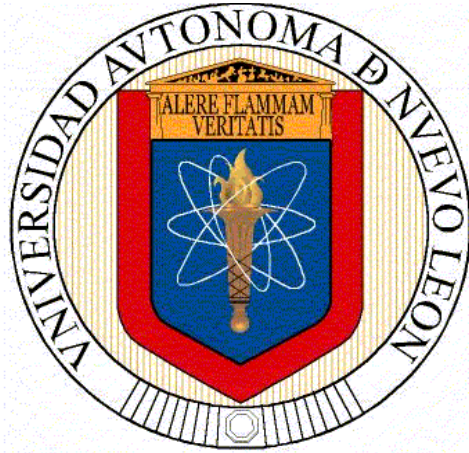


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



TESIS

**SERVICIOS AMBIENTALES EN ECOSISTEMAS DE PASTIZALES
SEMIÁRIDOS DEL ALTIPLANO DEL NORTE DE MÉXICO**

**PRESENTA
MIGUEL ÁNGEL HERNÁNDEZ GÓMEZ**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN
MANEJO DE RECURSOS NATURALES**

DICIEMBRE 2015

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO**

**SERVICIOS AMBIENTALES EN ECOSISTEMAS DE PASTIZALES
SEMIÁRIDOS DEL ALTIPLANO DEL NORTE DE MÉXICO**

TESIS

Como requisito parcial para obtener el grado de

**DOCTOR EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

Presenta

MIGUEL ÁNGEL HERNÁNDEZ GÓMEZ

Comité de Tesis



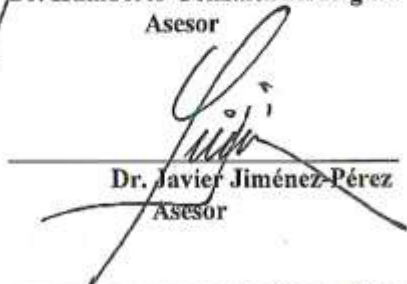
**Dra. Marisela Pando-Moreno
Directora**



**Dr. Humberto González-Rodríguez
Asesor**



**Dr. Andrés Eduardo Estrada-Castillón
Asesor**



**Dr. Javier Jiménez-Pérez
Asesor**



**Dr. Ricardo Mata-González
Asesor externo**

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

DICIEMBRE DE 2015

Declaro que la presente investigación es original, desarrollada como requisito parcial para obtener el grado de Doctor en Ciencias con Especialidad en Manejo de Recursos Naturales en la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León y que la información de otros autores utilizada en este trabajo fue considerando y otorgando los créditos correspondientes.

M.C. Miguel Ángel Hernández Gómez

Esta tesis debe citarse: Hernández, Gómez, M. A. 2015. Servicios ambientales en ecosistemas de pastizales semiáridos del altiplano del norte de México. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias con especialidad en Manejo de Recursos Naturales. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México.

DEDICATORIA

A mis padres (+) que me dieron la vida, a quienes brindo el esfuerzo realizado para concluir una etapa más de mi formación académica y profesional.

A mis abuelos Pablo Hernández Ramírez (+) y María Gómez Grajales (+) que me forjaron por el camino del bien, el esfuerzo y el trabajo.

A Adorit López Ventura, por ser mi compañera, confidente y amiga, por su comprensión y apoyo incondicional.

A Kaled, Abril y Maia por su cariño e inocente pasión por la vida, todo mi amor.

A mis hermanos por su cariño y apoyo moral.

Carmen, Margarita, Hugo Alberto, Alejandra, Edmundo, Flor de María, Ernesto, Joel, Fesita, Amir, Edgar, Natividad y Gisela Isabel,

A los habitantes, ejidatarios y propietarios de los predios en la Región Terrestre Prioritaria “El Tokio” y zonas áridas de México.

AGRADECIMIENTOS

A la **Dra. Marisela Pando-Moreno**, por la invaluable aportación de conocimientos en la dirección de la tesis, su confianza, amistad y el apoyo incondicional que me brindó para la realización del trabajo de investigación, además de guiarme académicamente.

Al **Dr. Humberto González-Rodríguez**, por su colaboración en el comité de tesis, su apoyo como tutor académico y por sus valiosas observaciones durante el desarrollo de la tesis.

Dr. Andrés Eduardo Estrada-Castillón, por ser parte del comité de tesis, por su asesoría en la identificación de las especies estudiadas, por el tiempo y colaboración brindada en esta tesis.

Dr. Javier Jiménez-Pérez, por ser parte del comité de tesis, por su asesoría y colaboración en el uso del Laboratorio de captura de carbono y tiempo dedicado a la revisión de esta tesis.

Dr. Ricardo Mata-González, por participar en el comité de tesis, por el tiempo y colaboración brindados para la realización de una estancia académica e investigación en Oregon State University.

Dr. Julio Cesar Chacón-Hernández, por colaborar en los análisis estadísticos utilizados en como parte de la investigación.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico para la formación integral de recursos humanos de alto nivel.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, por brindarme un espacio entre sus muros y facilidades otorgadas para cumplir exitosamente con el programa de posgrado.

A la Subdirección de Posgrado de la Facultad de Ciencias Forestales por el seguimiento de la actividades para el desarrollo del graduado.

Al Department of Animal and Rangeland Sciences de la Oregon State University por su colaboración en el desarrollo de la estancia académica en sus instalaciones.

A todas las personas, organizaciones y dependencias que de una u otra forma participaron en mi formación académica y elaboración de esta investigación.

CONTENIDO

DEDICATORIA	
AGRADECIMIENTOS	
CAPÍTULO I	9
INTRODUCCIÓN GENERAL	9
OBJETIVO GENERAL	14
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
HIPÓTESIS GENERALES	14
LITERATURA CITADA	15
CAPÍTULO 2	17
Captura de carbono en ecosistemas de pastizales semiáridos del Altiplano del Norte de México	17
RESUMEN	17
ABSTRACT	18
INTRODUCCIÓN	18
MATERIALES Y MÉTODOS	20
Descripción y ubicación del área de estudio	20
Determinaciones en Plantas	21
Determinaciones en suelo	21
RESULTADOS	22
Biomasa aérea en El Salado	22
Biomasa aérea en La Soledad	23
Carbono en Biomasa Aérea	23
Biomasa Radicular	24
Estimación del carbono orgánico en el suelo (COS)	25
Carbono total	26
DISCUSIÓN	26
CONCLUSIONES	27
LITERATURA CITADA	28
CAPITULO 3	30
Root biomass estimation for semiarid grassland species of the Southern Chihuahuan Desert	30

ABSTRACT	30
INTRODUCTION	32
MATERIALS AND METHODS	34
Estimation of root biomass from aboveground plant parameters	37
DISCUSSION AND CONCLUSIONS	44
REFERENCES	45
CAPÍTULO 4	50
Análisis económico y balance de emisiones CO ₂ vs almacén de C en un sistema de producción intensiva de papa y un pastizal natural en el Altiplano del Noreste de México.	50
RESUMEN	50
INTRODUCCIÓN	51
Objetivo	54
Hipótesis	54
MATERIALES Y MÉTODOS	55
Descripción y ubicación del área de estudio	55
Estimación de biomasa y contenido de C del cultivo de la papa y de las especies del pastizal.	56
Determinación de las emisiones de CO ₂ en el proceso productivo de la papa	57
Determinación del valor económico de los servicios ambientales derivado del almacén de carbono en el cultivo de la papa.....	58
Determinación del valor económico de los servicios ambientales derivado del almacén de carbono en el pastizal natural.....	58
Estimación de los costos de producción de la papa en Nuevo León	58
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	59
Estimación de emisiones de CO ₂ directas e indirectas derivadas del proceso de producción del cultivo de papa.	59
Estimación del almacén de C por el proceso productivo de papa y pastizales excluidos.	62
Estimación del valor económico de los servicios ambientales derivado del almacén de carbono en el cultivo de la papa.....	62
Estimación del valor económico de los servicios ambientales derivado del almacén de carbono en el pastizal natural.....	63
Determinación de los costos directos asociados al proceso de producción del cultivo de la papa en Nuevo León	64
Relación beneficio-costo del proceso productivo y almacén de C del cultivo intensivo de la papa.	66

Relación beneficio-costo del almacén de C en el pastizal natural excluido utilizado como forraje.....	67
CONCLUSIONES.....	69
BIBLIOGRAFÍA.....	70
CAPÍTULO 5.....	74
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES.....	74

INDICE DE CUADROS, TABLAS Y FIGURAS

CAPÍTULO 2.

Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.	20
Figura 2. Variaciones en la producción de biomasa en las áreas de El Salado.	22
Figura 3. Variaciones en la producción de biomasa en las áreas de La Soledad.	23
Figura 4. Captura de carbono en función a la producción promedio de biomasa aérea en sitios excluidos (ex) y no excluidos (lex) en El Salado y La Soledad.	24
Figura 5. Valores promedio de Carbono Orgánico en Suelo (COS) para las dos zonas y los diferentes tratamientos.	25
Tabla 1. Estimación de la proporción entre peso promedio de biomasa aérea y radicular (PBRBA) de especies importantes en el área de estudio.	25
Tabla 2. Resumen general de la captura de carbono en los diferentes estratos y tratamientos estudiados en el ecosistema de pastizales (kg ha ⁻¹).	26

CAPITULO 3.

Table 1. Regression analyses models to estimate root biomass (RB) as a function of plant crown diameter (D) and plant height (H) in 26 plant species from the southern Chihuahuan Desert.	35
--	----

Table 2. Shoot and root biomass and RSR (Root/Soot Relation) for 26 native plant species of the Chihuahuan Desert, Northeastern Mexico.	36
Table 3. Equations derived from the regression analyses for those plant species that meet the statistical significance criterion ($P \leq 0.05$) and determination coefficient ($r^2 \geq 0.50$).	37
Table 4. Equations derived from the Marquardt exponential model analysis to estimate root biomass (RB) as a function of plant crown diameter (D) and plant height (H) by plant species.	40
Table 5. Results and equations derived from linear, exponential and logarithmic analyses for all the species as a whole to estimate root biomass (RB) as a function of plant crown diameter (D) and plant height (H).	43

CAPITULO 4.

Cuadro 1. Valores estadísticos de las variables dasonómicas de la papa.	56
Cuadro 2. Emisiones directas generadas por la producción de papa en Galeana, N.L.	60
Cuadro 3. Emisiones indirectas derivadas por la producción de papa en Galeana, N.L.	60
Cuadro 4. Producción de biomasa y almacén de C en diferentes componentes de la planta de papa (<i>Solanum tuberosum</i> var. fiara) y en el pastizal natural excluido.	62
Cuadro 5. Costos (\$ MN) por hectárea del proceso de producción de papa en el Tokio, Galeana, Nuevo León, México para el año 2013.	65
Cuadro 6. Relación beneficio-costo del proceso productivo y almacén de C del cultivo intensivo de la papa.	66
Cuadro 7. Relación beneficio-costo de la producción de forraje y almacén de C en el pastizal natural excluido.	68

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL

La modernidad, la expansión global de la industria, los niveles de consumo de países económicamente desarrollados y emergentes han provocado un aumento en el uso de energía generada por combustibles fósiles. La explotación a gran escala de combustibles fósiles para obtener energía se incrementa a partir del siglo XVI para sostener el desarrollo industrial y los cambios asociados a los procesos demográficos y socioeconómicos, además del consumo histórico del uso de madera y otro tipo de vegetación que data de más de dos millones de años (Mannion 2006).

Existe una gran diversidad de ecosistemas en México con estructura de bienes: especies con interés comercial, cinegético, pesquero, ganadero, agrícola o forestal, y estructura funcional que ofrece servicios como el oxígeno, abastecimiento de agua, asimilación de residuos, fertilidad de suelo, polinización, placer estético y emocional del paisaje (Lomas *et al.* 2005), captura y almacén de C (CIFOR 2005), protección de la biodiversidad y de cuencas hidrográficas (Havstad 2007) que son vitales para la economía y sin embargo están siendo mermados por la transformación de estos ecosistemas (Lomas *et al.* 2005).

El INTA (2011) menciona que existen muchos esfuerzos para estimar el valor de los bienes y servicios naturales que ofrecen los ecosistemas y que son necesarios para la vida, aunque existen visiones meramente utilitaristas y consideran únicamente el beneficio tangible para el ser humano. Según Costanza *et al.* (1997) la importancia de los servicios ambientales puede ser estimada en términos económicos considerando un conjunto de servicios para todo el planeta que supondría un valor medio anual de 33 trillones de dólares por año, aunque existe sesgo por los métodos utilizados y la falta de análisis de algunos ecosistemas y servicios. Es posible que ese valor actualmente se vea reducido ya que la FAO (2004) reportó en 2004 que la biosfera constituye un sumidero de C que absorbía alrededor de 2.3 Gt C/año que representa alrededor del 30% de las emisiones de combustibles fósiles. En ese sentido Goodland y Daly (1996) basan su idea al igual otros autores en la necesidad de asegurar el suministro, actual y/o potencial de servicios ambientales indispensables para mantener el capital construido, social, y humano.

El ciclo del carbono es uno de los más importantes, ya que todas las moléculas orgánicas que conforman a los seres vivos, tienen C en su composición (Enkerlin, 1997). El CO₂ es un gas incoloro e inodoro que en bajas concentraciones no es un contaminante, ya que se produce en forma natural, pero un aumento en su concentración puede traer implicaciones negativas a nivel global. Esto ha provocado que cada vez sea más estudiado, analizado y considerado importante en cuanto a la contaminación atmosférica (CICEANA, 2014).

La concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera a finales del siglo XIX, era de alrededor de 285 ppm y esta concentración aumentó a 366 ppm en 1998 (aprox. 28%) como consecuencia de las emisiones antropogénicas de cerca de 405 Gt C a la atmósfera (IPCC, 2007). Este incremento se debió al uso de combustibles fósiles y producción de cemento (67%) así como al cambio de uso de suelo (33%). Las actividades antropogénicas han contribuido a la creciente acumulación de CO₂ en la atmósfera con alto potencial de calentamiento global por las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Mannion 2006).

Los ecosistemas brindan servicios ambientales que contribuyen a mitigar los efectos que pudiera producir el incremento de CO₂ en la atmósfera. Algunos de estos servicios, como la captura y almacén del C, no son considerados en la toma de decisiones sobre el manejo de los ecosistemas y pudieran constituir una alternativa viable para la mitigación de los efectos dañinos de los GEI al incrementar las tasas de C relativamente bajas, eliminando pérdidas considerables de C asociadas a la degradación del sitio (Havstad *et al.* 2007).

Algunos bienes y servicios son identificables y sus beneficios son fácilmente cuantificables en términos de mercado, otros muchos no están valorados en el marco de la economía clásica por ello no participa en las decisiones la política pública como un servicio ambiental (Costanza *et al.* 1997), tal es el caso de los pastizales naturales del norte de México que únicamente son aprovechados como proveedores de bienes y no para los mercados de C voluntarios o institucionales como en los Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL).

La FAO (2004) menciona que los ecosistemas marinos y terrestres actúan como sumideros de C ya que han absorbido el 60 % de las emisiones de CO₂ mientras el 40 % restante

contribuye al incremento en la concentración atmosférica de este gas. La mayor relevancia del carbono radica en la relación intrínseca con los procesos metabólicos, crecimiento y reproducción para las plantas que tienen la capacidad única de atrapar la energía solar que combinan con agua del suelo y el CO₂ de la atmósfera para producir carbohidratos (Mannion 2006). De ahí que ese mismo autor señala que todas las comunidades vegetales del mundo pueden ser descritas como almacenes de carbono compuesto con energía potencial y Havstad (2007) sostiene que los pastizales representan un vasto almacén de C tanto en el suelo como en su vegetación.

Las hipótesis que se plantean en la presente investigación son i) que la captura y almacén de CO₂ efectuada en pastizales naturales, excluidos al uso pecuario, en ecosistemas semiáridos es más eficiente que la que se presenta en pastizales no excluidos, dado que éstos por lo regular se encuentran sobre pastoreados en la región de estudio y ii) que dichos pastizales excluidos son asimismo más eficientes que el cultivo de papa para capturar y almacenar CO₂, dado que las emisiones de CO₂ estimadas para el cultivo agrícola son muy altas en relación a los pastizales nativos.

Un problema al que regularmente nos enfrentamos al pretender cuantificar el C almacenado por las plantas es la determinación de la biomasa radicular y esto es particularmente importante en ecosistemas de pastizales donde, en muchas ocasiones, la biomasa radicular se equipara o supera a la biomasa aérea. Por lo que se planteó una tercer hipótesis que es que la biomasa radicular de las especies características de los pastizales de la región de estudio puede ser estimada mediante ecuaciones alométricas a nivel de especie vegetal basados en parámetros fácilmente medibles de las plantas.

Cada una de estas hipótesis se analiza en el presente escrito. En el capítulo 2, se aborda la primera de las hipótesis planteadas y se presenta información cuantitativa sobre el almacén de C en tierras de pastoreo semiáridos, las estimaciones fueron realizadas en áreas bajo condiciones de pastoreo, dispersas y fragmentadas en colonias del perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus* M.) y en áreas con seis años de exclusión de ganado doméstico en tres zonas del ejido El Salado (Ramillete, San Benito y Palos Altos), perteneciente al municipio

de Vanegas en San Luis Potosí y otra área en Galeana (Llano de la Soledad), Nuevo León, México. Se estimaron los volúmenes de C almacenados por hectárea a partir de la colecta trimestral de biomasa aérea y la determinación del C orgánico del suelo en un periodo de dos años.

Estas determinaciones se realizaron bajo la hipótesis de que las áreas excluidas al pastoreo presentan mayores tasas de captura de C que las áreas sin exclusión y se concluye que las tierras de pastizales de ecosistemas semiáridos tienen capacidad de almacenar altos niveles de C en el suelo (entre 30,000 kg ha⁻¹ y 50,000 kg ha⁻¹) comparados con otras zonas áridas reportadas y que la presión del pastoreo influye de manera importante en la determinación de la acumulación de C por lo que es necesario estudiar con mayor detalle los factores responsables de esta acumulación.

Estos resultados aparecen publicados en el libro: Estado actual del conocimiento del ciclo del Carbono y sus interacciones en México. Programa Mexicano del C. ISBN 978-607-96490-1-2, <http://pmcarbono.org/base/index.php>. Además, se presentaron resultados parciales del mismo en el IV Simposio Internacional del Carbono en México. Texcoco, México, en 2013 y en la Reunión anual de la Sociedad de Manejo de Pastizales (SRM) en Orlando, Florida, USA. 2014.

En el capítulo 3 se aborda la tercera de las hipótesis propuestas. En él se presentan datos de las estimaciones de biomasa radicular (BR) de especies de plantas características de los pastizales de estudio (El Salado en el Norte de San Luis Potosí y La Soledad en el Sur de Nuevo León). La estimación de la biomasa radicular se realizó mediante colecta de 26 especies, con una muestra de 8 a 18 individuos por especie, extrayendo tanto la parte aérea como la raíz de cada individuo y se registraron las variables de altura y diámetro de las plantas. La parte aérea fue separada de la raíz y pesada para estimar la biomasa aérea y biomasa de raíz. Con estos valores se estimó la relación existente entre la biomasa radicular y aérea por sus siglas en inglés (RSR). A fin de explorar el mejor ecuación para predecir la biomasa radicular se utilizaron los modelos de regresión lineal y exponencial. Se analizaron los datos de la regresión para cada especie colectada y para todo el conjunto de datos para determinar la variable o combinación de variables Diámetro promedio de copa (D), altura de

la planta (A), producto del diámetro de copa por altura de planta (AD) y el resultado de la suma del diámetro y la altura ($A+D$) que produjera el mejor ajuste. En conclusión podemos afirmar que los resultados ofrecen un número importante de ecuaciones que serán de utilidad para profundizar en el conocimiento del tipo de vegetación a nivel específico y contribuye a minimizar los esfuerzos del muestreo por el uso de las ecuaciones y diferentes características dasonómicas.

En el capítulo 4, se presenta un análisis comparativo de los costos, ingresos, captura y emisión de CO_2 a la atmosfera por la producción intensiva del cultivo de papa en Galeana, Nuevo León, México y las áreas de pastizales nativos con exclusión al pastoreo de ganado doméstico y pastoreo moderado generado por el perrito llanero mexicano. Para la estimación de la capacidad de almacenamiento de CO_2 del cultivo de papa, se determinó la producción de biomasa y el porcentaje de C contenido en los diferentes depósitos de la planta, diferenciado como aéreo, radicular y tubérculos por separados y se registraron previamente los valores estadísticos de las características fenotípicas. Con los datos técnicos del cultivo se desarrolló una valoración netamente economicista estimando los costos considerando los conceptos propios de las labores agrícolas como la siembra, manejo de plagas y enfermedades, cosecha, riego, fertilización de fondo y seguro agrícola y beneficios obtenidos por la comercialización. Para cada una de estas labores se estimaron las emisiones de CO_2 con el propósito de realizar un balance comparado con el almacén de C, en el costo económico considerando las emisiones directas generadas por el uso de energías en el proceso de producción. Se concluye que el cultivo de papa no puede considerarse apto para el almacén de C dado que su potencial es bajo y sus beneficios por este concepto son mínimos, y aunque hay limitaciones metodológicas para su estimación, existe la oportunidad para la incursión en el mercado voluntario de bonos de C en pastizales naturales en México.

OBJETIVO GENERAL

Contribuir al conocimiento de los servicios ambientales que los ecosistemas de pastizales semiáridos nativos proveen, evaluando la captura de C en biomasa aérea, biomasa radicular de la vegetación nativa y C orgánico del suelo, además de estimar el valor económico de la captura y emisiones de CO₂ en el sistema de producción intensiva de papa.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar la acumulación de C en biomasa aérea y suelo en pastizales sujetos a pastoreo y excluidos al pastoreo.
2. Generar información y una herramienta útil que permita la estimación no-destructiva de la biomasa radicular (BR) de especies nativas del pastizal de ecosistema semidesértico.
3. Determinar la relación del costo-beneficio, almacén y emisiones de CO₂ en un sistema de producción intensiva de papa comparado con el almacén de C en pastizal natural excluido.

HIPÓTESIS GENERALES

1. La captura y almacén de CO₂ efectuada en pastizales naturales excluidos al uso pecuario en ecosistemas semiáridos es más eficiente a la realizada
 - a) por pastizales no excluidos y
 - b) por el cultivo de papa, dado que las emisiones de CO₂ estimadas para el cultivo agrícola son muy altas en relación a los pastizales nativos.
2. La biomasa radicular de las especies características de los pastizales de la región de estudio puede ser estimada mediante ecuaciones alométricas a nivel de especie vegetal basados en parámetros fácilmente medibles de las plantas.

LITERATURA CITADA

- CICEANA. 2014. Centro de Información y Comunicación Ambiental de Norte América, A.C. http://www.ciceana.org.mx/recursos/CO2_en_la_atmosfera.pdf. Consultado en mayo.
- CIFOR, 2005. "Payments for environmental services: Some nuts and bolts", CIFOR Occasional Paper No. 42(s). Centro Internacional de Investigación Forestal
- Costanza, R. 1991. "Ecological Economics: the science and management of sustainability". Columbia University Press. New York (USA).
- Enkelin E. y Cano G. 1997. Ciencia ambiental y desarrollo sostenible. International Thomson Editores. México.
- FAO, 2004. Carbon sequestration in dryland soils. World Soil Resources Reports. Roma, 2004. ISBN 92-5-105230-1
- Goodland, R. y Daly, H. (1996). "Environmental Sustainability: Universal and Non-Negotiable". *Ecological Applications*, 6 (4). 1002-1017.
- Havstad M. K., Peters P.C. D., Skaggs R., Brown J., Bestelmeyer B., Fredrickson E., Herrick J., Wright J. 2007. Ecological services to and from rangelands of the United States. B.V Ecological Economics. Elsevier. 6 4. (2007) 261-268.
- INTA, 2011. Valoración de servicios eco sistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Editores: Pedro Laterra, Esteban G. Jobbágy, José M. Paruelo. Buenos aires. 740 p. ISBN: 978-987-679-018-5
- IPCC, 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 págs.
- Lomas P. L., Martín B., Louit C., Montoya D. y Montes C. 2005. Guía práctica para la valoración económica de los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas. ISBN: 84-96063-60-7. NA-451/2005. Ulzama digital.
- Mannion A. M. 2006. Carbon and Its Domestication. University of Reading, Reading, U.K. ISBN 10 1-4020-3957-3. Springer

Publicado en:

Hernández-Gómez Miguel Á.; Pando-Moreno Marisela; Mata-González Ricardo y Jiménez-Pérez Javier. 2014. **Captura de carbono en ecosistemas de pastizales semiáridos del Altiplano del norte de México.** En: Paz, F., J. Wong. M. Bazan y V. Saynes (editores). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Colegio de Postgraduados, la Universidad Autónoma de Chapingo y el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-1-2. 708.

http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/Sintesis_Nacional_2013.pdf

CAPÍTULO 2

Captura de carbono en ecosistemas de pastizales semiáridos del Altiplano del Norte de México

Hernández-Gómez Miguel Á.¹; Pando-Moreno Marisela¹; Mata-González, Ricardo²; Jiménez-Pérez Javier¹

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Km. 145 Carretera Nacional Linares-Cd. Victoria, Apartado postal 41, 67700, Linares, Nuevo León, México.

²Department of Animal and Rangeland Sciences, Oregon State University, 120 Withycombe Hall, OSU, Corvallis, OR 97331 EUA. Autor para correspondencia: ochoa35000@hotmail.com

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue determinar la acumulación de C en pastizales sujetos a pastoreo y excluidos al pastoreo por 6 años. Para ello se determinó la cantidad de C en la vegetación y suelo. Se colectó trimestralmente la vegetación por dos años para determinar la biomasa aérea por unidad de superficie. Al final del experimento se extrajeron plantas para determinar la proporción de biomasa área y raíz y se muestreó el suelo para determinaciones de C orgánico en el laboratorio. Las áreas de estudio fueron El Salado en el norte de San Luis Potosí y La Soledad en el sur de Nuevo León. Se obtuvo una alta acumulación de C de biomasa aérea en áreas excluidas (323 kg ha^{-1}) comparada con áreas no excluidas (141 kg ha^{-1}), pero solo en una de las áreas de estudio (El Salado). En la otra área de estudio (La Soledad) no se presentaron diferencias debido al pastoreo. Esto nos permite concluir que diferencias en la presión de pastoreo son definitivamente importantes en la determinación de la acumulación de C. Nuestras áreas de estudio son capaces de almacenar altas concentraciones de C en el suelo (entre $30,000 \text{ kg ha}^{-1}$ y $50,000 \text{ kg ha}^{-1}$). Estos niveles de acumulación son más altos que otras zonas áridas reportadas. Los factores responsables de esta alta acumulación se deben estudiar más a detalle.

Palabras clave: biomasa aérea, biomasa radicular, COS, áreas excluidas, pastizal gipsófilo.

ABSTRACT

The objective of this study was to determine C accrual on semiarid rangelands under grazing and grazing exclusion for six years. The amount of C in vegetation and soil was determined. Vegetation was sampled every three months for two years to determine aerial biomass by unit of surface. At the end of the experiment, representative plants were collected to determine the proportion of aerial biomass and root biomass. Also at the end of the experiment of two years, soil samples were collected to determine organic C in the laboratory. The areas of study were El Salado, located on the north part of the state of San Luis Potosi, and La Soledad, located in the south of the state of Nuevo Leon. A high C accrual from aerial biomass was obtained from areas excluded to grazing (323 kg ha^{-1}) compared to areas under grazing (141 kg ha^{-1}), but only in one of the areas or study (El Salado). On the other study area (La Soledad), grazing did not produce differences in C accrual. Thus, we conclude that differences in grazing pressure are definitely important in determinations of C sequestration. Our study areas can accumulate high amounts of soil C (between $30,000 \text{ kg ha}^{-1}$ and $50,000 \text{ kg ha}^{-1}$). These amounts are higher than some others reported in arid locations are. The factors responsible for this high C accumulation should be further studies.

Keywords: excluded, carbon, COS, root, soil.

INTRODUCCIÓN

Está claro que al menos a partir de la revolución industrial la concentración de C en la atmósfera ha venido en aumento, repercutiendo en un rápido incremento en el efecto invernadero (Vitousek, 1994). La reducción de las emisiones de CO_2 alrededor del mundo es una meta cada vez más atractiva en la sociedad global y existen opciones múltiples para lograr esta meta. Una opción es el incremento en la capacidad de producción de energía por vías renovables. Sin embargo, esta es una opción a largo plazo. En el corto y mediano plazo, paralelo al aumento en energía renovable, se debe considerar la opción de promover la

acumulación de C en el suelo a fin de contrarrestar y disminuir el efecto invernadero (Steiguer et al. 2008). Sin embargo, la falta de conocimiento, la poca consideración técnica sobre los servicios que los recursos naturales proveen y particularmente sobre la acumulación de C, limitan su apreciación y uso. Este trabajo se desarrolló para generar información relacionada a la captura de C en pastizales de ecosistemas semiáridos del altiplano del norte de México. Los pastizales de zonas áridas han sido históricamente poco considerados en los mecanismos internacionales de mercado de carbono por considerarse de poca importancia cuantitativa (Lal 2004; Ingram et al 2008). Sin embargo, el hecho de que los pastizales de zonas áridas están ampliamente distribuidos en todo el mundo les otorga una importancia mayor. Los pastizales y tierras silvestres (rangelands) ocupan aproximadamente el 50% del área terrestre mundial y acumulan más de una tercera parte del mundo en reservas de biomasa aérea, de raíz, y de suelo (Ingram et al. 2008). Aunque los bosques acumulan una gran cantidad de C como biomasa aérea, la ventaja de los pastizales es la acumulación en la raíz y el suelo debido a que los pastos y herbáceas tiene sistemas radiculares más dinámicos (Sharrow e Ismail 2004). Estudios de acumulación de C en praderas y pastizales en comparación con plantaciones arbóreas han mostrado que la acumulación total de C es similar en estas dos condiciones a pesar de la gran acumulación de biomasa aérea de los arboles (Lugo y Brown, 1993; Corre et al. 2000; Sharrow e Ismail 2004). Gran parte de las tierras de pastoreo degradadas pueden secuestrar C si la entrada de materia orgánica en el suelo y una reducción de la descomposición de la materia orgánica se promueven a través de prácticas de manejo adecuadas. Estas prácticas adecuadas de manejo incluyen un control de la presión de pastoreo (Ingram et al. 2008). Este trabajo intenta contribuir al conocimiento de los servicios ambientales que las tierras de pastoreo de pastizales semiáridos proveen, evaluando la captura de carbono en biomasa aérea, biomasa radicular y C orgánico del suelo. Las determinaciones se realizaron en áreas bajo condiciones de pastoreo y en áreas con seis años de exclusión de ganado doméstico bajo la hipótesis de que las áreas excluidas al pastoreo presentan mayores tasas de captura de C que las áreas sin exclusión.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción y ubicación del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en ecosistemas de pastizales semiáridos del altiplano en el norte de México (Figura 1), con subtipo climático seco-templado, BS0kx', con escasa precipitación todo el año y verano cálido. Dos áreas fueron seleccionadas para el estudio: i) El Salado, Municipio de Vanegas, San Luis Potosí, con una elevación media de 1,706 msnm y una extensión aproximada de 52,975.5356 ha y ii) La Soledad, en el Municipio de Galeana, Nuevo León, con elevación promedio de 1865 msnm ocupando una extensión aproximada de 14,361.5552 ha. en El Salado se establecieron tres áreas de estudio incluyendo exclusiones. En La Soledad se establecieron dos áreas de estudio con exclusiones de 50 m². El tipo de pastizal de estas regiones es halófilo/gipsófilo, cuya distribución está ampliamente determinada por las características del suelo. Estos pastizales son característicos de suelos con pre dominancia en yeso, ya sea acumulado en el substrato en forma de cristales o presente en la superficie (Ávalos, 1988). Los suelos predominantes en casi toda el área ocupada por pastizales son: Solonchak y Xerosol para los estados de Nuevo León y San Luis Potosí (Estrada, 2010).

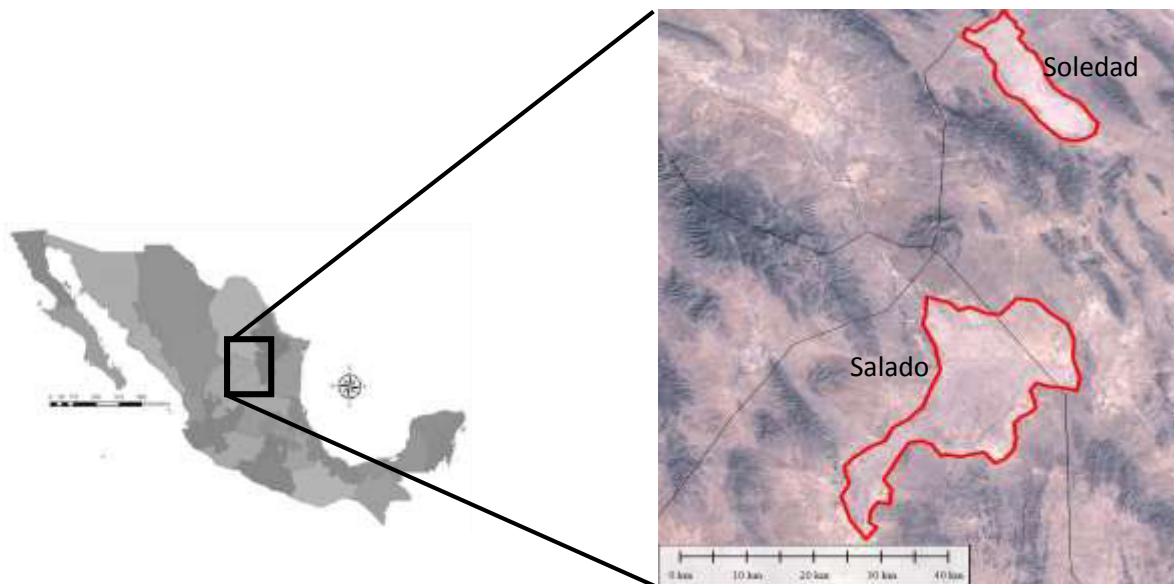


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio

Determinaciones en Plantas

En cada área de estudio se evaluaron dos tratamientos: (1) exclusión al pastoreo de especies domésticas (EX), y (2) pastoreo libre (LEX). La cobertura vegetal total y por especie se determinó mediante 24 transeptos Canfield, 12 en la soledad y 12 en El Salado y 6 en cada tratamiento de 30 metros con registro a cada 50 cm. La biomasa aérea se determinó mediante cortes de vegetación a un centímetro aproximadamente sobre el nivel de suelo en 240 parcelas de 1 m², de las cuales 144 parcelas fueron en la zona El Salado y 96 en La Soledad. El periodo de muestreo fue trimestral del mes de abril de 2011 al mes de marzo del 2013. Las muestras de vegetación fueron secadas y pesadas para determinar su biomasa, posteriormente se pasaron por un molino pulverizador y se depositaron en bolsas con su identificación. El contenido de C se determinó en el laboratorio de la Facultad de Ciencias Forestales, UANL con equipo analítico Solids TOC Analyzer mediante combustión. Los gases producto de la combustión son medidos a través de un detector de infrarrojo no dispersivo que contabiliza las moléculas de carbono contenidas en estos gases.

La biomasa radicular es una de las variables pocas veces estimada en las determinaciones de captura de carbono en los ecosistemas y, en el caso de los pastizales semiáridos, puede ser el principal punto de acumulación de carbono. Para estimar la biomasa radicular, se hicieron colectas de las especies dominantes en El Salado y La Soledad. El número de individuos varió entre 5 y 15 para las diferentes especies. Los individuos fueron colectados con cuidado para extraer en buenas condiciones el sistema radicular y se determinó la biomasa aérea y de raíz en seco.

Determinaciones en suelo

En cada tratamiento área se colectaron 5 muestras de suelo de 0-30 cm y 5 muestras de 30-60 cm de profundidad para la determinación del contenido de carbono orgánico en el suelo de cada tratamiento. Estos análisis se realizaron en el laboratorio de suelos de la FCF-UANL mediante el método de combustión húmeda y titulación según Walkley/Black (modificado) que consiste en la digestión de la materia húmeda con ácido sulfúrico concentrado, oxidación del carbono con dicromato de Potasio 0.07 M y titulación del exceso de dicromato con sulfato ferroso 0.2 M. A partir de los valores obtenidos en el laboratorio, se calculó el contenido de carbono por hectárea en función de la densidad aparente y profundidad del suelo.

RESULTADOS

Biomasa aérea en El Salado

La variación en la biomasa de El Salado a través del tiempo se muestra en la Fig. 2. Se observa que al principio del periodo de estudio en los sitios con exclusión la producción de biomasa aérea fue relativamente alta ($>100 \text{ g m}^{-2}$) con diferencia significativa comparativamente con los sitios no excluidos. Después de junio hubo una marcada disminución en biomasa hasta por 12 meses donde se encuentra su nivel más bajo (40 g m^{-2}). Después de mayo del 2012 se presenta una ligera recuperación (52 g m^{-2}) en la producción. Este comportamiento fue similar en sitios sin exclusión pero con valores significativamente menores a través de todos los muestreos. La variación en producción pareció estar relacionada a la precipitación del área.

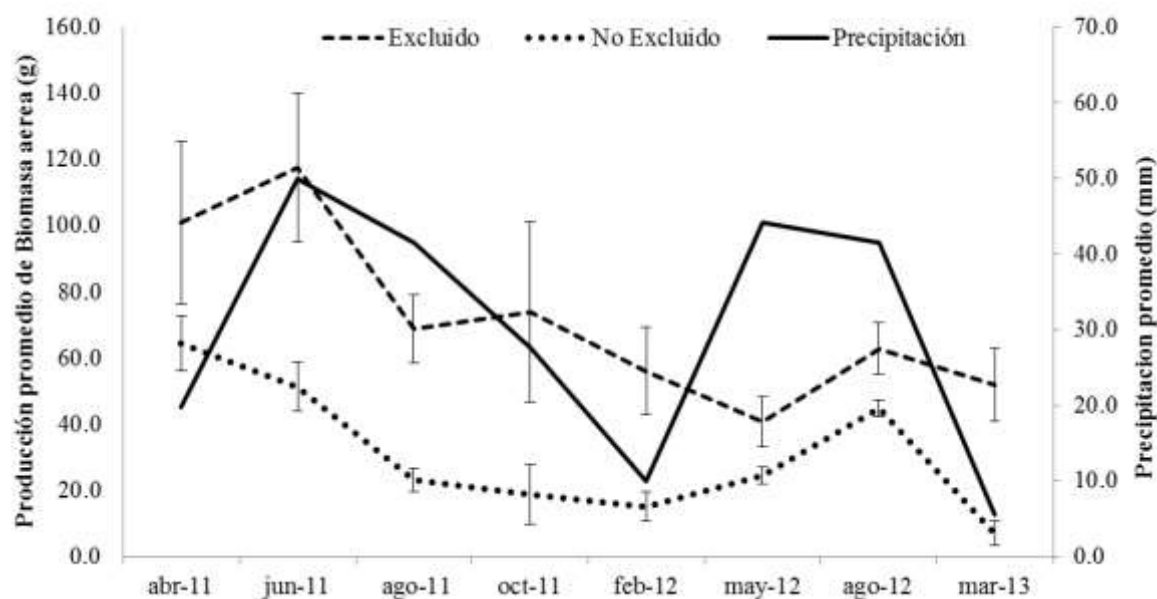


Figura 2. Variaciones en la producción de biomasa en las áreas de El Salado. Las barras corresponden al Error típico de la media

Biomasa aérea en La Soledad

En la Figura 3, se observan algunas variaciones ligeras en la producción de biomasa de los sitios con exclusión en La Soledad, la producción de biomasa aérea fue relativamente alta (60 g m^{-2}) en el mes de Agosto del 2011 que fue el valor más alto en todo el periodo del estudio y para ambos tratamientos, se observó una disminución en la productividad durante los próximos seis meses.

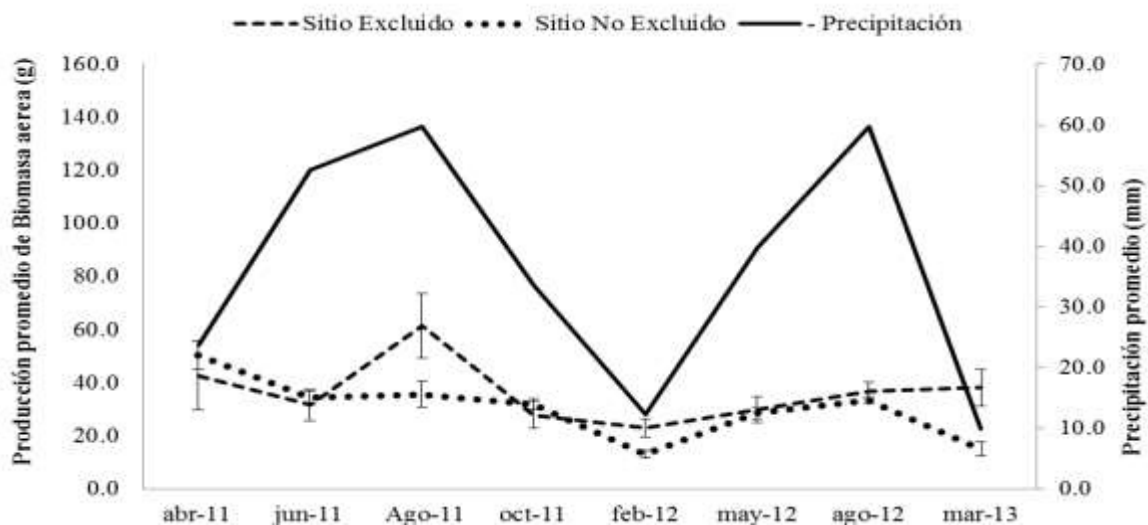


Figura 3. Variaciones en la producción de biomasa en las áreas de La Soledad. Las barras corresponden al Error típico de la media.

En general la producción de biomasa en la Soledad fue menor que en El Salado. Otra diferencia entre estos sitios fue que en La Soledad los tratamientos de exclusión y no exclusión presentaron pocas diferencias en producción de biomasa.

Carbono en Biomasa Aérea

El porcentaje de C en biomasa fue determinado de muestras de las diferente localidades. En La Soledad el promedio de la concentración de C fue 45.3% y en El Salado fue 43.8%. La captura de C en biomasa aérea en El Salado fue mayor en los sitios excluidos que los sitios no excluidos en El Salado pero no en La Soledad (Fig. 4)

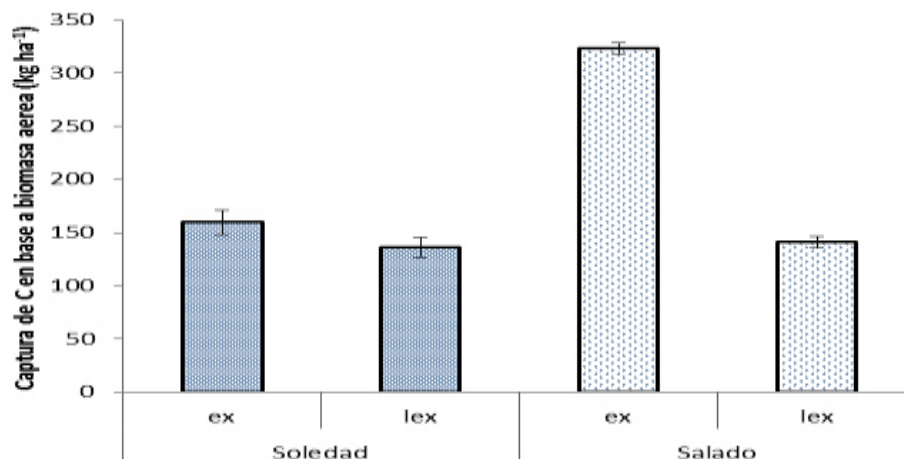


Figura 4. Captura de carbono en función a la producción promedio de biomasa aérea en sitios excluidos (ex) y no excluidos (lex) en el Salado y La Soledad. Las barras de error corresponden al error típico de la media.

Biomasa Radicular

Se observó (Tabla 1) que en algunas de las especies con una razón PBRBA alcanzaron valores menores a la unidad, sin embargo otras destacan por su importancia en su PBRBA como: *Frankenia gipsofila* (2.27), *Bouteloua chaseii* (2.06), *Dalea gipsofila* (1.95), *Eneapogon desvauxii* (0.99), Basado en el número de individuos de cada especie registrados en campo con la técnica de la línea de Canfield en cada tratamiento con exclusión (ex) y no excluidos (lex) se estimó la cobertura promedio por especie. Posteriormente se estimó la proporción existente entre la biomasa aérea y la raíz por especie y tratamiento observándose que en El Salado es (0.63) para los sitios excluidos y (0.62) para los sitios no excluidos mientras que para La Soledad fue de (0.29) para los sitios no excluidos y (0.26) para los sitios no excluidos, con esta proporción se convirtieron los datos de biomasa aérea a biomasa de raíz en cada fecha de muestro y en cada tratamiento, resultando que en El Salado se obtuvieron ($133.556 \pm 24.070 \text{ kg ha}^{-1}$) para los sitios excluidos y ($33.405 \pm 9.341 \text{ kg ha}^{-1}$) para los sitios no excluidos mientras que para La soledad ($21.301 \pm 4.148 \text{ kg ha}^{-1}$) para los sitios excluidos y ($14.288 \pm 2.954 \text{ kg ha}^{-1}$) para los sitios no excluidos.

Tabla 1. Estimación de la proporción entre peso promedio de biomasa aérea y radicular (PBRBA) de especies importantes en el área de estudio.

Especie	T	PBRBA
<i>Frankenia gipsofila</i>	P	2.27
<i>Bouteloua chaseii</i>	p	2.06
<i>Atriplex acanthocarpa</i> (Torr.)	P	1.95
<i>Bouteloua gracilis</i> (Willd)	p	0.99
<i>Tiquilia canescens</i> (DC.)	P	0.97
<i>Machaeranthera canescens</i> (P.)	P	0.76
<i>Bouteloua repens</i> (Kunth)	P	0.60
<i>Lepidium virginicum</i> L.	A	0.52
<i>Enneapogon desvauxii</i> Desv.	P	0.51
<i>Gaura coccinea</i> Nutt.	P	0.49
<i>Zinnia acerosa</i> (DC.) A. Gray	P	0.45

P-perenne; A-anual

Estimación del carbono orgánico en el suelo (COS)

En la Figura 5 se observa que la cantidad de carbono orgánico almacenado en el suelo, a una profundidad de 0-30 cm, fue igual ($P= 0.685$) en las dos zonas, mientras que las muestras extraídas a una profundidad de 30-60 cm, tuvieron mayor contenido de carbono orgánico en El Salado que en La Soledad ($P= 0.0287$). Esto pudiera deberse, al menos parcialmente, a la mayor cantidad de biomasa producida en esa zona y que se ha ido acumulando más allá de los primeros 30 cm de suelo.

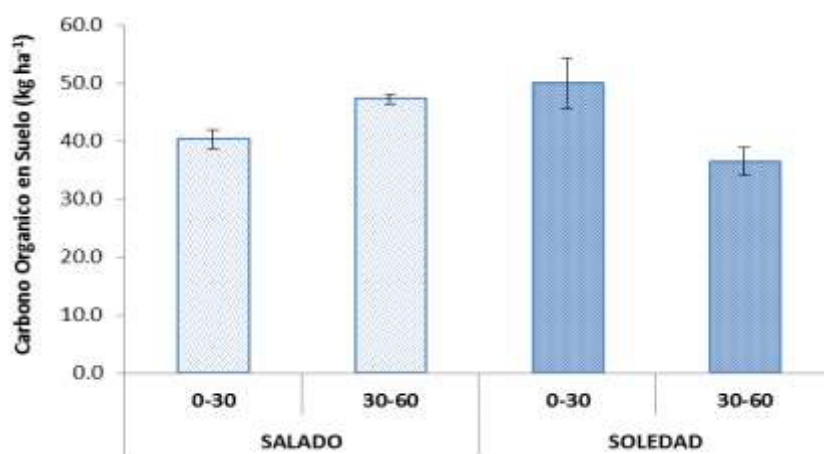


Figura 5. Valores promedio de Carbono Orgánico en Suelo (COS) para las dos zonas y los diferentes tratamientos. Las barras de error corresponden al error típico de la media.

Carbono total

En general, se observan diferencias significativas en el contenido de carbono entre los diferentes componentes de la biomasa tanto en la parte superior (biomasa aérea) como en la parte subterránea de las plantas (Tabla 2). Se encontró que las plantas colectadas en los sitios excluidos en El Salado tienen mayor producción biomasa que las encontradas en los sitios no excluidos, la biomasa en la raíz en sitios excluidos que altamente significativa en relación con los sitios no excluidos y que en ambos tratamientos en La Soledad.

Tabla 2. Resumen general de la captura de carbono en los diferentes estratos y tratamientos estudiados en el ecosistema de pastizales (kg ha⁻¹)

Estrato	Salado		Soledad	
	Excluido	No Excluido	Excluido	No Excluido
Biomasa aérea	323.3 (56.0)	141.0 (13.0)	160.0 (14.0)	136.0 (16.0)
Biomasa de raíz	93.0 (16.0)	40.3 (3.2)	46.0 (4.0)	39.5 (4.7)
COS (0-30)	44,730 (1,537)	42,274 (3,830)	51,451 (2,007)	48,434 (4,122)
COS (30-60)	54,772 (4,422)	53,544 (2,763)	42,150 (2,395)	30,656 (2,100)

Los datos para el análisis estadístico corresponden al error típico de la media.

La Tabla 2 muestra que el suelo es un gran almacén de C en estas áreas.

DISCUSIÓN

Generalmente, la estimación del C almacenado en la biomasa se calcula aceptando que el contenido de C total corresponde al 50 % del peso de la biomasa seca (IPCC, 1996). Para el caso de los pastizales desérticos del altiplano debería considerarse valores específicos por tipo vegetación, ya que encontramos valores promedios de 45.3% para La Soledad y 43.8% para El Salado.

La hipótesis de este estudio fue que el tratamiento de exclusión al pastoreo produciría mayores cantidades de biomasa y por lo tanto mayor acumulación de C que el tratamiento de no exclusión. Esto se cumplió en solo una de las áreas de estudio (El Salado) a pesar de que la precipitación fue similar. La presión de pastoreo no fue evaluada de forma precisa y entonces es posible que el ganado haya tenido un efecto diferencial en el consumo de forraje. Otros autores han reportado que la presión de pastoreo es definitivamente un factor a

considerar en la acumulación de C en agostaderos. Por ejemplo, Ingram et al. (2008) reportaron que una presión de pastoreo moderada a largo plazo puede incluso incrementar la acumulación de C en agostaderos semiáridos con respecto a la exclusión total del pastoreo. Esto ha sido también observado por otros autores (Schuman et al. 2002), quienes también reportaron que una presión excesiva de pastoreo claramente tiende a disminuir la acumulación de C en las áreas semiáridas. El control de la presión de pastoreo es una herramienta fundamental para definir el potencial benéfico de los servicios ambientales en agostaderos semiáridos. El ganado doméstico puede significar un factor de deterioro en los agostaderos, pero solo si no es controlado. Un manejo adecuado del pastoreo es necesario para lograr la sostenibilidad en el recurso. La acumulación de C en el suelo puede ser de gran importancia aun en áreas donde la producción de biomasa no es tan substancial. En nuestra área de estudio se determinó una concentración de C de entre 30,000 kg ha⁻¹ y 50,000 kg ha⁻¹. En otras áreas con suelos áridos la acumulación se ha reportado de un promedio de 38,000 kg ha⁻¹ (Lal, 2004).

CONCLUSIONES

Los pastizales desérticos del altiplano en el noreste de México han sido ignorados y explotados de manera irracional durante mucho tiempo por considerarse un recurso natural renovable y de bajo costo. En condiciones de aridez las especies presentes se han adaptado eficientemente a la escasez de humedad, bajos índices de precipitación y a las variaciones extremas de la temperatura. Los sitios evaluados presentaron alta capacidad de captura de C principalmente en el suelo. La determinación de los factores responsables por esta alta concentración requiere de estudios más detallados. Nuestros resultados confirman que el control sobre la presión de pastoreo es esencial para determinar el potencial benéfico de los servicios ambientales y la sustentabilidad de los agostaderos en zonas áridas y semiáridas. Entonces se propone replantear los sistemas productivos y establecer estrategia que incluya el manejo productivo dentro de los planes de conservación de los recursos naturales que den sentido a la valoración y aprovechamiento de los beneficios y servicios ambientales del ecosistema.

LITERATURA CITADA

- Avalos, M. M. L. 1998. Productividad y bromatología del pastizal gipsófilo en el Ejido el Tokio, Galeana, Nuevo León. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Corre M.D., Shnabel R.R., and Shaffer J.A. 2000. Evaluation of Soil organic carbon under forest, cool-season grasses and warm-season grasses in the northeastern U.S. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1531-1539.
- Estrada, 2010. Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus* M.): diversidad y endemismo de especies. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 401- 416, 2010
- Ingram, L.J., Stahl, P.D., Schuman, G.E., Buyer, J.S., Vance, G.S., Ganjegunte, G.K., Welker, J.M., Derner, J.D. 2008. Grazing Impacts on Soil Carbon and Microbial Communities in a Mixed-Grass Ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 72:939-948.
- IPCC, 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Report of the 12th Session of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Reference Manual and Workbook of the IPCC 1996 Revised Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Mexico City.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123:1–22.
- Lugo A.E. and Browns S. 1993. Management of tropical soils sinks or sources of atmospheric carbon. *Plant and soil* 149: 27-41.
- Sharrow S.H. y Ismail Syed. 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems* 60: 123-130, 2004.
- Schuman, G.E., Janzen, H.H. & Herrick, J.E., 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental pollution*. 116:391–396.
- Steiguer de, J.E., Brown, J.R., Thorpe, J. 2008. Contributing to the mitigation of climate change using rangeland management. *Rangelands* 30:7-11.
- Vitousek, P. 1994. Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology* 75:1861-1876.

**Root biomass estimation for semiarid grassland species of the Southern
Chihuahuan Desert**

**Hernández-Gómez Miguel Á.¹; Pando-Moreno Marisela¹; González-
Rodríguez Humberto¹; Chacón-Hernández Julio²; Mata-González Ricardo³.**

Sometido a consideración para su publicación en

Grass and Forage Science

CAPITULO 3

Root biomass estimation for semiarid grassland species of the Southern Chihuahuan Desert

Hernández-Gómez Miguel Á.¹; Pando-Moreno Marisela¹; González-Rodríguez Humberto¹; Chacón-Hernández Julio²; Mata-González Ricardo³.

¹Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Km. 145 Carretera Nacional Km. 85, Linares-Cd. Victoria, Apartado postal 41, 67700, Linares, Nuevo León, México.

²Instituto de Ecología Aplicada de la Universidad Autónoma de Tamaulipas. Calle División del Golfo #356 Colonia Libertad, Ciudad Victoria, Tamaulipas. C.P. 89019

³Department of Animal and Rangeland Sciences, Oregon State University, 120 Withycombe Hall, OSU, Corvallis, OR 97331 EUA.

Correspondence author: mpando55@hotmail.com

ABSTRACT

Studies on C storage suggest that most of the C in grasslands originates from below ground biomass particularly in arid grassland ecosystems where growth of the roots is favored over growth of above ground biomass. However, estimation of root biomass in the arid grasslands has been poorly studied. Hence, the objective of this study was to analyze the correlation between easy measurable plant variables and root biomass in order to develop a statistical model that allows a quick estimation of root biomass. Twenty-six plant species were collected in excluded grasslands for root/shoot biomass estimation. The number of samples per species varied between 8 and 18 according to the availability in the field and covered the broadest possible range of heights and diameters for each species. Linear, exponential and logarithmic regression models were performed for each species and for the whole set of data to determine the variable or combination of variables (plant height H, mean crown diameter D, H*D and H+D) that best predicted root biomass, our dependent variable. Only two (*Frankenia gypsophila* and *Dalea gypsophila*) out of the 26 analyzed species showed higher root than shoot biomass evidenced by a RSR value higher than 1. Other two species (*Enneapogon desvauxii* and *Atriplex acanthocarpa*) had a root/shoot relation close to one, meaning that they have a similar production of biomass above and below ground. Eight species showed statistical significance ($P \leq 0.05$) in at least one of the analyses but only five species (*Tiquilia canescens*, *Bouteloua gracilis*, *Machaerantera pinnatifida*, *Lesquerella fendleri*, and *Atriplex acanthocarpa*) had statistical significance and acceptable coefficient

of determination ($r^2 \geq 0.60$). Using the Marquardt model, 14 out of the 15 studied species showed a high determination coefficient ($r^2 \geq 0.60$) and statistical significance ($P \leq 0.05$). The Marquardt exponential model was also adequate to estimate root biomass for the whole set of plants using the variable H,D which resulted in a high coefficient of determination ($r^2 = 0.853$) and statistical significance. The equation generated with the exponential model could be very useful for management purposes since it allow estimation of root biomass avoiding the task of identifying plants at species level.

Key words: arid ecosystem; northeastern Mexico, plant biomass; regression model.

INTRODUCTION

Estimation of carbon stocks and emissions of greenhouse gases in tropical ecosystems have received increasing attention in the last decade (Maniatis and Mollicone 2010; Asner 2011). However, temperate and tropical forests have received the most attention (Saatchi *et al.* 2011; Asner *et al.* 2012) and other ecosystems that might contain substantial amounts of carbon have been neglected (Scurlock *et al.* 2002; Gibbon *et al.* 2010).

Covering almost 39 millions square kilometers in the world (about twenty five percent of the continental surface of the Earth), grasslands represent one of the most extensive ecosystems of our planet and in spite of the environmental services provided by them, only 0.7% are under some extent of protection (D'Atri 2007).

Grasslands are potential carbon sinks to reduce unprecedented increase in atmospheric CO₂ (Acharya *et al.* 2012). Studies on C storage suggest that most of the C in grasslands originates from below ground biomass (Jackson *et al.* 2002), primarily roots and total allocated C increases with plant species richness (Adair *et al.* 2009), particularly in arid grassland ecosystems where growth of the roots are favored over growth of above ground biomass (Robinson, 1986). Thus, under adverse environmental conditions such as water or nutrient stress in the root zone, the relationship between root biomass and aerial biomass (RSR= Root/Shoot ratio) tends to increase (Wan *et al.* 1993; Mata-González *et al.* 2002; Mata-González and Meléndez-González, 2005).

Larger roots seem to be more important compared to smaller roots in determining soil C pool build-up (Rasmussen *et al.* 2010). Approximately 70–75% of root biomass in grasslands is concentrated in the upper 15 cm of the soil horizon (Gleixner *et al.* 2005). Root biomass has frequently been underestimated in determining C pools in different ecosystems even though roots can be the main biomass source in some species.

Several studies have reported results for the quantification of above-ground biomass through allometric equations (Navar *et al.* 2004; Chave *et al.* 2005; Feldspach *et al.* 2011) and

through remote sensing techniques (Saatchi *et al.* 2007; Asner 2009; Montesano *et al.* 2013; Zolcos *et al.* 2013). However, there is a lack in allometric equations to estimate root biomass and remote sensing techniques are usefulness for direct quantification of root biomass.

Other authors have reported the use of radiocarbon or minirhizotrons to determine root turnover coefficients in hardwood forest ecosystems (Hendrick and Pregitzer 1993; Ahrens *et al.* 2014). However, these methods may be hampered by difficulties implicit in the use and disposal of radioactive materials or the acquisition and processing requirements for minirhizotron images.

Very few works have focused on estimation of root biomass in grasslands (Vinther 2006; Rasmussen *et al.* 2010; Acharya *et al.* 2012; Eriksen *et al.* 2012) and most of them have assessed biomass by sampling soil at a standardized depth and without differentiating between species. Other researchers have worked on determining the proportion of root biomass that is produced or that dies annually (root turnover coefficients) using environmental and above-ground plant characteristics to determine belowground net primary productivity (Gill *et al.* 2002) and others have analyzed the response of total root or rhizome biomass to different grazing intensities (Volk 2006; Dong *et al.* 2012). However, none of them has attempted to develop a statistical model that allow a quick estimation of root biomass from easy measurable plant variables. We hypothesized that root biomass can be reliably estimated from aboveground plant parameters. Hence, species-specific allometric equations were developed for 26 native species of the Chihuahuan desert as well as multispecies equations for all the species as a whole. Allometric equations require an initial extensive destructive biomass sampling, but they can be used later as a consistent and nondestructive method for estimating belowground root biomass. Species differences in biomass allocation should be considered in land management and conservation practices.

MATERIALS AND METHODS

Study area. The study was carried out in two cattle excluded semiarid grasslands of the southern part of the Chihuahuan Desert in Northeastern Mexico. Mean annual temperature for the region is 17.2 °C with a minimum of -1.8 °C in January and maximum of 35.1 °C in May. Average annual rainfall is 386.43 mm. March and August are considered the driest (8.43 mm) and wettest (58.06 mm) months, respectively (SMN, 2000). Sampling areas were between 1800 and 2000 masl at the localities of La Soledad in the state of Nuevo León and El Salado in the state of San Luis Potosí.

The vegetation is constituted from communities of short halophytic/gypsophyllus grasslands (between 0.05 and 0.2 m height) associated with microphyllous and rosetophyllous desert scrub (Estrada *et al.* 2010) where the most abundant plant families are: Poaceae, Chenopodiaceae and Frankeniaceae (Rzedowski, 1978) and the most abundant species are: *Muhlenbergia villiflora*, *Scleropogon brevifolius*, *Zinnia acerosa*, *Dasyochloa pulchella*, *Bouteloua chasei*, *Frankenia gypsophila*, *Calylophus hartwegii*, *Dalea gypsophila* and *Bouteloua gracilis*. These grasslands encompass several endemic plants (*Dalea gypsophila*, *D. radicans*, *Frankenia gypsophila*, *Machaeranthera heterophylla* and *M. crutchfi eldii*) (Estrada *et al.* 2010) and animals such as the Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus* Merriam) that is a regionally endemic species with a status of globally endangered (Baillie and Groombridge, 1996). This ecosystem provides an important refuge for resident and migratory animals (Day and Ludeke, 1993).

According to the FAO-UNESCO (1987) classification, soils in the area are mainly solonchack and calcaric phaeozem, and smaller areas of chromic vertisol and luvic chernozem (INEGI, 1981a, b; INEGI, 2002). Soils of the area are characterized by high content of gypsum either at the soil surface or accumulated in lower soil layers as crystals (Ávalos, 1988).

Sampling and data analysis. Twenty-six plant species were collected for shoot and root biomass estimation. The number of plant samples per species varied between 8 and 18

according to the availability in the field and covered a broad range of heights and diameters for each species. Samples were collected from wet soil, either after a rain or wetting the soil to allow as complete as possible root extraction. Roots were washed out and plants measured for shoot height, mean crown diameter and length of roots. Roots were separated from the aerial part of the plant and both were dried at 70°C until dry weight remained constant. These values were used to assess the relationship between shoot and root biomass (RSR) and to develop a non-destructive model to determine root biomass.

Linear, exponential and logarithmic regression models were performed for each species (Table 1) and individual plant traits such as plant height (H), mean crown diameter (D) or a combination of them (H*HD, H+HD and H,D) were used as independent variables that best estimate root biomass, a dependent variable. Linear regression analysis was carried out by the least-square method while the exponential model by the Marquardt (non-linear minimum square) procedure (Marquardt, 1963). Analyses were performed using SPSS and PROC NLIN SAS/STAT (SAS, 2004).

Table 1. Regression analyses models to estimate root biomass (RB) as a function of plant crown diameter (D) and plant height (H) in 26 plant species from the southern Chihuahuan Desert. B0 represents the y-axis intercept of the regression model. B1, B2, and B3 are the slopes of the regression models. Log and e represent the base 10 logarithmic and the exponential function value.

Model	Variable	Mathematical expression
Linear	Diameter (D)	$RB = \beta_0 + \beta_1 D$
	Height (H)	$RB = \beta_0 + \beta_1 H$
	Height*Diameter (H*D)	$RB = \beta_0 + \beta_1 HD$
	Height + Diameter (H+D)	$RB = \beta_0 + \beta_1 H + \beta_2 D$
Exponential	Diameter (D)	$RB = \beta_0 + \beta_1 D$
	Height (H)	$RB = \beta_0 + \beta_1 H$
	Height*Diameter (H*D)	$RB = \beta_0 + \beta_1 HD$
	Height + Diameter (H+D)	$RB = \beta_0 + \beta_1 H + \beta_2 D$

Exponential using the Marquardt model.	Diameter (D)	$BR = \beta_0 e^{\beta_1 D}$
	Height (H)	$RB = \beta_0 e^{\beta_1 H}$
	Height + Diameter	$RB = \beta_0 e^{\beta_1 H+D}$
	Height, Diameter	$RB = \beta_0 e^{\beta_1 H+\beta_2 D}$
	Height*Diameter (H*D)	$RB = \beta_0 e^{\beta_1 HD}$

RESULTS

Root to shoot biomass relation (RSR). Only two out of 26 plant species showed a higher root to shoot value higher than one. The two species are *Frankenia gypsophila* (2.27) and *Dalea gypsophila* (1.95). Two species (*Enneapogon desvauxii* and *Atriplex acanthocarpa*) had a root/shoot relation close to one, meaning that they have a similar production of biomass above and below ground (Table 2).

Table 2. Shoot and root biomass and RSR (Root/Shoot Relation) for 26 native plant species of the Chihuahuan Desert, Northeastern Mexico. Values represent the mean \pm standard deviation.

Plant Species	Family	Life cycle	n	Shoot biomass (g)	Root biomass (g)	RSR
<i>Frankenia gypsophila</i> I.M. Johnst.	Frankeniaceae	Perennial	15	19.43 \pm 15.94	44.19 \pm 39.96	2.27
<i>Dalea gypsophila</i> Barneby	Fabaceae	Perennial	12	0.69 \pm 0.51	1.35 \pm 0.94	1.95
<i>Enneapogon desvauxii</i> P. Beauv.	Poaceae	Perennial	4	2.04 \pm 0.15	2.02 \pm 0.72	0.99
<i>Atriplex acanthocarpa</i> (Torr.) S. Watson	Amaranthaceae	Perennial	10	8.25 \pm 7.78	8.02 \pm 6.35	0.97
<i>Scleropogon brevifolius</i> Phil.	Poaceae	Perennial	4	1.34 \pm 0.35	1.01 \pm 0.74	0.76
<i>Muhlenbergia arenicola</i> Buckley	Poaceae	Perennial	5	0.87 \pm 0.29	0.52 \pm 0.24	0.60
<i>Dieteria canescens</i> (Pursh) A. Gray (before <i>Machaeranthera canescens</i>)	Asteraceae	Annual or short Perennial	4	7.48 \pm 3.74	3.90 \pm 1.54	0.52
<i>Bouteloua gracilis</i> (Willd. ex Kunth) Lag. ex Griffiths	Poaceae	Perennial	10	11.37 \pm 7.95	5.82 \pm 3.54	0.51
<i>Rumex crispus</i> L.	Polygonaceae	Perennial	5	0.88 \pm 0.74	0.43 \pm 0.30	0.49
<i>Aristida havardii</i> Vasey	Poaceae	Perennial	10	1.28 \pm 0.48	0.63 \pm 0.27	0.49
<i>Zinnia acerosa</i> (DC.) A. Gray	Asteraceae	Perennial	18	3.77 \pm 2.92	1.71 \pm 2.02	0.45
<i>Muhlenbergia repens</i> (J. Presl) Hitchc.	Poaceae	Perennial	10	8.50 \pm 2.06	2.92 \pm 1.41	0.34

<i>Machaeranthera pinnatifida</i> (Hook.) Shinnars	Asteraceae	Perennial	10	4.79±3.74	1.38±1.10	0.29
<i>Muhlenbergia villiflora</i> Hitchc.	Poaceae	Perennial	13	1.37±0.65	0.36±0.26	0.26
<i>Dasyochloa pulchella</i> (Kunth) Willd. ex Rydb.	Poaceae	Perennial	15	2.25±0.82	0.56±0.72	0.25
<i>Bouteloua chasei</i> Swall.	Poaceae	Perennial	10	1.42±0.65	0.35±0.15	0.25
<i>Lepidium virginicum</i> L.	Brassicaceae	Annual Biennial	13	9.30±6.85	2.19±2.00	0.24
<i>Atriplex canescens</i> (Pursh) Nutt.	Chenopodiaceae	Perennial	4	29.30±20.73	10.92±10.11	0.20
<i>Croton dioicus</i> Cav.	Euphorbiaceae	Perennial	5	22.58±5.65	2.87±0.69	0.13
<i>Hoffmanseggia glauca</i> (Ort.) Eifert	Caesalpiniaceae	Perennial	5	0.50±0.22	0.06±0.06	0.11
<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton	Euphorbiaceae	Annual Perennial	5	2.00±1.12	0.20±0.27	0.10
<i>Gaura coccinea</i> Pursh	Onagraceae	Perennial	13	11.53±11.58	1.06±0.47	0.09
<i>Lesquerella fendleri</i> (A. Gray) S. Watson	Brassicaceae	Perennial	15	3.40±2.22	0.27±0.08	0.08
<i>Tribulus terrestris</i> L.	Zygophyllaceae	Annual	5	1.01±0.60	0.07±0.06	0.07
<i>Tiquilia canescens</i> (DC.) A. Richardson	Boraginaceae	Perennial	8	63.20±26.03	4.45±1.63	0.07
<i>Aristida adscencionis</i> L.	Poaceae	Annual	5	2.75±0.87	0.08±0.05	0.03

Estimation of root biomass from aboveground plant parameters

Linear, exponential, quadratic and logarithmic regression analyses among aboveground plant traits and root biomass were carried out for those species with a sample size larger or equal to 8, being 15 species (Table 3). Eight species showed statistical significance ($P \leq 0.05$) in at least one of the analyses but only five species (*Tiquilia canescens*, *Bouteloua gracilis*, *Machaeranthera pinnatifida*, *Lesquerella fendleri*, and *Atriplex acanthocarpa*) had statistical significance and acceptable coefficient of determination ($r^2 \geq 0.60$). *A. acanthocarpa* was the species that showed acceptable coefficient of determination for a higher number of variables (H, D and D+H) and types of regression analyses (Linear, exponential, quadratic and logarithmic). A quadratic polynomial regression analyses was the most adequate model with a higher r^2 value for most of the species. The plant parameter that best explained root biomass "plant crown diameter".

Table 3. Equations derived from the regression analyses for those plant species that meet the statistical significance criterion ($P \leq 0.05$) and determination coefficient ($r^2 \geq 0.50$). Species that meet both criterion are marked with an asterisk. D and H refer to plant crown diameter and plant height.

Species	Var.	n	r ²	Sig.	Regression model	Equation
<i>Tiquilia canescens</i> *	H	8	0.730	0.038	Quadratic	BR= 37.516-3.583H+0.092H ²
<i>Tiquilia canescens</i> *	D	8	0.512	0.046	Linear	BR= -2.244+0.208D
<i>Bouteloua gracilis</i> *	D	10	0.620	0.007	Linear	BR= -0.975+0.763D
<i>Bouteloua gracilis</i>	D	10	0.465	0.030	Logarithmic	BR= -5.930+5.577lnD
<i>Bouteloua gracilis</i> *	D	10	0.794	0.004	Quadratic	BR= 7.322-1.213D+0.102D ²
<i>Bouteloua gracilis</i> *	D	10	0.573	0.011	Exponential	BR= 2.095 e ^(0.101D)
<i>Bouteloua gracilis</i> *	DH	10	0.603	0.008	Linear	BR= 1.134+0.016DH
<i>Bouteloua gracilis</i>	DH	10	0.481	0.026	Logarithmic	BR= -17.778+4.272lnDH
<i>Bouteloua gracilis</i> *	DH	10	0.683	0.018	Quadratic	BR= 5.227-0.014DH+4.147E-5DH ²
<i>Bouteloua gracilis</i> *	DH	10	0.558	0.013	Exponential	BR= 2.767 e ^(0.002DH)
<i>Bouteloua gracilis</i>	D+H	10	0.452	0.033	Linear	BR= -4.474+0.257(D+H)
<i>Bouteloua gracilis</i>	D+H	10	0.428	0.040	Logarithmic	BR= -32.627+10.487ln(D+H)
<i>Bouteloua gracilis</i>	D+H	10	0.485	0.042	Exponential	BR= 1.312 e ^(0.34D+H)
<i>Machaerantera pinnatifida</i> *	D	10	0.514	0.020	Exponential	BR= 0.155 e ^(0.129D)
<i>Machaerantera pinnatifida</i> *	DH	10	0.689	0.017	Quadratic	BR= -3.238+0.047DH-9.457E-5DH ²
<i>Machaerantera pinnatifida</i> *	D+H	10	0.672	0.020	Quadratic	BR=10.932+1.135(D+H)-0.019(D+H) ²
<i>Dasyochloa pulchella</i>	H	15	0.350	0.020	Linear	BR= -1.277+0.220H
<i>Dasyochloa pulchella</i>	H	15	0.328	0.026	Logarithmic	BR= -3.040+1.717lnH
<i>Dasyochloa pulchella</i>	H	15	0.405	0.011	Exponential	BR= 0.02e ^(0.384H)
<i>Lesquerella fendleri</i>	D	15	0.292	0.038	Linear	BR= 0.082+0.020D
<i>Lesquerella fendleri</i>	D	15	0.401	0.011	Logarithmic	BR= -0.210+0.216lnD
<i>Lesquerella fendleri</i> *	D	15	0.723	0.000	Quadratic	BR= -0.647+0.175D-0.008D ²
<i>Lesquerella fendleri</i>	D	15	0.353	0.020	Exponential	BR= 0.103 e ^(0.097D)
<i>Lesquerella fendleri</i>	DH	15	0.281	0.042	Linear	BR= 0.168+0.001DH
<i>Lesquerella fendleri</i>	DH	15	0.341	0.022	Logarithmic	BR= -0.218+0.105lnDH
<i>Lesquerella fendleri</i>	DH	15	0.441	0.030	Quadratic	BR= -0.022+0.005DH-1.523E-5DH ²
<i>Lesquerella fendleri</i>	DH	15	0.265	0.05	Exponential	BR= 0.165 e ^(0.004DH)
<i>Lesquerella fendleri</i>	D+H	15	0.280	0.043	Linear	BR= 0.071+0.009(D+H)
<i>Lesquerella fendleri</i>	D+H	15	0.293	0.037	Logarithmic	BR= -0.323+0.196ln(D+H)
<i>Zinnia acerosa</i>	H	18	0.432	0.003	Linear	BR= 5.246-0.247H
<i>Zinnia acerosa</i>	H	18	0.470	0.002	Logarithmic	BR= 10.984-3.577lnH

<i>Zinnia acerosa</i> *	H	18	0.509	0.005	Quadratic	BR= 8.717-0.743H+0.016H ²
<i>Zinnia acerosa</i>	H	18	0.465	0.002	Exponential	BR= 14.954 e ^(-0.231H)
<i>Zinnia acerosa</i>	D	18	0.286	0.022	Linear	BR= 7.152-0.417D
<i>Zinnia acerosa</i>	D	18	0.319	0.015	Logarithmic	BR= 14.877-5.168lnD
<i>Zinnia acerosa</i>	DH	18	0.377	0.007	Linear	BR= 4.066-0.012DH
<i>Zinnia acerosa</i>	DH	18	0.492	0.001	Logarithmic	BR= 14.812-2.549lnDH
<i>Zinnia acerosa</i> *	DH	18	0.533	0.003	Quadratic	BR= 7.032-0.043DH+6.349E-5DH ²
<i>Zinnia acerosa</i>	DH	18	0.324	0.014	Exponential	BR= 3.924 e ^(-0.010DH)
<i>Zinnia acerosa</i>	D+H	18	0.448	0.002	Linear	BR= 6.752-0.184(D+H)
<i>Zinnia acerosa</i> *	D+H	18	0.502	0.001	Logarithmic	BR= 18.572-5.150ln(D+H)
<i>Zinnia acerosa</i> *	D+H	18	0.536	0.003	Quadratic	BR=13.171-0.661(D+H)+0.008(D+H) ²
<i>Zinnia acerosa</i>	D+H	18	0.376	0.007	Exponential	BR= 35.159 e ^(-0.152D+H)
<i>Atriplex acanthocarpa</i> *	H	10	0.563	0.012	Linear	BR= 2.324+0.729X
<i>Atriplex acanthocarpa</i>	H	10	0.456	0.032	Logarithmic	BR= 0.899+4.132lnH
<i>Atriplex acanthocarpa</i> *	H	10	0.562	0.013	Exponential	BR= 3.179 e ^(0.084H)
<i>Atriplex acanthocarpa</i> *	D	10	0.832	0.000	Linear	BR= 1.019+0.038D
<i>Atriplex acanthocarpa</i> *	D	10	0.577	0.011	Logarithmic	BR= -16.197+4.972lnD
<i>Atriplex acanthocarpa</i> *	D	10	0.838	0.002	Quadratic	BR= 1.900+0.028D+1.782E-5D ²
<i>Atriplex acanthocarpa</i> *	D	10	0.735	0.002	Exponential	BR= 2.949 e ^(0.004DH)
<i>Atriplex acanthocarpa</i> *	D+H	10	0.797	0.001	Linear	BR= -19.713+0.873(D+H)
<i>Atriplex acanthocarpa</i> *	D+H	10	0.740	0.001	Logarithmic	BR= -92.470+29.200ln(D+H)
<i>Atriplex acanthocarpa</i> *	D+H	10	0.841	0.002	Quadratic	BR= 14.375-1.108(D+H)+0.028(D+H) ²
<i>Atriplex acanthocarpa</i> *	D+H	10	0.598	0.009	Exponential	BR= 0.396 e ^(0.087D+H)
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	H	13	0.348	0.034	Linear	BR= 0.000+0.030H

<i>Muhlenbergia villiflora</i>	H	13	0.333	0.039	Logarithmic	BR= -0.523+0.368lnH
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	D	13	0.323	0.043	Linear	BR= -0.027+0.048D
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	D	13	0.312	0.047	Logarithmic	BR= -0.429+0.391lnD
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	D	13	0.279	0.064	Exponential	BR= 0.084 e ^(0.147D)
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	DH	13	0.395	0.021	Linear	BR= 0.133+0.002DH
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	DH	13	0.350	0.033	Logarithmic	BR= -0.547+0.205lnDH
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	DH	13	0.319	0.044	Exponential	BR= 0.140 e ^(0.006DH)
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	D+H	13	0.379	0.025	Linear	BR= -0.055+0.021(D+H)
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	D+H	13	0.351	0.033	Logarithmic	BR= -0.820+0.404ln(D+H)

Since the tested models only allowed prediction of root biomass for 5 species, an exponential regression using Marquardt model was also tested. The Marquardt is a maximum neighborhood method that performs an optimum interpolation between linearization and the steepest-descent or gradient method (Marquardt 1963). This model uses an iterative process of non-linear equations by a minimum square method that minimize the square sum of residuals of the model, allowing the maximum possible value for the likelihood function according to the required precision (Aguirre-Jaime 1994).

Using the Marquardt model, 14 out of the 15 studied species showed a high determination coefficient ($r^2 \geq 0.60$) and statistical significance ($P \leq 0.05$) (Table 4).

Table 4. Equations derived from the Marquardt exponential model analysis to estimate root biomass (RB) as a function of plant crown diameter (D) and plant height (H) by plant species.

Plant Species	Variable	n	r ²	Sig.	Equation
<i>Aristida havardii</i>	D	10	0.861	0.0004	$RB = 0.561e^{-0.0092D}$
	H	10	0.885	0.0002	$RB = 2.6465e^{0.0589H}$
	H+D	10	0.891	0.0009	$RB = 2.4733e^{(-0.0134H)+(-0.0628D)}$
	H*D	10	0.858	0.0004	$RB = 0.6256e^{-0.00001HD}$
<i>Atriplex acanthocarpa</i>	D	10	0.661	0.0133	$RB = 1.4789e^{-0.07D}$
	H	10	0.847	0.0006	$RB = 3.7664e^{-0.077H}$
	H+D	10	0.937	0.0001	$RB = 0.5382e^{(-0.0822H)+(0.077D)}$
	H*D	10	0.931	<0.0001	$RB = 3.9404e^{-0.00322HD}$
<i>Bouteloua chasei</i>	D	10	0.864	0.0003	$RB = 0.4416e^{0.0228D}$
	H	10	0.858	0.0004	$RB = 0.3616e^{0.00245H}$
	H+D	10	0.862	0.0004	$RB = 0.3973e^{(0.0253H)+(0.00905D)}$
	H*D	10	0.862	0.002	$RB = 0.4091e^{(0.00105HD)}$
<i>Bouteloua gracilis</i>	D	10	0.938	<0.0001	$RB = 1.4998e^{-0.1374D}$
	H	10	0.816	0.0012	$RB = 1.4682e^{-0.0433H}$
	H+D	10	0.940	0.0001	$RB = 1.8543e^{(-0.1519H)+(-0.0111D)}$
	H*D	10	0.917	<0.0001	$RB = 2.4597e^{-0.0026HD}$
<i>Dalea gipsofila</i>	D	12	0.743	0.0011	$RB = 0.5671e^{-0.1097D}$
	H	12	0.751	0.001	$RB = 0.2705e^{-0.2538H}$
	H+D	12	0.778	0.0027	$RB = 0.1994e^{(-0.0837H)+(0.196D)}$
	H*D	12	0.783	0.0005	$RB = 0.5556e^{-0.0171HD}$
<i>Dasyochloa pulchella</i>	D	15	0.419	0.0292	$RB = 0.1203e^{-0.1513D}$
	H	15	0.623	0.0018	$RB = 0.0124e^{-0.4223H}$
	H+D	15	0.678	0.0028	$RB = 0.0127e^{(-0.2369H)+(0.6708D)}$
	H*D	15	0.505	0.0103	$RB = 0.1708e^{-0.0133HD}$
<i>Frankenia gipsofila</i>	D	15	0.612	0.0021	$RB = 25.5739e^{0.0338D}$
	H	15	0.605	0.0024	$RB = 30.4454e^{-0.0376H}$
	H+D	15	0.615	0.0079	$RB = 25.3009e^{(-0.0248H)+(0.0159D)}$
	H*D	15	-----	-----	-----
<i>Lepidium virginicum</i>	D	13	0.585	0.0079	$RB = 1.3999e^{-0.0149D}$
	H	13	0.612	0.0055	$RB = 1.1626e^{-0.0276H}$
	H+D	13	0.621	0.0175	$RB = 1.216e^{(0.0191H)+(0.0191D)}$
	H*D	13	0.588	0.0076	$RB = 1.7525e^{-0.0003HD}$
<i>Lesquerella fendleri</i>	D	15	0.941	<0.0001	$RB = 0.1593e^{-0.0553D}$
	H	15	0.937	<0.0001	$RB = 0.1633e^{-0.0428H}$
	H+D	15	0.944	<0.0001	$RB = 0.136e^{(-0.0405H)+(0.0254D)}$

	H*D	15	0.943	<0.0001	RB = 0.1927e ^{-0.00292HD}
<i>Machaeranthera pinnatifida</i>	D	10	0.724	0.0058	RB = 0.4364e ^{-0.0766D}
	H	10	0.635	0.0177	RB = 1.4201e ^{0.00241H}
	H+D	10	0.738	0.0192	RB = 0.5581e ^{(-0.0876H)+(-0.0354D)}
	H*D	10	0.656	0.014	RB = 1.0422e ^{-0.00158HD}
<i>Muhlenbergia repens</i>	D	10	0.863	0.0004	RB = 0.1317e ^{-0.1864D}
	H	10	0.875	0.0002	RB = 0.1386e ^{-0.1908H}
	H+D	10	0.875	0.0015	RB = 0.1423e ^{(0.0119H)+(0.2015D)}
	H*D	10	0.000	00000	00000
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	D	13	0.000	0	RB = 1000e ^{100D}
	H	13	-0.031	0.0002	RB = 0.1345e ^{-0.0769H}
	H+D	13	0.805	0.0007	RB = 0.1024e ^{(-0.0705H)+(0.0504D)}
	H*D	13	0.804	0.0001	RB = 0.1847e ^{-0.00553HD}
<i>Tiquilia canescens</i>	D	8	0.951	0.0001	RB = 1.1298e ^{-0.0418D}
	H	8	0.917	0.0006	RB = 2.0123e ^{-0.0402H}
	H+D	8	0.952	0.001	RB = 1.1462e ^{(-0.0461H)+(-0.00795D)}
	H*D	8	0.944	0.0002	RB = 2.3945e ^{-0.00093HD}
<i>Zinnia acerosa</i>	D	18	0.631	0.0003	RB = 31.5865e ^{0.2417D}
	H	18	0.693	<0.0001	RB = 11.7601e ^{0.1492H}
	H+D	18	0.720	0.0002	RB = 24.3341e ^{(0.099H)+(-0.1114D)}
	H*D	18	0.723	<0.0001	RB = 8.6773e ^{0.0101HD}

Some species such as *Tiquilia canescens* and *Lesquerella fendleri* showed high coefficient of determination ($r^2 > 0.9$) and $P < 0.001$ for all included variables. The only species which showed a low coefficient of determination ($r^2 \leq 0.319$) and non-statistical significance ($P = 0.275$; not shown in Table 3) was *Gaura coccinea*.

For management purposes, it would be desirable to be able to determine root biomass minimizing the task of identifying plants at species level. Hence, several regression analysis pursuing to estimate root biomass from aboveground plant traits were run for data of all the species as a whole. The exponential regression models showed (Table 5) to be statistically significant in the estimation of root biomass as a function of plant variables, although with very low determination coefficient values (r^2). Only the exponential regression with the

Marquardt model showed a high coefficient of determination and statistical significance using the variable H,D ($r^2=0.853$; $P<0.001$).

Table 5. Results and equations derived from linear, exponential and logarithmic analyses for all the species as a whole to estimate root biomass (RB) as a function of plant crown diameter (D) and plant height (H). The asterisk is for statistically significant results.

Regression model	Variable	n	r^2	Sig.	Equation
Linear	H	182	0.004	0.426	$RB= 7.056-0.100H$
Logarithmic	H	182	0.006	0.285	$RB= 10.609-1.998\ln H$
Quadratic	H	182	0.005	0.666	$RB= 7.961-0.195X+0.002H^2$
Exponential	H	182	0.008	0.236	$RB= 0.933 e^{(0.015H)}$
Linear	D	182	0.013	0.133	$RB= 2.454+0.202D$
Logarithmic	D	182	0.021	0.053	$RB= -5.302+4.216\ln D$
Quadratic	D	182	0.029	0.073	$RB= -3.710+0.972D-0.018D^2$
Exponential	D	182	0.122	0.000 *	$RB= 0.445 e^{(0.64D)}$
Linear	DH	182	0.000	0.973	$RB= 5.492+0.000DH$
Logarithmic	DH	182	0.001	0.705	$RB= 3.132+0.469\ln DH$
Quadratic	DH	182	0.003	0.747	$RB= 4.511+0.006DH-3.945E-5DH^2$
Exponential	DH	182	0.037	0.009 *	$RB=-0.894 e^{(0.001DH)}$
Linear	D+H	182	0.001	0.705	$RB= 4.621+0.030(D+H)$
Logarithmic	D+H	182	0.002	0.568	$RB= 0.745+1.447\ln(D+H)$
Quadratic	D+H	182	0.005	0.661	$RB= 1.568+0.209(D+H)-0.002(D+H)^2$
Exponential	D+H	182	0.067	0.000 *	$RB= 0.506 e^{(0.028D+H)}$
Exponential using Marquardt model	H	182	0.004	<0.0001 *	$RB= 6.2293e^{-0.0178H}$
	D	182	0.006	<0.0001 *	$RB= 3.1317e^{0.0266D}$
	D+H	182	0.104	<.0001	$RB=4.9278e^{(0.00373D+H)}$
	D,H	182	0.8529	<0.0001 *	$RB= 7.7889e^{0.0145D+0.0298H}$

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

In this study, we hypothesized that root biomass can be reliably estimated from aboveground plant parameters, both for individual species and for all the studied species as a whole.

Two species *Frankenia gypsophila* (2.27) and *Dalea gypsophila* (1.95) showed a higher root to shoot value higher than 1. However, these values are considerably lower than the one reported by Evans *et al.* (2012) for the grass *Sporobolus airoides*, which had a RSR value of 5.5 denoting a much greater root production proportion. These authors found in grasses higher RSR values than in desert shrubs, where the last ones exhibited RSR values between 0.25 and 0.50.

Graminoids tend to accumulate large quantities of carbon belowground, which make grasslands an attractive biome for carbon sequestration (Sharrow and Ismail, 2004). However, a low underground carbon accumulation is typical of annual species, which may represent a negative implication if they invade grasslands (Evans *et al.*, 2012). In this regard, results of this study are in agreement since the perennial grass *Enneapogon desvauxii* was the grass with the highest RSR value (0.99) while *Aristida adscencionis*, which is an annual grass, had the lowest RSR (0.03). It could be said that, more often, perennial species have greater root biomass than annuals due to the longer time they have remained in the field, although phenology and characteristics of the plant need to be considered.

Eight species showed statistical significance ($P \leq 0.05$) in at least one of the analyses but only five species (*Tiquilia canescens*, *Bouteloua gracilis*, *Machaerantera pinnatifida*, *Lesquerella fendleri*, and *Atriplex acanthocarpa*) had statistical significance and acceptable coefficient of determination ($r^2 \geq 0.60$). *A. acanthocarpa* was the species that showed acceptable coefficient of determination for a higher number of variables (H, D and D+H) and types of regression analyses (Linear, exponential, quadratic and logarithmic). A quadratic polynomial regression analyses was the most adequate model with a higher r^2 value for most of the species. The plant parameter that best explained root biomass was "plant crown diameter". However, when using the Marquardt model, 14 out of the 15 studied species showed a high determination coefficient ($r^2 \geq 0.60$) and statistical significance ($P \leq 0.05$).

The Marquardt exponential model was also adequate to estimate root biomass for the whole set of plants using the variable H+D which resulted in a high coefficient of determination ($r^2=0.853$) and statistical significance. The equation generated with the exponential model could be very useful for management purposes since it allow estimation of root biomass avoiding the task of identifying plants at species level.

Similarly, Gill et al (2002) developed an algorithm using environmental and above-ground plant characteristics for estimating belowground NPP in grasslands and they arrived at an equation that predicted below-ground biomass with reasonable confidence ($r^2= 0.54$) although lower than the reported in this paper ($r^2= 0.853$) and it requires of temperature and precipitation variables not always available at local scale. Furthermore, some authors have reported a poor relationship between belowground biomass and mean annual precipitation at a regional scale (Gill and Jackson 2000).

REFERENCES

- Adair E.C., Reich P.B., Hobbie S.E. and Knops J.M.H. (2009) Interactive effects of time, CO₂, N, and diversity on total belowground carbon allocation and ecosystem carbon storage in a grassland community. *Ecosystems* 12, 1037–1052.
- Aguirre-Jaime, A. 1994. Introducción al tratamiento de series de temporales. Aplicación a las ciencias de la salud. Ediciones Díaz Santos S.A. Madrid, España.
- Marquardt, D. W. 1963. An algorithm for least-squares estimation of nonlinear parameters. *Journal of the Society of Industrial and Applied Mathematics*. 11: 431-441.
- Ahrens B., Hansson K, Solly EF, Schrumpf M. 2014. Reconcilable differences: a joint calibration of fine-root turnover times with radiocarbon and minirhizotrons. *New Phytol.* 204(4):932-42
- Asner G. P. (2009) Tropical forest carbon assessment: integrating satellite and airborne mapping approaches. *Environ. Res.Lett.* 4, 034009.

- Asner G. P. (2011) Painting the world REDD addressing scientific barriers to monitoring emissions from tropical forests. *Environ. Res. Lett.* 6, 021002.
- Avalos, M. M. L. 1998. Productividad y bromatología del pastizal gipsófilo en el Ejido el Tokio, Galeana, Nuevo León. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Bharat S. A., Rasmussen J., Eriksen J. 2012. Grassland carbon sequestration and emissions following cultivation in a mixed crop rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 153: 33–39
- Blidenstein J., 1966. Root Systems of Four Desert Grassland Species on Grazed and Protected Sites. FAO Agricultural Officer, IICA, Zootecnia, Turrialba, Costa Rica. 1957-1958. *University of Arizona Institutional Repository. Journal of Range Management Archives.* Vol 19, No 2 (March 1966)
- Chave J., Andalo C., Brown S. *et al.* (2005) Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87–99.
- Corre M.D., Schnabel R.R., and Shaffer J.A. 2000. Evaluation of Soil organic carbon under forest, cool-season grasses and warm-season grasses in the northeastern U.S. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1531-1539.
- D'Atri P. 2007. Pastizales del mundo. Novedades de Biodiversidad en América Latina N° 160. IPS (Inter Press Service) e IFEJ (Federación Internacional de Periodistas Ambientales).
- Dong X., F.C. Cheng, D. Wang, G. Wang, B. D. Patton and P. E. Nyren. 2012. Mixed-grass prairie rhizome biomass is influenced by cattle grazing intensity. *Grass and Forage Science*, 68, 199–204
- Eriksen, J., Mortensen, T. B., and Søgaard, K. (2012). Root biomass and carbon storage in differently managed multispecies temporary grasslands. *Grass and Forage Science*, 17, 610-612.
- Estrada-Castillón E., Scott-Morales L., Villarreal-Quintanilla J. A., Jurado-Ybarra E., Cotera-Correa M., César Cantú-Ayala, García-Pérez J., 2010. Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus* M.): diversidad y endemismo de especies. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 401- 416, 2010

- Evans T. L., Mata-González R., Martin D. W., McLendon T. and Noller J. S., 2012. Growth, water productivity, and biomass allocation of Great Basin plants as affected by summer watering. *Ecohydrol.* (2012). Published online in Wiley Online Library. (wileyonlinelibrary.com) DOI: 10.1002/eco.1292.
- Feldspach T. R., Banin L., Phillips O. L. *et al.* (2011) Heightdiameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences* 8, 1081–106.
- Gibbon A., Silman M. R., Malhi Y. *et al.* (2010) Ecosystem carbon storage across the grassland–forest transition in the high Andes of Manu National Park, Peru. *Ecosystems* 13, 1097–111.
- Gill R.A. and Jackson R.B. (2000) Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. *New Phytologist*, 147, 13–31.
- Gill R.A., R. H. Kelly, W. J. Parton, K. A. Day, R. B. Jackson, J. A. Morgan, J. M. O. Scurlock, L. L. Tieszen, J. V. Castle, D. S. Ojima and X. S. Zhang. 2002. Using simple environmental variables to estimate belowground productivity in grasslands. *Global Ecology & Biogeography* 11: 79–86.
- Gleixner, G., Kramer, C., Hahn, V., Sachse, D., 2005. The effect of biodiversity on carbon storage in soils. In: Scherer-Lorenzen, M., Körner, C., Schulze, E.D. (Eds.), *Forest Diversity and Functions: Temperate and Boreal Systems*. Springer, Berlin, pp. 165–183.
- Hendrick, R.L. and Pregitzer, K.S. (1993) Patterns of fine root mortality in two sugar maple forests. *Nature*, 361, 59–61.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1981. Carta estatal. Climas escala 1:1000000 México, D.F.
- Ingram, L.J., Stahl, P.D., Schuman, G.E., Buyer, J.S., Vance, G.S., Ganjegunte, G.K., Welker, J.M., Derner, J.D. 2008. Grazing Impacts on Soil Carbon and Microbial Communities in a Mixed-Grass Ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 72:939-948.
- Jackson, R.B., Banner, J.L., Jobbagy, E.G., Pockman, W.T., Wall, D.H., 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature* 418, 623-626. Macmillan Magazines Ltd. <http://dx.doi.org/10.1038/nature00910>
- Lugo A.E. and Browns S. 1993. Management of tropical soils sinks or sources of atmospheric carbon. *Plant and soil* 149: 27-41.

- Maniatis D. and Mollicone D. (2010) Options for sampling and stratification for national forest inventories to implement REDD+ under the UNFCCC. Carbon Balance Manage. Five, art 9, 14.
- Marquardt, D. W. 1963. An algorithm for least-squares estimation of nonlinear parameters. Journal of the Society of Industrial and Applied Mathematics 11:431-441.
- Mata-González R. and Meléndez-González R. 2005. Growth characteristics of Mexican oregano (*Lippia berlanderi* Schauer) under salt stress. The Southwestern Naturalist 50: 1–6.
- Mata-González, R., R. E. Sosebee, and C. Wan. 2002. Shoot and root biomass of desert grasses as affected by biosolids application. Journal of Arid Environments 50:477–488.
- Mendoza A. D. O.; Pando-Moreno, M.; Rodríguez, H. G.; Jurado, E., 2009. Effect of ground water on irrigated lands of northeastern Mexico. International Journal of Agriculture Environment & Biotechnology 2009 Vol. 2 No. 3 pp. 255-259. ISSN 0974-1712.
- Meyer S. E., García-Moya E. y Lagunes-Espinosa L. C., 1992. Topographic and soil surface effects on gypsophile plant community patterns in central Mexico. Journal of vegetarian science 3: 429-438, 1992
- Miller. F. R y Donart B. G., 1981. Response of *Muhlenbergia porteri* Scribn. To Season of Defoliation Journal of Range Management 34(2), March 1981
- Montesano P.M., Cook B.D., Sun G., Simard M., Nelson R.F., Ranson K.J., Zhang Z., Luthcke S. 2013. Achieving accuracy requirements for forest biomass mapping: A spaceborne data fusion method for estimating forest biomass and LiDAR sampling error. Remote Sensing of Environment. Volume 130, 15 March 2013, Pages 153–170
- Navar J., Mendez E., Najera A., Graciano J., Dale V. and Parresol B. (2004) Biomass equations for shrubs species of Tamaulipan thorn scrub of Northeastern Mexico. J. Arid Environ. 59, 657–74.
- Pando-Moreno M., Pulido R., Castillo D., Jurado E., Jiménez J., 2008. Estimating fiber for lechuguilla (*Agave lecheguilla* Torr. *Agavaceae*), a traditional non-timber forest product in México. Forest Ecology and Management.
- Rasmussen, J., Eriksen, J., Jensen, E. S., & Jensen, H. H. (2010). Root size fractions of ryegrass and clover contribute differently to C and N inclusion in SOM. *Biology and Fertility of Soils*, 46(3), 293-297. [10.1007/s00374-009-0430-7](https://doi.org/10.1007/s00374-009-0430-7)

- Robinson D. 1986. Compensatory changes in the partitioning of dry matter in relation to the nitrogen uptake and optimal variations in growth. *Annals of Botany* 58:841-848.
- Saatchi S., Houghton R. A., Dos Santos Alvalá R. C., Soares J. V. & Yu Y. (2007) Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biol.* 13, 816– 37.
- SAS Institute (2004) SAS/STAT User's Guide. 5121 p. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Scott-M. 1999. "El Perrito de la Pradera". *Pronatura*, A. C. núm. 8. 28-33 pp.
- Scurlock J. M. O., Johnson K. & Olson R. J. (2002) Estimating net primary productivity from grassland biomass dynamics measurements. *Global Change Biol.* 8, 736–53.
- Sharrow S.H. y Ismail S. 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems* 60: 123-130, 2004.
- Valencia C. C.M., Sánchez M. H., Quiñones V. J. J., y Martínez R. J.J., 2003. Explotación racional y monitoreo de ecosistemas. *Agrofaz*. Volumen 3, número 2.
- Villarreal-Quintanilla J. Á. y Encina-Domínguez J. A., 2005. Plantas vasculares endémicas de Coahuila y algunas áreas adyacentes, México. *Acta Botánica Mexicana* 70: 1-46 (2005).
- Vinther F.P. 2006. Effects of cutting frequency on plant production, N-uptake and N₂ fixation in above- and below-ground plant biomass on ryegrass–white clover swards. *Grass and Forage Science*, 61, 154–163
- Volk J.M. (2006) Impacts of slow release phosphorus and urea on intensively and moderately grazed mixed grass prairie. Ph.D. thesis, North Dakota State University, Fargo, ND.
- Zolcos, S.G., Goetz, S.J., Dubayah, R. 2013. A meta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using lidar remote sensing. *Remote Sensing of Environment*. Volume 128, 21 January 2013, Pages 289–298.

CAPÍTULO 4

Análisis económico y balance de emisiones CO₂ vs almacén de C en un sistema de producción intensiva de papa y un pastizal natural en el Altiplano del Noreste de México.

RESUMEN

La escasez de tierras fértiles en el norte de México ha generado una expansión de la frontera agrícola para la producción de papa en sistemas intensivos con el inminente deterioro de la calidad de los suelos y cambio en el paisaje. Las áreas de pastizal y matorrales xerófilos adyacentes han sido transformadas en campos de cultivo de papa y en los pastizales del estado de Nuevo León. Diversos autores reportan que los usos del suelo están altamente relacionados con el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) y reportan que, de manera general, la ganadería intensiva tiene mayor contenido que los suelos forestales; mientras que los suelos con agricultura de riego presentan las menores cantidades. Si bien la capacidad de almacenar carbono en el suelo es un tema de alta prioridad en las agendas de asuntos ambientales, para los agricultores ese punto queda en segundo plano después del análisis económico. Por ello, en este estudio se analiza no solo la relación entre el almacén y las emisiones de CO₂ de estos sistemas sino también el beneficio económico de uno y otro. El estudio se realizó en ecosistemas de pastizales semiáridos del altiplano en el norte de México, con subtipo climático seco-templado, con escasa precipitación todo el año y verano cálido. Para la determinación de la almacén de CO₂ en el pastizal natural se utilizaron datos de dos áreas: i) El Salado, Municipio de Vanegas, San Luis Potosí, con una elevación media de 1,706 msnm y una extensión aproximada de 52,975.54 ha y ii) La Soledad, en el Municipio de Galeana, Nuevo León, con elevación promedio de 1865 msnm ocupando una extensión aproximada de 14,361.56 ha. Las hipótesis que se plantearon son: i) El cultivo de papa produce mayor cantidad de biomasa que los pastizales de la región de estudio por lo que la captura de C en el cultivo será mayor que en el pastizal; ii) Las emisiones de CO₂ asociadas al cultivo de papa son mayores que las emisiones producidas en el pastizal natural; iii) La relación almacén-emisión de CO₂ es mucho menor en el cultivo de papa que en el pastizal natural y iv) El beneficio económico de la producción de

papa es superior al del forraje producido en los pastizales de la región. En el supuesto de la comercialización del carbono almacenado, el pastizal natural generaría mayor ingreso económico que los sistemas de producción agrícola debido a la mayor cantidad de C almacenado. El cultivo de papa almacena mayor cantidad de C que los pastizales naturales de la región. El mayor almacenamiento se encuentra en los tubérculos pero este almacenamiento es por tiempo muy breve ya que es la parte comercializable y es extraída prácticamente en su totalidad del terreno. Además, al roturar el suelo en cada ciclo de cultivo, grandes cantidades de CO₂ son liberadas a la atmósfera con lo que también el almacenamiento en el suelo se ve afectado. Destinar estos pastizales únicamente para almacén de carbono no es económicamente rentable debido a la baja producción de biomasa del pastizal. Puede resultar rentable la producción de forraje en el largo plazo si se incursiona en los mercados de bonos de carbono, considerando el potencial de almacenamiento del suelo que acumula una mayor cantidad de C y los beneficios por hectárea anuales son atractivos. Aun con las limitaciones metodológicas este estudio demuestra que existe potencial para la incursión en el mercado de bonos de carbono en los pastizales naturales en México.

INTRODUCCIÓN

En 2011, la vegetación natural cubría 71.3% del territorio de México (alrededor de 139.1 millones de hectáreas). Por su extensión predominaban los matorrales xerófilos (25.8% del país), los bosques templados (16.6%) y las selvas (16.3%). Usos del suelo antrópicos, como la agricultura y los pastizales inducidos y cultivados (estos últimos empleados principalmente por las actividades pecuarias) cubrían 26.6% del país (16.8 y 9.8%, respectivamente) y en poco menos del uno por ciento de la superficie nacional se asentaban las zonas urbanas y otros asentamientos humanos (INEGI, 2013).

En México, el suelo agrícola es utilizado principalmente para la producción de maíz, frijol, trigo, arroz y papa. Aunque la superficie sembrada con el cultivo de papa ha disminuido debido al

incremento de las importaciones en fresco afectando la producción nacional (CNSPP, 2012), datos del 2013 reportan que la producción de papa ocupa el 5° lugar en el ámbito alimenticio y el vigésimo en importancia dada la superficie sembrada (62,816 ha). La superficie con potencial agrícola se ha calculado en 34.7 millones de ha y la superficie cultivada en 2012 fue de 25.8 millones de ha (FAO, 2015)

La escasez de tierras fértiles en el norte de México ha generado una expansión de la frontera agrícola para la producción de papa en sistemas intensivos con el inminente deterioro de la calidad de los suelos y cambio en el paisaje. En el estado de Nuevo León, las áreas de pastizal y matorrales xerófilos adyacentes han sido transformados en campos de cultivo de papa y alfalfa (Estrada *et al.* 2010). En las áreas de cultivo, el mayor aporte de C al suelo proviene de los residuos de cosecha (Martínez *et al.* 2008) los cuales, particularmente en el cultivo de la papa, son prácticamente nulos debido a las prácticas realizadas previo a la cosecha.

El cultivo de la papa (*Solanum tuberosum* var.) es considerado de importancia mundial en términos de área cultivada y cosecha total; se encuentra en quinto lugar de importancia después del trigo, arroz, maíz y caña de azúcar en volumen de producción con 376 millones de toneladas (Faostat, 2013).

En 2012, México ocupaba el lugar número 36 al producir únicamente 1.5 millones de toneladas, lo que representa el 0.47%, de la producción mundial, mientras que Estados Unidos ocupa el lugar número 5 con una producción de 18.01 millones de toneladas lo que representa un 5.5% (CNSPP, 2012). El Faostat, (2013) reportó que la producción de papa para ese mismo año fue de 1, 629,938 toneladas ubicando este cultivo en el lugar 14 en importancia nacional, aunque la SAGARPA (2013) reportó una disminución de la producción en México en relación al año anterior con 1, 008,051 toneladas.

Las prácticas culturales para la producción de papa aumentan la oxidación del COS y contribuyen a la pérdida de suelo reportando pérdidas de hasta 435 kg ha⁻¹, a diferencia de cultivos como la cebada donde las pérdidas de suelo han sido estimadas en 21 kg ha⁻¹ (Rees *et al.* 2008). Al incorporar nuevos suelos a la agricultura y establecer sistemas intensivos de cultivo

se producen pérdidas de carbono orgánico en el suelo (COS) de entre 30 y 50% (Martínez *et al.* 2008). De manera similar, Brady (1974) reportó que la producción del cultivo intensivo y el labrado inter cultivo está asociado con la pérdida de COS. Sin embargo West y Post (2002) encontraron que al cambiar el tipo de labranza convencional a la de labranza mínima resulta una mayor acumulación de COS en cultivos como el trigo ($57\pm 14 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y maíz ($20\pm 12 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). También Ravindranath y Madelene (2008) mencionan que los cultivos agrícolas tienen un potencial de mitigación por la mejora de los almacenes de carbono de los suelos estimado en un 90 % considerando que se realicen actividades como: restauración de suelos orgánicos cultivados (1,260 Mt CO₂), mejora de la gestión de tierras agrícolas (1,110 Mt CO₂), mejora de la gestión de pastizales (810 Mt CO₂) y restauración de tierras degradadas (690 Mt CO₂).

Segura *et al.*, (2005) señalan que la estimación de COS total de la República Mexicana varía entre 10.5 y 10.7 Pg C según la forma en la que se agrupan las superficies. Además encontraron que los usos del suelo están altamente relacionados con el contenido de COS y reportan que la agricultura de temporal aporta una mayor cantidad (COS=2.22 PgC), los suelos forestales (COS=0.73 Pg C) mientras que los suelos con agricultura de riego (COS=0.51 Pg C) y la ganadería intensiva presentó un menor contenido (COS=0.03 PgC). Además mencionan que es probable que, en las regiones áridas y semiáridas de México, el contenido de C inorgánico del suelo (CIS) sea superior al de otras regiones, representando este CIS otra alternativa de acumulación de este elemento. En el mismo sentido Martínez *et al.* (2008); Zhao *et al.* (2013) mencionan que el carbón orgánico del suelo se vincula con la cantidad y disponibilidad de nutrientes del suelo y su cantidad no solo depende de las condiciones ambientales locales, sino que es determinada fuertemente por el manejo del suelo

Los pastizales de México actualmente ocupan una extensión de 103,159 km² de una extensión potencial de 162,790 km², lo que representa una pérdida del 36% (CONABIO, 2015). Los pastizales naturales se encuentran en regiones semiáridas y de clima templado frío. Se extienden principalmente en el norte del país con altitudes que van desde los 1,100 y 2,500 m, aunque pueden encontrarse en menor altitud. Proporcionan alimentos, fibras y combustibles,

contribuyen a la regulación del clima, la purificación y recarga de acuíferos y la captura de carbono. Además de valores cultural, espiritual y recreativo que son altamente amenazados.

En condiciones naturales, el COS resulta del balance entre la incorporación de material orgánico fresco y la salida de C del suelo en forma de CO₂ a la atmósfera, la erosión y la lixiviación (Swift, 2001, y Aguilera, 2000). Se debe tomar en cuenta el predominio de suelo sobre la vegetación en almacenamiento de carbono en la sabana, praderas, pastizales y tierras de cultivo (Ravindranath y Madelene, 2008). Además de desarrollar metodologías prácticas y válidas para la estimación del CO₂ en el suelo, dado que existen organizaciones que apoyan la inclusión de todo el carbono terrestre (incluyendo el carbono del suelo de los pastizales) en un futuro acuerdo sobre el cambio climático (Tennigkeit y Wilkes, 2008).

Objetivo

Comparar la relación del costo-beneficio del almacén de C y emisiones de CO₂ entre un sistema de producción intensiva de papa y un pastizal natural excluido en el Desierto Chihuahuense.

Hipótesis

- El cultivo de papa produce mayor cantidad de biomasa que los pastizales de la región de estudio por lo que la captura de C en el cultivo será mayor que en el pastizal.
- Los pastizales de la región almacenan una cantidad mayor de C que el cultivo de papa.
- Las emisiones de CO₂ asociadas al cultivo de papa son mayores que las emisiones producidas en el pastizal natural.
- La relación almacén C-emisión de CO₂ es mucho menor en el cultivo de papa que en el pastizal natural.
- El beneficio económico de la producción de papa es superior al del forraje producido en los pastizales de la región.
- El beneficio ambiental por la producción de forraje natural es mayor que el del cultivo de papa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción y ubicación del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en ecosistemas de pastizales semiáridos del altiplano en el norte de México, con subtipo climático seco-templado, BS0kx', con escasa precipitación todo el año y verano cálido. El tipo de pastizal es halófilo/gipsófilo, cuya distribución está ampliamente determinada por las características del suelo con dominancia en yeso, acumulado en el sustrato en forma de cristales o presente en la superficie (Ávalos, 1988). Estos suelos predominantes de los pastizales son: Solonchack y Xerosoles para los estados de Nuevo León y San Luis Potosí (Estrada, *et al.* 2010). Para determinación de la almacén de C en el pastizal natural se utilizaron datos de dos áreas: i) El Salado, Municipio de Vanegas, San Luis Potosí, ubicado en las coordenadas geográficas 24°19'42.36"N-100°44'08.22" O y una elevación media de 1,706 msnm y una extensión aproximada de 52,975.54 ha y ii) La Soledad, en el Municipio de Galeana, Nuevo León, ubicada en las coordenadas geográficas 24°48'58.23" N-100°40'39.56" y elevación promedio de 1865 msnm ocupando una extensión aproximada de 14,361.56 ha. Esta región es la principal productora de papa en Nuevo León ocupando el 5° lugar y un aporte del (5%) de la producción nacional y una extensión superficial de 3,900 ha, de éstas se tomaron muestras para la determinación de la producción de biomasa y almacén de C, ubicadas en el ejido El Tokio en el municipio de Galeana en las coordenadas geografías 24°41'28.99" N-100°14'18.51"O y 1902 msnm.

La SAGARPA (2013) reportó para México una superficie sembrada de papa de 62,816 ha con un rendimiento promedio de 27.7 ton ha⁻¹. El estado que mayor producción obtuvo fue Sonora (88.10 ton ha⁻¹), seguido de Chihuahua (46.30 ton ha⁻¹) y ubicando al estado de Nuevo León en el último lugar en producción (4,320 ton ha⁻¹) con una mayor superficie sembrada de 3.9 ha en Galeana, Nuevo León. La SAGARPA (2011) reportó para el 2011 una superficie cosechada en el municipio de Galeana de 3,597 ha, con un nivel de producción de 134,608 ton (37.42 ton ha⁻¹), lo que convierte al municipio en un productor líder a nivel estatal.

Estimación de biomasa y contenido de C del cultivo de la papa y de las especies del pastizal.

La biomasa aérea de las especies del pastizal se determinó mediante cortes de vegetación a un centímetro aproximadamente sobre el nivel de suelo en 240 parcelas de 1 m². El periodo de muestreo fue trimestral del mes de abril de 2011 al mes de marzo del 2013. Las muestras de vegetación fueron secadas y pesadas para determinar su biomasa, posteriormente se pasaron por un molino pulverizador y se depositaron en bolsas con su identificación para la estimación del C. La biomasa radicular es una de las variables pocas veces estimada en las determinaciones de captura de carbono en los ecosistemas y, en el caso de los pastizales semiáridos, puede ser el principal punto de acumulación de carbono. Para estimar la biomasa radicular, se hicieron colectas de las especies dominantes en El Salado y La Soledad. El número de individuos varió entre 5 y 15 para las diferentes especies.

Para estimar la biomasa del cultivo de papa se colectaron 17 plantas y se separaron los órganos de la parte aérea, en la cual se incluyó hojas y tallos, de la parte subterránea (raíces, estolones y tubérculos). Una vez separados, se colocaron en bolsas de papel y se introdujeron a una estufa con circulación de aire forzada a 70 °C durante 72 horas hasta alcanzar el peso constante. Se determinó la biomasa (g) de la parte aérea y por separado se pesaron las partes subterráneas en cada muestra, estas se reportan en ton ha⁻¹.

Cuadro 1. Valores estadísticos de las variables dasonómicas de la papa.

Variable	DA (cm)	A (cm)	DR (cm)	PR (cm)	Bm A (ton ha⁻¹)	Bm R (ton ha⁻¹)	Bm Tb (ton ha⁻¹)	Bm T (ton ha⁻¹)
Min	24.50	23.00	0.60	16.00	0.11	0.11	4.53	4.75
Max	58.50	73.00	1.02	31.00	0.53	0.20	6.27	7.00
Media	42.33	50.74	0.75	24.56	0.26	0.15	5.00	5.40
Desv. Est.	11.20	14.80	0.29	4.31	0.13	0.03	2.48	2.64

Fuente: Elaboración propia. DA= Diámetro Aéreo, A= Altura, DR= Diámetro de Raíz, PR=Profundidad de Raíz, BR= Biomasa Aérea, Bm R=Biomasa de Raíz, Bm tb= Biomasa de tubérculos, Bm T= Biomasa Total.

El contenido de C se determinó en el laboratorio de la Facultad de Ciencias Forestales, UANL con equipo analítico Solids TOC Analyzer mediante combustión. Los gases producto de la

combustión son medidos a través de un detector de infrarrojo no dispersivo que contabiliza las moléculas de carbono contenidas en estos gases. Para ello se utilizaron 30 mg de biomasa de la parte aérea, las raíces y los tubérculos

Determinación de las emisiones de CO₂ en el proceso productivo de la papa

Es importante mencionar que no fue posible contar con datos de emisiones de CO₂ para la totalidad de los factores que intervienen en la fabricación de los insumos que utilizan en el cultivo de la papa en la región de estudio dada la escasa disponibilidad de trabajos que los hayan cuantificado. Además se consideró concentrar los esfuerzos en aquellos que son más importantes en relación a su aporte al total de las emisiones, es decir, aquellos cuyas emisiones sean superiores al 1% de las emisiones totales del producto (PAS 2050, 2011).

En este estudio se considera un procedimiento definido por la Asociación Española para la Calidad (AEC, 2013) y entre los pasos más importantes considera;

- La recopilación de datos que refieren las entradas y salidas del ciclo de vida del producto, mismos que pueden ser obtenidos de fuentes externas.
- Búsqueda de factores de emisión de diferentes materiales y combustibles utilizados a lo largo del ciclo de vida.
- El cálculo es laborioso y requiere trabajo de tratamiento, como el aislamiento el consumo de energía para la fabricación del producto elegido sobre el consumo total.
- Finalmente el análisis que se puede hacer en cada etapa del proceso para conocer los principales focos de emisión y recomendar acciones para reducir las emisiones y costos.

En la mayoría de los casos se aplican factores de emisión determinados por el IPCC, además de los elaborados por otros autores, principalmente para áreas como la manufactura de plaguicidas y fertilizantes que no han sido elaboradas por estos organismos.

Considerando los datos reportados por Urrutia y Valenzuela, (2010) a los plaguicidas se le asignó un factor de emisión único para las emisiones por manufactura de productos reconocidos en la base de datos del Servicios Agrícola y Ganadero. Así mismo para los fertilizantes se asignaron valores de factores de emisión por manufactura de cada producto encontrado en la Internet.

Determinación del valor económico de los servicios ambientales derivado del almacén de carbono en el cultivo de la papa

Para este caso se propone la ecuación simple para la determinación del valor en términos económicos del almacén de carbono para este sistema de producción de papa.

Dónde: $Y_{pp} = P_{pp}^c Q_{pp}^c$

Y_{pp} = Beneficio del almacén de carbono en el cultivo de la papa ($\$/ha^{-1}$)

P_{pp} = Precio de almacén de carbono i ($\$/ton$)

Q_{pp} = Cantidad de carbono almacenada en el sistema agrícola i (ton/ha^{-1})

Determinación del valor económico de los servicios ambientales derivado del almacén de carbono en el pastizal natural.

Dónde: $Y_{pn} = P_{pn}^c Q_{pn}^c$

Y_{pn} = Beneficio por la almacén de carbono en el pastizal ($\$/ha^{-1}$)

P_c = Precio del carbono almacenado ($\$/ton$)

Q_{pn}^c = Cantidad de carbono almacenada en el pastizal (ton/ha^{-1})

Estimación de los costos de producción de la papa en Nuevo León

La producción de la papa en Nuevo León no dista del argumento de Biarnés *et al.*, (1995) que menciona que en México es altamente especulativa, en razón de su alto costo de producción y de la variabilidad de los precios en el mercado y debido a que se organiza esencialmente en el marco de una agricultura tipo empresarial, con paquetes tecnológicos y riego intensivos. En ese sentido se desarrolló una revisión específica de los costos basados en las prácticas culturales, la técnica y los costos de producción en el Tokio, Galeana, Nuevo León, mismos que fueron obtenidos en entrevistas dirigidas a productores de papa de esa zona. Se calcularon los valores promedio de los insumos comerciales: fertilizantes, fungicidas, insecticidas, semillas, combustible y labores manuales, renta de la tierra y costos de maquinaria y se determinaron los costos específicos para el cultivo en la región (Morales-Hernández *et al.* 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La valoración económica de los servicios ambientales generados a partir de la producción agrícola requiere el establecimiento de criterios específicos para el desarrollo del análisis cuantitativo que considere tanto los beneficios como los daños del aprovechamiento expresados en términos monetarios (Barzev, 2002). La importancia de determinar los beneficios y cuantificarlos en términos monetarios radica en intentar demostrar que los ecosistemas con un manejo apropiado pueden ser auto-sostenibles. Mientras que la determinación de los costos para conseguir ese beneficio permite identificar los impactos negativos que afectan al ambiente en general, reduciendo la capacidad de sustentabilidad de los ecosistemas.

Estimación de emisiones de CO₂ directas e indirectas derivadas del proceso de producción del cultivo de papa.

Se estimaron las emisiones directas procedentes del consumo de combustible utilizado para las labores agrícolas como el subsoleo, barbecho, rastreo, surcado y atierre o cobertura de cultivo (Cuadro 2). Estos costos son una estimación aproximada ya que evidentemente hay variaciones en los sistemas de cultivo de papa, condiciones climáticas, suelo, plantas y condiciones fitosanitarias y tecnología utilizada.

En su estudio, Ademe-Ecobilan (2003) reporta como requerimiento promedio 15.1 litros de combustible por hora con tractor agrícola, cantidad que se multiplica por las horas requeridas por hectárea para cada actividad, este resultado se multiplica por el factor de emisión por MJ ha⁻¹. Emisiones generadas por actividades mecanizadas antes y después de la siembra fueron calculadas utilizando un factor de conversión de 56.31 MJ por litro (Hosseinpanahi y Kafi, 2012) en el que calcularon la energía consumida expresada en MJ ha⁻¹, además Ausdley *et al.* (2009) con un factor de emisión de 0.069 kgCO₂ /MJ ha⁻¹. En otro estudio Doménech *et al.* (2010), contabilizaron el combustible (diésel) utilizado por los tractores para estimar la energía generada por la combustión mediante un factor de conversión (47.78 MJ L⁻¹), con un factor de emisión 0,0737 kg CO₂/MJ ha⁻¹. En la presente investigación se optó por utilizar los factores de conversión de Hosseinpanahi y Kafi (2012) y de Audsley *et al.* (2009).

Cuadro 2. Emisiones directas generadas por la producción de papa en Galeana, N.L.

Concepto	Combustible (litros ha ⁻¹)	Energía (MJ ha ⁻¹)	Emisiones (kgCO ₂ ha ⁻¹)
Preparación del terreno (barbecho, rastreo y surcado)	60.40	3,401.12	234.68
Siembra (acarreo, siembra y cerrado de surco)	50.30	6,233.52	136.77
Labores culturales con tractor (1° cultivo deshierbe)	15.10	4,251.41	293.35
Labor cultural con tractor (2° cultivo atierre)	15.10	850.28	58.67
Control de maleza (secado de planta)	15.91	896.00	61.82
Cosecha (3er atierre y cosechadora)	30.20	1,700.56	117.34
Total	187.01	17,332.89	902.62

La cuantificación de costos indirectos por hectárea se realizó estimando la cantidad de combustible y energía requerida por kilogramo de insumo (insecticida, herbicida, fungicida, hormonas y fertilizante); el transporte y mano de obra no se consideran (Cuadro 3). Aunque Reyes *et al.* (2010) reportaron que para la producción de un kilogramo de pesticida y herbicida se requieren 22.5 y 12.5 litros de combustible respectivamente. El IPCC (2007) recomienda el cálculo de emisiones por fabricación para cada kilogramo de herbicidas, plaguicidas, insecticidas y fertilizantes utilizando diferentes factores. En este caso utilizamos factores de conversión específicos reportados por Audsley *et al.* (2009), considerando la cantidad de energía MJ L⁻¹ necesaria para la elaboración de cada tipo de pesticida.

Cuadro 3. Emisiones indirectas derivadas por la producción de papa en Galeana, N.L.

Concepto	Combustible (litros ha ⁻¹)	Energía (MJ ha ⁻¹)	Emisiones (kgCO ₂ ha ⁻¹)
Desinfectado de semilla	77.90	4389.00	297.53
Siembra	244.26	13,702.71	945.49
Manejo de plagas y enfermedades	742.83	41,565.37	2,868.01
Riego	1,944.00	12,162.96	839.24
Fertilización de fondo	1.69	65.23	4.50
Cosecha	101.72	2,688.00	185.47
Total	3,112.41	74,573.27	5,140.24

Para algunos pesticidas no se encontraron datos específicos para estimar el uso del combustible, por lo tanto se utilizaron factores de conversión reportados por Audsley *et al.* (2009), en el que reporta que los fungicidas aportan 2,912 MJ ha⁻¹, herbicidas 896, insecticidas 751 MJ ha⁻¹, regulador de crecimiento 132 MJ ha⁻¹ y el tratamiento para semillas 154 MJ ha⁻¹. Otros autores asignaron un factor de emisión único por manufactura para los casi 1000 productos reconocidos.

En otro estudio Wood y Cowie (2004); Davis y Haglung (1999) mencionan que por kilogramo del compuesto de NPK producido en Europa se emiten 0.097 kgCO₂e pero argumentan que la información es insuficiente para identificar la fuente y que existe gran discrepancia entre las estimaciones promedio de las emisiones en Europa. También Pervanchon *et al.* (2002) reportaron datos de la energía usada para la fabricación de los fertilizantes más comunes (MJ kg), convertidos estos valores a de L Kg⁻¹ presentaron una variación entre 0.17 y 0.89 litros de diésel y unos factores de emisión en un rango de 0.54 a 6.44 kg CO₂e (IPCC, 2007).

Las emisiones calculadas para el consumo energético del sistema de riego (1,016 kWh ha⁻¹) son una aproximación con base en datos reportados por López *et al.* (2012) respecto del consumo de energía eléctrica (54.21 kWh/t) con requerimientos de 216 litros de diésel. En el presente estudio se estimaron emisiones de 839.2 kgCO₂ ha⁻¹ en cada aplicación, cantidad muy similar a la reportada (873 kgCO₂e ha⁻¹) por Corominas (2010). Los requerimientos de energía para el riego calculados en este estudio (12,163.00 MJ ha⁻¹) en cada aplicación fueron mayores a los reportados en otro estudio realizado por Hosseinpanahi y Kafi (2012) para el riego en un sistema tradicional (11,679.36 MJ ha⁻¹) y en un sistema comercial (9,772.33MJ ha⁻¹) ya que el primero de estos es un sistema menos eficiente.

La selección del tamaño y calidad de la papa se realiza directamente en campo al momento de la cosecha y se requiere una cantidad importante de mano de obra, ésta puede variar según las condiciones del mercado y los rendimientos del cultivo. En este sentido Hosseinpanahi y Kafi, (2012) reportaron que el consumo de energía por el trabajo humano (mano de obra) en los sistemas tradicionales de producción (3.122,65 MJ ha⁻¹) fue (48%) mayor que en sistemas comerciales frente a 1.638,97 MJ ha⁻¹), en este caso no se estimaron las emisiones generadas por el factor humano debido a la falta de un factor de conversión.

Estimación del almacén de C por el proceso productivo de papa y pastizales excluidos

Después de considerar una gran cantidad de conceptos y etapas del proceso de producción de la papa desarrollamos un análisis del almacén de C (ton ha^{-1}) por la exclusión de pastizales naturales, considerando que no se realiza ninguna actividad o labor cultural para promover su desarrollo y crecimiento, salvo aquellas que tienen que ver con la protección para la restauración y conservación.

Cuadro 4. Producción de biomasa y almacén de carbono C en diferentes componentes de la planta de papa (*Solanum tuberosum* var. fiara) y en el pastizal natural excluido.

Descripción		Bm Aérea (ton ha^{-1})	Raíces (ton ha^{-1})	Tubérculos (ton ha^{-1})	Total (ton ha^{-1})
Papa	Bm	0.257±0.13	0.152±0.29	5.089±0.528	5.498±0.948
	C	0.104	0.007	2.25	2.361
Pastizal excluido	Bm	0.242±0.035	0.0695±0.010	N/D	0.311±0.035
	C	0.106	0.031	N/D	0.137

Bm= Biomasa; C= Carbono promedio calculado en función al 44% de captura en el Salado y La Soledad.

Fuente: Elaboración propia, Los valores corresponden a la media \pm desviación estándar.

Encontramos (Cuadro 4) que la cantidad total de C almacenado en el cultivo de papa ($2.361 \text{ ton ha}^{-1}$), de las cuales la mayor cantidad se corresponde a los tubérculos (2.25 ton ha^{-1}), seguido de la parte aérea ($0.104 \text{ ton ha}^{-1}$) y por último en las raíces ($0.007 \text{ ton ha}^{-1}$).

Estimación del valor económico de los servicios ambientales derivado del almacén de carbono en el cultivo de la papa.

En la sustitución de las variables utilizamos precios promedio de bonos de carbono de \$10 USD/ton. Tennigkeit y Wilkes (2008) reportaron que en el segundo periodo (2008-2012) del protocolo de Kioto, el precio del carbono aumentó rápidamente, situándose actualmente en cerca de €25/tCO₂e por la reducción de emisiones certificadas por mecanismos establecidos en los planes nacionales de asignación. El Instituto Nacional de Ecología, (INECC, 2010) reportó que no existe un valor “oficial” dada la existencia de diferentes esquemas y sitios de comercio de bonos de carbono en el mundo; algunos como el Chicago Climate Exchange reportó una

fluctuación \$0.90 a \$2.10 USD/tCO₂ y el European Climate Exchange Carbon reportó un rango de precio de \$6.40 a \$19.70 €/tCO₂.

Considerando que el propósito es determinar el almacén de carbono para la valoración de la parte aérea y raíz de la planta, ya que la cantidad almacenada en los tubérculos es temporal debido a que es el producto final comerciable y es extraído casi en su totalidad del sitio donde se produjo. En este caso la valoración económica de los servicios ambientales se refiere específicamente al almacén de carbono en los sistemas de producción de papa, en la que se aplica la ecuación simple con las variables específicas siguientes:

$$Y_{pp} = P_{pp} Q_{pp} \quad \text{Dónde: } Y_{pp} = 140 (\$ \text{ ton}) * 0.111 (\text{ton ha}^{-1})$$
$$Y_{pp} = 15.54 (\$ \text{ ha}^{-1})$$

En el supuesto que todos los componentes del almacén de C de la producción de la papa sean almacenados en el suelo como depósito natural el beneficio económico sería el siguiente:

$$Y_{pp} = P_{pp} Q_{pp} \quad \text{Dónde: } Y_{pp} = 140 (\$ \text{ ton}) * 2.361 (\text{ton ha}^{-1})$$
$$Y_{pp} = 330.54 (\$ \text{ ha}^{-1})$$

Estimación del valor económico de los servicios ambientales derivado del almacén de carbono en el pastizal natural.

El beneficio del almacén de carbono en los ecosistemas de pastizales semiáridos en el Altiplano del norte de México se determinó mediante la estimación de la acumulación de C en los diferentes componentes de las plantas en sitios excluidos (Cuadro 4). Los contenidos de C almacenado, en promedio, son: biomasa aérea de la vegetación (0.106 ton ha⁻¹), biomasa de raíz (0.031 ton ha⁻¹) y COS en la capa de suelo de 0-30 cm de profundidad 48.09 ton ha⁻¹ (Hernández *et al.* 2014) y con las ecuaciones propuestas por Barzev (2002) se determinaron los valores económicos.

$$Y_{pn} = P_{pn}^c Q_{pn}^c \quad \text{Dónde: } Y_{pn} = 140 (\$ \text{ ton}) * 48.23 (\text{ton ha}^{-1})$$
$$Y_{pn} = 6,752.2 (\$ \text{ ha}^{-1})$$

Con fines comparativos se desarrolla el siguiente análisis de la ecuación del almacén de carbono en el pastizal, se sustituyen las variables de almacén directo de la vegetación.

$$Y_{pn} = P_{pn} \cdot Q_{pn} \quad \text{Dónde: } Y_{pn} = 140 (\$ \text{ ton}) * 0.137 (\text{ton ha}^{-1})$$
$$Y_{pn} = 19.18 (\$ \text{ ha}^{-1})$$

En el supuesto de la comercialización del carbono almacenado, el pastizal natural generaría mayor ingreso económico que los sistemas de producción agrícola debido a la mayor cantidad de C almacenado. El cultivo de papa almacena grandes cantidades de C en los tubérculos pero este almacenamiento es por tiempo muy breve ya que es la parte comercializable y es extraída prácticamente en su totalidad del terreno. Además, al roturar el suelo en cada ciclo de cultivo, grandes cantidades de CO₂ son liberadas a la atmósfera con lo que también el almacenamiento en el suelo se ve afectado.

Determinación de los costos directos asociados al proceso de producción del cultivo de la papa en Nuevo León

El cultivo de la papa es uno de los más importantes en Latinoamérica y en México tanto por su productividad y rentabilidad; aunque sus costos de producción son elevados, proporciona un margen de ganancia muy alto que lo hace atractivo para quienes desean invertir e incursionar en este tipo de actividades. Los costos que se analizan en este apartado son aquellos que influyen e intervienen directamente en el proceso de producción, en estos se consideraron la mayor cantidad de aspectos y elementos que ayudan desde el manejo de la semilla, siembra, manejo de plagas y enfermedades, desarrollo y cosecha del producto, mano de obra y costos de utilización de maquinaria para las labores culturales, todos estos fueron determinados por precios corrientes en el mercado, cantidades técnicamente apropiadas para el tipo de suelo y necesidades del cultivo y con información recabada a pie del cultivo y basados en datos específicos de los productores. No se consideraron los costos del dinero (intereses vía crédito), ni por compra de maquinaria y sistema de riego, compra o renta de tierra, ya que se supone que al momento del estudio los productores ya contaban con el equipo o los rentaban, estos no fueron amortizados ni depreciados para efectos de este análisis.

En el Cuadro 5, se presentan los conceptos generales de los costos que se analizaron con mayor detalle y registrados en cada etapa, en la siembra se consideran gastos generados por la preparación del terreno mediante subsoleo, barbecho, rastreo y surcado realizados de dos a tres veces antes del inicio, el costo de la semilla es provista por empresas comerciales de la región, además de la desinfección de la semilla para evitar pérdidas por el manejo de la proveedora hasta su disposición final en el suelo, costos por el paquete de agroquímicos como adherentes, insecticidas, fungicidas, bactericidas, hormonas y fertilizantes como la urea, nitrógeno, sulfato de amonio y fertilizantes foliares, fletes por acarreo de la semilla y labores culturales como el atierre y mano de obra para el deshierbe.

Cuadro 5. Costos por hectárea del proceso de producción de papa en el Tokio, Galeana, Nuevo León, México para el año 2013

Concepto	Costos (\$)	% del costo total
Siembra	102,698.	63.81
Manejo de plagas y enfermedades	23,831.	14.81
Cosecha	11,763.	7.31
Riego	11,400.	7.08
Fertilización de fondo	9,246.	5.75
Seguro agrícola	2,000.	1.24
	160,938.	100.00

Fuente: Elaboración propia.

En este sistema de producción se encontró que el costo total aproximado por hectárea es de \$160,938.00, desglosando los costos directos encontramos que los principales costos en los que incurren en este sistema de producción son generados en la inversión inicial como la siembra que representa (64%) y, en menor porcentaje, el manejo de plagas y enfermedades (15%), cosecha (7%), riego (7%), fertilización de fondo (5%) y seguro agrícola (1%).

En el manejo de plagas y enfermedades son considerados los gastos generados por los diferentes agroquímicos que se utilizan en las nueve aplicaciones que llevan a cabo cada 15 días durante todo el proceso de producción hasta antes de la cosecha. En la etapa del riego únicamente se

consideran el costo de la energía eléctrica y mano de obra para supervisión del sistema de riego utilizado. Antes de la cosecha se lleva a cabo una fertilización de fondo y se consideran los gastos de los fertilizantes ocupados y mano de obra utilizada también para el mismo fin. Por último el costo de la cosecha en el que se consideran la maquinaria utilizada, manejo y control de maleza y mano de obra para la recolección y carga del producto. Otros conceptos de menor significancia en los costos totales es el seguro agrícola.

Relación beneficio-costo del proceso productivo y almacén de C del cultivo intensivo de la papa.

La producción de papa tiene un alto margen de ganancia considerando que en el reporte de precios diarios de hortalizas, observados en diversas centrales de abasto del Distrito Federal, Jalisco y Nuevo León, el precio del kilogramo de papa al 04 de abril de 2014 fue de \$ 11.00 pesos, (precios estandarizados por la SAGARPA, 2014). Considerando un rendimiento promedio de 36.00 ton ha⁻¹ (SAGARPA, 2013), estimamos un valor de la producción de \$396,000.00 y descontando los costos de producción (\$160,930.00) se obtiene una utilidad o beneficio económico directo con valor de \$235,062.00 por hectárea (Cuadro 6). Hosseinpanahi y Kafi (2012) reportaron que los costos totales de producción por hectárea de papa comercial en Irán fueron de \$56,194.2 pesos y para la papa cultivada bajo sistema tradicional fue de \$26,786.16 pesos.

Cuadro 6. Relación beneficio-costo del proceso productivo y almacén de C del cultivo intensivo de la papa.

Concepto	Beneficio (\$ ha⁻¹)	Costo (\$ ha⁻¹)	Relación B/C
Producción de papa	396,000.00	160,930.00	2.46
Almacén de C	330.54	160,930.00	0.002

Fuente: elaboración propia.

En el supuesto de incursionar en el mercado voluntario de los bonos de carbono, los beneficios que se obtendrían dado el almacenamiento de 2.361 ton ha⁻¹ con un valor en el mercado de \$330.54 pesos por hectárea.

Se puede concluir que la producción de papa es rentable como actividad económica, pero no para utilizarlo como un sumidero o almacén de carbono ya que los costos son muy altos y en caso de dejar de producir y evitar emisiones tampoco representa una inversión económicamente atractiva. En general los costos serían mayores en caso de contabilizar en el cultivo los generados por el proceso de producción y descontar aquellos por almacén de carbono, en el supuesto de oferta para la venta, ésta se convertiría en un beneficio para el productor. Si existiera una política pública aplicable a las emisiones de CO₂ generadas por la producción de los insumos, energía eléctrica y fabricación de maquinaria agrícola en términos monetarios estos tendrían que sumarse a los costos de producción y afectaría directamente en las utilidades para el productor y seguramente generaría un incremento en el precio para el consumidor final.

Relación beneficio-costos del almacén de C en el pastizal natural excluido utilizado como forraje.

Para la determinación de los costos de la producción de una hectárea de pastizal natural excluido se consideran únicamente aquellos que influyen directamente en el proceso de protección mediante cercado, considerando que no se utiliza ningún otro tipo de insumo.

El costo promedio en el mercado para el cercado por kilómetro lineal (20,000.00 \$MN), por lo tanto para excluir una hectárea se requieren 0.4 km con costo promedio de \$8,000, que se amortiza por lo menos por 10 años, entonces el costo resulta (800.00 \$MN ha/año). Esto se divide entre los productos obtenidos y el beneficio en términos económicos se considera la producción de biomasa promedio (0.54 t/ha/año). El supuesto de empacado del forraje, obtendríamos en promedio 13.5 pacas con un peso promedio (40 kg) que vendidas a precio de mercado promedio (\$40) por paca, entonces el valor de la producción en términos económicos es de 540 (\$/ha).

Cuadro 7. Relación beneficio-costo de la producción de forraje y almacén de C en el pastizal natural excluido.

Concepto	Beneficio (\$ ha⁻¹)	Costo (\$ ha⁻¹)	Relación C/B
Producción de forraje	540.00	266	2.03
Almacén de C en vegetación	19.18	266	0.07
Almacén de C en suelo	6,752.20	266	25.38
Total	7,311.38	798	

Con base en lo reportado por Ademe y Ecobilan (2002) sobre el consumo de combustible para la producción de pastizal, se emiten 47 kgCO₂e ha⁻¹; dichos autores contabilizan además 26 kgCO₂e ha⁻¹ procedente de la fabricación de la maquinaria que se utiliza en caso del establecimiento de la pradera y 5.1 kgCO₂e por hectárea para el transporte del personal ocupado como mano de obra, entonces las emisiones totales (78.1 kgCO₂e ha⁻¹) por el precio de mercado sería el beneficio obtenido si dichas emisiones se evitan.

En el supuesto de producción de forraje de forma natural y excluido los beneficios que se presentan (cuadro 7) parecen ser buenos ya que la inversión resulta ser rentable pero los resultados en este estudio, indican que este tipo de pastizal tiene un potencial de almacén de carbono en la vegetación (0.137 ton ha⁻¹) y su valor económico (\$19.18) por el almacén de C, tomando como base un precio promedio de \$10 USD cuando el precio de venta de esa divisa era de \$14 pesos mexicanos como precio de mercado debido a que el INECC (2010) menciona la inexistencia de precio “oficial” dados los esquemas y lugares para la comercialización de bonos de carbono en el mundo, como el Chicago Climate Exchange. El valor se obtiene como un supuesto servicio ambiental (almacén de C) en el pastizal, incluyendo el almacenado en el suelo (48.09 ton ha⁻¹) reportado por Hernández *et al.* (2014) para una profundidad de 0-30 centímetros; podría obtenerse un beneficio económico de \$6,752.2 por hectárea, lo que supone una actividad alterna atractiva.

CONCLUSIONES

Los beneficios económicos por la producción de papa son altamente rentables en el corto plazo; sin embargo, ambiental y socialmente no son redituables debido al abandono y deterioro del suelo que no garantiza su subsistencia en el largo plazo, además no puede considerarse como un cultivo apto para el almacén de carbono dado que su potencial es bajo y sus beneficios por este concepto son mínimos, el balance de almacén contra emisiones directas e indirectas es considerablemente negativos. La determinación de la cantidad de las emisiones indirectas del cultivo de la papa se dificulta debido a la falta de factores de emisión estándares que se utilicen de forma más apropiadas y que faciliten su uso, además de la existencia de elementos y componentes que se utilizan en el proceso y que no son fácilmente contabilizados.

Ambientalmente, es recomendable destinar el uso de los pastizales naturales con baja capacidad productiva para la ganadería, al almacén de carbono, agua, fauna y mejorar el paisaje, que pueden ser cuantificados para la obtención de beneficios económicos y contribuir al desarrollo sustentable de comunidades marginadas que cuentan con mínimos elementos para la subsistencia.

Sin embargo, destinar estos pastizales únicamente para almacén de carbono no es económicamente rentable debido a la baja producción de biomasa del pastizal. Puede resultar rentable la producción de forraje en el largo plazo si se incursiona en los mercados de bonos de carbono, considerando el potencial de almacenamiento del suelo que acumula una mayor cantidad de C y los beneficios por hectárea anuales son atractivos.

Como conclusión final es importante mencionar que aun con las limitaciones metodológicas este estudio demuestra que existe potencial para la incursión en el mercado de bonos de carbono en los pastizales naturales en México.

BIBLIOGRAFÍA

- Ademe, D. y Ecobilan, P. (2002). Bilans énergétiques et gaz à effet de serre des filières de production de biocarburants en France. Note de synthèse.
- AEC. 2013. Huella de carbono. Departamento de medio ambiente de AB Azucarera Iberia. Asociación Española para la Calidad. Comité de Medio Ambiente.
- Aguilera, S.M. 2000. Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. Simposio Proyecto Ley Protección de Suelo. Boletín N° 14. Valdivia, Chile. p. 77–85.
- Audsley E., Stacey K., Parsons D.J., Williams A.G. 2009. Estimation of the greenhouse gas emissions from agricultural pesticide manufacture and use. Crop Protection Association. Cranfield University
- Avalos, M. M. L. 1998. Productividad y bromatología del pastizal gipsófilo en el Ejido el Tokio, Galeana, Nuevo León. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Barzev R., 2002. Valoración económica integral de los bienes y Servicios ambientales de la reserva del hombre y la Biosfera de río plátano. Proyecto manejo reserva del hombre y la biosfera de rio Plátano, Corredor biológico mesoamericano (CBM). Tegucigalpa.
- Biarnés A., Philippe C. J., Santiago C. M. de J., 1995. Agroeconomía de la papa en México. Colegio de Postgraduados, México, 1995. ISBN 968-6990-03-8
- Brady N. C. 1974. The nature and properties of soils. 8th ed. Mac Millan Publ. Co., Inc., New York, NY. 639 pp.
- CNSPP, 2012. Monografía del sector Papa en México. 2012. Comité nacional sistema producto Papa. 2012.
- Conabio, (2015). Biodiversidad mexicana. Mapa de ecosistemas de México. Extensión y distribución. <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/mapas/mapa.html>
- Corominas J. 2010. Agua y energía en el riego, en la época de la sostenibilidad. Fundación para el fomento de la ingeniería del agua. Junta de Andalucía, consejería de agricultura y pesca. Sevilla. Ingeniería del Agua, Vol. 17, No 3.
- Davis, J. and Haglund, C. 1999. Life Cycle Inventory (LCI) of Fertilizer Production. Fertilizer Products Used in Sweden and Western Europe. SIK-Report No. 654. Master's Thesis, Chalmers University of Technology.

- Doménech J., Martínez M. y Fernández M. 2010. La agricultura y el CO². Revista Cuaderno de trabajo. Servicio de Estadística y Planificación Agraria. Consejería de Agricultura del Gobierno riojano.
- Estrada, 2010. Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus* M.): diversidad y endemismo de especies. Revista Mexicana de Biodiversidad 81: 401- 416, 2010
- Faostat, 2013. Food and Agricultural Commodities Production. Top 10 Commodities. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Statistics Division. 2013
- FAO. 2015. Sitio web AQUASTAT. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- Hernández M., M. Pando, Mata R. y J. Jiménez. 2014. “Almacén de Carbono en ecosistemas de pastizales semiáridos del Altiplano del norte de México”. IV Simposio Internacional del Carbono en México.
- Hosseinpanahi, F. y Kafi, M. (2012). A comparative study on energy use and economical analysis of commercial and traditional potato production farms of Kurdistan province of Iran. International Journal of Farming and Allied Sciences. IJFAS Journal2012-1-1/1-8.
- INECC. 2010. Instituto Nacional de Ecología. El sector privado y el cambio climático. El Mercado de Bonos de Carbono. <http://cambioclimatico.inecc.gob.mx/sectprivcc/>
- INEGI. 2013. Carta de Uso del Suelo y Vegetación, Serie V (2011), escala 1: 250 000. México.
- IPCC, 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 págs.
- López S. M. Mujica C. A.; Brown M. O. Castellano C. L. 2012. Evaluación del consumo energético de las máquinas de pivotes centrales eléctricas en la empresa Cultivos varios La Cuba, Ciego de Ávila. Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias, ISSN-1010-2760, RNPS-0111, Vol. 21, No. Esp., diciembre, pp. 30-34,
- Martínez E. H., Fuentes E. J.P., Acevedo H. E., 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. J. Soil Sc. Plant Nutr. 8 (1) 2008 (68-96)

- Morales H. J. L., Hernández M. J., Rebollar R. S. y Guzmán S. E. 2011. Costos de producción y competitividad del cultivo de la papa en el estado de México. *Agron. Mesoam.* 2011, vol.22, n.2, pp. 339-349. ISSN 1021-7444.
- PAS 2050. 2011. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. © BSI 2011. ISBN 978 0 580 71382 8. ICS 13.310; 91.190
- Pervanchon F, Bockstaller C, Girardin P, 2002. Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agroecological indicator: the energy indicator. *Agricultural Systems* 72: 149–172.
- Ravindranath N. H. y Madelene O. 2008. Carbon Inventory Methods Handbook for Greenhouse Gas Inventory, Carbon Mitigation and Roundwood Production Projects. *Advances in Global Change Research. Volume 29* 2008.
- Rees, H. W., Chow, T. L., y Gregorich, E. G. 2008. Soil and crop responses to long-term potato production at a benchmark site in northwestern New Brunswick. *Canadian Journal of Soil Science*, 88(3), 409-422.
- Reyes G, Chaparro-Giraldo A., Ávila K. 2010. Efecto ambiental de agroquímicos y maquinaria agrícola en cultivos transgénicos y convencionales de algodón. *Rev. Colomb. Biotecnol.* Vol. XII No. 2. 151-162
- Segura-Castruita, M. A., Sánchez-Guzmán, P, Ortiz-Solorio, C. A., Gutiérrez-Castorena, M. C., 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *TERRA Latinoamericana*, Vol. 23, Núm. 1, enero-marzo, 2005, pp. 21-28
- SAGARPA. 2011. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
- SAGARPA. 2013. Avances de siembras y cosechas. Resumen Nacional por estado. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- SAGARPA. 2014. Reporte de Precios Diarios de Hortalizas observados en diversas Centrales de Abasto. Dirección General de Operaciones Financieras.
- Swift, R. S., 2001. Sequestration of carbon by soil. *Soil Sci.*, 166, 858-871.
- Tennigkeit, T. y Wilkes, A. 2008. Las finanzas del carbono de los pastizales. Una evaluación en los pastizales comunales. World Agroforestry Centre. ICRAF, Kunming.

- Urrutia J. y Valenzuela R. 2010. Estudio Huella de Carbono: Herramienta para el mejoramiento de la competitividad climática en las exportaciones chilenas. Dirección General de Relaciones Económicas Internacionales (ProChile). Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y la República de Chile. Proyecto N°1621/OC-CH.
- West, O. T. y Post, M. W. 2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation Soil Sci. Soc. Am. J. 2002 66: 1930–1946. 10.2136/sssaj2002.1930
- Wood S. y Cowie A. 2004. *A Review of Greenhouse Gas Emission Factors for Fertiliser Production*. Research and Development Division, State Forests of New South Wales. Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting For IEA Bioenergy Task 38.
- Zhao G., Bryan A. B., King D., Luo Z., Wang E., Song X., Yu Q. 2013. Impact of agricultural management practices on soil organic carbon: simulation of Australian wheat systems. *Global Change Biology*. Volume 19, Issue 5, pages 1585–1597.

CAPÍTULO 5

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES

El objetivo general de esta investigación fue contribuir al conocimiento de los servicios ambientales que las tierras de pastoreo de pastizales semiáridos proveen, evaluando la captura de carbono en biomasa aérea, biomasa radicular de la vegetación nativa y C orgánico del suelo, además de estimar el valor económico de la captura y emisiones de CO₂ en el sistema de producción intensiva de papa.

La hipótesis planteada fue que La captura y almacén de CO₂ efectuada en pastizales naturales excluidos al uso pecuario en ecosistemas semiáridos es más eficiente a la realizada por pastizales no excluidos y que el cultivo de papa dado que las emisiones de CO₂ de este cultivo son altas en relación a los pastizales nativos.

Generalmente, la estimación del C almacenado en la biomasa se calcula aceptando que el contenido de C total corresponde al 50 % del peso de la biomasa seca. Para el caso de los pastizales desérticos del altiplano debería considerarse valores específicos por tipo vegetación, ya que encontramos valores promedios de 45.3% para La Soledad y 43.8% para El Salado.

La hipótesis de este estudio se cumplió en solo una de las áreas de estudio (El Salado) a pesar de que la precipitación fue similar. La presión de pastoreo no fue evaluada de forma precisa y entonces es posible que el ganado haya tenido un efecto diferencial en el consumo de forraje.

La acumulación de C procedente de la biomasa aérea en áreas excluidas (323 kg ha⁻¹) fue significativamente mayor que la de las áreas no excluidas (141 kg ha⁻¹) sin embargo, al analizar por separado las áreas, encontramos que en una de ellas (La Soledad) no se presentaron diferencias debido al pastoreo. Esto nos permite concluir que diferencias en la presión de pastoreo son relevantes en la determinación de la acumulación de C. Nuestras áreas de estudio son capaces de almacenar altas concentraciones de C en el suelo (entre 30,000 kg ha⁻¹ y 50,000 kg ha⁻¹).

La estimación de biomasa radicular en los pastizales semiáridos ha sido poco estudiada, por lo que fue uno de los objetivos de esta investigación. Se analizó la correlación entre parámetros de la parte aérea de las plantas fácilmente medibles y la biomasa de raíz con el fin de desarrollar un modelo estadístico que permita una rápida estimación de la biomasa radicular. Veintiséis especies de plantas se colectaron en pastizales excluidos para la estimación de la relación biomasa raíz/biomasa aérea. Se realizaron modelos de regresión lineal, exponencial y logarítmica para cada especie y para el conjunto de datos para determinar la variable o combinación de variables (altura de la planta (H), diámetro promedio (D), $H * D$ y $H + D$) que tuviera mejor ajuste para determinar la biomasa de raíz, nuestra variable dependiente.

Ocho especies mostraron significación estadística en al menos uno de los análisis, pero sólo cinco especies (*Tiquilia canescens*, *Bouteloua gracilis*, *Machaerantera pinnatifida*, *Lesquerella fendleri* y *Atriplex acanthocarpa*) tuvieron significación estadística y coeficiente de determinación aceptable. Usando el modelo de Marquardt, 14 de las 15 especies estudiadas mostraron un coeficiente de determinación aceptable y significación estadística. El modelo exponencial de Marquardt también fue adecuado para estimar la biomasa de la raíz para el conjunto de las plantas usando la variable $H + D$ que se tradujo en un alto coeficiente de determinación ($r^2 = 0.853$) y significancia estadística. La ecuación generada con el modelo exponencial puede ser muy útil para propósitos de manejo ya que permite la estimación de biomasa de raíz, evitando la tarea de identificación de plantas a nivel de especies.

Diversos autores reportan que los usos del suelo están altamente relacionados con el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) y reportan que, de manera general, la ganadería intensiva tiene mayor contenido que los suelos forestales; mientras que los suelos con agricultura de riego presentan las menores cantidades. Si bien la capacidad de almacenar carbono en el suelo es un tema de alta prioridad en las agendas de asuntos ambientales, para los agricultores ese punto queda en segundo plano después del análisis económico. Por ello, en este estudio se analiza no solo la relación entre el almacén y las emisiones de CO_2 de estos sistemas sino también el beneficio económico de uno y otro.

La determinación de la cantidad de las emisiones indirectas del cultivo de la papa se dificulta debido a la falta de factores de emisión estándares que se utilicen de forma más apropiadas y que faciliten su uso, además de la existencia de elementos y componentes que se utilizan en el proceso y que no son fácilmente contabilizados.

Los beneficios económicos por la producción de papa son altamente rentables en el corto plazo; sin embargo, ambiental y socialmente no son redituables debido al abandono y deterioro del suelo que no garantiza su subsistencia en el largo plazo, además no puede considerarse como un cultivo apto para el almacén de carbono dado que su potencial es bajo y sus beneficios por este concepto son mínimos, el balance de almacén contra emisiones directas e indirectas es considerablemente negativos.

Ambientalmente, es recomendable destinar el uso de los pastizales naturales que poseen baja capacidad productiva para la ganadería, al almacén de carbono, agua, fauna y mejorar el paisaje, que pueden ser cuantificados para la obtención de beneficios económicos y contribuir al desarrollo sustentable de comunidades marginadas que cuentan con mínimos elementos para la subsistencia.

Sin embargo, destinar estos pastizales únicamente para almacén de carbono no es económicamente rentable hoy en día. Puede resultar rentable, a futuro, si se considera el potencial de almacenamiento del suelo que acumula una mayor cantidad de CO₂ y los beneficios anuales por hectárea pudieran ser atractivos.