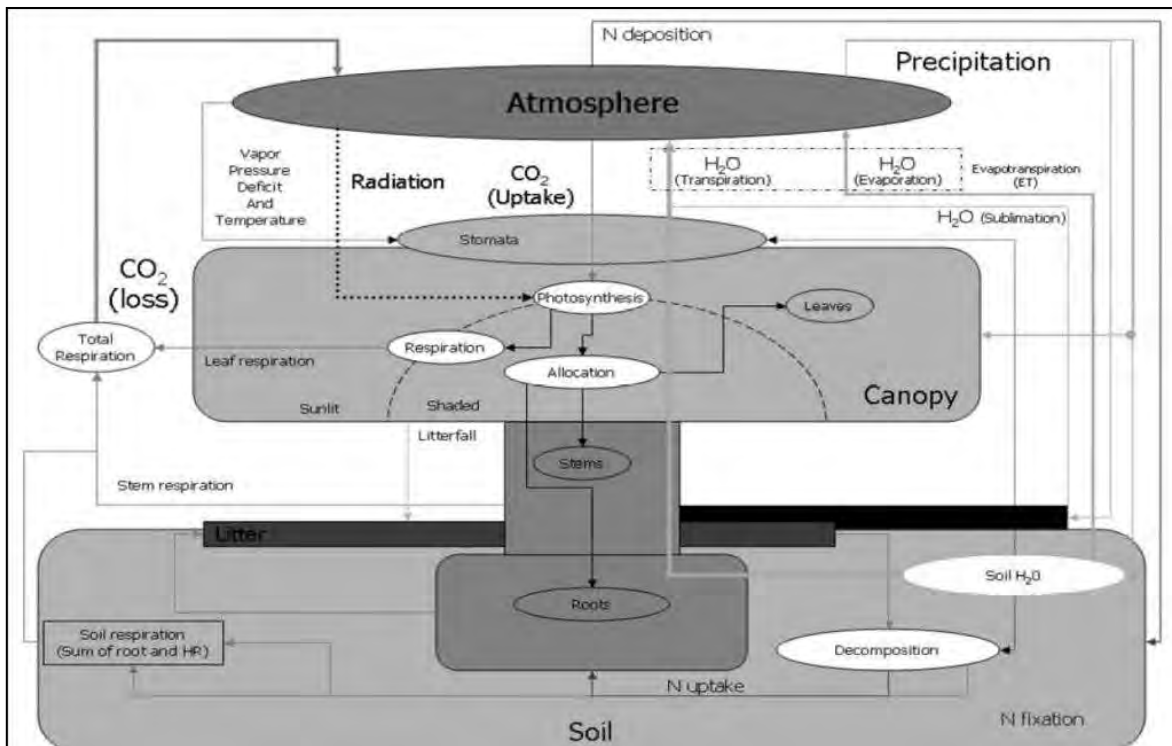


Figura 9. Descripción de flujos modelados en Biome-BGC. Los principales procesos físicos y fisiológicos incluyen: la radiación, la precipitación, la evapotranspiración, la fotosíntesis, la respiración (autótrofa y heterótrofa), la asignación de carbono, la mortalidad de la planta y la descomposición (Golinkoff, 2010).

BIOME-BGC puede simular diferentes tipos de ecosistemas (pastizales, chaparrales y bosques). El modelo no es definido para analizar individuos de plantas ni discrimina entre especies sino simula los procesos biogeoquímicos para diferentes grupos funcionales de plantas (Waring y Running 1998; Golinkoff, 2010). El modelo se ajusta a la estructura de *“two leaf model”*, en donde el dosel es dividido en hojas de sombra y sol y el principal control es el índice de área foliar, el cual es estimado a través del área foliar específica. Con base en esta

variable de estado, otros procesos fisiológicos llegan a ser derivados como la radiación adsorbida por el dosel, la intercepción de agua, la cantidad de mantillo, la fotosíntesis, etc. (Thornton et al., 2002). La producción primaria neta se deriva a partir de la producción primaria bruta, basada en el modelo Farquhar (Farquhar et al., 1980) menos la respiración de la planta, es decir, la respiración de crecimiento más la respiración de mantenimiento (White et al., 2000a; Golinkoff, 2010; Figura 9).

Para correr el modelo se necesitan tres diferentes archivos de datos de entrada: a) el archivo de inicialización (Ini-file), que incluye información general sobre la simulación, datos físicos del sitio, la escala temporal y los nombres de los otros archivos de entrada y salida; b) datos meteorológicos (.Met-file) incluyendo, datos diarios sobre la temperatura, la precipitación, la humedad, la radiación y longitud del día y c) datos ecofisiológicos (.Epc-file) sobre el grupo funcional de la vegetación, como la relación de C:N en diferentes órganos de la planta, la conductancia de agua en hojas, la mortalidad de la planta, la asignación de carbono a los diferentes componentes de la planta, etc. (ver Anexo III). Los datos de salida se pueden evaluar por día, mes o año, y existen alrededor de 650 posibles datos de salida sobre la meteorología, el ciclo de agua, carbono y nitrógeno, la fenología, la ecofisiología, la fotosíntesis y intercambio de carbono como la producción primaria neta o la respiración (NTSG , 2011; “User’s Guide for Biome-BGC, Version 4.1.2”).

Obtención de los parámetros de los diferentes archivos y calibración del modelo

Existen varios trabajos que proveen información sobre la parametrización y calibración del modelo BIOME-BGC (White et al., 2000a; Pietsch et al., 2005; Wang et al., 2009). La mayoría de estos análisis han tenido lugar en bosques templados, mientras para las especies y ecosistemas semiáridos no existe mucha información. Por esta razón, en este estudio se ha usado una combinación de diferentes fuentes de datos, incluyendo: a) Datos por default que proveen los archivos de los diferentes grupos funcionales, ENF (Evergreen Needleleaf Forest)

para un bosque de pino, DBF (Deciduos Broadleaf Forest) para bosque de encino, Shrub (Shrubland) para los especies de chaparral y GrassC₄ (pastizal con fotosíntesis C₄) para el pastizal secundario, b) revisión de literatura, y c) trabajo de campo y análisis en el laboratorio. Especialmente los datos que no varían mucho entre especies o los datos que son difíciles de obtener están por default o en la de literatura (Anexo III). En el caso de pastizal C₄ todos los datos ecofisiológicos son de la literatura. Las especies medidas en campo correspondieron en el bosque al pino piñonero (*Pinus cembrodies*) y al encino (*Quercus potosina*), mientras en el chaparral se incluyeron la manzanita (*Arctostaphylos pungens*) y chamizo (*Dodonaea viscosa*).

Datos de inicialización (Ini-file)

A fin de compilar información para parametrizar el Ini-file, se colectó en campo información como es el caso de la textura de suelo. Para esto, mediante un nucleador de suelos (4.5 cm de diámetro) se determinó primero, la profundidad del suelo, posteriormente los núcleos de suelo colectados se llevaron a laboratorio para determinación de textura con el método de sedimentación de acuerdo a la metodología de Bouyoucos (*Bouyoucos hydrometer method*; Scheffer y Schachtschabel 1970). En total se analizaron 54 muestras de dos diferentes sitios representativos (chaparral y bosque). En cada sitio se instalaron tres transectos de 100m en donde se tomaron 9 muestras por transecto. Otro tipo de información como es el albedo y la concentración de CO₂ en la atmósfera se tomaron de la literatura (NOAA, 2012; Anexo I). La elevación se determinó con el SIG mediante un análisis de raster. El promedio para cada cobertura vegetal se estimó a partir de los mapas temáticos procesados en el SIG. Los datos de inicio de carbono y nitrógeno en el ecosistema son por default, tal y como se recomienda en el análisis por Thornton y Rosenbloom (2005).

Datos meteorológicos (Met-file):

Para conformar esta base de datos, los datos estándar como son; la precipitación, la temperatura máxima y mínima por día se obtuvieron de la estación climática “El Peaje”, que se encuentra dentro del área de estudio (Figura 1). La estación

pertenece a la red climática de CONAGUA (Comisión Nacional de Agua) y tiene registros a partir del año 1964. Los datos adicionales incluyendo, la presión de vapor de agua, la radiación y la longitud del día se extrapolaron con el programa MTCLIM⁶ (NTSG, 2011) al área de estudio, por cada tipo de uso de suelo.

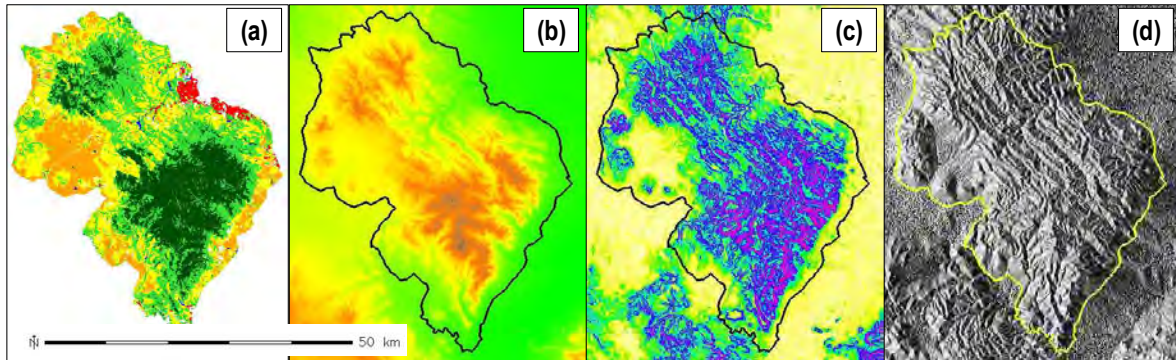


Figura 10. Determinación de los promedios de los parámetros del relieve por cada tipo de uso de suelo. a) mapa temático, b) elevación, c) declinación y d) exposición del área de estudio, derivada del modelo de elevación de USGS (2011).

Para extrapolar los datos climáticos y el cálculo de los datos adicionales, se necesita información general sobre el relieve. Estos datos como exposición, elevación y inclinación se calcularon con el SIG para cada tipo de uso de suelo, derivado de un modelo de elevación que se obtuvo de la USGS (2011; Figura 10; Anexo I).

Datos ecofisiológicos (Epc-file):

Las especies que representan los ecosistemas bajo estudio se seleccionaron por su mayor dominancia y contribución al control de los procesos del ecosistema. Para el bosque se seleccionaron las especies *Quercus potosina* y *Pinus cembroides*, las cuales son dos especies de lento crecimiento típicas de clima semiárido, que alcanzan una altura de alrededor de 4 a 5 metros (Rzedowski, 2006). En el chaparral se estudiaron *Arctostaphylos pungens* una especie leñosa, perenne, usualmente de 0.5 a 3 m de altura que se encuentra en las serranías del Altiplano Mexicano, en especial en las áreas de transición entre los pastizales de

⁶ MTCLIM es un modelo de simulación para el clima y es diseñado especialmente para la aplicación en zonas montañosas. Usando datos de entrada de una estación meteorológica MTCLIM genera información para otro sitio con diferencias en elevación, exposición y pendiente.

clima semiárido y los bosques semihúmedos de pino y encino (Márquez-Linares et al., 2006); y *Dodonaea viscosa* un arbusto perenne de 0.5 a 2 m que crece sobre todo en el trópico seco y encinares (Rzedowski, 2006). *A. punges* se encuentran más en la transición de chaparral a bosque y se mezcla con *Quercus spp.*, mientras *D. viscosa* se encuentra en áreas de sucesión de pastizal a chaparral. Los chaparrales en esta zona son en general el resultado de la deforestación-sucesión, no son ecosistemas clímax como otros tipos de chaparral que se encuentran en México.

Los parámetros estudiados para estas especies incluyeron; la relación de carbono y nitrógeno, la cual se determinó con un analizador elemental CHONS (COSTECH, ECS 4010), así como la calidad de carbono que consideró la determinación de compuestos solubles, celulosa y lignina, estimados con un analizador de fibras (ANKOM) en hojas, mantillo, raíces finas, madera viva y muerta. La colecta del material vegetal se hizo con métodos estándares entre agosto y septiembre del 2011. De cada especie se determinaron 10 individuos de los cuales se colectaron las diferentes muestras. El procedimiento para determinar estos parámetros se realizó de acuerdo con Pérez -Suárez et al. (2009). En total se analizaron 320 muestras. Para cada especie se determinó el área foliar específica de la hoja, para obtener la relación de carbono por kg de superficie de la hoja en m². Para este análisis se usaron los resultados de carbono en hoja y se midió una alícuota representativa de hojas observadas dentro de un área de un metro (Integrador de área foliar; Li-3000A, LiCor). La conductancia estomatal en campo, se determinó con un analizador de gases (CO₂ y vapor de agua) en el espectro infrarrojo (IRGA LI-6400XT, LiCor) para las especies del chaparral. Para este análisis se seleccionaron 3 a 4 individuos por especie.

El resto de los datos del archivo Epc son por default u obtenidos de la literatura. Cuando no se encontró el valor del parámetro de una especie se tomó el promedio de su género o el valor del mismo grupo funcional de acuerdo con White et al., (2000a). Este procedimiento ha sido utilizado por otros autores para parametrizar el modelo BIOME-BGC y estimar el ciclo de carbono (Thornton et al. 2002; Churkina et al., 2003; Schmid et al., 2006; Tatarinov y Cienciala 2006, Chiesi et al.,

2007; Wang et al., 2011). Los parámetros sobre la mortalidad de la planta y la mortalidad por incendios forestales que son por default 0.005 (200 años) se redujeron (0.015 y 0.066), debido a la problemática de sobre estimar la acumulación de carbono en vegetación y suelo que ha reportado Pietsch et al., (2005); Tatarinov y Cienciala (2006); Wang et al., (2009) Chiesi et al., (2007; 2011).

Auto-inicialización (*Spinup run*)

Las salidas de modelos mecanísticos, que simulan procesos ecológicos en un ecosistema a una escala de tiempo definida, dependen de su estado inicial, especialmente de las variables de estado estable (state variables). Debido a la complejidad de gran parte de los ecosistemas terrestres no es posible determinar el estado estable en campo, o no existen datos. Para determinar este cuasi equilibrio o estado clímax del ecosistema, se ha desarrollado una auto-inicialización (*spinup run* en inglés; White et al., 2000a; Thornton et al., 2002; Thornton y Rosenbloom 2005). En esta corrida de optimización, que simula la acumulación de carbono y nitrógeno en suelo y la vegetación, se utilizan los datos climáticos disponibles, que son reciclados o reiterados en la simulación, hasta que el ecosistema simulado llega a dicho estado estable. Este estado se alcanza cuando por ejemplo el almacén de carbono (carbon pool) no varía más que 0.5 g/m² entre dos ciclos de simulación. Las reiteraciones pueden ser hasta miles de años. En otros estudios se empezó a simular con valores de nitrógeno y carbono muy bajo (por ejemplo el valor de carbono en hoja 1 g C m²), y valores de CO₂ preindustriales (Thornton y Rosenbloom 2005). El producto de estas corridas es el estado inicial para las simulaciones siguientes, en las cuales los valores de CO₂ de la atmósfera han cambiado debido a los registros de la NOAA (2012). Las posibilidades de evaluar después del spin-up run, son una simulación del estado estable con los mismos datos climáticos, pero también se puede incluir un disturbio antropogenico y simular el proceso de regeneración natural (Figura 11).

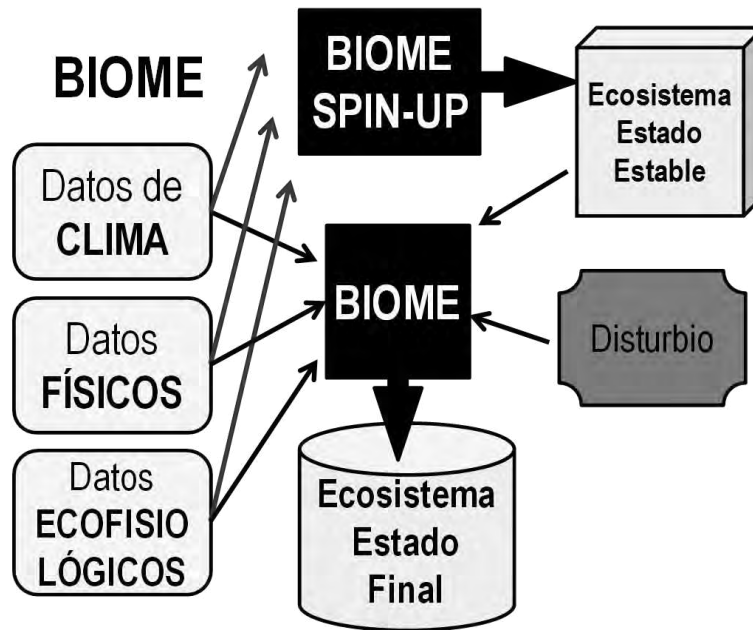


Figura 11. Diagrama conceptual de la estructura del modelo BIOME-BGC que incluye: datos de entrada (datos sobre el clima, datos físicos y datos ecofisiológicos) corrida de optimización (*spin-up run*), estado estable del ecosistema, disturbio natural o antropogénico, la modelación y estado final después de la simulación. Diagrama modificado de Golinkoff, (2010)

Escenarios modelados en este trabajo:

Se implementaron tres diferentes escenarios (E): (I) PPN línea base para tres tipos de cubierta vegetal, (II) PPN con un disturbio por una pérdida de suelo y (III) simulación del efecto de deforestación y regeneración natural. Todos los resultados, independientemente de los escenarios, se presentan por especie y tipo de ecosistema para el bosque y chaparral, aunque en el caso del pastizal I (pastizal dominado por gramíneas C_4) se describen únicamente por grupo funcional. Los resultados por tipo de ecosistema correspondientes al bosque se utiliza el promedio de los resultados de pino y encino, mientras que en el caso del chaparral se evaluó de dos diferentes maneras: chaparral I que incluye el promedio de chamizo, manzanita y encino, y el chaparral II que se conforma con el promedio de manzanita, chamizo y finalmente el pastizal II en el cual se considero hasta un 25% de cobertura de chamizo simulando una invasión de arbustos. Estas clasificaciones se proponen por la gran variabilidad de la cubierta y composición de especies y de su estado de transición entre las diferentes coberturas vegetales.

Escenario (I): Línea base de PPN en el ecosistema, para cada cobertura vegetal:

En este escenario se utilizó el resultado del “*spin-up run*” directamente como el estado inicial para la simulación durante los años de 1964 - 2009 (los valores originales de datos climáticos). Esta corrida es automática y se genera con el comando *spin and go (pointbgc.exe – g)*, es decir después de la corrida *spin-up* sigue la modelación de los flujos de ecosistema automáticamente. El valor de *Inifile*, la profundidad de suelo se calibró en 30cm.

Escenario (II): Estimación de PPN con una profundidad de suelo de 20 cm:

Esta simulación es la misma descrita en el párrafo anterior, excepto porque la profundidad de suelo se redujo en 10 cm, simulando el efecto de pérdida de suelo por erosión laminar asociado a la deforestación masiva que se lleva a cabo a finales del siglo XIX.

Escenario (III): Simulación de la deforestación y sucesión:

Si se simulan los procesos de ecosistema como en (I) y (II) los resultados representan un estado de cuasi equilibrio. Sin embargo la mayoría de los ecosistemas están lejos de este equilibrio. Por eso se simuló un disturbio en forma de posibles prácticas de deforestación total y el subsecuente proceso de sucesión con las diferentes especies en el área de estudio. Para simular este tipo de disturbio se asume un aprovechamiento de biomasa aérea (madera de tronco y ramas), lo cual significa que los reservorios de carbono y nitrógeno aéreos se excluyen del ciclo del sistema, mientras las raíces y hojas entran al ciclo de descomposición (Thornton et al., 2002; Pietsch et al., 2005).

El primer paso fue una corrida “*spin-up*” como en los otros escenarios, con la excepción que después no siguió directamente la modelación del nuevo estado del ecosistema. Lo que se hizo fue usar los resultados de la corrida del estado estable, el reservorio de carbono y nitrógeno en vegetación y suelo para la calibración del “*Inifile*” para modelar el disturbio y la sucesión. Mientras los valores del reservorio del suelo se mantuvieron, se redujeron los valores de carbono en vegetación a un valor muy bajo (1 gC/m^2), mientras se aumentó la cantidad de la materia orgánica (hojas y raíces, calculado por biome) en descomposición

(Thornton et al., 2002; Piesch et al., 2005). Con estos nuevos valores iniciales se simuló el nuevo estado del ecosistema (Figura 11). Este tipo de corridas se hicieron de diferentes maneras:

E III-A: Se simuló la deforestación en un bosque de pino y encino y se evaluó este nuevo estado del ecosistema en función del ciclo de agua y de carbono.

E III-B: Se simuló la sucesión de este nuevo estado del ecosistema, con especies forestales. Se asumió que después del desmonte, el bosque se puede regenerar con las mismas especies forestales que se han establecido en forma de plántulas antes de la deforestación o por regeneración vegetal. La simulación de este escenario ocupa 92 años, por dos razones, primera, si se reciclan los datos climáticos dos veces ($46 \times 2 = 92$) los resultados son comparables con los otros escenarios (porque los últimos 46 años en el modelo corresponden al mismo clima), y segundo en un estudio previo en el centro oeste del área de estudio se determinó la edad del bosque entre 80-100 años (Cetina-Alcalá et al., 1985 en Pérez-Suárez et al., 2009).

E III-C: Se simuló la regeneración natural con especies del chaparral I (chamizo, manzanita y encino) a partir del año 1964. Debido a este escenario se asume, que no es posible una regeneración con especies forestales, por existir una mayor degradación del suelo y la ausencia de un banco de semillas. La escala temporal de 46 años se usó debido de la comparación con los otros escenarios, pero también por el hecho que la altura de las especies del chaparral I (chamizo, manzanita, encino entre 1-3 m), corresponden a una edad de entre 20 y 50 años (Márquez-Linares y González-Elizondo 2006).

E III-D: Se simuló la sucesión con especies de chaparral II (chamizo y manzanita), en un pastizal secundario, durante 46 años (1964-2009). Se asumió el abandono del uso de pastizal y una invasión con chamizo y manzanita como especies de una sucesión de un estado más temprano.

Análisis de Resultados

En cada escenario se evaluó la PPN, el índice de área foliar (IAF) y los reservorios de carbono (suelo, vegetación, mantillo y total) entre los años 1979-2009. El reservorio de carbono es un resultado de la PPN y representa el almacén de C en un ecosistema. En el caso del escenario (III) se aumentó el número de variables de salida del modelo ya que se incorporaron la transpiración, escurrimiento de agua, intercambio neto de carbono del ecosistema (INE o NEE⁷ por sus siglas en inglés) y la respiración heterotrófica, con la finalidad de evaluar el efecto de deforestación a escala del ecosistema.

Los resultados de PPN y reservorios de carbono de los tres escenarios por cada tipo de cobertura vegetal que son bosque, chaparral (chaparral I y II) y pastizal II se extrapolaron al área de estudio por década para determinar el cambio de PPN en los últimos 30 años a la escala de paisaje.

Aunque se simuló un estado estable para los tres grupos funcionales, en el escalamiento del escenario (I) y (II), también se incluyó el cambio de uso de suelo observada entre las 3 décadas, con el fin de una mejor comparación entre los escenarios.

Validación del Modelo BIOME BGC

Para la validación del modelo se compararon las variables modeladas con observaciones *in situ*. Las variables utilizadas fueron: a) el índice de área foliar, una medición de la proyección vertical de cobertura vegetal al suelo (Davis y Roberts, 2000; Sala y Austin, 2000), y b) la cantidad de carbono en vegetación.

- a) El IAF se determinó por métodos directos en el matorral e indirectos en el bosque.
 - La medición de IAF en el bosque fue a través de fotografías hemisféricas. Es un método que usa modelos simples de radiación y de mediciones de su

⁷ NEE intercambio neta de ecosistema una variable importante para medir el potencial del secuestro de carbono. La NEE se la PPN – la respiración heterótrofa principalmente la respiración del suelo y los flujos laterales de carbono en un ecosistema (Chapin 2002)

fracción “gap”, es decir la diferencia de la fracción de radiación que pasa por el dosel y la fracción bloqueada por el dosel (Davis y Roberts, 2000). Se usaron seis transectos (tres en exposición sur y tres en norte) con una longitud de 100 m. Cada 10 m se tomaron tres fotografías hemisféricas con un objetivo “ojo de pescado” de 180°. De las tres fotos se seleccionó la mejor y se analizó con el software GLA de Frazer et al., (1999).

- El IAF del matorral se midió utilizando un método directo de cosecha de hojas. Se determinaron tres transectos de 100 m y en cada uno se establecieron tres parcelas cuadrangulares de 10 m de lado, donde se midió la cobertura vegetal por especie. En el centro de cada parcela se estableció un cuadrante de 0.5 x 0.5 m, de donde se colectó todo el follaje. El área de las hojas se midió con un integrador de área foliar por especie (Li-3000A, LiCor). Con este método directo es posible analizar la cobertura total por copa e individuo (IAF de la copa) y también la extrapolación a la cobertura abierta, que incluye el suelo desnudo.
- b) Determinación de carbono en vegetación. En el caso del bosque, se utilizó una base de datos que se desarrolló en el área en un estudio previo. La información contiene el número de individuos y su diámetro a la altura de pecho (DAP) por hectárea para las especies de encino y pino. Este estudio se realizó para un área total de 1805 ha, al sur del área de estudio, en el ejido de Bledos en el año 2007. Con estos datos se calculó la biomasa total en la vegetación, utilizando ecuaciones alométricas para encino y pino de acuerdo a resultados de Návar (2009). Para la conversión de la biomasa a carbono se utilizó el factor 0.5 reportado en IPCC (1996).

3. Resultados

3.1 Determinación de la cobertura vegetal y cambio de uso de suelo

En el año 2009, el 32.3% del área de estudio se encontraba cubierta por chaparrales (40.1 mil ha), los pastizales ocuparon 34.7 mil ha (28%), los bosques 28.3 mil ha (22.9%), los campos agrícolas 17.9 mil ha (14.5%) y los asentamientos humanos y cuerpos de agua 2.9 mil ha (2.3%) (Figura 12; Tabla 6).

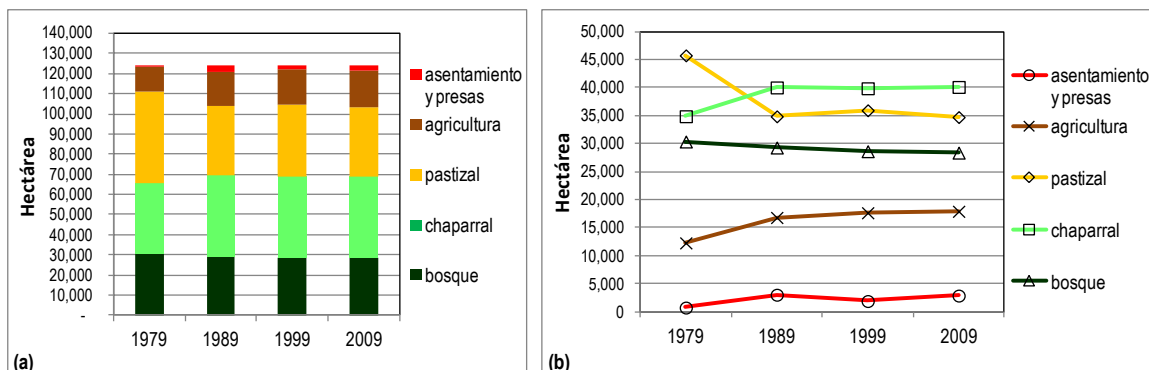


Figura 12. Cambios en el tipo de uso de suelo para los años 1979, 1989, 1999 y 2009 en el área de estudio. a) Cobertura vegetal y tipo de uso de suelo acumulativo y b) Cambio de uso de suelo por cobertura vegetal entre décadas.

Tipo de uso de suelo	1979		1989		1999		2009		cambio 1979-2009	
	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha
asentamiento y presas	0.6	732	2.4	3,022	1.5	1,897	2.3	2,870	1.7	2,138
pastizal	36.9	45,765	28.1	34,873	29.0	35,961	28.0	34,743	-8.9	-11,022
chaparral	28.1	34,895	32.3	40,036	32.2	39,887	32.3	40,124	4.2	5,229
agricultura	9.9	12,280	13.6	16,817	14.2	17,661	14.5	17,922	4.6	5,642
bosque	24.5	30,382	23.6	29,306	23.1	28,650	22.9	28,395	-1.6	-1,987

Tabla 6. Superficie absoluta y relativa por cobertura vegetal para las décadas 1979, 1989, 1999 y 2009 y cambio de uso de suelo entre 1979 y 2009.

Durante el periodo de análisis (1979-2009), se observaron alteraciones moderadas debido al cambio de uso de suelo. Así, los bosques y los pastizales disminuyeron en -1.6 y -8.9%, respectivamente en 30 años de registro satelital, mientras que los asentamientos humanos, el terreno dedicado a agricultura y el chaparral aumentaron en; 1.7, 4.6 y 4.2%, respectivamente (Tabla 6). De estos, los cambios más acentuados se observaron entre el año 1979 y 1989 (Figura 12b), caracterizados por una disminución de alrededor del 8.8% en el pastizal de la zona

de la planicie al centro-oeste del área de estudio (Figura 13), mientras los terrenos agrícolas y chaparrales incrementaron en 3.7% y 4.1%, respectivamente.

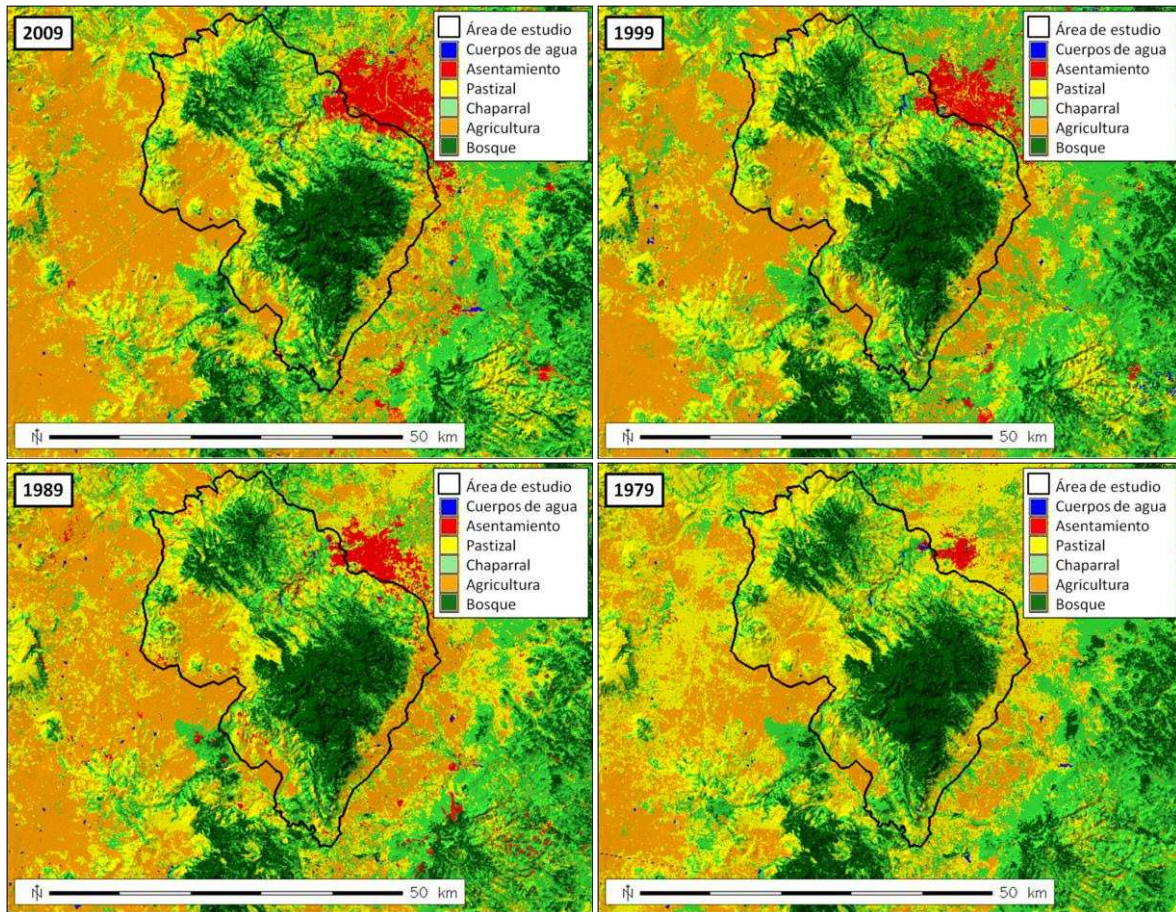


Figura 13. Mapas temáticos para los años 2009, 1999, 1989 y 1979, derivada de imágenes Landsat con un análisis supervisado. Los colores del mapa corresponden a los diferentes tipos de cubierta. Área de estudio (delimitada por la línea negra), cuerpos de agua (azul), asentamientos (rojo), pastizal (amarillo), chaparral (verde claro), agricultura (naranja) y bosque (verde oscuro).

3.2 Validación de los mapas temáticos

Se obtuvo el índice de Kappa con un valor de 0.797 para 198 sitios de entrenamiento (de los 200 sitios, para dos no fue posible clasificarlos debido a nubosidad de la imagen de Google Earth). Este valor se encuentra en el límite superior de coincidencia media respecto a la clasificación correcta (<0.4 escasa, 0.4 – 0.8 media > 0.8 robusta). La exactitud global, derivada de la matriz de error, representa buena coincidencia con un valor de 0.85, es decir 85% de los puntos fueron clasificados correctamente (Tabla 7). Un ejemplo de validación visual de las

otras décadas en una foto aérea del área de estudio, se observa en la Figura 14, para el año 2004 y 2009.

Cats	% Commission	% Omission	Estimated Kappa	Error Matrix																																																																																																	
2	0	0	1																																																																																																		
3	12.73	18.64	0.82																																																																																																		
4	10.91	22.22	0.84																																																																																																		
5	32.14	13.64	0.64																																																																																																		
6	12.96	4.08	0.83																																																																																																		
7	33.33	0.00	0.66																																																																																																		
8	0.00	0.00	1.00																																																																																																		
Kappa		KappaVariance		<table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="10">Classified_LUC_09</th> <th colspan="8">MAP1 google reference</th> <th rowspan="2">Row Sum</th> </tr> <tr> <th>cat#</th> <th>2</th> <th>3</th> <th>4</th> <th>5</th> <th>6</th> <th>7</th> <th>8</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>2</td> <td>2</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>2</td> </tr> <tr> <td>3</td> <td>0</td> <td>48</td> <td>4</td> <td>3</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>55</td> </tr> <tr> <td>4</td> <td>0</td> <td>4</td> <td>49</td> <td>0</td> <td>2</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>55</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>0</td> <td>6</td> <td>3</td> <td>19</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>28</td> </tr> <tr> <td>6</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>7</td> <td>0</td> <td>47</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>54</td> </tr> <tr> <td>7</td> <td>0</td> <td>1</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>2</td> <td>0</td> <td>3</td> </tr> <tr> <td>8</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>1</td> <td>1</td> </tr> <tr> <td>Col Sum</td> <td>2</td> <td>59</td> <td>63</td> <td>22</td> <td>49</td> <td>2</td> <td>1</td> <td>198</td> </tr> </tbody> </table>								Classified_LUC_09	MAP1 google reference								Row Sum	cat#	2	3	4	5	6	7	8	2	2	0	0	0	0	0	0	2	3	0	48	4	3	0	0	0	55	4	0	4	49	0	2	0	0	55	5	0	6	3	19	0	0	0	28	6	0	0	7	0	47	0	0	54	7	0	1	0	0	0	2	0	3	8	0	0	0	0	0	0	1	1	Col Sum	2	59	63	22	49	2	1	198
Classified_LUC_09	MAP1 google reference												Row Sum																																																																																								
	cat#	2	3	4	5	6	7	8																																																																																													
	2	2	0	0	0	0	0	0	2																																																																																												
	3	0	48	4	3	0	0	0	55																																																																																												
	4	0	4	49	0	2	0	0	55																																																																																												
	5	0	6	3	19	0	0	0	28																																																																																												
	6	0	0	7	0	47	0	0	54																																																																																												
	7	0	1	0	0	0	2	0	3																																																																																												
	8	0	0	0	0	0	0	1	1																																																																																												
	Col Sum	2	59	63	22	49	2	1	198																																																																																												
0.797	0.001159																																																																																																				
Obs Correct	Total Obs	% Observed Correct																																																																																																			
168	198	85																																																																																																			
Kappa		Khat	Agreement																																																																																																		
		>80%	strong																																																																																																		
		40-80%	moderate																																																																																																		
		>40%	poor																																																																																																		
				Accuracy	Producer	%	User	%	Overall																																																																																												
				urban	2	= 100	2	= 100	0.85																																																																																												
				pastizal	3	= 81	3	= 87																																																																																													
				chaparral	4	= 78	4	= 89																																																																																													
				agricultura	5	= 86	5	= 68																																																																																													
				bosque	6	= 96	6	= 87																																																																																													
				sin veg	7	= 100	7	= 67																																																																																													
				agricultura	8	= 100	8	= 100																																																																																													

Tabla 7. Resultado del análisis estadístico del i.kappa en GRASS-GIS. Izquierda índice de kappa (0.797) y la exactitud global (85%), es decir la proporción del mapa correctamente clasificado. Derecha, matriz de error con confiabilidad del usuario, es decir, la proporción de sitios de cierta categoría en el mapa que están correctamente clasificados con respecto a la base de datos de referencia; y confiabilidad del productor, es decir, proporción de sitios de cierta categoría en las fotografías que están correctamente clasificados, con respecto a los datos contextuales.

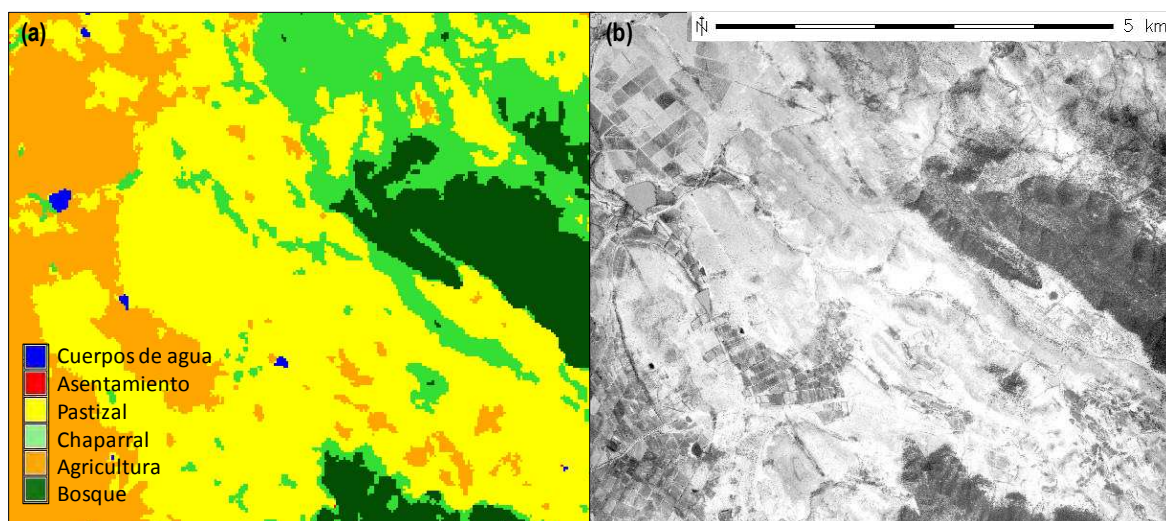


Figura 14. Ejemplo de validación visual; a) mapa temático 2009 y b) foto aérea 2004.

3.3 BIOME-BGC

3.3.1 Observaciones Generales

Variación de PPN por año y especie en función del clima

Se observó que la PPN respondió como una función del clima, principalmente de la precipitación. En años con mayor precipitación se observó un aumento de la PPN (Figura 15a-d). Con respecto a la temperatura se observó una relación con PPN, en la cual en años más frescos la PPN aumentó, mientras en años más cálidos la PPN declinó (Figura 15a-d). Sin embargo, esta relación no se observó tan estrecha entre PPN y la temperatura ($R^2=0.076$) como en el caso de PPN y la precipitación ($R^2=0.598$; Figura 16a, b).

Esta respuesta se observó para todas las especies, pero principalmente para las especies chamizo, manzanita y pino. Por otro lado, la especie que no respondió de forma inmediata a los eventos extremos de la precipitación, fue el encino, la única especie caducifolia (Figura 15 b,c,d).

3.3.2 Escenario (I), línea de base

Promedio de PPN por especie y ecosistema de 30 años

El mayor promedio de la PPN por especie en los últimos 30 años correspondió al encino (195 gC/m² /año), mientras que las otras especies en orden decreciente reportaron 152 gC/m²/año en manzanita, 143 gC/m²/año en el pino, 73 gC/m²/año en el chamizo y 10 gC/m²/año en el pastizal. Por ecosistema, la mayor PPN se observó para el bosque con 169 gC/m²/año, mientras que para el chaparral I se estimó en 140 gC/m²/año, para el chaparral tipo II fue de 112 gC/m²/año, el pastizal II 26 gC/m²/año y finalmente para el pastizal I alcanzó 10 gC/m²/año (Figura 17a; Tabla 8).

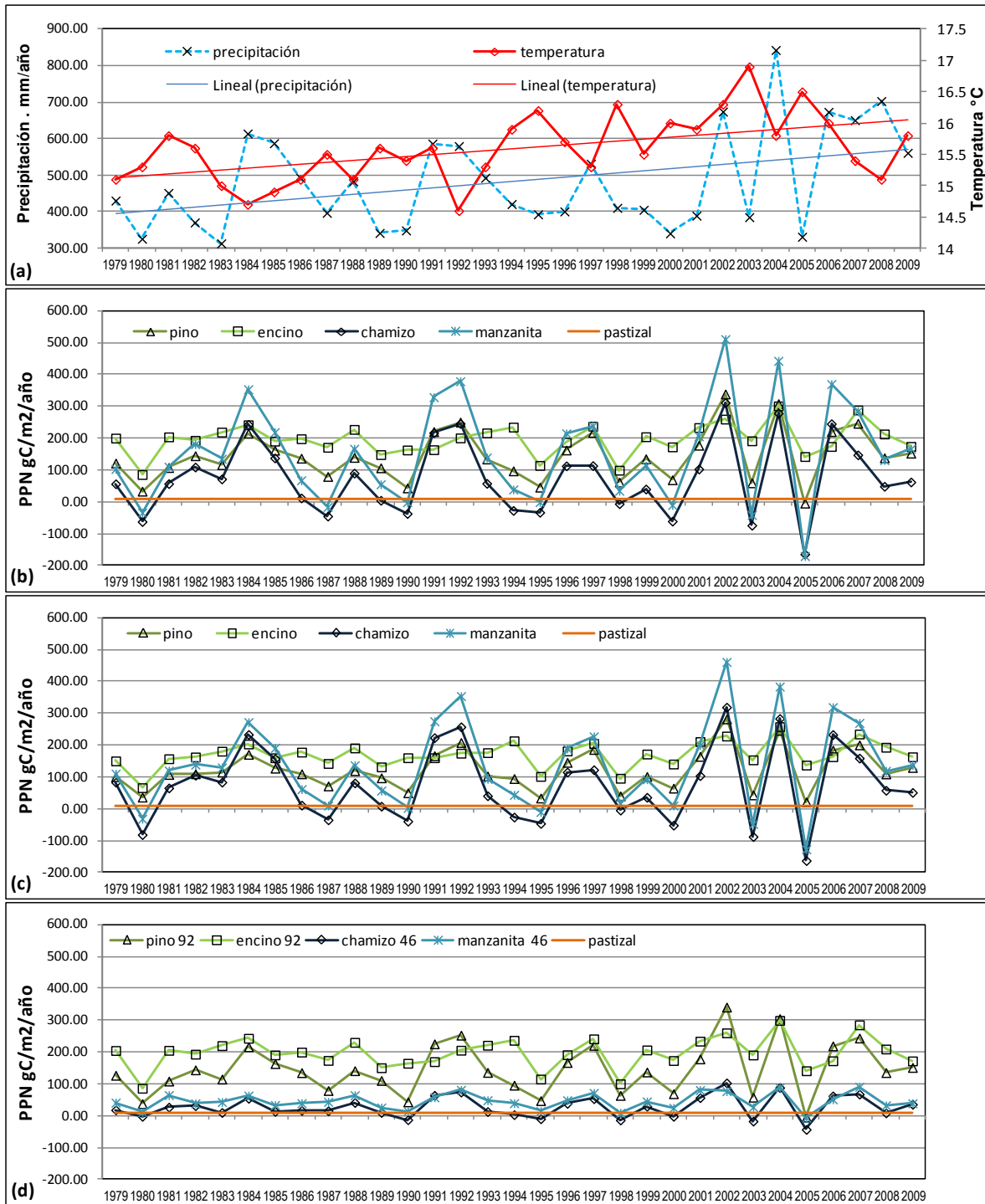


Figura 15. Variación climática y PPN entre 1979 y 2009 para cada especie y escenario. a) Precipitación total anual (mm) y promedio anual de la temperatura (°C) para el área de estudio entre 1979 y 2009 y ajuste lineal para precipitación y temperatura. PPN en gC/m²/año por escenario y especie (pino, encino, chamizo, manzanita y pastizal) para los años de 1979 a 2009. b) Escenario I, línea base, c) escenario II, pérdida de suelo y d) escenario III, deforestación y sucesión.

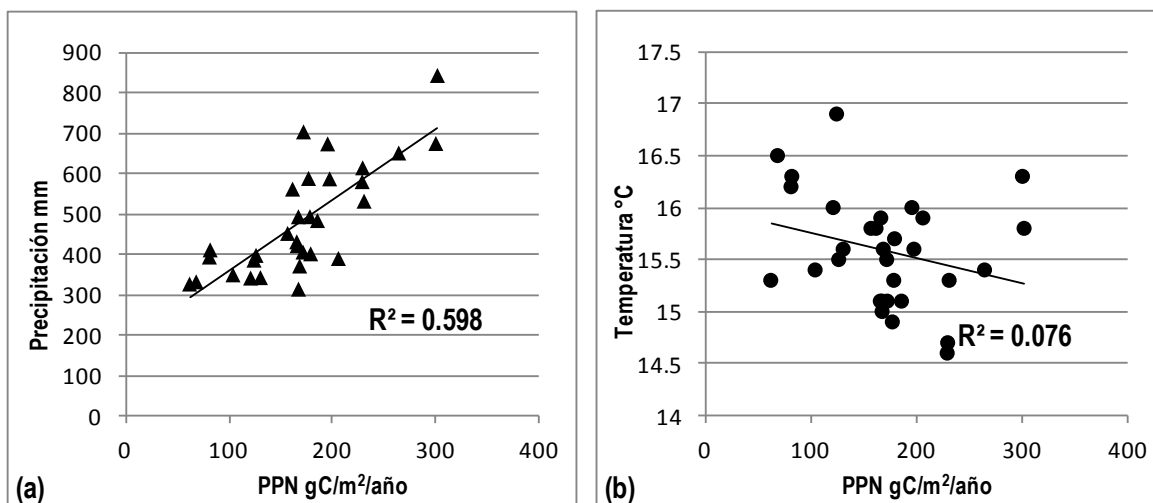


Figura 16. a) Correlación entre precipitación y PPN del bosque. b) Correlación entre temperatura y PPN del bosque.

PPN gC/m²/año	Promedio	Pino	Encino	Bosque	Chamizo	Manzanita	Chaparral I	Chaparral II	Pastizal I	Pastizal II
Escenario I	1979-2009	143	195	169	73	152	140	112	10	26
	1969-1979	118	173	146	52	130	119	91	10	21
	1979-1989	124	189	156	61	122	124	91	10	23
	1989-1999	134	179	156	63	140	127	101	10	23
	2000-2009	167	214	191	85	182	160	134	10	29
Escenario II	1979-2009	121	169	145	74	135	126	105	10	26
	1969-1979	94	148	121	52	115	105	83	10	21
	1979-1989	106	156	131	65	109	110	87	10	23
	1989-1999	111	161	136	62	122	115	92	10	23
	2000-2009	140	187	164	85	165	146	125	10	29
Escenario III	1979-2009	144	196	170	27	45	153	36	10	14
	1969-1979	123	180	151	15	35	103	25	10	11
	1979-1989	125	191	158	21	42	129	32	10	13
	1989-1999	136	182	159	23	41	143	32	10	13
	2000-2009	167	213	190	35	50	180	43	10	16

Tabla 8. Promedios de PPN en gC/m²/año para las décadas de 1979, 1989, 1999 y 2009 y el promedio total entre 1979 y 2009 por escenario, especie (pino, encino, chamizo y manzanita) y ecosistema bosque (pino-encino), chaparral I (chamizo-manzanita-encino), chaparral II (chamizo-manzanita), pastizal I y pastizal II (incluye 25% de chamizo).

Índice de área foliar por especie de los últimos 30 años

En la comparación del índice de área foliar, el encino, la especie con mayor PPN, presentó el menor IAF con 0.7, comparado a las especies de chaparral y el bosque y solo mayor al pastizal I que mostró un promedio de 0.1. El pino por su parte alcanzó 1.2, el cual fue tres veces menor que el IAF para el chamizo 3.4 y la manzanita 3.2. Estos índices corresponden con los promedios de IAF por

ecosistema, en donde el bosque desplegó 0.9, el chaparral II 3.3 y el pastizal II combinado con chamizo 0.9 (Figura 17d; Tabla 9).

IAF m ² /m ²	Promedio	Pino	Encino	Bosque	Chamizo	Manzanita	Chaparral I	Chaparral II	Pastizal I	Pastizal II
Escenario I	1979-2009	1.2	0.7	0.9	3.4	3.2	2.4	3.3	0.1	0.9
	1969-1979	1.0	0.6	0.8	3.5	3.1	2.4	3.3	0.1	1.0
	1979-1989	1.1	0.7	0.9	3.2	2.9	2.3	3.1	0.1	0.9
	1989-1999	1.1	0.6	0.9	3.3	3.1	2.3	3.2	0.1	0.9
	2000-2009	1.3	0.8	1.0	3.6	3.4	2.6	3.5	0.1	1.0
Escenario II	1979-2009	1.0	0.6	0.8	3.4	2.8	2.3	3.1	0.1	0.9
	1969-1979	0.8	0.5	0.7	3.5	2.6	2.2	3.0	0.1	0.9
	1979-1989	0.9	0.6	0.8	3.2	2.6	2.1	2.9	0.1	0.9
	1989-1999	1.0	0.6	0.8	3.3	2.8	2.2	3.0	0.1	0.9
	2000-2009	1.1	0.7	0.9	3.6	3.1	2.4	3.3	0.1	1.0
Escenario III	1979-2009	1.2	0.7	1.0	1.4	0.9	2.5	1.2	0.1	0.4
	1969-1979	1.1	0.7	0.9	0.9	0.7	2.1	0.8	0.1	0.3
	1979-1989	1.1	0.7	0.9	1.2	0.9	2.3	1.0	0.1	0.4
	1989-1999	1.2	0.7	0.9	1.4	1.0	2.5	1.2	0.1	0.4
	2000-2009	1.3	0.8	1.0	1.6	1.0	2.8	1.3	0.1	0.5

Tabla 9. Promedios del índice de área foliar en m²/m² para las décadas 1979, 1989, 1999 y 2009 y el promedio total entre 1979 y 2009 por escenario, especie (pino, encino, chamizo y manzanita) y ecosistema bosque (pino-encino), chaparral I (chamizo-manzanita-encino), chaparral II (chamizo-manzanita), pastizal I y pastizal II (incluye 25% de chamizo).

Reservorios de carbono por especie

No existió mucha variación interanual para el reservorio total de carbono en vegetación, suelo y mantillo en el escenario (I), observándose un suave incremento hasta el año 2009 similar al observado para la PPN (Tabla 10). El mayor reservorio de carbono total se observó tanto en pino (9.1 kgC/m²) como en el encino (9.1 kgC/m²) en el último año de simulación de 2009.

En este caso, aunque los reservorios de C asociados a las dos especies son similares, se observaron claras diferencias en el tamaño de las fracciones. Así, mientras el encino invirtió hasta 1kgC/m² más carbono en la vegetación (4.6 kgC/m²), el pino en contraste distribuyó más carbono en el suelo (4.1 kgC/m²). En el chaparral, el reservorio de carbono total de la manzanita es de 8.2 kgC/m² el cual fue más del doble que el registrado en chamizo 3.3 kgC/m². Ambas especies arbustivas distribuyen la mayor proporción del carbono en el suelo, la manzanita con 4.5 kgC/m² y el chamizo con 2.4 kgC/m² (Tabla 11; Figura 18a). A pesar de esto, la manzanita aun mantuvo un reservorio de carbono importante en el

componente de vegetación debido a que es una especie leñosa (2.5 kgC/m^2). Respecto a los promedios por ecosistema, el mayor reservorio de C se registró en el bosque con 9.1 kgC/m^2 , después en el chaparral I con 7.1 kgC/m^2 , chaparral II con 6.1 kgC/m^2 y pastizal II con 0.9 kgC/m^2 (Tabla 11).

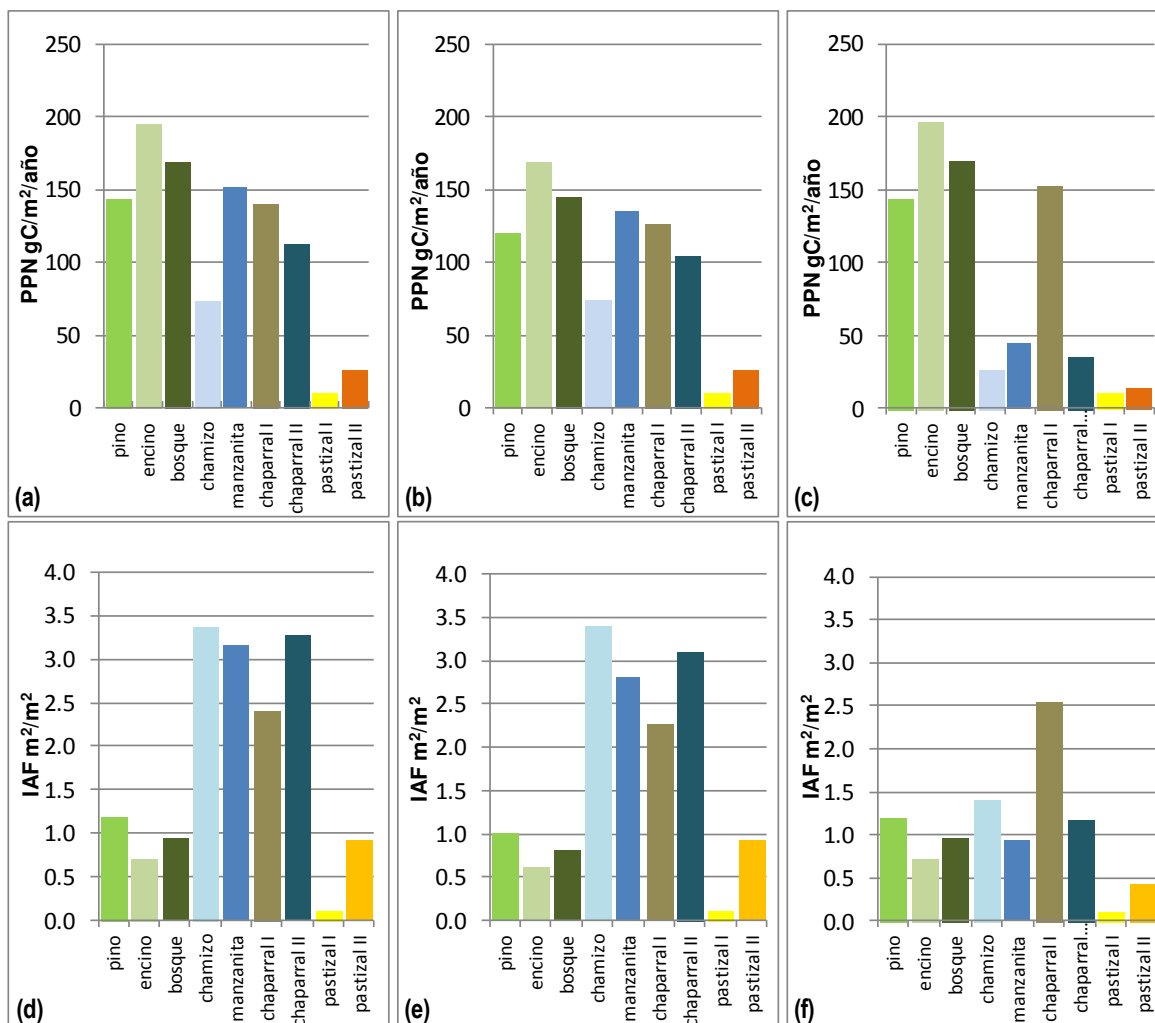


Figura 17. Promedio de PPN en $\text{gC/m}^2/\text{año}$ entre 1979-2009 por especie y ecosistema (pino, encino, bosque, chamizo, manzanita, chaparral I, chaparral II, pastizal I y pastizal II), para: a) escenario I, b) escenario II c) escenario III. Promedio del IAF por especie y ecosistema, en m^2/m^2 entre 1979-2009 para: d) escenario I, e) escenario II y f) escenario III.

C-total kg/m ²	Promedio	Pino	Encino	Bosque	Chamizo	Manzanita	Chaparral I	Chaparral II	Pastizal I	Pastizal II
Escenario I	1979-2009	8.9	8.9	8.9	3.3	7.9	6.9	5.9	0.1	0.9
	1969-1979	8.7	8.8	8.8	3.3	7.7	6.9	5.9	0.1	0.9
	1979-1989	8.8	8.8	8.8	3.3	7.9	6.9	5.9	0.1	0.9
	1989-1999	8.9	8.9	8.9	3.3	7.9	6.9	5.9	0.1	0.9
	2000-2009	9.0	9.0	9.0	3.3	8.0	7.0	6.0	0.1	0.9
	2009	9.1	9.1	9.1	3.3	8.2	7.1	6.1	0.1	0.9
Escenario II	1979-2009	7.2	7.7	7.4	3.4	6.8	6.2	5.4	0.1	0.9
	1969-1979	7.0	7.6	7.3	3.4	6.6	6.1	5.4	0.1	0.9
	1979-1989	7.1	7.6	7.3	3.4	6.7	6.1	5.3	0.1	0.9
	1989-1999	7.2	7.7	7.4	3.4	6.8	6.2	5.4	0.1	0.9
	2000-2009	7.3	7.8	7.5	3.4	6.9	6.2	5.5	0.1	0.9
	2009	7.4	7.9	7.7	3.4	7.1	6.3	5.6	0.1	0.9
Escenario III	1979-2009	7.5	7.7	7.6	0.3	0.8	5.1	0.5	0.1	0.2
	1969-1979	6.9	7.1	7.0	0.2	0.3	4.7	0.3	0.1	0.1
	1979-1989	7.2	7.4	7.3	0.3	0.6	4.8	0.4	0.1	0.2
	1989-1999	7.5	7.7	7.6	0.3	0.8	5.1	0.5	0.1	0.2
	2000-2009	7.9	8.0	7.9	0.4	0.9	5.5	0.7	0.1	0.2
	2009	8.0	8.2	8.1	0.4	1.0	5.7	0.7	0.1	0.2

Tabla 10. Promedios del reservorio de carbono total en kgC/m² para el año 2009, las décadas de 1979, 1989, 1999 y 2009 y el promedio total entre 1979 y 2009 por escenario, especie, (pino, encino, chamizo y manzanita) y ecosistema bosque (pino-encino), chaparral I (chamizo-manzanita-encino), chaparral II (chamizo-manzanita), pastizal I y pastizal II (incluye 25% de chamizo).

Especie / Ecosistema	Pino			Encino			Bosque		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Escenario									
C en vegetación (kg/m ²)	3.7	3.0	3.2	4.6	4.0	4.1	4.1	3.5	3.7
C en mantillo (kg/m ²)	1.3	1.1	1.1	1.2	1.0	1.0	1.3	1.1	1.1
C en suelo (kg/m ²)	4.1	3.3	3.7	3.4	2.9	3.1	3.7	3.1	3.4
Reservorio de C total (kg/m²)	9.1	7.4	8.0	9.1	7.9	8.2	9.1	7.7	8.1
Especie / Ecosistema	Chamizo			Manzanita			Chaparral I		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Escenario									
C en vegetación (kg/m ²)	0.7	0.7	0.1	2.5	2.2	0.6	2.8	2.5	1.6
C en mantillo (kg/m ²)	0.2	0.3	0.1	1.2	1.0	0.2	0.9	0.8	0.6
C en suelo (kg/m ²)	2.4	2.5	0.2	4.5	3.8	0.3	3.4	3.1	3.6
Reservorio de C total (kg/m²)	3.3	3.4	0.4	8.2	7.1	1.0	7.1	6.3	5.7
Especie / Ecosistema	Chaparral II			Pastizal I			Pastizal II		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Escenario									
C en vegetación (kg/m ²)	2.0	1.8	0.3	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2	0.0
C en mantillo (kg/m ²)	0.7	0.6	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0
C en suelo (kg/m ²)	3.4	3.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.7	0.7	0.1
Reservorio de C total (kg/m²)	6.1	5.6	0.7	0.1	0.1	0.1	0.9	0.9	0.2

Tabla 11. Reservorio de carbono total (kgC/m²) y por componente (vegetación, mantillo y suelo) en el último año de la simulación 2009. Los resultados se presentan por especie y ecosistema; bosque (promedio pino y encino) chaparral I (promedio encino, chamizo y manzanita) chaparral II (manzanita y chamizo), pastizal II (incluye 25% de cobertura de chamizo).

3.3.3 Escenario (II), pérdida de suelo

Con una pérdida de 10 cm de suelo, la simulación arroja una disminución de la PPN con relación al escenario (I) (la línea de base), a excepción del chamizo y el ecosistema de pastizal (Figura 17b; Tabla 8). La reducción de PPN alcanzó un 16% en el pino, 13 % en el encino y 11% en la manzanita. Las simulaciones del índice de área foliar (Tabla 9) y el reservorio de carbono también mostraron reducciones similares (Tabla 10; Figura 17e y 18b). De esta forma, el pino disminuyó su acumulación de carbono en 19%, lo cual es equivalente a una pérdida total de 1.7 kgC/m² en el ecosistema. El encino por otro lado, declinó 1.2 kgC/m² y la manzanita 1.1 kgC/m², mientras el chamizo y el ecosistema de pastizal nuevamente no mostraron cambios (Tabla 11).

3.3.4 Escenario (III), deforestación y sucesión

La PPN promedio en el periodo de 1979-2009, no mostró gran diferencia en comparación con el escenario (I) (Tabla 8; Figura 17a, c), sin embargo el promedio del IAF y el reservorio de carbono si difirieron entre los dos escenarios como a continuación se describe (Figura 17f; Figura 18c; Figura 19, 20, 21).

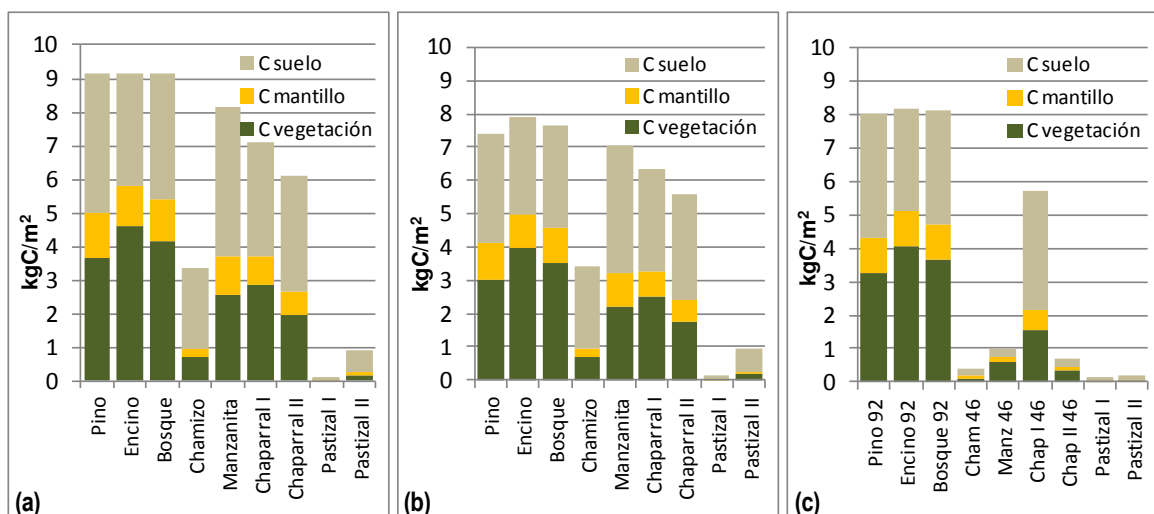


Figura 18. Reservorio de carbono en vegetación, suelo y mantillo por especie y tipo de ecosistema para el año 2009. a) escenario I, b) escenario II, c) escenario III.

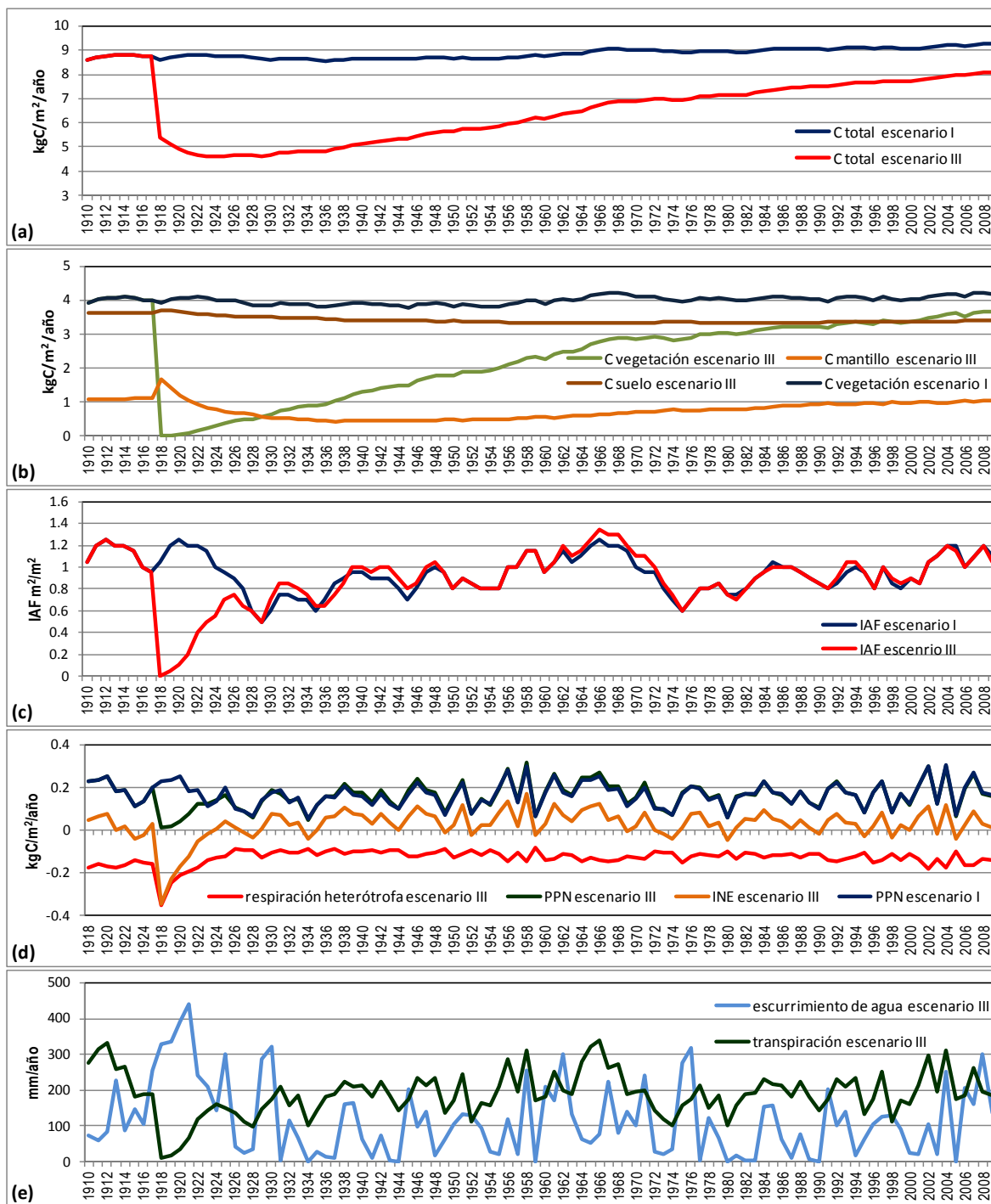


Figura 19. Simulación de una deforestación (escenario III-A) en el año 1918 y sucesión (escenario III-B) en el ecosistema de bosque con especies forestales. Ciclo de carbono, IAF máx. y ciclo de agua del escenario III con componentes del escenario I como referencia. a) Carbono total escenario III (rojo) escenario I (azul), b) fracciones del reservorio de carbono en el ecosistema del escenario III; carbono en mantillo (naranja), suelo (café), vegetación (verde) y carbono en vegetación escenario I (azul) como referencia, c) IAF escenario III (rojo) y de escenario I (azul), d) flujo de carbono en el ecosistema escenario III, respiración heterótrofa (rojo), intercambio neto del ecosistema (NEE; naranja), PPN (verde) y PPN escenario I (azul) como referencia, e) ciclo de agua escenario III, con escurrimiento de agua (azul) y transpiración (verde).

E III-A: El efecto de deforestación

El reservorio de carbono en un ecosistema de bosque clímax, se mantuvo estable durante el periodo de tiempo de la simulación, con un promedio de 8.9 kgC/m^2 entre 1918 y 2009 (Figura 19a). En cambio, al simular un disturbio en la forma de una deforestación total, el carbono decayó en el reservorio total hasta 5.4 kgC/m^2 en el año de 1918 (Figura 19a). A partir de este momento comenzó a incrementar el carbono en el mantillo por la materia orgánica (raíces y hojas que se quedan en el sitio) y que entran en el proceso de descomposición, mientras el carbono en el suelo solo incrementa suavemente (Figura 19b). La remoción de biomasa aérea disminuye el área foliar, reduciendo en consecuencia la PPN hasta valores de casi cero 0.01 kgC/m^2 (Figura 19d). Poco después de la deforestación, el incremento de la biomasa en mantillo, de 1.1 kgC/m^2 a 1.7 kgC/m^2 repercute en un aumento de la respiración heterotrófica en el ecosistema de $-0.16 \text{ kgC/m}^2/\text{año}$ a $-0.35 \text{ kgC/m}^2/\text{año}$ (Figura 19d). Si se combinan estos dos procesos fisiológicos, la captura neta de carbono en el ecosistema será negativa, $-0.35 \text{ kgC/m}^2/\text{año}$, es decir una fuente de carbono, representando el Intercambio Neto del Ecosistema (INE). Esto quiere decir que además de la pérdida de carbono aéreo, se disminuye al mismo tiempo el reservorio de carbono en el suelo y mantillo por 0.3 kgC/m^2 y 1.2 kgC/m^2 respectivamente en los siguientes 20 años de la simulación (Figura 19b). Finalmente, las simulaciones muestran que el escurrimiento de agua incrementó mientras que la transpiración se redujo drásticamente en el año de deforestación (Figura 19e).

E III-B: Regeneración natural de especies forestales

La simulación de esta condición de regeneración, empezando en el año 1918, mostró que el IAF se regenera aproximadamente en un tiempo de 10 años, caso similar ocurre con el potencial de PPN el cual después no fue muy diferente de los valores del escenario (I) (Figura 19c y d). En el mismo momento se aumenta la INE (Figura 19c) y también se puede observar un incremento del carbono total en el ecosistema (Figura 19a).

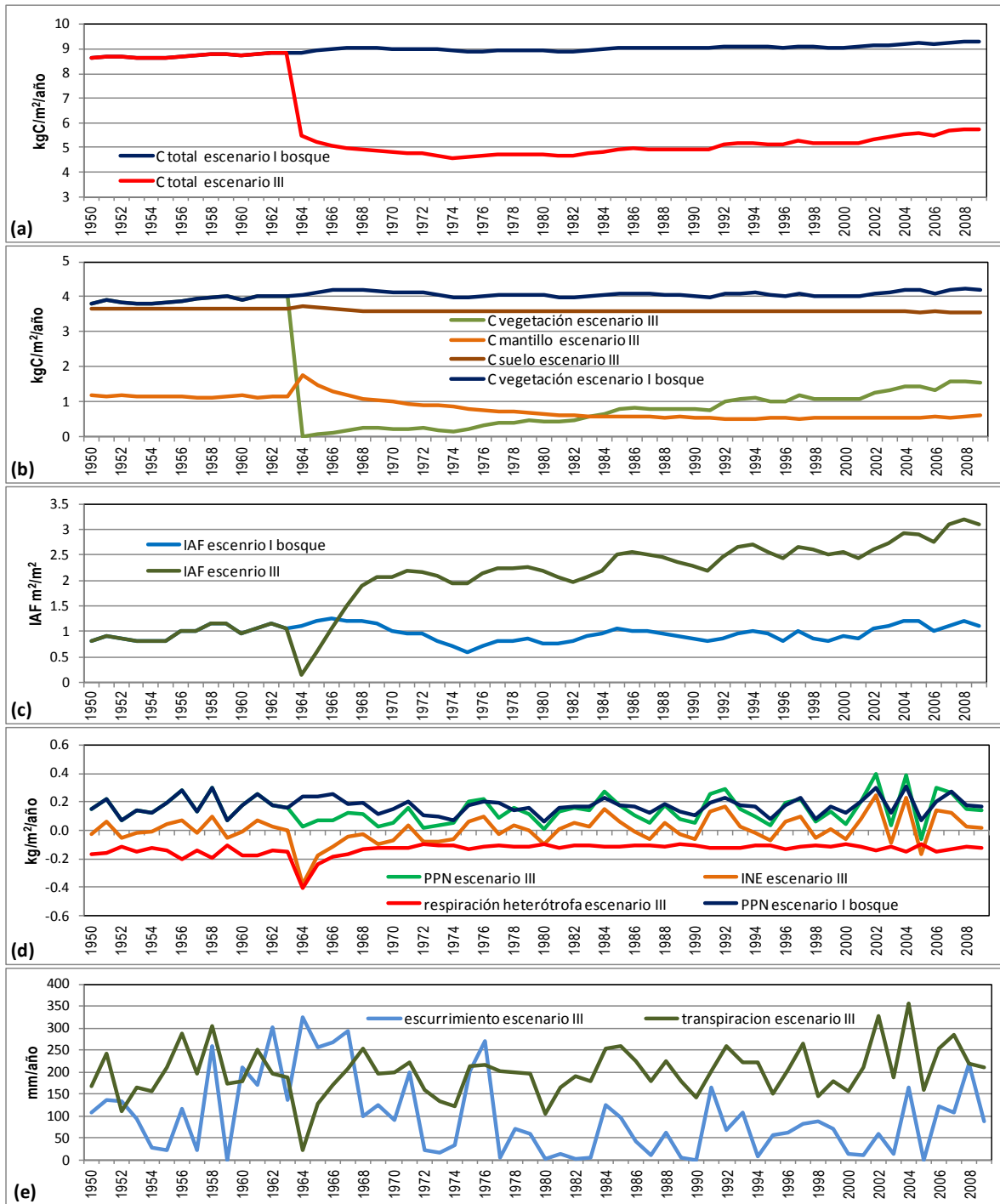


Figura 20. Simulación de la deforestación en el año 1964 y posterior sucesión (escenario III-C) en el ecosistema de bosque con especies de chaparral I (chamizo, manzanita y encino). Ciclo de carbono, IAF máx. y ciclo de agua del escenario-III con componentes del escenario I (bosque) como referencia. a) Carbono total escenario III (rojo), escenario I bosque (azul), b) fracciones del reservorio de carbono en el ecosistema del escenario III, carbono en mantillo (naranja), suelo (café), vegetación (verde) y carbono en vegetación escenario I bosque (azul) como referencia, c) IAF escenario III (rojo) escenario I (azul), d) flujo de carbono en el ecosistema escenario III, respiración heterótrofa (rojo), intercambio neta del ecosistema (NEE; naranja), PPN (verde) y PPN escenario I bosque (azul) como referencia, e) ciclo de agua escenario III escurrimiento de agua (azul) y transpiración (verde).

Sin embargo, después de 40 años el carbono en vegetación todavía es alrededor de la mitad respecto al carbono potencial de un estado clímax, y todavía después de 92 años no se recuperó (Figura 19b). Lo mismo se observó en el C de suelo y mantillo, en el que ambos decayeron hasta un mínimo observado entre 1940 y 1960, posteriormente el carbono de suelo se mantiene estable mientras que el C del mantillo aumentó hasta alcanzar a recuperarse a valores iniciales en el último año de la simulación 2009 (Figura 19b). Para las variables del ciclo de agua, la transpiración aumentó de forma semejante al índice de área foliar, mientras que por otro lado el escurrimiento de agua se redujo (Figura 19e).

E III-C: Regeneración natural con especies del chaparral I

Al simular la deforestación de un bosque semiárido y su regeneración con las especies de chaparral I, a partir del año 1964, se observó un comportamiento de las variables biogeoquímicas muy diferentes de la línea de base (bosque clímax). Por ejemplo, el área foliar se regeneró más rápido y presentó valores más altos que la exhibida por el bosque, sin embargo la PPN tardó mucho más hasta llegar a valores de la cobertura vegetal del bosque (Figura 20c y d). En el último año de la simulación, 2009, el reservorio de carbono todavía fue menor en el mantillo, el suelo y la vegetación tal que no alcanzó ni la mitad de C observado en el bosque previo al disturbio, esto se refleja en el carbono total del ecosistema (Figura 20a, b). Igualmente, debido a un rápido incremento en el IAF, la transpiración aumentó simultáneamente mientras el escurrimiento de agua se redujo.

E III-D: Regeneración natural -matorralización (chaparral II) del pastizal secundario

La invasión de especies leñosas en un pastizal secundario incrementó rápidamente el área foliar en el ecosistema, de 0.1 a 1.7 al final de la simulación (Figura 21c). Este aumento del IAF favoreció incrementos de la PPN. Aunque la respiración heterótrofa también aumentó en el ecosistema (Figura 21d), la mayor PPN resultó en una mayor INE y así un mayor secuestro de carbono (Figura 21a y b).

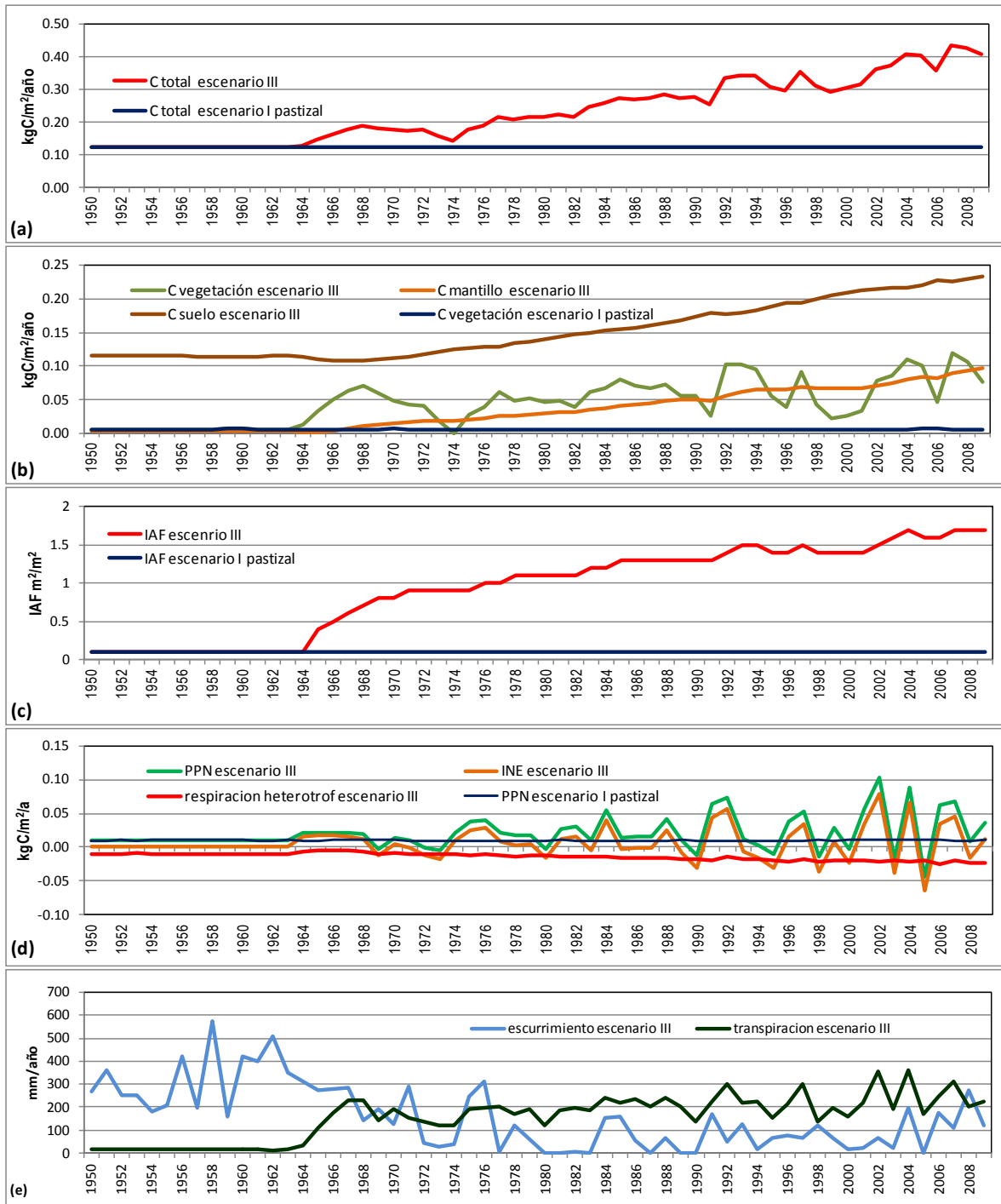


Figura 21. Simulación de sucesión a partir del año 1964 (escenario III-D) en el ecosistema de un pastizal secundario con especies de chaparral II (chamizo y manzanita). Ciclo de carbono, IAF máx. y ciclo de agua del escenario III con componentes del escenario I (pastizal I) como referencia. a) Carbono total escenario III (rojo), escenario I pastizal I (azul), b) componentes de carbono en el ecosistema del escenario III carbono en mantillo (naranja), suelo (café), vegetación (verde) y carbono en vegetación escenario I pastizal I (azul) como referencia, c) IAF escenario III (rojo), escenario I (azul), d) flujo de carbono en el ecosistema escenario III, respiración heterótrofa (rojo), intercambio neta del ecosistema (NEE; naranja), PPN (verde) y PPN escenario I pastizal I (azul) como referencia, e) ciclo de agua escenario III escurrimiento de agua (azul) y transpiración (verde).

Si bien un valor de 0.8 kgC/m² es 10 veces menor al observado en un bosque intacto (Figura 19a), la recuperación de biomasa en el ecosistema aumenta también el carbono en el suelo (Figura 21b) y modifica el ciclo de agua. En la Figura 21e, se presenta claramente como el escurrimiento de agua disminuye a partir de 1950 desde 296 mm hasta 95 mm para posteriormente mantenerse con bajas tasas. Simultáneamente a esta reducción de escurrimiento se observó incrementos de la transpiración.

3.3.5 Escalamiento de los resultados por m² por escenario al área de estudio

Escalamiento de PPN

Integrando los resultados de las simulaciones para los tres escenarios y los tipos de uso de suelo y su extensión para la cuenca de la Sierra de San Miguelito, se observó un incremento de la PPN en el periodo de 1979 – 2009 (Figura 22a-c).

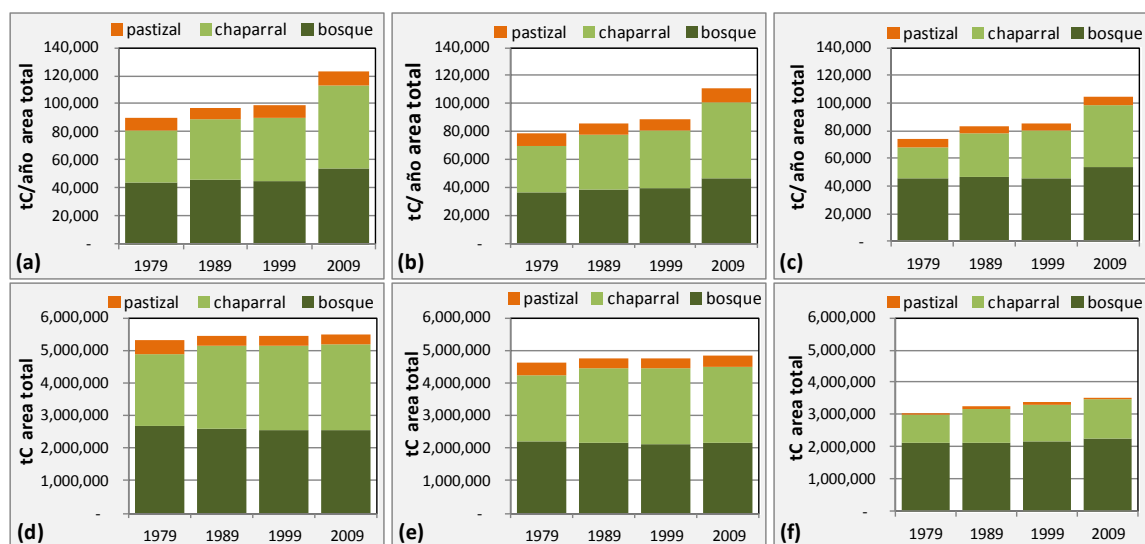


Figura 22. Escalamiento de la PPN y reservorio de carbono al área de estudio por década por cobertura vegetal, pastizal II, promedio chaparral I, II, y bosque. Los valores son los promedios de las décadas 1979, 1989, 1999, 2009. PPN (tC/año): a) escenario I, b) escenario II y c) escenario III. Reservorio de carbono total (tC, d): escenario I, e) escenario II y f) escenario III.

Por su mayor productividad, el escenario (I) mostró en el escalamiento la mayor productividad. Por ejemplo, en la década del 2009 (promedio 1999-2009) se observó un potencial de captura de 123,051 tC, mientras en el escalamiento del

escenario (III) fueron 104,190 tC. Un valor intermedio se reportó para el escenario (II) con 110,829 tC (Anexo IV).

Escalamiento del reservorio de carbono

Al igual que el escalamiento de la PPN también en el escalamiento del reservorio de carbono, se observó un incremento entre 1979 y 2009 (Figura 22d-f) especialmente en el escenario (III), la simulación del proceso de sucesión, lo cual como se comentó anteriormente provoca un aumento del carbono en el ecosistema. En el escenario (I) y (II) la simulación de cuasi equilibrio, el aumento no es tanto. El mayor reservorio de C observado en la década del 2009, se ve en el escalamiento del escenario (I) con un total de 5,488 mil tC. Le sigue el escenario (II) con 4,819 mil tC y por último el escenario (III) con 3,538 mil tC que equivale a 35 % menos C en comparación con el escenario (I) (Anexo IV; Figura 22d-f).

3.4 Validación de resultados de BIOME-BGC

El índice de área foliar

Las determinaciones del índice del área foliar en el bosque de pino realizadas en septiembre del año 2011 alcanzaron 1.1, mientras en el bosque con dominancia de encino el IAF fue de 1.4. Analizando el efecto de exposición, la exposición Norte mostró un IAF de 1.4 en comparación con la exposición Sur que mostró un IAF de 0.8, lo cual produjo un promedio del índice para el bosque de 1.1. Este método de medición refleja la cobertura total de la vegetación, ya que incluye espacios sin vegetación (Tabla 12).

BIOME-BGC calcula para las especies de bosque en el mes de septiembre del último año de simulación valores parecidos. En el caso de pino el valor para el escenario (I) y (III) fue de 1.3 y para el escenario (II) de 1.1. En comparación para el encino el valor de IAF de 0.6 no varía entre los tres escenarios. Si se toma el promedio de los dos especies para formar el grupo funcional de un bosque semiárido, el promedio para el escenario (I) y (III) es de 0.95 y para el escenario (II) el promedio es de 0.85 (Tabla 12).

IAF m ² /m ²	Cobertura abierto					Cobertura cerrado			Abierto
	Pino	Encino	Exposición sur	Exposición norte	Bosque	Chamizo	Manzanita	Chaparral	Chaparral
observación campo 09/2011	1.1	1.4	0.8	1.4	1.1	1.9	1.25	1.54	0.3
B-BGC 09/2009 escenario I	1.3	0.6	-	-	0.95	3.8	3.6	3.7	-
B-BGC 09/2009 escenario II	1.1	0.6	-	-	0.85	3.8	3.3	3.6	-
B-BGC 09/2009 escenario III	1.3	0.6	-	-	0.95	1.6	1	1.3	-

Tabla 12. Índice de área foliar en el bosque y chaparral m²/m² (cobertura abierta incluye el suelo desnudo, cobertura cerrada corresponde al promedio del dosel por individuo) comparando valores de campo contra valores de la simulación. Las mediciones de campo se tomaron en el mes de septiembre del año 2011, mientras los resultados de BIOME-BGC fueron para el mes de septiembre del último año de simulación, 2009.

Respecto a la determinación del IAF con el método directo utilizado en el chaparral, el chamizo mostró el valor más alto 1.9, mientras que manzanita mostró un valor de 1.25 por individuo. La cobertura promedio de las dos especies fue de 1.54, pero al incluirse las zonas abiertas el valor decreció hasta 0.3 (Cuadro 12). Analizando los resultados de BIOME-BGC por especie en el mes de septiembre del año 2009, los valores no varían mucho entre el escenario (I) y (II) para chamizo (3.8) y manzanita (3.6 y 3.8). Los valores más bajos se observan en el escenario (III) para chamizo 1.6 y manzanita 1.0. Tomando el promedio de estas dos especies, que representa el chaparral II, el IAF varía entre 1.3 y 3.7 en las tres diferentes simulaciones (Cuadro 12). Para el pastizal no se tomaron mediciones en campo.

Reservorio de carbono final 2009

Levantamientos realizados en el Municipio de Bledos, dentro de la Sierra de San Miguelito en el 2007, para estimar el tamaño de los reservorios de C en vegetación, mostraron una gran variabilidad en el carbono total, la cual osciló entre 25-30 tC/ha para pino y 35-42 tC/ha para encino, con un promedio de C para el bosque semiárido oscilando entre 26 y 36 tC/ha (Cuadro 13). Esta heterogeneidad fue causada por la composición de especies, densidad de individuos y diámetro a la altura del pecho (Cuadro 13). El valor más alto debido al reservorio de carbono estimado por BIOME-BGC a finales del año 2007 fue para el escenario (I) en

donde el encino acumuló 45 tC/ha, mientras el pino mostró 38 tC/ha, lo cual resultó en un promedio para el bosque de 42 tC/ha. Las mismas proporciones se ven en el escenario (II) para el encino con 39 tC/ha, el pino con 31 tC/ha y un promedio de 35 tC/ha para el bosque. Un escenario intermedio entre los escenarios (I) y (II) muestran el escenario (III) donde BIOME-BGC simuló 40 tC/ha para encino, 33 tC/ha para pino y para el bosque 37 tC/ha.

tC/ha	Carbono total en vegetación		
	Pino N=220-300 DAP= 18-21 cm	Encino N=220-250 DAP= 25 cm	Bosque N=220-300 DAP= 18-25 cm
ecuaciones alométricas	25-30	35-42	26-36
B-BGC 2007 escenario I	38	45	42
B-BGC 2007 escenario II	31	39	35
B-BGC 2007 escenario III	33	40	37

Tabla 13. Reservorio de carbono total en la vegetación. Resultados de ecuaciones alométricas de acuerdo con Navar (2009) y los resultados de simulación con BIOME-BGC para el año 2007. N=número de individuos, DAP=diámetro a la altura del pecho. Los resultados se presentan en tC/ha.

Así, las dos variables de validación, IAF y reservorio de C en vegetación obtenidos de levantamientos en campo, muestran que los resultados de la simulación con el modelo mecanístico BIOME-BGC son comparables a valores reales. En el caso del chaparral probablemente los resultados de la modelación son sobreestimados.

4. Discusión

Cambio de uso de suelo

El incremento de los asentamientos urbanos se detectó principalmente en el sur de la ciudad de San Luis Potosí (Figura 12), la cual se ha expandido por el rápido crecimiento de la población urbana entre los años 1979 y 2009. En los 70's la población alcanzó 273 mil habitantes en los dos municipios del área conurbada de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez y para, el 2010 la población fue de 1.04 millones de habitantes. El rápido incremento de la población se debió tanto a la migración de la población rural en busca de fuentes de trabajo (Huber-Sannwald et al., 2006), como también resultado de la industrialización de la ciudad y la atracción de asalariados de otros estados del país. Este crecimiento incontrolado es típico de varios centros urbanos de México y provoca grandes problemas ambientales. Por ejemplo, debido a la demanda de agua para la zona metropolitana, y el consumo en zonas rurales para la ganadería y el riego de los campos agrícolas, la superficie de los cuerpos de agua en el área de estudio aumentó, en forma de pequeñas y grandes presas (García de Alba Verduzco, 2008; Martínez et al. 2010). Este aumento no se expresa correctamente en los mapas temáticos, en virtud de que la resolución de las imágenes Landsat es de 30 m, tal que si la presa es menor a la escala de resolución, la clasificación de píxeles compuestos provocará un error de omisión. Otro problema es la expansión superficial de una presa que depende del nivel de agua y que varía en función de la precipitación y la época del año cuando se toma la imagen satelital. Hasta ahora, el crecimiento urbano no ha afectado en gran medida la condición de la vegetación en la Sierra de San Miguelito.

El efecto de "transición forestal", un proceso descrito por Rudel et al. (2005), no se observó para la región de la Sierra San Miguelito. Así, el crecimiento económico de San Luis Potosí concomitante con la reducción de la población rural por migración, debió haber resultado en el abandono de los campos agrícolas y el aumento de la superficie forestal a nivel de paisaje (Rudel et al. 2005), sin

embargo, este fenómeno no se encontró en el análisis del cambio de uso de suelo de este estudio para un periodo de tres décadas.

Las tendencias en los cambios de uso de suelo del presente estudio podrían derivar de varias razones. El aumento de las tierras agrícolas entre 1979 y 1989 por ejemplo, se debe al aumento de la agricultura mecanizada implementada principalmente en la planicie al oeste del área de estudio, en donde los pastizales naturales fueron convertidos a campos de agricultura de temporal para la producción de forraje, el cual es usado durante la temporada seca. Este cambio explica la reducción de la superficie de pastizal en la misma década. El abandono de los campos agrícolas tradicionales (maíz y frijol) especialmente en tierras marginales, como lo reporta García de Alba Verduzco (2008), no se analizó en detalle en este estudio.

Por otro lado, el incremento de la superficie de chaparral se atribuye al tipo de desarrollo socioeconómico en la región. El fenómeno de la migración, en su mayoría jóvenes del sexo masculino, implica la pérdida de capacidad de trabajo intensivo de los cultivos tradicionales, actividad que ha sido sustituida por la crianza de ganado, una actividad subsidiada por diferentes programas del gobierno. Este fenómeno es descrito por Klooster (2010) como una barrera para la transición agrícola, que ha sido mencionada por García-Barrios (2009) en diferentes estudios de caso. El incremento de la ganadería en estas tierras marginales provoca el fenómeno de sobrepastoreo, la cual facilita la erosión del suelo, dificultando el reclutamiento de especies arbóreas, y facilitando la entrada de arbustos que son especies pioneras. Por otro lado, el sobre pastoreo también provoca un fenómeno de matorralización del ecosistema de pastizal a chaparral, dominado por especies de sucesión temprana como el chamizo. Otro factor que favorece la matorralización y evita la sucesión con especies forestales es el ramoneo selectivo del ganado principalmente por cabras. El ganado muestra preferencias para ramonear especies forestales, especialmente encino, ya que poseen menores defensas (espinas, sustancias tóxicas en las hojas) y mayor

calidad nutritiva en comparación con especies de un estado de sucesión temprana (Waring y Running, 1998).

Aunque la reducción de bosque a nivel del paisaje fue menor al 2%, el problema de deforestación en la región sigue existiendo. Si bien no se presenta deforestación de grandes áreas, se observa extracción constante de leña por parte de la población local. Para varios pueblos y comunidades en el municipio de San Luis Potosí, la leña todavía es una fuente importante de energía. En el 2006, INEGI reportó que el 27.5% de hogares en el estado de San Luis Potosí usan la dendroenergía, así como la madera de encino y pino para construir cercas y otras construcciones.

Comparación de PPN con otros estudios

Los resultados de la PPN (promedio 1979-2009; Tabla 8) en el bosque (145 a 170 gC/m²/año) y en el chaparral (35-140 gC/m²/año) son comparables a otros estudios. Por ejemplo, Wang et al. (2011) compararon cuatro diferentes modelos biogeoquímicos relacionados al ciclo de carbono y a la producción primaria en un gradiente de temperatura y precipitación en Norteamérica. Sus resultados mostraron, para un clima semejante al ecosistema estudiado (16°C y 500 mm) valores de PPN entre 100 y 250 gC/m²/año. En un estudio de carácter más global, Cramer et al. (1999) examinaron el desempeño de 17 modelos para estimar la PPN de los principales biomas del mundo. Ellos reportaron valores menores de 200 gC/m²/año para los ecosistemas áridos. Por otro lado, en un ecosistema mediterráneo con especies de pino y encino, Maselli et al. (2009a) determinaron valores entre 268 y 414 gC/m²/año. Para México y especialmente para este tipo de ecosistema no se encontraron resultados relacionados a la modelación o estudios empíricos de determinación de la PPN, en donde los estudios existentes nacionales se enfocaron en la estimación del reservorio de carbono. Estos estudios debido al reservorio de carbono cubren una gran variedad de ecosistemas y zonas climáticas desde bosques templados (Ordoñez et al., 2008; Mendoza-Ponce y Galicia, 2010), bosque árido de la selva baja caducifolia (Castellanos et al., 1991, Jaramillo et al., 2003) selvas tropicales perennifolio

(Maser et al., 2001) hasta matorrales y pastizales áridos (Jaramillo et al., 2003; Ordoñez et al., 2008; Mendoza-Ponce y Galicia, 2010). Otros autores (Roy et al., 2001 y Timothy y Knapp, 2007) reportan valores de PPN con un rango muy amplio para los ecosistemas áridos en diferentes estudios del mundo, que incluyen bosques, desiertos, savanas, matorrales, chaparrales y pastizales. De esta manera, la variación de la PPN en el pastizal osciló entre 9 y 1121 gC/m²/año, para los matorrales y chaparrales la PPN varió entre 148 y 1700 gC/m²/año y en caso de los bosques la PPN fue entre 116 y 2030 gC/m²/año. La PPN observada en este estudio, se encuentra en el límite inferior de lo reportado por los autores antes mencionados. Esto confirma que es necesario hacer estudios a escala regional para capturar la gran diversidad de los biomas en el mundo y la variabilidad de los factores físicos y fisiológicos que controlan los procesos en dichos ecosistemas. Los valores de PPN para el pastizal determinado en el presente estudio (10 y 25 gC/m²/año) parecen estar subestimando su potencial. El estudio de Wang et al. (2011) reportó para ecosistemas no leñosos en clima semiárido valores entre 50 y 250 gC/m²/año, haciendo mención de que el modelo BIOME-BGC probablemente mostró una subestimación de la PPN. Delgado-Balbuena (2010) mostró para un pastizal natural en buenas condiciones y pastizal con sobrepastoreo valores de INE de 0.08 gC/m²/día y -1.25 gC/m²/día respectivamente por el año 2009 en el mes de septiembre. Mientras los valores de BIOME-BGC muestran por el mismo año y mes valores de 0.067 gC/m²/día (INE).

Variación del índice de área foliar

En el caso de las estimaciones de campo del IAF en el bosque, estimado con el método de fotos hemisféricas, y el IAF estimado con el modelo BIOME-BGC coincidieron. El IAF promedio total de las fotos fue de 1.1 el cual es comparable con el promedio simulado para el ecosistema del bosque, que varió dependiendo de los diferentes escenarios (I, II y III) entre 0.85 y 0.95. Sin embargo, si se analizan los resultados por especie, el valor que estimó BIOME-BGC para el encino probablemente estuvo subestimado, el cual fue más del doble en las determinaciones de campo (Tabla 12). Para pino en comparación, el IAF medido

de 1.1 está en el rango que se determinó con BIOME-BGC de 1.1 – 1.3 para los tres escenarios (Tabla 12). Otros autores como Roy et al., (2001) reportaron para los ecosistemas mediterráneos dominados por encino y pino valores entre 0.49 y 4.4.

Para el chaparral, BIOME-BGC sobreestima sistemáticamente el IAF. Los valores registrados en campo por individuo presentaron índices para el chamizo de 1.9 y para la manzanita de 1.25. Si se incluye la cobertura total del ecosistema, el valor resulta 12 veces menor 0.3, en comparación con un IAF de 3.7 estimado con BIOME-BGC para el escenario (I). Semejante a lo que se encontró en este estudio, Barradas et al. (2004) determinaron el IAF para las especies de un matorral xerófilo tropical durante la temporada húmeda, con registros de 2.54 en *Buddleia cordata*, de 1.1 en *Senecio praecox* y 2.25 en *Dodonaea viscosa*. En otro estudio realizado en un ecosistema de matorral en el desierto chihuahuense, se registraron IAF de 1.71 para *Prosopis glandulosa*, 0.7 para *Ephedra aspera* y 1.38 para *Yucca glauca*, en promedio por individuo (White et al. 2000b). Estimaciones de la cobertura total, la cual incluyó también el suelo desnudo, los valores de IAF oscilaron entre 0.2 y 0.4, los cuales son muy similares a las mediciones de campo del presente trabajo (0.3; Tabla 12).

En el caso de pastizal, no se tomaron datos en campo para comparar. Sin embargo Delgado-Balbuena (2010) en los Llanos de Ojuelos, Jalisco, determinó en un bioma de pastizal semiárido dominado por las especies de *Bouteloua gracilis* y *Muhlenbergia rigida*, valores de 0.6 y para un pastizal sobrepastoreado, IAF de 0.18 en la temporada de lluvias. Estos valores son mayores a los simulados en este estudio con BIOME-BGC (0.1), por lo que sugiere que está probablemente subestimado, posiblemente por el uso de parámetros por default de BIOME-BGC.

Comparación de reservorio de Carbono

Los resultados del reservorio de C en la vegetación obtenidos con ecuaciones alométricas varían por especie, número de individuos por hectárea y el DAP, con valores que oscilan entre 25 – 42 tC/ha (Tabla 13). Estos valores son comparables con los valores simulados para los diferentes escenarios de BIOME-BGC, los cuales variaron entre 34 - 45 tC/ha (Tabla 13). Para ecosistemas similares en México, Navar (2009) por ejemplo examinó reservorios de carbono en vegetación de un bosque templado de pino y encino en el estado de Durango y obtuvo valores de 65 tC/ha en la vegetación total y en el mismo estudio para un bosque árido tropical en Sinaloa 36 tC/ha en la vegetación aérea. En otro estudio realizado en Jalisco, Castellanos et al., (1991) reportaron 37 tC/ha en la vegetación de un bosque árido de la selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. En cambio Jaramillo (2003) midió hasta 141 tC/ha en el reservorio total de C de la misma región y ecosistema. Para nuestro caso de estudio, BIOME-BGC estimó un tamaño de reservorio total para el bosque semiárido de 90 tC/ha en el escenario (I).

La variación de carbono en las diferentes fracciones del reservorio; vegetación, suelo y mantillo, muestran una alta sensibilidad de los parámetros de entrada para la asignación de carbono (Tatarinov y Cienciala, 2006). Para las especies de este estudio, no se identificaron tales parámetros. Por esta razón se han usado valores del mismo género o grupos funcionales semejantes (Anexo III). Sin embargo, las proporciones y la tendencia de estos componentes coincidieron con otros estudios y grupos funcionales de plantas.

Variación entre las observaciones del campo y de la modelación

La complejidad de la naturaleza y limitaciones del modelo debido al disturbio antropogenico

Una posible razón de las diferencias entre de BIOME-BGC, observaciones en campo y de otros autores, puede deberse a que la versión estándar del software, simula los procesos fisiológicos para una sola especie, la cual representa un grupo

funcional de plantas (homogeneidad vertical). No incluye la densidad poblacional, ni diferentes estados sucesionales (diversidad horizontal), ni disturbios antropogénicos debido al manejo forestal (Petritsch et al., 2007; Golinkoff, 2010). El escenario (I) y (II) de este estudio simulan el estado estable de un ecosistema homogéneo vertical y horizontalmente. BIOME-BGC calcula los valores máximos posibles con base en los parámetros de entrada (físicos, fenológicos y fisiológicos). Sin embargo en el presente estudio, el ecosistema de chaparral no representa un estado estable, ya que más bien representa un estado de transición entre el bosque y el pastizal secundario, que es el resultado del cambio de uso de suelo de los últimos 100 años. Por otro lado, un sobre aprovechamiento de las especies forestales del bosque, resulta en un ecosistema forestal más abierto, condición que permiten el establecimiento de especies arbustivas con características de sucesión. Todos estos procesos afectan directamente los valores como el IAF al igual que el reservorio de C en un ecosistema.

Con una simple modificación de la versión estándar de BIOME-BGC, tal y como lo han realizado otros autores (Thornton et al. 2002; Pietsch et al 2005), en este estudio se pudo simular un disturbio en la forma de deforestación total, de reforestación o de una sucesión natural, como describe el escenario (III). Sin embargo, con la versión actual de este programa no se puede modelar un disturbio provocado por pastoreo o el aprovechamiento selectivo de especies leñosas, los cuales reduce la densidad de la cobertura vegetal, IAF y reservorio de carbono. Este tipo de disturbio sería más realista para la Sierra San Miguelito, donde la población rural utiliza tanto el chaparral, como el bosque, como fuentes de energía aprovechando la leña. También el pastoreo por ganado provoca cambios en la cobertura vegetal y composición de especies.

Para sortear esta limitación, Tatarinov y Cienciala (2006) y Petritsch et al., (2007) modificaron el código fuente de BIOME-BGC, e incluyeron el manejo forestal en forma de aprovechamiento de madera. Sin embargo, para incluir un disturbio de esta forma se necesita conocer la cantidad de madera que se extrae del ecosistema y la frecuencia de estos eventos. En el área de estudio no existe

información en forma de tablas de cosecha, ni otro tipo de datos referentes a las cantidades de biomasa que son extraídos del ecosistema. En el caso de pastoreo la situación se hace todavía más difícil para incluir este tipo de disturbio. Estos son límites que tienen los modelos.

Diferencias del ciclo de carbono entre especies

El efecto de fenología y fisiología en la PPN

La variación de PPN entre las especies del estudio, la cual sin embargo, resultó similar entre los distintos escenarios examinados, resultó de diferencias en su fenología y fisiología, como parámetros de entrada por grupo funcional de plantas.

Fenología

BIOME-BGC distingue entre la fenología de especies perennes y caducifolias. Las especies perennes se asume por el modelo, exhiben una época de crecimiento por año, mientras que las especies caducifolias se les asigna valores críticos (la temperatura de suelo y longitud del día) que controlan el inicio y el final de la temporada de crecimiento (Golinkoff, 2010). Lo anterior puede explicar que el encino no responda tan marcadamente a la variación de la precipitación entre los años que fueron modelados, en comparación con las otras especies arbóreas y arbustivas. Es decir, si se presentan pulsos de lluvia durante la temporada seca, el encino no muestra actividad fotosintética, mientras las especies perennes responden aumentando la PPN. Por otro lado, si aumenta la temperatura o se presenta un año muy seco, las especies perennes están más expuestas a la variación del clima, respondiendo con aumentos de la transpiración y respiración autótrofa que resultan en menor PPN. Otra razón que puede explicar la mayor resistencia contra cambios en la precipitación puede ser el fenómeno del levantamiento hidráulico que presentan algunas especies en ecosistemas áridos que exhiben raíces profundas, tal y como lo tiene el encino. Por esta razón, estas especies no dependen tan directamente de la lluvia para acceder a las fuentes de agua. Sin embargo la actual versión de BIOME-BGC no simula procesos hidrológicos de raíces en el suelo (White et al., 2000a).

Fisiología: Área específica de la hoja, relación de carbono y nitrógeno y asignación de carbono

El área específica de la hoja (AEH) es un parámetro muy importante que permite estimar el índice de área foliar. Esta variable controla varios procesos fisiológicos incluyendo la fotosíntesis, la respiración y la transpiración (Golinkoff, 2010). En el análisis de sensibilidad realizado a los parámetros ecofisiológicos que controlan la PPN, White et al. (2000a) observó que si se incrementa la AEH en biomas leñosos, aumentará el IAF y por tanto también la transpiración, resultando en menor PPN. En este estudio, los valores más grandes de IAF se reportaron para las especies del chaparral II en comparación con las especies forestales. Aunque un mayor valor de AEH aumenta la asimilación a nivel de hoja, no necesariamente resulta en mayor productividad del ecosistema, ya que existe un aumento paralelo en la respiración autótrofa (White et al., 2000a). Sin embargo es reportado que los ecosistemas con mayor IAF son los más productivos considerando la PPN (Chapin et al., 2002). El IAF es un resultado de disponibilidad de agua y nutrientes en suelos de ecosistemas húmedos y por consecuencia exhiben mayor IAF que se traduce en mayor PPN, mientras ecosistemas áridos la IAF tiende a ser menor y de la misma manera la PPN. No es claro si este supuesto de White et al. (2000a) solo es válido en ecosistemas de zonas templadas, u opera también dentro de un mismo tipo de clima o ecosistema, o al final es una limitante del modelo.

Otros parámetros estrechamente correlacionados a PPN, incluyen; la relación de C:N en hoja. En este caso, al aumentar la relación C:N, se observa una reducción de la PPN. Lo mismo se observa con la longevidad de la hoja, la cual reduce la PPN por el incremento de la respiración de mantenimiento. Estas variables han sido estudiadas extensamente en varias especies del mundo ya que su monitoreo es eficiente y de bajo costo facilitando la determinación de la productividad de ecosistemas o especies (Reich et al., 1999; Mediavilla et al., 2008). Tatarinov y Cienciala (2006) mencionaron que estas variables además de la conductancia estomática y el nitrógeno en RUBISCO son las variables más sensibles en el control de la PPN. Los mismos autores también analizaron el ciclo de carbono y

encontraron que los parámetros de asignación de carbono y la mortalidad de la planta juegan un papel importante en la determinación de los reservorios de carbono, sin embargo estas variables no mostraron ningún efecto en la PPN.

El aumento de PPN entre 1979-2009 en la escala de paisaje

Cambios en el clima y su efecto en la PPN

Los principales factores físicos que controlan la PPN son los nutrientes del suelo, principalmente el nitrógeno, y el clima (Chapin et al., 2002). Varios autores han mostrado que existe una fuerte correlación entre un gradiente de precipitación y la PPN, factor que explica su variabilidad entre los biomas del mundo (Roy et al., 2001), ya que el aumento de la humedad resulta en una mayor actividad fotosintética. Dentro de un bioma, el factor que controla la PPN es el recurso más escaso (Chapin et al., 2002), es decir, la planta responde directamente con una mayor PPN si existe un aumento de ese recurso limitante. Los bosques templados o tropicales húmedos son limitados por nitrógeno, por lo que no responden tanto a una variación de la humedad (Chapin et al., 2002), en cambio, los bosques semiáridos, donde el agua es el recurso clave, reaccionan directamente a la variación en la precipitación, lo que se refleja inmediatamente en una mayor PPN (Chapin et al., 2002). Esto explica la gran variación de PPN entre los diferentes años y la fuerte correlación con la precipitación en este estudio (Figura 16a) en vista del incremento de la precipitación anual registrado a partir de 1980 (Figura 15). No existe una correlación significativa por el aumento de temperatura en el mismo periodo (Figura 16b).

Cambios de la concentración de CO₂ en la atmósfera y su efecto en la PPN

Otro factor que puede explicar el incremento temporal de la PPN en la simulación, se relaciona a la fertilización del CO₂, cuya concentración en la atmósfera aumentó de 336.8 ppm a 387.3 ppm en el periodo de 1979 y 2009. El incremento de la actividad fotosintética por aumentos de CO₂ en la atmósfera ha sido reportado por varios autores, especialmente en ecosistemas dominados por especies C₃ (Chapin et al., 2002; Larcher, 2001). En otros estudios se ha usado la herramienta de modelación para simular la fertilización de CO₂ como resultado de

escenarios futuros de cambio climático y estos también reportan aumentos de la PPN (Norby et al., 2002; Maselli et al., 2009b; Tatarinov et al., 2011).

Efecto de cambio de uso de suelo en la PPN

Otro factor que puede ser responsable por incrementos de la PPN, a la escala de paisaje, además del aumento de la precipitación y la fertilización de CO₂, es el cambio de cubierta vegetal dado en este caso por el incremento de la superficie de chaparral y la reducción de pastizal (Figura 11). La PPN en el chaparral por unidad de superficie resultó cinco veces mayor que la PPN del pastizal, y así resultando la mayor PPN en la extrapolación en el área de estudio (Tabla 8; Figura 17).

Estos resultados confirman la complejidad de la estimación de PPN a escalas más grandes. El potencial que tiene un ecosistema debido a la captura de un ecosistema depende mucho del cambio de uso de suelo, variación climática y cambios ambientales (Canadell et al., 2007; Houghton 2010; Canadell et al., 2010).

Diferencias de la PPN y de los reservorios de carbono entre los tres escenarios

La Sierra San Miguelito y sus alrededores han enfrentado disturbios antropogénicos por más de 400 años por varias causas que incluyen; su cercanía a la capital de San Luis Potosí, extracción minera, extracción de madera para industria minera y construcción de líneas férreas e introducción de ganadería. El principal objetivo de este trabajo fue entonces, simular los posibles efectos de estas actividades en el ciclo de carbono en este ecosistema altamente vulnerable.

Escenario (I):

De esta manera, la simulación de un escenario (I), como un estado estable, es clave para comparar los otros escenarios con disturbio. Esta condición representa la línea base, exhibiendo el potencial de secuestro de carbono como PPN y de almacén en forma del reservorio total de carbono que tiene este ecosistema. Por lo regular este escenario presentará los valores máximos posibles por cobertura

vegetal (bosque, chaparral y pastizal) bajo las condiciones fisiológicas y físicas en que se encuentra el ecosistema.

Escenario (II):

El suelo de un ecosistema es un componente clave en los procesos fisiológicos y controla directamente la PPN (Chapin et al., 2002). Sus características físicas, la textura, tipo y profundidad determinan el funcionamiento de un ecosistema debido entre otros factores; a su capacidad de almacén de agua y disponibilidad de nutrientes, principalmente el nitrógeno (Chapin et al., 2002). Los efectos de una pérdida de suelo, simulados por una reducción de la profundidad de 10 cm, se mostraron claramente. En el escenario (I) de la simulación del bosque, el agua capturado por el suelo es de 40.41 mm/m^2 mientras en el escenario (II) son 27.56 mm/m^2 . Lo mismo se ve por el nitrógeno en el escenario (I) son 0.096 g/m^2 y escenario (II) son 0.036 g/m^2 . Por lo tanto, una reducción de estos dos variables de estado, limitan el proceso fisiológico que representaría menor IAF, menor fotosíntesis, menor transpiración, mayor escurrimiento de agua, etc., resultando así en un menor potencial para la PPN. En el escenario (II), el bosque presenta una PPN promedio 15% menor ($145 \text{ gC/m}^2/\text{año}$) que la observada en el escenario (I) ($170 \text{ gC/m}^2/\text{año}$). En el chaparral I, la PPN fue, 10% (126 y $140 \text{ gC/m}^2/\text{año}$) y en chaparral II, la PPN fue 6% (112 y $105 \text{ gC/m}^2/\text{año}$) menor con una pérdida de 10 cm de suelo. En cambio el ecosistema que no mostró cambios, fue el pastizal (10 y $10 \text{ gC/m}^2/\text{año}$), quizás porque un suelo de 20 cm de profundidad aun es capaz de albergar su sistema radical y alterar los recursos que utilizan las gramíneas en menor proporción.

Una menor PPN en un ecosistema resulta en menor potencial de secuestro de C total. Especialmente la profundidad de suelo, limita la capacidad de almacenar C en este componente. Mientras en el escenario (I) el carbono en suelo del bosque (promedio entre 1979 – 2009) fue 37 tC/ha (en suelo de 30 cm de profundidad), en el escenario (II) esta fue de 30.6 tC/ha (en 20 cm de profundidad), lo que es equivalente a una pérdida de 17%. En contraste la pérdida observada en

vegetación fue del 15% (41 tC/ha vs. 35 tC/ha) mientras en mantillo esta diferencia fue de 16% (13 tC/ha vs. 11 tC/ha).

Esta reducción del almacén de C por unidad de superficie se reflejó en el escalamiento al área de estudio. La región de la Sierra San Miguelito exhibió en la simulación de la línea base para la década de 2009, un almacén total de 5,488,756 t/C, mientras en el escenario (II) este almacén se estimó en 4,818,734 t/C como suma de los tres ecosistemas, pastizal, chaparral y bosque. Esto es una pérdida de 670 mil toneladas lo que es equivalente al 12.2% (Anexo IV; Figura 22).

El escenario (III):

El escenario (III) es más dinámico con respecto a la pérdida de la fracción aérea en un ecosistema de bosque, lo cual permitió simular los principales procesos ecofisiológicos en un ecosistema semiárido (Figura 19-21).

La principal diferencia entre el escenario (III) y (II) es: que el escenario (II) se encuentra en un estado estable y el único factor limitante es el componente de suelo mientras en el escenario (III) las características físicas son las mismas que las observadas para la línea base, sin embargo sufrió un disturbio de deforestación que resulta en afectaciones al reservorio de C especialmente en la vegetación.

Aunque en el escalamiento del reservorio de carbono total para el escenario (III) (3,538,782 t/C) este resultó más pequeño que el almacén del escenario (II) (4,818,734 t/C) para el año 2009 y toda el área de estudio, su potencial de secuestro de C a largo plazo es mayor por un valor de PPN más grande (Anexo IV; Figura 22). Es decir el escenario (II) ya está en su máximo debido al reservorio de carbono (estado estable) y solo se aumentará si aumenta la superficie de bosque en el área de estudio. En comparación, el escenario (III) puede alcanzar los valores del escenario (I) en el mediano plazo. Esto se pudo observar muy bien en el ecosistema de bosque, examinando el promedio entre 1979 y 2009 que resultó con 170 gC/m²/año, donde la PPN no difirió en comparación con el

escenario (I) ($169 \text{ gC/m}^2/\text{año}$), pero fue mayor que el simulado para el escenario (II) ($145 \text{ gC/m}^2/\text{año}$).

A largo plazo esto resulta en mayor captura de carbono, la cual posiblemente se deriva de menores tasas de respiración que son observadas en un ecosistema en sucesión temprana (Larcher 2001). Un ecosistema en la fase de crecimiento no presenta tanta biomasa aérea (troco y ramas), ni subterránea (principalmente raíces) para mantener, resultando en una mayor proporción del C capturado y mantenido en forma de biomasa. Si el ecosistema se encuentra en la fase madura o clímax, entonces aumentará drásticamente la respiración autótrofa, principalmente la respiración de mantenimiento, mientras la captura de carbono es cercana a cero o neutral, de no ocurrir un disturbio (Larcher, 2001). La principal razón se debe a la relación entre el tejido vivo y el no fotosintético, la cual se reduce con el crecimiento del árbol. Mientras en la fase de crecimiento sobra energía que se acumula como biomasa, en la fase madura se invierte toda la energía en el mantenimiento de los órganos y la regeneración de nuevas hojas.

El escenario (III) es el más realista al incorporar disturbio en el presente y en el pasado. La mayoría de los ecosistemas no se encuentran en un estado estable, sino más bien en estados de transición. En particular el chaparral, en este escenario mostró los valores más realistas. La implementación de la deforestación en el modelo no solo permite simular la pérdida de carbono en el ecosistema o cambios en el ciclo de agua, sino también estima el potencial de captura de carbono que tiene este ecosistema en el futuro, ya sea por proceso de sucesión o por reforestación.

Debido a los diferentes disturbios una pérdida de suelo es más grave que el efecto de deforestación. Mientras la regeneración de suelo se tarda cientos de años la regeneración natural o reforestación puede llegar más rápido a mayor potencial de captura de carbono.

5. Conclusión

El programa GRASS-GIS, un SIG para determinar el cambio de uso de suelo y el modelo basado en procesos biogeoquímico BIOME-BGC, resultaron herramientas muy útiles para la determinación de PPN a escala de paisaje. Su principal ventaja es que ambos programas son libres y su código abierto permite programar cambios en su estructura. En este estudio se usaron las versiones estándar, pero para preguntas más complejas ambos programas pueden ajustarse. La mayoría de los estudios de modelación de PPN en el pasado se han realizado en Norteamérica y en Europa, principalmente en bosques templados o mediterráneos. La aplicación de BIOME-BGC para un bosque semiárido fue exitosa y permitió simular varios procesos ecofisiológicos en este ecosistema especialmente para el grupo funcional dominante del bosque. Para la simulación de ciclo de carbono en el chaparral, los resultados se deben interpretar con más cuidado debido a la sobreestimación del índice de área foliar, la cual es una variable clave en el proceso de la fotosíntesis y la respiración. En la simulación del estado estable BIOME-BGC asume que un ecosistema natural alcanza el estado estable después de cientos de años caracterizado por las características del estado clímax. Sin embargo, el ecosistema de chaparral que se modeló en este estudio representa un estadio sucesional muy dinámico. Se trata de una fase de transición entre un pastizal secundario y un bosque de pino y encino, el cual representa el estado final o clímax.

El programa BIOME BGC, no permite la simulación de procesos competitivos dentro de la sucesión, ni efectos positivos de la biodiversidad como fue el caso de la coexistencia de una especie perenne y una caducifolia en el bosque. Sin embargo, este modelo biogeoquímico permite entender la dinámica de crecimiento y decrecimiento de un ecosistema.

Otro factor limitante de BIOME-BGC es la parametrización y calibración. Aunque existen varios estudios que proveen datos ecofisiológicos, para las especies de este estudio no hubo suficiente información. Una gran cantidad de parámetros se pudieron determinar en campo. Sin embargo algunos otros no son fáciles de

obtener, como por ejemplo el nitrógeno en RUBISCO, la asignación de carbono o la conductancia de agua. Especialmente la conductancia de agua (estomatal, capa de frontera y cuticular) tiene un rol muy importante en un ecosistema donde el agua es el factor limitante de la PPN. La falta de parametrización con datos realistas puede ser una posible explicación de la subestimación en el pastizal.

A pesar de que la superficie de bosque se redujo ligeramente entre los años 1979 y 2009, los resultados son alentadores respecto al potencial de captura de carbono para el futuro. El aumento de la cubierta de chaparral la cual pudiera ser una indicación de que la sucesión está ocurriendo, también sugeriría que el almacén de carbono se recuperará a largo plazo. Esto implica que el aprovechamiento de especies leñosas del bosque debe hacerse bajo un esquema sustentable y la presión por pastoreo debe reducirse para evitar la pérdida de suelo debido a la erosión, la cual conlleva a menor potencial de captura de carbono. La tendencia reportada en otros estudios sobre el potencial de mitigación de CO₂ en México es positiva, incluso este potencial puede aumentar, si se reduce la tasa de deforestación en general.

La generación de conocimiento con relación a los métodos de estimación y posibles valores de la PPN en los bosques semiáridos de la Sierra San Miguelito, no solo es importante en el contexto de mitigación de CO₂ atmosférico a escala global, sino también puede ser utilizado para diseñar las actividades de ordenamiento territorial a escala regional incluyendo; la selección de áreas naturales protegidas, la determinación de sitios para reforestación o para desarrollar actividades como el ecoturismo. Asimismo, las simulaciones permiten generar información para manejar los bienes y servicios que brindan estos ecosistemas bajo condiciones ambientales variables a la escala local. La simulación de ciclo de carbono en vegetación puede ser utilizada para el aprovechamiento de madera de autoconsumo sin afectar la capacidad de captura de carbono.

Adicionalmente, la información sobre PPN es un argumento convincente para la protección de un ecosistema, implementación de proyectos de restauración,

reforestación o aforestación, los cuales son mencionados en el protocolo de Kyoto como proyectos de mitigación. Estos proyectos en el marco de mitigación de carbono pueden representar un ingreso extra para las comunidades, lo cual contribuiría en cierta medida a mejorar la situación socioeconómica a escala regional para México.

Por otro lado la Sierra San Miguelito es la única cuenca que aporta agua para varias comunidades y ejidos en los alrededores. La simulación mostró claramente que la reducción de cobertura vegetal favorece el escurrimiento del agua, lo que a su vez también aumentó la erosión del suelo. Mantener las funciones de un ecosistema no significa una protección total. Lo más importante es un manejo sustentable de los recursos naturales a mediano y largo plazo, para lo cual esta herramienta de modelación puede ser muy útil.

6. Referencias

- Acosta M, Etchevers JD, Monreal C, Quednow K y Hidalgo C. 2001. Un método para la medición del carbono en los compartimentos subterráneos (raíces y suelo) de sistemas forestales y agrícolas en terrenos de ladera en México. Simposio internacional medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales 18-20 octubre 2001, Valdivia-Chile.
- Barradas VL, Ramos-Vázquez A, Orozco-Segovia A. 2004 Stomatal conductance in a tropical xerophilous shrubland at a lava substratum. *International Journal of Biometeorology* 48 (119–127).
- Beltrán-Przekurat A, Pielke RA, Peters DBC, Snyder KA and Rango A. 2008. Modeling the effects of historical vegetation change on near-surface atmosphere in the northern Chihuahuan Desert. *Journal of Arid Environments* 72 (1897–1910)
- Boden TA, Marland G, and Andres RJ. 2010. Global, Regional, and National Fossil-Fuel CO₂ Emissions. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A. http://cdiac.ornl.gov/trends/emis/tre_mex.html. Accesado 30.05.2011.
- Buchmann N. 2002. Plant ecophysiology and forest response to global change. *Tree Physiology*, 22 (1177–1184).
- Canadell JG, Le Quéré C, Raupach MR, Field CB, Buitenhuis ET Ciais P, Conway TJ, Gillett NP, Houghton RA and Marland G. 2007. Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *PNAS*, 104 [47] (18866–18870).
- Canadell JG and Raupach MR. 2008. Managing Forests for Climate Change Mitigation. *Science* 320 (1456-1457).
- Canadell JG, Ciais P, Dhakal S, Dolman H, Friedlingstein P, Gurne KR, Held A, Jackson RB, Le Quéré C, Malone EL, Ojima DS, Patwardhan A, Peters GP and

- Raupach MR. 2010. Interactions of the carbon cycle, human activity, and the climate. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2 (301–311).
- Castellanos J, Maass M and Kummerow J. 1991. Root biomass of a dry deciduous tropical forest in Mexico *Plant and Soil* 131 (225-22)
- Chapin FS III, Matson PA, Mooney HÁ. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag, Inc. p. 436.
- Chapin FS III, Randerson JT, McGuire AD, Foley JA and Field CB. 2008. Changing feedbacks in the climate-biosphere system. *Front Ecol Environ*, 6 (313-320).
- Chiesi M, Maselli F, Moriondo M, Fibbi L, Bindi M and Running SW. 2007. Application of BIOME-BGC to simulate Mediterranean forest processes. *Ecological Modelling*, 206 (179-190).
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) 2011. Datos meteorológicos 1964-2009 region Centro, San Luis Potosi, México. Acceso directo.
- Cramer W, Kicklighter DW, Bondeau A, Moore B, Churkina G, Nemry B, Ruimy A and Schloss AL. 1999. The participants of the-Potsdam NPP Model Intercomparison. Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): overview and key results. *Global Change Biolgy*, 5 (1–15).
- Churkina G, Tenhunen J, Thornton P, Falge EM, Elbers JA, Erhard M, Gruenwald T, Kowalski AS, Rannik U, Sprinz D. 2003. Analyzing the ecosystem carbon dynamics of four European coniferous forests using a biogeochemistry model. *Ecosystems* 6 (168–184).
- Congalton RG and Green K. 2009. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices*. CRC Press, Second Edition, 183 p.
- Davis FW and Roberts D. 2000. Stand Structure in Terrestrial Ecosystems. In: *Methods in Ecosystem Science* (ed. by Sala OE, Jackson RB, Mooney HA and Howarth RW) Springer (7-30).

- De Jong BHJ. 2001. Uncertainties in estimating the potential for carbon mitigation of forest management. *Forest Ecology and Management*, 154 (85-104).
- De Jong BHJ, Masera O, Olgúina M and Martínez R. 2007. Greenhouse gas mitigation potential of combining forest management and bioenergy substitution: A case study from Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 242 (398–411).
- Delgado-Balbuena J. 2010. Net Ecosystem Exchange of carbon and water vapor among contrasting land-uses types in the semiarid short-grass steppe in Central Mexico. Tesis de Maestría, El Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C, p. 76.
- Etchevers BJD, Monreal MC, Hidalgo MC, Acosta MM, Padilla CJ y López RRM. 2005. Manual para La determinacion de carbono em La parte aérea y subterrânea de sistemas de producción en laderas. Colégio de Postgraduados, México, p 27.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2010a. Global Forest Resource Assessment, Rome, p. 346.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2010b. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2010, Informe Nacional México, p. 98.
- Farquhar GD, Caemmerer S and Berry JA. 1980. A biochemical model of photosynthetic CO₂ assimilation in leaves of C₃ species. *Planta* 149 (78-90).
- Flores JD, Mireles R, Flores JA, González B y Chapa L. 2008. Programa estratégico forestal del estado de San Luís Potosí 2006-2025. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, San Luís Potosí, México, p. 204.
- Fontes L, Bontemps JD, Bugmann H, Van Oijen M, Gracia C, Kramer K, Lindner M, Rötzer M and Skovsgaard JP. 2010. Models for supporting forest management in a changing environment. *Forest Systems* 19 (8-29).

Frazer GW, Canham CD and Lertzman KP. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Copyright 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York. <http://www.ecostudies.org/gla/> Accesado el 07.08.2011.

Friedlingstein P, Houghton RA, Marland G, Hackler J, Boden TA, Conway TJ, Canadell JG, Raupach MR, Ciais P and Le Quéré C. 2010. Update on CO₂ emissions. *Nature Geoscience* 3 (811-812).

García-Barrios L, Galván-Miyoshi YM, Valdivieso-Pérez IA, Masera OR, Bocco G and Vandermeer J. 2009. Neotropical Forest Conservation, Agricultural Intensification, and Rural Out-migration: The Mexican Experience. *BioScience* 59 (863–873).

García de Alba-Verduzco JE. 2008. Aplicación del Paradigma de desarrollo de las zonas secas (DDP) , examinando el uso de agua en um sistema humano-ambiental: Estudio de caso em la Amapola, México. Tesis de Maestria, El Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C. p. 131.

GCP (Global Carbon Project). 2010. Carbon budget and trends 2009. <http://www.globalcarbonproject.org/carbonbudget>. Accesado el 07.06.2011.

Golinkoff J. 2010. Biome BGC version 4.2: Theoretical Framework of Biome-BGC. Numerical Terradynamic Simulation Group Modeling and Monitoring Ecosystem Function at Multiple Scales. Biome-BGC. <http://www.ntsg.umt.edu/project/biome-bgc> . Accesado el 25.05.2011.

Google Earth. 2011. Google Earth Version 6. <http://www.google.com/intl/es/earth/download/ge>: Accesado el 07.07.2011

GRASS (Geographic Resources Analysis Support System) 2012. Free Geographic Information System (GIS), GRASS-GIS Version 6.4.2RC3. <http://grass.osgeo.org/> Accesado el 12.01.2012.

- Gullison RE, Frumhoff PC, Canadell JG, Field CB, Nepstad DC, Hayhoe K, Avissar R, Curran LM, Friedlingstein P, Jones CD and Nobre C. 2007. Tropical Forests and Climate Policy. *Science* 316 (985-986).
- Gupta RP. 2003. Remote sensing geology. Springer 2nd ed. p. 655.
- Hamlyn GJ and Vaughan RA. 2010. Remote sensing of vegetation, Principles, Techniques and Applications. Oxford University Press p. 353.
- Hollinger DY, Ollinger SV, Richardson AD, Meyers TP, Dail DB, Maritin ME, Scott A, Arkebauer TJ, Baldocchi DD, Clark KL, Curtis PS, Davis KJ, Desai AR, Dragon D, Goulden ML, Gu L, Katul GG, Pallardy SG, Paw KT, Schmid HP, Toy PCS, Suyker AE and Verma SB. 2010. Albedo estimates for land surface models and support for a new paradigm based on foliage nitrogen concentration. *Global Change Biology* 16 (696–710).
- Houghton RA. 2010. How well do we know the flux of CO₂ from land-use change? *Tellus* 62B (337–351).
- Huber-Sannwald E. 2002. Land use change and biodiversity- a local or global issue? En: Reportes del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C. Memorias del Primer Foro Ambiental del Departamento de Ingeniería Ambiental y Manejo de Recursos Naturales Renovables 1 [1] (110-117).
- Huber-Sannwald E, Maestre F, Herrick J and Reynolds JF. 2006. Applying a new desertification paradigm linking biophysical and socioeconomic elements: The Amapola, Mexico case study. *Hydrological Processes* 20 (3395–3411).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2002. Síntesis de Información Geografía del estado San Luis Potosí. Primera edición, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática p. 124.

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2006. Anuario Estadístico San Luis Potosí 2006. <http://www.inegi.org.mx>, Accesado el 12.11.2010
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1996. Revised Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero - versión revisada en 1996 Libro de Trabajo (Volumen 2). Cambio del uso de la tierra y silvicultura pp. (1-20).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2000. Special Report, Land Use, Land-Use Change, Summary for Policymakers, Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change and Forestry p. 24.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 2001. Cambio climático 2001: Mitigación, Informe del Grupo de trabajo III, del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Cambridge University Press, Cambridge p. 90.
- Jaramillo V, Kauffman J, Rentería-Rodríguez L, Cummings DL and Ellingson LJ. 2003. Biomass, Carbon, and Nitrogen Pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes. *Ecosystems* 6 (609–629).
- Jørgensen S.E. and Bendoricchio G. 2001. Fundamentals of ecological modelling. Gulf Professional Publishing, Third edition, Elsevier Science B.V. p. 530.
- Klooster D. 2010. The Forest Transition Model in Mexico: The roles of community forestry and forest certification. Prepared for delivery at the 2010 Congress of the Latin American Studies Association, Toronto, Canada October 6-9, 2010. Version of August 6, 2010.
- Larcher W.(2001). *Ökophysiologie der Pflanzen*. 6. Auflage, Ulmer S.408
- Le Quéré C, Raupach MR, Canadell JG, Marland G, et al. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature geosciences*, Published online, <http://www.nature.com/naturegeoscience>. Accesado el 12.06.2011.

- Longley P, Goodchild M, Maguire DJ, and Rhind D. 2005. Geographical Information Systems: Principles, Techniques, Management and Applications. Wiley p. 404.
- Márquez-Linares MA, Jurado E y González-Elizondo S. 2006. Algunos aspectos de la biología de la manzanita (*Arctostaphylos pungens* HBK) y su papel en el desplazamiento de bosques templados por chaparrales. CIENCIA UANL 19 [1] (57-64).
- Martinez S, Escolero O and Kralisch S. 2010. Water Management in San Luis Potosí Metropolitan Area, Mexico. International Journal of Water Resources Development 26 [3] (459-475).
- Mas JS, Velázquez A y Couturier S. 2009. La evaluación de los cambios de cobertura / uso del suelo en la República Mexicana. Investigación ambiental 1 (23-39).
- Maselli F, Chiesi M, Moriondo M, Fibbi L, Bindi, M and Running SW. 2009a. Modelling the forest carbon budget of a Mediterranean region through the integration of ground and satellite data. Ecological Modelling 220 (330–342).
- Maselli F, Moriondo M, Chiesi M, Chirici G, Puletti N, Barbati A and Corona C. 2009b. Evaluating the Effects of Environmental Changes on the Gross Primary Production of Italian Forests. Remote Sensing 1 (1108-1124).
- Masera O, Delia-Cerón A and Ordóñez A. 2001. Forestry mitigation options for Mexico: Finding synergies between national sustainable development priorities and global concerns. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 6 (291–312).
- Mediavilla S, Garcia-Ciudad A, Garcia-Criado B and Escudero A. 2008. Testing the correlations between leaf life span and leaf structural reinforcement in 13 species of European Mediterranean woody plants. Functional Ecology 22 (787–793).

- Medina-Roldán, E, Pineda-Martínez LF, Jiménez-Aguilar A, Hernández-Azcúnaga L, Huber-Sannwald E, Arredondo JT. 2008. Carbon stocks under different land use change and land cover scenarios: A case study in the subwatershed “El Peaje” San Luis Potosí, Mexico. Draft.
- Mendoza-Ponce A. and Galicia L. 2010. Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry* 25 (1-10).
- Murphy PG and Lugo AE. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17 (67-88).
- Návar-Chidez J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 257 (427–434).
- Návar-Chidez J, Estrada-Salvador S and Estrada-Castrillón E. 2010. The effect of land use change in the tropical dry forests of Morelos, Mexico on carbon stocks and fluxes. *Journal of Tropical Forest Science* 22 [3] (295–307).
- Návar-Chidez J. 2011. The spatial distribution of aboveground biomass in tropical forests of Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 13 (149 – 158).
- Neteler M and Mitasova M. 2008. *Open Source GIS: A GRASS GIS Approach*. Third Edition. Springer p.406.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2012. Trends in Atmospheric CO₂ for June 2012, Mauna Loa Observatory, Hawaii. <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/mlo.html>. Accesado el 10.07.2012.
- Norby RJ, Hanson PJ, O'Neill EG, Tschaplinski TJ, Weltzin JF, Hansen RA, Cheng W, Wullschleger SD, Gunderson CA, Edwards NT and Johnson DW. 2002. Net Primary Productivity of a CO₂-Enriched Deciduous Forest and the Implications for Carbon Storage. *Ecol. Appl.* 12 (1261–1266).

- NTSG (Numerical Terradynamic Simulation Group). 2011. Modeling and Monitoring Ecosystem Function at Multiple Scales. <http://www.ntsug.umd.edu>. Accesado el 14.07.2011.
- Ordoñez JA, De Jong B and Maser O. 2001. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosques* 7 [2] (27-47).
- Ordoñez JA, De Jong B, García-Oliva F, Alviña FL, Perez JV, Guerrero F, Martinez R and Maser O. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 255 (2074–2084).
- Pérez-Suárez M, Arredondo-Moreno JT, Huber-Sanwald E and Vargas-Hernández JJ. 2009. Production and quality of senesced and green litterfall in a pine-oak forest in central-northwest Mexico. *Journal of Forest Ecology and Management* 258 (1307-1315).
- Petritsch R, Hasenauer H and Pietsch SA. 2007. Incorporating forest growth response to thinning within biome-BGC. *Forest Ecology and Management* 242 (324–336).
- Pietsch SA, Hasenauer H and Thornton PE. 2005. BGC-model parameters for tree species growing in central European forests. *Forest Ecology and Management* 211 (264–295).
- Pretzsch H, Groter R, Reineking B, Roetzer T and Seifert S. 2008. Models for forest ecosystem management: a European perspective. *Annals of Botany* 101 (1065-1087).
- Reich PB, Ellsworth DS, Walters MB, Vose JM, Gresham C, Volin JC and Bowman WD. 1999: Generality of leaf trait relationships: A test across six biomes. *Ecology* 80 (1955–1969).

- Reynolds JF, Maestre FT, Huber-Sannwald E, Herrick J and Kemp PR. 2005. Aspectos socioeconómicos y biofísicos de la desertificación. *Ecosistemas* 14 [3] (3-21).
- Rodríguez-Ríos R, Aguillón-Robles AL y Leroy JL. 2007. Evolución petrológica y geoquímica de un complejo de domos topacíferos en el Campo Volcánico de San Luis Potosí (México). *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 24 [3] (328-343).
- Rudel T, Coomes O, Moran E, Achard F, Angelsen A, Xu J and Lambin E. 2005. Forest transitions: Towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change* 15 (23–31).
- Rzedowski, J., 2006. *Vegetación de México*. 1ra Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, p. 504.
- Roy J. and Saugier B. 2001. Terrestrial Global Productivity: Definitions and Milesiones. In *Terrestrial Global Productivity*. (ed. by Roy J, Saugier B and Mooney HA) Academic Press pp (1-6).
- Roy J, Saugier B and Mooney HA. 2001. *Terrestrial Global Productivity*. Academic Press p. 573.
- Sala OE and Austin AT. 2000. Methods of Estimating Aboveground Net Primary Productivity. En: *Methods in Ecosystem Science* (ed. by Sala OE, Jackson RB, Mooney HA and Howarth RW), Springer p. (30-43).
- Sánchez Colón S, Flores Martínez A, Cruz-Leyva IA y Velázquez A. 2008. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. II Estudio de país. CONABIO.
- Saugier B, Roy J. and Mooney HA. 2001. Estimations of Global Terrestrial Productivity: Converging toward a single Number? In *Terrestrial Global Productivity* (ed. by Roy J, Saugier B and Mooney HA), Academic Press p. (543-557).

- Scheffer F und Schachtschabel P. 1970. Lehrbuch der Bodenkunde 7. Auflage S. 448.
- Scheinbaum C and Masera O. 2000. Mitigating Carbon Emissions while Advancing Nacional Development Priorities: The Case of Mexico. *Climatic Change* 47 (259-282).
- Schimel DS, House JI, Hibbard KA, Bousquet P, Ciais P, Peylin P, Braswell BH, Apps MJ, Baker D, Bondeau A, Canadell J, Churkina G, Cramer W, Denning AS, Field CB, Friedlingstein P, Goodale C, Heimann M, Houghton RA, Melillo JM, Moore B, Murdiyarso D, Noble I, Pacala SW, Prentice IC, Raupach MR, Rayner PJ, Scholes RJ, Steffen WL and Wirth C. 2001. Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature* 414 (169-172).
- Schmid S, Zierl B and Bugman H. 2006. Analyzing the carbon dynamics of central European forests: comparison of Biome-BGC simulations with measurements. *Environmental Change* 6 (167-180).
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2008. Informe de la situación del medio Ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales.
http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_2008/03_suelos/cap3_3.html.
Accesado el 14.11.2010.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Vegetacion.
http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_resumen/02_vegetacion/cap2.html.
Accesado el 08.07.2011
- Steffen W, Crutzen PJ and McNeill JR. 2007. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature? *Ambio* 36 [8] (614-621)

- Tatarinov FE and Cienciala E. (2006). Application of BIOME-BGC model to managed forests. 1. Sensitivity analysis. *Forest Ecology and Management* 237 (267-279).
- Tatarinov FE, Cienciala E, Vopenka P and Avilov V. 2011. Effect of climate change and nitrogen deposition on central-European forests: Regional-scale simulation for South Bohemia. *Forest Ecology and Management* 262 (1919–1927).
- Thornton PE, Law BE, Gholz HL, Clark KL, Falge E, Ellsworth DS, Goldstein AH, Monson RK, Hollinger D, Falk M, Chen J and Sparks JP. 2002. Modeling and measuring the effects of disturbance history and climate on carbon and water budgets in evergreen needleleaf forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 113 (185–222).
- Thornton PE and Rosenbloom NA. 2005. Ecosystem model spin-up: Estimating steady state conditions in a coupled terrestrial carbon and nitrogen cycle model. *Ecological Modelling* 189 (25–48).
- Timothy JF and Knapp AK. 2007. Principles and standards for measuring primary production. Oxford University Press p.268.
- Tupek B, Zanchi G, Verkerk PJ, Churkina G, Viovy N, Hughes JK and Lindner M. 2010. A comparison of alternative modelling approaches to evaluate the European forest carbon fluxes. *Forest Ecology and Management* 260 (241–251).
- UNEP (United Nations Environment Programme). 2009. The Natural Fix? The role of Ecosystems in Climate Mitigation. A rapid response assessment report. UNEP p. 65.
- USGS (United States Geological Survey). 2011. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey <http://www.usgs.gov> Accesado el 25.12.2011.
- Vanclay JK. 1994. Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests. CAB International, Wallingford, UK p. 312.

- Velázquez A, Mas JF, Díaz-Gallegos JR, Mayorga-Saucedo R, Alcántara PC, Castro R, Fernández T, Boccoy G and Palacio JL. 2002. Patrones y tasas de cambio del uso del suelo en México. *Gaceta ecológica* 62 (21-37).
- Velázquez A. 2008. La dinámica de la cubierta forestal de México. Página de la Sociedad Mexicana de Física. <http://www.smf.mx/C-Global/webCubFor.htm>. Accesado el 10.06.2011.
- Velázquez A, Mas JF, Bocco G, and Palacio-Prieto JL. 2010. Mapping land cover changes in Mexico, 1976–2000 and applications for guiding environmental management policy. *Singapore Journal of Tropical Geography* 31 (152–162).
- Wang W, Ichii K, Hashimoto H, Michaelis AR, Thornton PE, Law BE and Nemani RR. 2009. A hierarchical analysis of terrestrial ecosystem model Biome-BGC: Equilibrium analysis and model calibration. *Ecological Modelling* 220 (2009–2023).
- Wang W, Dungan J, Hashimoto H, Michaelis AR, Milesi C, Ichi K and Nemani RR. 2011. Diagnosing and assessing uncertainties of terrestrial ecosystem models in a multimodel ensemble experiment: 1. Primary production. *Global Change Biology* 17 (1350–1366).
- Waring, RH and Running SW. 1998. *Forest Ecosystems: Analysis at Multiple Scales*. Elsevier Academic Press p.370.
- White MA, Thornton PE, Running SW and Nemani RR. 2000a. Parameterization and Sensitivity Analysis of the BIOME-BGC Terrestrial Ecosystem Model: Net Primary Production Controls. *Earth Interactions* 4 (1-85).
- White MA, Asner GA, Nemani RR, Privette JL and Running, S.W. 2000b. Measuring Fractional Cover and Leaf Area Index in Arid Ecosystems: Digital Camera, Radiation Transmittance, and Laser Altimetry Methods. *Remote Sensing of Environment* 74 (45–57).

7. Anexos

MTCLIM INPUT	Unit	Bosque	Chaparral	Pastizal	Referencia
Base elevation	(m)	2115	2115	2115	Conagua
Base annual precip isohyet	(cm)	41.3	41.3	41.3	Conagua
Site latitude	(degrees)	22	22	22	este estudio
Site elevation	(m)	2412	2179	2134	este estudio
Site slope	(degrees)	18	13	6	este estudio
Site aspect (0=N,90=E,180=S,270=W)	(degrees)	242	269	276	este estudio
Site annual precip isohyet	(cm)	50	50	50	Conagua
Site east horizon	(degrees)	1.9	1.9	1.9	este estudio
Site west horizon	(degrees)	1.9	1.9	1.9	este estudio
Maximum temperature lapse rate	(deg C/km)	-6	-6	-6	
Minimum temperature lapse rate	(deg C/km)	-3	-3	-3	

si no existe un dato en la referencia el valor es por default

Anexo I. Parámetros físicos de entrada del programa MTCLIM para la extrapolación de datos climáticos al área de estudio por ecosistema (bosque, chaparral y pastizal) y fuente. La salida de estos datos es la entrada del "MET-File" del programa BIOME-BGC.

Site physical constants block	Unit	Pino	Encino	Chamizo	Manzanita	Pastizal	Referencia
Effective soil depth	(m)	0.2/0.3	0.2/0.3	0.2/0.3	0.2/0.3	0.2/0.3	este estudio
Sand percentage	(%)	54	54	53	53	48	este estudio
Silt percentage	(%)	38	38	30	30	16	este estudio
Clay percentage	(%)	8	8	17	17	36	este estudio
Site elevation	(m)	2412	2412	2179	2179	2134	este estudio
Site latitude	(degrees)	22.03	22.03	22.03	22.03	22.03	este estudio
Site shortwave albedo	(DIM)	0.09	0.15	0.25	0.25	0.3	Hollinger et al., 2010; Beltrán-Przekurat et al., 2008

si no existe un dato en la referencia el valor es por default

Anexo II. Parámetros físicos del sitio para el archivo "INI-FILE" de BIOME-BGC para las especies de pino (*Pinus cembroides*), encino (*Qercus potosina*), chamizo (*Dodonaea viscosa*), manzanita (*Arctostaphylos pungens*) y el ecosistema de pastizal C4.

EPC-FILE	Unit	Default ENF	<i>Pinus cembroides</i>	Referencia	Especie/ Ecosistema
1 = WOODY 0 = NON-WOODY	(flag)	1	1		
1 = EVERGREEN 0 = DECIDUOUS	(flag)	1	1		
1 = C3 PSN 0 = C4 PSN	(flag)	1	1		
1 = MODEL PHENOLOGY 0 = USER-SPECIFIED PHENOLOGY	(flag)	1	1		
yearday to start new growth (when phenology flag = 0)	(yday)	0	0		
yearday to end litterfall (when phenology flag = 0)	(yday)	0	0		
transfer growth period as fraction of growing season	(prop.)	0.3	0.3		
litterfall as fraction of growing season	(prop.)	0.3	0.3		
annual leaf and fine root turnover fraction	(1/yr)	0.25	0.29	Perez-Suarez et al., 2011	<i>Pinus cembroides</i>
annual live wood turnover fraction	(1/yr)	0.7	0.7		
annual whole-plant mortality fraction	(1/yr)	0.005	0.015	Wang et al., 2009	
annual fire mortality fraction	(1/yr)	0.005	0.0066		
(ALLOCATION) new fine root C : new leaf C	(ratio)	1	1		
(ALLOCATION) new stem C : new leaf C	(ratio)	2.2	2	ve en White et al., 2000	<i>Pinus spp.</i>
(ALLOCATION) new live wood C : new total wood C	(ratio)	0.1	0.076	ve en White et al., 2000	<i>Pinus spp.</i>
(ALLOCATION) new croot C : new stem C	(ratio)	0.3	0.29	Pietsch et al., 2005	<i>Pinus spp.</i>
(ALLOCATION) current growth proportion	(prop.)	0.5	0.5		
C:N of leaves	(kgC/kgN)	42	43	este estudio	
C:N of leaf litter, after retranslocation	(kgC/kgN)	93	60	Perez-Suarez et al., 2011	<i>Pinus cembroides</i>
C:N of fine roots	(kgC/kgN)	42	56	este estudio	
C:N of live wood	(kgC/kgN)	50	50	ve en White et al., 2000	<i>Pinus spp.</i>
C:N of dead wood	(kgC/kgN)	729	679	ve en White et al., 2000	<i>Pinus spp.</i>
leaf litter labile proportion	(DIM)	0.32	0.43	este estudio	
leaf litter cellulose proportion	(DIM)	0.44	0.41	este estudio	
leaf litter lignin proportion	(DIM)	0.24	0.16	este estudio	
fine root labile proportion	(DIM)	0.3	0.31	este estudio	
fine root cellulose proportion	(DIM)	0.45	0.42	este estudio	
fine root lignin proportion	(DIM)	0.25	0.27	este estudio	
dead wood cellulose proportion	(DIM)	0.76	0.62	este estudio	
dead wood lignin proportion	(DIM)	0.24	0.38	este estudio	
canopy water interception coefficient	(1/LAI/d)	0.041	0.041		
canopy light extinction coefficient	(DIM)	0.5	0.51	ve en White et al., 2000	<i>Coniferas</i>
all-sided to projected leaf area ratio	(DIM)	2.6	2.6		
canopy average specific leaf area (projected area basis)	(m ² /kgC)	12	12	este estudio	
ratio of shaded SLA:sunlit SLA	(DIM)	2	2		
fraction of leaf N in Rubisco	(DIM)	0.04	0.04		
maximum stomatal conductance (projected area basis)	(m/s)	0.003	0.0024	Chiesi et al., 2011	<i>Pinus spp.</i>
cuticular conductance (projected area basis)	(m/s)	0.00001	0.000014	Pietsch et al., 2005	<i>Pinus cembra</i>
boundary layer conductance (projected area basis)	(m/s)	0.08	0.009	Pietsch et al., 2005	<i>Pinus cembra</i>
leaf water potential: start of conductance reduction	(MPa)	-0.6	-0.599986		
leaf water potential: complete conductance reduction	(MPa)	-2.3	-2.3		
vapor pressure deficit: start of conductance reduction	(Pa)	930	930		
vapor pressure deficit: complete conductance reduction	(Pa)	4100	4100		

si no existe un dato en la referencia el valor es por default

Anexo III a. Parámetros fenológicos y ecofisiológicos de *Pinus cembroides* para el "EPC-FILE" de BIOME-BGC, fuente y datos por default de BIOME-BGC.

EPC-FILE	Unit	Default DBF	<i>Quercus potosina</i>	Referencia	Especie / Ecosistema
1 = WOODY 0 = NON-WOODY	(flag)	1	1		
1 = EVERGREEN 0 = DECIDUOUS	(flag)	0	0		
1 = C3 PSN 0 = C4 PSN	(flag)	1	1		
1 = MODEL PHENOLOGY 0 = USER-SPECIFIED PHENOLOGY	(flag)	0	1		
yearday to start new growth (when phenology flag = 0)	(yday)	100	0		
yearday to end litterfall (when phenology flag = 0)	(yday)	300	0		
transfer growth period as fraction of growing season	(prop.)	0.2	0.2		
litterfall as fraction of growing season	(prop.)	0.2	0.2		
annual leaf and fine root turnover fraction	(1/yr)	1	1		
annual live wood turnover fraction	(1/yr)	0.7	0.7		
annual whole-plant mortality fraction	(1/yr)	0.005	0.015	Wang et al., 2009	
annual fire mortality fraction	(1/yr)	0.0025	0.0066		
(ALLOCATION) new fine root C : new leaf C	(ratio)	1	1.2	Pietsch et al., 2005	<i>Quercus spp.</i>
(ALLOCATION) new stem C : new leaf C	(ratio)	2.2	2	ve en White et al., 2000	<i>Quercus spp.</i>
(ALLOCATION) new live wood C : new total wood C	(ratio)	0.1	0.16	Pietsch et al., 2005	<i>Quercus spp.</i>
(ALLOCATION) new croot C : new stem C	(ratio)	0.23	0.17	ve en White et al., 2000	<i>Quercus spp.</i>
(ALLOCATION) current growth proportion	(prop.)	0.5	0.5		
C:N of leaves	(kgC/kgN)	24	21	este estudio	
C:N of leaf litter, after retranslocation	(kgC/kgN)	49	59	Perez-Suarez et al., 2011	<i>Quercus potosina</i>
C:N of fine roots	(kgC/kgN)	42	60	este estudio	
C:N of live wood	(kgC/kgN)	50	50	ve en White et al., 2000	<i>Quercus spp.</i>
C:N of dead wood	(kgC/kgN)	442	525	ve en White et al., 2000	<i>Quercus spp.</i>
leaf litter labile proportion	(DIM)	0.39	0.51	este estudio	
leaf litter cellulose proportion	(DIM)	0.44	0.37	este estudio	
leaf litter lignin proportion	(DIM)	0.17	0.12	este estudio	
fine root labile proportion	(DIM)	0.3	0.36	este estudio	
fine root cellulose proportion	(DIM)	0.45	0.41	este estudio	
fine root lignin proportion	(DIM)	0.25	0.23	este estudio	
dead wood cellulose proportion	(DIM)	0.76	0.79	este estudio	
dead wood lignin proportion	(DIM)	0.24	0.21	este estudio	
canopy water interception coefficient	(1/LAI/d)	0.041	0.041		
canopy light extinction coefficient	(DIM)	0.7	0.61	ve en White et al., 2000	<i>Bosque tropical ando</i>
all-sided to projected leaf area ratio	(DIM)	2	2		
canopy average specific leaf area (projected area basis)	(m ² /kgC)	30	18	este estudio	
ratio of shaded SLA:sunlit SLA	(DIM)	2	2		
fraction of leaf N in Rubisco	(DIM)	0.08	0.088	Pietsch et al., 2005	<i>Quercus spp.</i>
maximum stomatal conductance (projected area basis)	(m/s)	0.005	0.0024	Chiesi et al., 2011	<i>Quercus spp.</i>
cuticular conductance (projected area basis)	(m/s)	0.00001	0.00006	Pietsch et al., 2005	<i>Quercus spp.</i>
boundary layer conductance (projected area basis)	(m/s)	0.01	0.005	Pietsch et al., 2005	<i>Quercus spp.</i>
leaf water potential: start of conductance reduction	(MPa)	-0.6	-0.6		
leaf water potential: complete conductance reduction	(MPa)	-2.3	-2.3		
vapor pressure deficit: start of conductance reduction	(Pa)	930	930		
vapor pressure deficit: complete conductance reduction	(Pa)	4100	4100		

si no existe un dato en la referencia el valor es por default

Anexo III b. Parámetros fenológicos y ecofisiológicos de *Quercus potosina* para el "EPC-FILE" de BIOME-BGC, fuente y datos por default de BIOME-BGC.

EPC-FILE	Unit	Default Shrub	<i>Arctostaphylos pungens</i>	Referencia	Especie / Ecosistema
1 = WOODY 0 = NON-WOODY	(flag)	1	1		
1 = EVERGREEN 0 = DECIDUOUS	(flag)	1	1		
1 = C3 PSN 0 = C4 PSN	(flag)	1	1		
1 = MODEL PHENOLOGY 0 = USER-SPECIFIED PHENOLOGY	(flag)	1	1		
yearday to start new growth (when phenology flag = 0)	(yday)	0	0		
yearday to end litterfall (when phenology flag = 0)	(yday)	0	0		
transfer growth period as fraction of growing season	(prop.)	0.3	0.3		
litterfall as fraction of growing season	(prop.)	0.3	0.3		
annual leaf and fine root turnover fraction	(1/yr)	0.25	0.2		
annual live wood turnover fraction	(1/yr)	0.7	0.7		
annual whole-plant mortality fraction	(1/yr)	0.02	0.015	Wang et al., 2009	
annual fire mortality fraction	(1/yr)	0.01	0.0066		
(ALLOCATION) new fine root C : new leaf C	(ratio)	1	1		
(ALLOCATION) new stem C : new leaf C	(ratio)	0.22	1.11	promedio encino y shrub	
(ALLOCATION) new live wood C : new total wood C	(ratio)	1	0.58		
(ALLOCATION) new croot C : new stem C	(ratio)	0.3	0.235		
(ALLOCATION) current growth proportion	(prop.)	0.5	0.5		
C:N of leaves	(kgC/kgN)	42	34	este estudio	
C:N of leaf litter, after retranslocation	(kgC/kgN)	93	66	este estudio	
C:N of fine roots	(kgC/kgN)	42	58	ve en White et al., 2000	shrub
C:N of live wood	(kgC/kgN)	50	50		
C:N of dead wood	(kgC/kgN)	729	729		
leaf litter labile proportion	(DIM)	0.32	0.71	este estudio	
leaf litter cellulose proportion	(DIM)	0.44	0.19	este estudio	
leaf litter lignin proportion	(DIM)	0.24	0.1	este estudio	
fine root labile proportion	(DIM)	0.3	0.23	este estudio	
fine root cellulose proportion	(DIM)	0.45	0.52	este estudio	
fine root lignin proportion	(DIM)	0.25	0.25	este estudio	
dead wood cellulose proportion	(DIM)	0.76	0.76	este estudio	
dead wood lignin proportion	(DIM)	0.24	0.24	este estudio	
canopy water interception coefficient	(1/LAI/d)	0.041	0.041		
canopy light extinction coefficient	(DIM)	0.5	0.55	ve en White et al., 2000	shrub
all-sided to projected leaf area ratio	(DIM)	2.6	2	este estudio	
canopy average specific leaf area (projected area basis)	(m ² /kgC)	12	16	este estudio	
ratio of shaded SLA:sunlit SLA	(DIM)	2	2		
fraction of leaf N in Rubisco	(DIM)	0.04	0.046	ve en White et al., 2000	shrub
maximum stomatal conductance (projected area basis)	(m/s)	0.003	0.0017	este estudio	
cuticular conductance (projected area basis)	(m/s)	0.00001	0.00001	ve en White et al., 2000	shrub
boundary layer conductance (projected area basis)	(m/s)	0.08	0.02	ve en White et al., 2000	shrub
leaf water potential: start of conductance reduction	(MPa)	-0.6	-0.6		
leaf water potential: complete conductance reduction	(MPa)	-2.3	-2.3		
vapor pressure deficit: start of conductance reduction	(Pa)	930	930		
vapor pressure deficit: complete conductance reduction	(Pa)	4100	4100		

si no existe un dato en la referencia el valor es por default

Anexo III-c. Parámetros fenológicos y ecofisiológicos de *Arctostaphylos pungens* para el "EPC-FILE" de BIOME-BGC, fuente y datos por default de BIOME-BGC.

EPC-FILE	Unit	Default Shrub	<i>Dodonaea viscosa</i>	Referencia	Especie / Ecosistema
1 = WOODY 0 = NON-WOODY	(flag)	1	1		
1 = EVERGREEN 0 = DECIDUOUS	(flag)	1	1		
1 = C3 PSN 0 = C4 PSN	(flag)	1	1		
1 = MODEL PHENOLOGY 0 = USER-SPECIFIED PHENOLOGY	(flag)	1	1		
yearday to start new growth (when phenology flag = 0)	(yday)	0	0		
yearday to end litterfall (when phenology flag = 0)	(yday)	0	0		
transfer growth period as fraction of growing season	(prop.)	0.3	0.3		
litterfall as fraction of growing season	(prop.)	0.3	0.3		
annual leaf and fine root turnover fraction	(1/yr)	0.25	0.2	Uni Hawaii. (2009)	<i>Dodonaea viscosa</i>
annual live wood turnover fraction	(1/yr)	0.7	0.7		
annual whole-plant mortality fraction	(1/yr)	0.02	0.015	Wang et al., 2009	
annual fire mortality fraction	(1/yr)	0.01	0.0066		
(ALLOCATION) new fine root C : new leaf C	(ratio)	1	1		
(ALLOCATION) new stem C : new leaf C	(ratio)	0.22	0.22		
(ALLOCATION) new live wood C : new total wood C	(ratio)	1	1		
(ALLOCATION) new root C : new stem C	(ratio)	0.3	0.3		
(ALLOCATION) current growth proportion	(prop.)	0.5	0.5		
C:N of leaves	(kgC/kgN)	42	16	este estudio	
C:N of leaf litter, after retranslocation	(kgC/kgN)	93	40	este estudio	
C:N of fine roots	(kgC/kgN)	42	54	este estudio	
C:N of live wood	(kgC/kgN)	50	50		
C:N of dead wood	(kgC/kgN)	729	729		
leaf litter labile proportion	(DIM)	0.32	0.57	este estudio	
leaf litter cellulose proportion	(DIM)	0.44	0.3	este estudio	
leaf litter lignin proportion	(DIM)	0.24	0.13	este estudio	
fine root labile proportion	(DIM)	0.3	0.29	este estudio	
fine root cellulose proportion	(DIM)	0.45	0.46	este estudio	
fine root lignin proportion	(DIM)	0.25	0.25	este estudio	
dead wood cellulose proportion	(DIM)	0.76	0.72	este estudio	
dead wood lignin proportion	(DIM)	0.24	0.28	este estudio	
canopy water interception coefficient	(1/LAI/d)	0.041	0.041		
canopy light extinction coefficient	(DIM)	0.5	0.53	ve en White et al., 2000	<i>shrub</i>
all-sided to projected leaf area ratio	(DIM)	2.6	2	este estudio	
canopy average specific leaf area (projected area basis)	(m ² /kgC)	12	26	este estudio	
ratio of shaded SLA:sunlit SLA	(DIM)	2	2		
fraction of leaf N in Rubisco	(DIM)	0.04	0.088	ve en White et al., 2000	<i>shrub</i>
maximum stomatal conductance (projected area basis)	(m/s)	0.003	0.002	este estudio	
cuticular conductance (projected area basis)	(m/s)	0.00001	0.00001		
boundary layer conductance (projected area basis)	(m/s)	0.08	0.02	ve en White et al., 2000	<i>shrub</i>
leaf water potential: start of conductance reduction	(MPa)	-0.6	-0.6		
leaf water potential: complete conductance reduction	(MPa)	-2.3	-2.3		
vapor pressure deficit: start of conductance reduction	(Pa)	930	930		
vapor pressure deficit: complete conductance reduction	(Pa)	4100	4100		

si no existe un dato en la referencia el valor es por default

Anexo III-d. Parámetros fenológicos y ecofisiológicos de *Dodonaea viscosa* para el "EPC-FILE" de BIOME-BGC, fuente y datos por default de BIOME-BGC.

EPC-FILE	Unit	Default GrassC4	Pastizal C4	Referencia	Especie / Ecosistema
1 = WOODY 0 = NON-WOODY	(flag)	0	0		
1 = EVERGREEN 0 = DECIDUOUS	(flag)	0	0		
1 = C3 PSN 0 = C4 PSN	(flag)	0	0		
1 = MODEL PHENOLOGY 0 = USER-SPECIFIED PHENOLOGY	(flag)	0	0		
yearday to start new growth (when phenology flag = 0)	(yday)	0	180	este estudio	
yearday to end litterfall (when phenology flag = 0)	(yday)	364	300	este estudio	
transfer growth period as fraction of growing season	(prop.)	1	1		
litterfall as fraction of growing season	(prop.)	1	1		
annual leaf and fine root turnover fraction	(1/yr)	1	1		
annual live wood turnover fraction	(1/yr)	0	0		
annual whole-plant mortality fraction	(1/yr)	0.1	0.015	Wang et al., 2009	
annual fire mortality fraction	(1/yr)	0.1	0.0066		
(ALLOCATION) new fine root C : new leaf C	(ratio)	2	2.19	ve en White et al., 2000	
(ALLOCATION) new stem C : new leaf C	(ratio)	0	0		
(ALLOCATION) new live wood C : new total wood C	(ratio)	0	0		
(ALLOCATION) new croot C : new stem C	(ratio)	0	0		
(ALLOCATION) current growth proportion	(prop.)	0.5	0.5		
C:N of leaves	(kgC/kgN)	24	24		
C:N of leaf litter, after retranslocation	(kgC/kgN)	49	49		
C:N of fine roots	(kgC/kgN)	42	42		
C:N of live wood	(kgC/kgN)	0	0		
C:N of dead wood	(kgC/kgN)	0	0		
leaf litter labile proportion	(DIM)	0.39	0.39		
leaf litter cellulose proportion	(DIM)	0.44	0.44		
leaf litter lignin proportion	(DIM)	0.17	0.17		
fine root labile proportion	(DIM)	0.3	0.3		
fine root cellulose proportion	(DIM)	0.45	0.45		
fine root lignin proportion	(DIM)	0.25	0.25		
dead wood cellulose proportion	(DIM)	0	0		
dead wood lignin proportion	(DIM)	0.25	0.25		
canopy water interception coefficient	(1/LAI/d)	0.021	0.021		
canopy light extinction coefficient	(DIM)	0.6	0.6		
all-sided to projected leaf area ratio	(DIM)	2	2		
canopy average specific leaf area (projected area basis)	(m ² /kgC)	45	45		
ratio of shaded SLA:sunlit SLA	(DIM)	2	2		
fraction of leaf N in Rubisco	(DIM)	0.15	0.15		
maximum stomatal conductance (projected area basis)	(m/s)	0.005	0.005		
cuticular conductance (projected area basis)	(m/s)	0.00001	0.00001		
boundary layer conductance (projected area basis)	(m/s)	0.04	0.04		
leaf water potential: start of conductance reduction	(MPa)	-0.6	-0.6		
leaf water potential: complete conductance reduction	(MPa)	-2.3	-2.3		
vapor pressure deficit: start of conductance reduction	(Pa)	930	930		
vapor pressure deficit: complete conductance reduction	(Pa)	4100	4100		

si no existe un dato en la referencia el valor es por default

Anexo III-e. Parámetros fenológicos y ecofisiológicos de *pastizal C4* para el "EPC-FILE" de BIOME-BGC, fuente y datos por default de BIOME-BGC.

Decada		1979			1989			1999			2009		
Tipo de uso de suelo		Área ha	PPN tC/año	Carbono total tC	Área ha	PPN tC/año	Carbono total tC	Área ha	PPN tC/año	Carbono total tC	Área ha	PPN tC/año	Carbono total tC
Escenario I	asentamiento y presas	732	-	-	3,022	-	-	1,897	-	-	2,870	-	-
	pastizal	45,765	9,400	418,934	34,873	7,910	317,291	35,961	8,249	327,309	34,743	10,004	317,977
	chaparral	34,895	36,566	2,225,843	40,036	43,115	2,552,051	39,887	45,511	2,566,402	40,124	58,941	2,609,345
	agricultura	12,280	-	-	16,817	-	-	17,661	-	-	17,922	-	-
	bosque	30,382	44,221	2,663,801	29,306	45,807	2,584,297	28,650	44,819	2,554,047	28,395	54,105	2,561,433
	Total	124,054	90,187	5,308,579	124,054	96,831	5,453,638	124,055	98,579	5,447,758	124,054	123,051	5,488,756
Escenario II	asentamiento y presas	732	-	-	3,022	-	-	1,897	-	-	2,870	-	-
	pastizal	45,765	9,387	427,997	34,873	8,191	324,270	35,961	8,224	334,734	34,743	10,041	325,278
	chaparral	34,895	32,854	1,995,615	40,036	39,316	2,288,190	39,887	41,302	2,305,795	40,124	54,353	2,349,652
	agricultura	12,280	-	-	16,817	-	-	17,661	-	-	17,922	-	-
	bosque	30,382	36,710	2,218,161	29,306	38,429	2,148,042	28,650	39,000	2,127,795	28,395	46,436	2,143,803
	Total	124,054	78,951	4,641,773	124,054	85,936	4,760,502	124,055	88,526	4,768,324	124,054	110,829	4,818,734
Escenario III	asentamiento y presas	732	-	-	3,022	-	-	1,897	-	-	2,870	-	-
	pastizal	45,765	5,138	63,341	34,873	4,427	54,274	35,961	4,659	61,128	34,743	5,671	64,535
	chaparral	34,895	22,388	869,324	40,036	32,098	1,047,215	39,887	34,804	1,124,576	40,124	44,640	1,226,600
	agricultura	12,280	-	-	16,817	-	-	17,661	-	-	17,922	-	-
	bosque	30,382	45,958	2,125,637	29,306	46,256	2,140,455	28,650	45,576	2,182,700	28,395	53,880	2,247,647
	Total	124,054	73,484	3,058,302	124,054	82,781	3,241,943	124,055	85,038	3,368,405	124,054	104,190	3,538,782

Anexo IV. Escalamiento de la PPN y reservorio de carbono al área de estudio, por cobertura vegetal y tipo de escenario I, II y III. Los resultados son los promedios de las décadas 1979, 1989, 1999 y 2009.