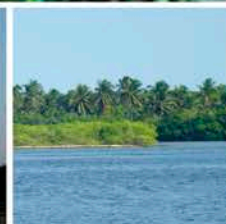


Fernando Paz Pellat
Julio Wong González
Ruth Torres Alamilla
Editores



Serie: Síntesis Nacionales

Programa Mexicano del Carbono

**Estado Actual
del Conocimiento
del Ciclo del Carbono
y sus Interacciones en México:
Síntesis a 2015**

Programa Mexicano del Carbono

Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C.

Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco





Forma correcta de citar:

Paz, F., J. Wong y R. Torres (editores). 2015. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C y el Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Texcoco, Estado de México, México. ISBN en trámite. 678 p.

Programa Mexicano del Carbono A.C.
Calle Chiconautla No. 8 Interior A
Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56230
Texcoco, Estado de México, México

www.pmcarbono.org

Esta obra fue elaborada por el Programa Mexicano del Carbono (PMC).
Se prohíbe la reproducción parcial o total de esta obra, por cualquier medio.

Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015

Fernando Paz Pellat, Julio C. Wong González, Ruth Torres Alamilla

Editores

Programa Mexicano del Carbono.

Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C

Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Villahermosa, Tabasco

2015



1.41 La roza tumba y quema en el contexto de REDD+

Salinas-Melgoza Miguel Á.^{1,2}; Skutsch Margaret² y Lovett Jon C.³

¹Departamento de Gobernanza y Tecnología para la Sustentabilidad, Universidad de Twente, Enschede, Países Bajos. Autor para correspondencia: ma.masm@gmail.com

²Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, CP 58190. Morelia, Michoacán, México.

³Escuela de Geografía, Universidad de Leeds, Leeds LS2 9JT, Reino Unido.

Resumen

La roza tumba y quema (RTQ) es un sistema agrícola que en el contexto de cambio climático ha sido vista como uno de las responsables de la deforestación y la agricultura intensiva (AP) ha sido propuesta para reemplazarla con el objetivo de disminuir los gases de efecto invernadero emitidos. Este estudio evaluó el impacto de la RTQ en los almacenes y flujos de carbono en el contexto de la política internacional REDD+. El estudio se realizó en dos comunidades de la cuenca del río Ayuquila, Jalisco. Se compararon los almacenes de carbono aéreo y del suelo en seis usos de suelo (pastizales, agricultura intensiva, RTQ en producción, RTQ en descanso, sitios con PSA y sitios con bosque que nunca había sido cortado), posteriormente comparaciones entre ellos fueron realizadas. Adicionalmente, los almacenes de carbono y flujos asociados a un ciclo de diez años de RTQ fueron comparados con los de un sistema de AP. Se encontró que los almacenes de C en parcelas de RTQ son menores a los encontrados en sitios mejor conservados, por lo que se apoya la idea de que la RTQ es una causa de degradación forestal. También se determinó que en promedio por tonelada de maíz producida, a largo plazo las diferencias en almacenes de carbono son relativamente pequeñas; sin embargo, aunque se halló que las emisiones globales de un ciclo de RTQ son más elevadas que las de un sistema de AP, esto no justifica que la RTQ sea reemplazada por un sistema más intensivo en aras de mitigar el cambio climático, sobre todo por los insumos no considerados.

Palabras clave: REDD+, selva baja caducifolia, roza tumba y quema, almacenes de carbono, flujos de carbono, intervenciones agrícolas.

Abstract

Slash and burn (RTQ) is an agricultural system that in the context of climate change has been seen as one of those responsible for deforestation and intensive agriculture (AP) has been proposed to replace it in order to decrease greenhouse gas emissions. We evaluated the impact of the RTQ in carbon stocks and fluxes in the context of international politics REDD+. The study was conducted in two communities Ayuquila Basin, Jalisco River. Stores Air carbon and soil in six land uses (pastures, intensive agriculture, RTQ production, RTQ at rest, sites PSA and sites forest that had never been cut), then comparisons between them were conducted. Additionally, carbon stocks and associated with a cycle of ten years of RTQ flows were compared with those of a PA system. We found that C stores in RTQ plots are smaller than those found in best-preserved sites, so we support the idea that the RTQ is a cause of forest degradation. We also found that on average per ton of corn produced, long-term differences in carbon stocks are relatively small; However, although we found that global emissions of a cycle RTQ are higher than those of a PA system, this does not justify the RTQ be replaced by a more intensive system in order to mitigate climate change, especially by inputs not considered.

Key words: REDD +, deciduous forest, slash-and-burn, carbon stocks, carbon flows, agricultural interventions.

Introducción

La roza tumba y quema (RTQ) es un sistema de agricultura tradicional que ha sido estable y popular en la historia de la agricultura y en muchas partes del mundo, debido a los relativamente altos rendimientos del trabajo (Raintree y Warner, 1986; Seidenberg *et al.*, 2003). La RTQ es ampliamente usada en diferentes regiones de México (Miranda y Hernández–Xolocotzi, 1963).

Tradicionalmente es un sistema de dos fases; a) cultivo y b) descanso. En la primera fase la vegetación (primaria o secundaria) es cortada alrededor de noviembre, ésta puede o no ser picada en elementos más pequeños y se deja secar por un tiempo variables que van desde 1 hasta 3 meses (mientras más tiempo dura este proceso, más materia vegetal es quemado), después la vegetación es quemada, dejando cenizas que enriquecen el suelo para establecer un cultivo de maíz por lo regular durante 1 a 3 años consecutivos, hasta que los nutrientes son agotados. En la fase de descanso la producción de maíz es suspendida para recuperar los nutrientes; moviendo el cultivo a otra parcela, permitiendo la recuperación natural de la vegetación. Los detalles y factores involucrados en la práctica de RTQ varían ampliamente en la región, tanto en duración del descanso, tipos de vegetación, cobertura vegetal, precipitación, calidad de suelos y métodos de producción (Chávez, 1983; Gerritsen, 2002).

La política internacional para reducción de emisiones derivados de la deforestación y degradación de bosques en países en desarrollo (REDD+) está siendo desarrollada dentro del marco de la Convención Marco de las Naciones Unidas contra el Cambio Climático (UNFCCC) para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) provenientes de actividades en los bosques y selvas (UN–REDD, 2010).

Definir la degradación forestal en términos de cambio climático ha sido parte de una extensa discusión, la cual en algunos países como Laos, Vietnam y México han considerado la RTQ como una causa de deforestación de bosques, pero no de degradación forestal. Sin embargo, la realidad es que los efectos de esta ampliamente usada práctica agrícola en almacenes de carbono no han sido abordadas adecuadamente y las contribuciones relativas de emisiones de carbono no han sido cuantificadas en el contexto de REDD+, algunos estudios como el de Houghton (2005), sugieren que la RTQ disminuye los almacenes de carbono aéreo cerca del 60% y 10% en del carbono en suelo.

Comúnmente ha sido asociado a la política internacional REDD+ que la intensificación de agricultura vía reemplazar los sistemas tradicionales de RTQ a agricultura permanente (AP) va a reducir las emisiones de carbono. Esta asunción involucra que con suficientes insumos cosechas con mayor producción pueden ser obtenidas, entonces para producir una tonelada de maíz, menos área será necesaria. Estas ideas de “land sparing” están en el contexto de la revolución verde de 1970, en contexto de las ideas de Borlaug (Borlaug, 2000 y 2007; Toft, 2012).

Los objetivos de este estudio son entender y estimar los almacenes y emisiones de carbono de diferentes usos de suelo, además de comparar las emisiones de RTQ contra las derivadas de un sistema agrícola más intensivo.

Materiales y métodos

Este análisis forma parte de un estudio más amplio que aborda las implicaciones de las estrategias REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación) para algunas comunidades situadas en los municipios de la Cuenca del Río Ayuquila. El estudio integra aspectos ecológicos, geográficos, económicos y sociales.

Sitio de estudio

El estudio fue realizado en los ejidos de Tonaya y el Temazcal, en el área central de la Junta Intermunicipal de Río Ayuquila (JIRA), en el estado de Jalisco (Figura 1). Ambos ejidos tienen selva baja caducifolia y algunos manchones de bosque de encino, en una altitud de 990 m s.n.m. La

región es semi-árida, con precipitación alrededor de 650 mm año^{-1} entre junio y septiembre (Jardel *et al.*, 2012).

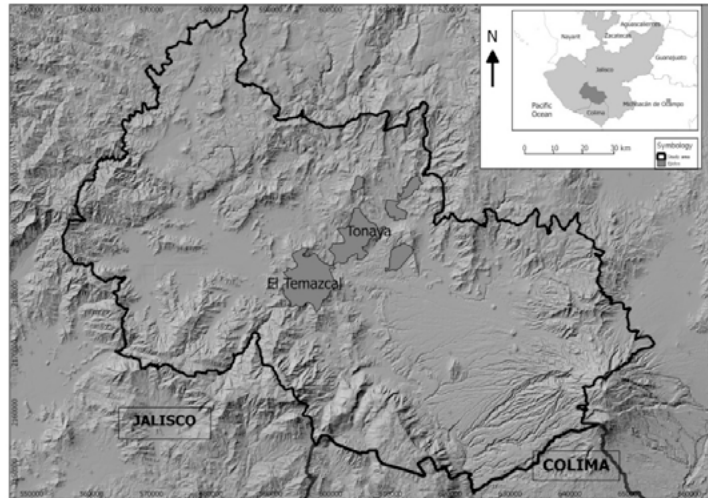


Figura 1. Ubicación de los ejidos en el área de estudio.

Estimación de almacenes de carbono en el sistema de roza tumba y quema

Los almacenes de carbono en la biomasa aérea (CA) y en el suelo fueron estimados en 41 parcelas circulares de 400 m^2 , en los ejidos de Tonaya y en El Temazcal, en Jalisco. Las parcelas fueron establecidas en seis diferentes tipos de uso de suelo. Pastizales (PL), agricultura intensiva (PA), RTQ en producción (Coamil), RTQ en descanso (FP), sitios con PSA (PES) y sitios con bosque que nunca había sido cortado (OG). 23 sitios fueron establecidos en el sistema agrícola RTQ y 18 en PL, PA, PES y OG. Los 18 sitios RTQ representan las fases de descanso y de producción (Coamil) del sistema de RTQ. La edad de los 23 sitios de RTQ en descanso es entre 3 y 10 años, obtenida ésta mediante consulta a los propietarios; mientras que cuatro sitios estaban en fase de producción. Los sitios en descanso fueron clasificados en tres clases de edad: 3 a 4 años (FP1), 5 a 7 años (FP2) y 8 a 10 años (FP3). El muestro se realizó entre agosto del 2013 y marzo de 2014.

En cada parcela el diámetro a la altura del pecho (DAP: 1.3 m de altura) fue medido para todos los individuos de tallo leñosos con $\text{DAP} \geq 2.5 \text{ cm}$. La biomasa seca de la parte aérea fue inferida mediante la fórmula de Martínez-Yrizar *et al.*, (1992). La biomasa en individuos de varios tallos fue calculada separadamente para cada tallo y después sumada. Para obtener la fracción de carbono en madera seca, la biomasa aérea, un factor de conversión de 0.5 fue usado.

El carbono en el suelo de cada sitio fue obtenido siguiendo el protocolo OHHW con el analizador de elementos Perkin Elmer 2400 Series II en modo CHN, de una muestra compuesta derivada de cuatro muestras de suelo de 10 cm de profundidad (*ca.*, 16–44 g, con una densidad aparente de $0.59\text{--}1.58 \text{ gr cm}^{-3}$) colectadas al Norte, Sur, Este y Oeste de los límites de cada sitio.

Las diferencias en almacenamiento de carbono en cada clase de edad de la fase de descanso y la fase de producción fueron evaluadas mediante un análisis de varianza; el CA y del suelo fueron considerados como variables dependientes, mientras que las tres clases de edad (FP1, FP2 Y FP3) y la fase de producción (FP) como independientes.

Cálculo del carbono por tonelada de maíz

El ciclo completo de RTQ considerado en este estudio fue de diez años, con dos fases; una de descanso de seis años y otra de dos años de cultivo de maíz (Chávez, 1983; Gerritsen, 2002; Jardel, comunicación personal). El sistema PA es definido por una fase en la que se cultiva maíz año con

año, sin fase de descanso para permitir la revegetación de la parcela. El carbono aéreo en esta etapa fue considerado como cero, mientras que el valor de carbono en el suelo fue considerado como $24.33 \pm 3.31 \text{ Mg ha}^{-1}$. Se obtuvo la cosecha promedio de maíz en esta región para RTQ y para AP usando datos publicados en Chávez (1983), Gerritsen (2002) y Jourdain *et al.*, (2001); siendo 1085 ton h^{-1} y 3801 ton h^{-1} para RTQ y PA, respectivamente.

Las superficies consideradas para producir una tonelada de maíz en cada uno de los sistemas agrícolas: Superficie acumulada del sistema de RTQ durante el ciclo completo fue de 4.43 ha, mientras que para AP es de 0.26 ha. Las comparaciones se realizaron con base en la superficie acumulada durante el ciclo completo de RTQ. Una quinta parte del tiempo del sistema de RTQ está en fase de cultivo (0.886 ha) y cuatro quintas parte del tiempo en fase de descanso (3.544 ha); mientras que en PA de las 4.43 ha en comparación, 0.26 están en cultivo durante todo el periodo y el restante 4.17 ha podrían permanecer como selva. La acumulación de carbono a lo largo del ciclo completo del sistema de RTQ el sistema de AP fueron calculado usando los datos del Cuadro 1.

Análisis estadístico

Análisis de varianza fueron realizados para considerar las diferencias en carbono almacenado en cada una de las etapas del descanso y cultivo de RTQ, PA, PL, OG y PES. CA y carbono en el suelo fueron las variables dependientes, mientras que las clases de uso de suelo fueron las variables independientes. La etapa de descanso de RTQ fue analizada para ver diferencias entre categorías de años y también como una sola categoría. CA y carbono en el suelo fueron transformados a escala logarítmica, cuando fue necesario para cumplir los supuestos del análisis de ANOVA. Todos los análisis fueron realizados con el programa estadístico R (R Core Team, 2013).

Cuadro 1. Carbono en suelo, aéreo, y carbón total (promedio±error estándar). FD= Fase de Descanso de la RTQ, FD1= Descanso de RTQ clase de 3–4 años, FD2= Descanso de RTQ clase de 5–7 años, FD3= Descanso de RTQ clase de 8–10 años, RTQ Cultivo= Fase de cultivo de RTQ, PA= Agricultura permanente.

| Classes | No. of sites | Soil C (Mg/h) | AGC (Mg/ha) | Total C (Mg/ha) |
|---------|--------------|---------------|-------------|-----------------|
| FP | 23 | 52.22±4.78 | 7.03±0.78 | 59.26±4.83 |
| FP1 | 8 | 40.65±3.47 | 6.02±1.16 | 42.14±5.65 |
| FP2 | 5 | 53.23±10.13 | 7.63±2.40 | 61.21±9.08 |
| FP3 | 10 | 60.97±8.81 | 7.72±1.05 | 67.99±10.18 |
| OG | 6 | 44.37±6.55 | 24.31±2.84 | 68.68±5.90 |
| PES | 3 | 69.48±2.38 | 18.09±0.18 | 87.57±2.54 |
| Coamil | 4 | 62.72±7.93 | NA | 62.72±7.93 |
| PL | 6 | 53.7±6.97 | NA | 53.69±6.97 |
| PA | 5 | 24.33±3.31 | NA | 24.33±3.31 |

Resultados y discusión

Los almacenes de carbono reportados en este estudio son del suelo, aéreo y total. La mayor contribución al carbono total fue del carbono en el suelo ($50.44 \pm 3.10 \text{ Mg ha}^{-1}$), mientras el carbono aéreo fue de ($11.31 \pm 1.53 \text{ Mg ha}^{-1}$). Los resultados son semejantes a los encontrados en otros estudios, en el sentido de que la recuperación de la pérdida de carbono es progresiva y muy rápida en la etapa de descanso de RTQ (Chazdon, 2003; Chazdon *et al.*, 2007; Delaney *et al.*, 1997; Jaramillo *et al.*, 2003; Lebrija-Trejos *et al.*, 2008 y 2010; Read y Lawrence, 2003; Vargas *et al.*, 2008).

La concentración más elevada de carbono total fue en los sitios con PES, donde además se encontró la mayor concentración de carbono en el suelo (Cuadro 1). Los niveles más bajos de carbono en el suelo fueron en los sitios con AP (Cuadro 1). En los sitios de RTQ en descanso las

concentraciones de carbono en el suelo se contabilizaron entre 85-87% del carbono total registrado para estos sitios. Estos resultados sugieren que una gran cantidad del carbono está en el suelo y la exclusión de actividades de manejo puede incrementar los almacenes de carbono del suelo y total.

A pesar de que los niveles de carbono en el suelo en RTQ fueron muy semejantes a los encontrados en los sitios de PES (Cuadro 1), éstos parecen caer cerca de un tercio en los primeros años del periodo de descanso y después incrementarse gradualmente, mostrando una variación muy amplia en toda la etapa de descanso (Cuadro 1). En sitios de OG el carbono en el suelo formó 64% del carbono total almacenado. Estos resultados son muy semejantes (Read y Lawrence, 2003). Al analizar el logaritmo de la concentración de carbono en el suelo mostró diferencias estadísticamente significativas en los diferentes usos de suelo ($F= 4.47$, $df= 7$, $p< 0.05$). También se encontró que FP2, FP3, Coamil, PES y PL todos tienen significativamente mayor concentración de carbono en el suelo que AI (Prueba de Tukey HSD, $p\text{-value}< 0.05$). En promedio hay alrededor de 10% más carbón en el suelo en RTQ que en los sitios OG, y 20% menos que en los sitios de PES, estos resultados son muy semejantes a los encontrados por Houghton (2005).

La mayor concentración de CA fue en los sitios OG y PES, mientras la más baja y con una variación muy amplia fue en las tierras en RTQ (Cuadro 1). Las concentraciones de CA fueron estadísticamente diferentes entre los diferentes usos de suelo ($X^2= 19$, $df= 4$, $p\text{-value}< 0.05$). OG presentó concentraciones de CA significativamente mayores que los sitios de RTQ en descanso durante 3 y 4 y aquellos entre 8 y 10 años (Prueba de Wilcoxon, $p\text{-value}< 0.05$). Los almacenes de CA en sitios con RTQ tienen en general cerca del 40% de los sitios en OG y PES como es sugerido por Houghton (2005). PA mostró las concentraciones de carbón total más bajas (Cuadro 1), que incluye a los sitios con las densidades más bajas (12.38 Mg ha^{-1}). En el extremo opuesto están los sitios con PES, que tuvieron las concentraciones mayores de carbono total (Cuadro 1).

El análisis de varianza del logaritmo del carbono total mostró diferencias estadísticamente significativas entre usos de suelo ($F= 7.78$, $gl= 7$, $p< 0.05$); particularmente, los almacenes de carbono total en la segunda clase y la tercera clases de edad de descanso del ciclo de RTQ; el Coamil, los sitios con PES y los PL fueron significativamente mayores que los de AP (Prueba de Tukey HSD, $p\text{-value}< 0.05$) (Figura 2). Por otro lado, al evaluar si existían diferencias en la variación del logaritmo del carbono total entre las tres categorías de RTQ en descanso no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($F= 9.34$, $gl= 5$, $P< 0.05$) entre clases (Figura 2).

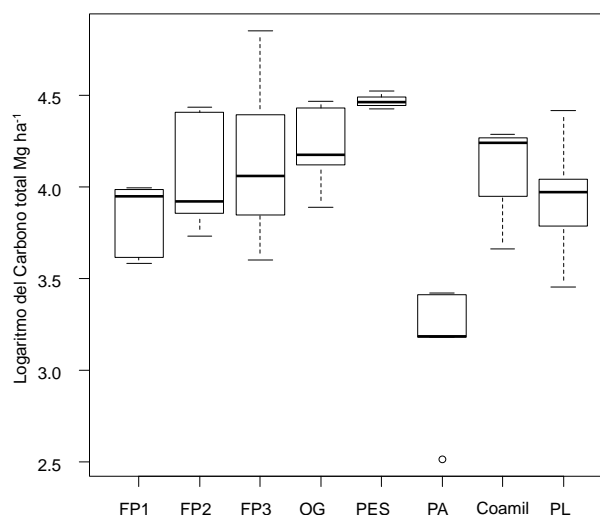


Figura 2. Almacenes de carbono para las concentraciones de carbono total por tipo de uso de suelo y separando el periodo de descanso de RTQ por categorías de edad. FP1= clase de edad entre tres y cuatro años para la fase de descanso, FP2= clase de edad entre cinco y siete años para la fase de descanso, FP3= clase de edad entre ocho y 10 años para la fase de descanso. OG= sitios donde nunca se ha cortado la vegetación, pero con ganado deambulando, PES= selva en pago por servicios ambientales, Coamil= etapa de cultivo de RTQ, AP= agricultura permanente, PL= pastizales.

Los sitios en RTQ tienen solamente 10% menos carbono total que el que se presenta en OG y 30% menos que en los sitios con PES, los cuales (sitios OG y PES) están en áreas que no son adecuadas para agricultura. Las implicaciones de RTQ en términos de emisiones de GEI son desarrolladas en la siguiente sección.

Los resultados muestran que en un ciclo RTQ de diez años, por tonelada de maíz producida en cada uno de los dos sistemas productivos los almacenes promedio de carbón total durante un ciclo completo de RTQ de diez años (dos años de cultivo, ocho años de descanso) son de 59.94 (Mg C ha⁻¹) y 65.42 Mg C ha⁻¹ en AP; las diferencias en carbono total a largo plazo son relativamente pequeñas. Los resultados obtenidos de almacenes de carbono total fueron después comparados con los escenarios de selva mejor conservadas (OG y PES) para calcular diferencias en emisiones de carbono anualizadas por diez años. Los resultados indican que por tonelada de maíz producida, en el sistema de AP puede emitirse a la atmósfera entre 0.25 y 0.35 ton de carbón, mientras que en entre 0.08 y 0.9 en el sistema de RTQ. Estas diferencias en emisiones de carbono pueden ser considerables, pero no toman en cuenta las emisiones adicionales que están asociadas a la AP como resultado de un uso mayor de insumos provenientes de fuentes de carbono, en forma de fertilizantes y combustibles. La idea de “preservación de la tierra” mediante la intensificación de agricultura es controversial y varios estudios han demostrado que a escala local la intensificación puede, paradójicamente, resultar en un incremento de la deforestación, debido a que un mejoramiento en las condiciones para cultivar eleva la demanda por tierras “paradoja de Jevons” (Angelsen y Kaimowitz, 2001; Byerlee *et al.*, 2014; Gockowski y Sonwa, 2011; Perfecto y Vandermeer, 2010; Pirard y Belna, 2012).

El sistema de RTQ no siempre resulta en deforestación, pero sí en remoción temporal de los árboles, modificando la cobertura vegetal a un paisaje formado de un mosaico de parches de selva con diferentes estadios secundarios (Fox *et al.*, 2000), y los parches resultantes presentan almacenes de carbono con menor concentración, lo cual debería ser considerado como degradación y no deforestación (FAO, 2002). En general estas remociones temporales de cobertura vegetal siguen dos rutas principales; 1) limpiar áreas de selva primaria para convertirla a RTQ, y 2) limpiar áreas con selva en estadio secundario que son parte del ciclo de RTQ y preparar el terreno para cultivar (Fukushima *et al.*, 2008). En la región de estudio esta ruta es la más frecuente debido a que desde la época colonial de México las selvas y bosques de esta región han sido manejadas para agricultura y ganadería.

Una posible estrategia para capturar más carbono sería que los campesinos dejarán descansar sus parcelas por más tiempo, pero esta estrategia podría tener poca probabilidad de éxito, debido a que los campesinos prefieren no dejar descansar la parcela por más de diez años, debido a que por una parte si los árboles crecen demasiado, derribarlos y preparar el terreno para cultivarlo requeriría mayor esfuerzo cuando ellos eventualmente lo corten; por el otro lado parcelas con mucho más de diez años de descanso no son limpiadas para RTQ porque las autoridades presionan a los campesinos a no limpiar sus parcelas por razones ambientalistas.

Conclusiones

Dentro de un esquema de REDD+ la agricultura de roza tumba y quema debe ser considerada como degradación en lugar de deforestación.

Los almacenes de carbono total de sitios que están en el sistema agrícola de roza tumba y quema en las selvas bajas caducifolias, pueden tener en promedio mucho más carbono que parcelas con agricultura permanente, y además sólo un 10% menos que los bosques con mejores condiciones de conservación.

Las emisiones de carbono totales por tonelada de maíz producido, provenientes de parcelas en roza tumba y quema, en un periodo de diez años, son ligeramente más elevados que las de cultivo permanente; sin embargo, estas estimaciones no toman en consideración los insumos, en forma de energía y fertilizantes, los cuales son mucho mayores en cultivos permanentes.



Agradecimientos

Este estudio se llevó a cabo dentro de las actividades relacionadas con tres proyectos: “Addressing forest degradation in Mexico through REDD+”, financiado por Climate Works, “Estudio para determinar el estado de degradación y potencial de restauración en ecosistemas forestales bajo manejo de la Cuenca Baja Del Río Ayuquila” financiado por la Junta Intermunicipal del Río Ayuquila, con apoyo de CONAFOR y la Agence Française de Développement (AFD); y “Linking local action with international climate agreements in the dry tropical forests of Mexico”, financiado por The Netherlands Organisation for Scientific Research (NWO)–Science for Global Development (WOTRO).

Bibliografía

- Angelsen A., D. Kaimowitz. 2001. When does technological change in agriculture promote deforestation? Tradeoffs or Synergies? *In*: Lee, D. R., C. B Barrett (eds). Agricultural intensification, economic development, and the environment. CABI International. 89–114 pp.
- Borlaug N. E. 2000. Ending world hunger: the promise of biotechnology and the threat of antiscience zealotry. *Plant Physiology* 124:487-490.
- Borlaug N. E. 2007. Feeding a hungry world. *Science* 318:5849.
- Byerlee D., J. Stevenson, N. Villoria. 2014. Does intensification slow crop land expansion or encourage deforestation? *Global Food Security* 3:92–98.
- Chávez B. C. 1983. Coamil, un sistema de producción agrícola tradicional en Jalisco. Tesis de Licenciatura. Escuela de Agricultura, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, México.
- Chazdon R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6:51–71.
- Chazdon R. L., S. G. Letcher, M. van Breugel, M. Martínez–Ramos, F. Bongers, B. Finegan. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences* 362:273-89.
- Delaney M., S. Brown, A. E. Lugo, A. Torres–Lezama y N. Bello Quintero. 1997. The distribution of organic carbon in major components of forests located in five life zones of Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 13:697-708.
- FAO. 2002. Proceedings. Second expert meeting on harmonizing forest–related definitions for use by various stakeholders. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy. <http://www.fao.org/docrep/005/Y4171E/y4171e00.htm>
- Fox J., D. M. Truong, A. T. Rambo, N. P. Tuyen, L. T. Cuc, S. Leisz. 2000. Shifting cultivation: A new old paradigm for managing tropical forests. *Bioscience* 50:521-528.
- Fukushima M., M. Kanzaki, M. Hara, T. Ohkubo, P. Preechapanaya, C. Choocharoen. 2008. Secondary forest succession after the cessation of swidden cultivation in the montane forest area in Northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 255:1994–2006.
- Gerritsen P. R. W. 2002. DIVERSITY AT STAKE: A farmers’ perspective on biodiversity and conservation in Western Mexico. Tesis de Doctorado. Universidad de Wageningen, Países Bajos. 286 pp.
- Gockowski J., D. Sonwa. 2011. Cocoa intensification scenarios and their predicted impact on CO₂ emissions, biodiversity conservation, and rural livelihoods in the Guinea rain forest of West Africa. *Environmental Management* 48:307-321.
- Houghton R. A. 2005. Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions. *In*: Moutinho, P., S. Schwartzman (eds). *Tropical Deforestation and Climate Change*. Amazon Institute for Environmental Research, Belém, Brazil, and Environmental Defense, Washington D.C.
- Jaramillo V. J., J. B. Kauffman, L. Rentería–Rodríguez, D. L. Cummings, L. J. Ellingson. 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes. *Ecosystems* 6:609-629.
- Jardel E., M. Skutsch, R. Martínez, J. Morfin, T. Allende, E. Vega, L. Morales, A. Ghilardi. 2012. Análisis de cambio de cobertura y uso del suelo, escenario de referencia de carbono y diseño preliminar del mecanismo de Monitoreo, Reporte y Verificación en los diez municipios de la Junta Intermunicipal del Río Ayuquila, Jalisco. Informe final. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. 63 pp.
- Jourdain D., E. Scopel, F. Affholder. 2001. The Impact of conservation tillage on the productivity and stability of maize cropping systems: A case study in Western Mexico. CIMMYT Economics working paper 01–02. Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo, México.
- Lebrija–Trejos E., F. Bongers, E. A. Pérez–García, J. A. Meave. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40:422-431.

- Lebrija-Trejos E., J. A. Meave, L. Poorter, E. A. Pérez-García, F. Bongers. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12:267–275.
- Martínez-Yrizar A., J. Sarukhan, A. Perez-Jimenez, E. Rincon, J. M. Maass, A. Solis-Magallanes, L. Cervantes. 1992. Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 8:87–96.
- Miranda F., E. Hernández-Xolocotzi. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28:29-179.
- Perfecto I., J. Vandermeer. 2010 The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:5786-5791.
- Pirard R., K. Belna. 2012. Agriculture and deforestation is REDD+ rooted in evidence? *Forest Policy and Economics* 21:62-70.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Raintree J. B., K. Warner. 1986. Agroforestry pathways for the intensification of shifting cultivation. *Agroforestry Systems* 4:39–54.
- Read L., D. Lawrence. 2003. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forests of the Yucatan. *Ecological Applications* 13:85-97.
- Seidenberg C., O. Mertz, M. B. Kias. 2003. Fallow, labour and livelihood in shifting cultivation: implications for deforestation in northern Lao PDR. *Geografisk Tidsskrift. Danish Journal of Geography* 103:71-80.
- Toft K. H. 2012. GMOs and global justice: applying global justice theory to the case of genetically modified crops and food. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 25:223-237.
- UN-REDD. 2010. The UN-REDD Programme Strategy 2011–2015. Food and Agriculture Organization of the United Nations, United Nations Development Programme, United Nations Environment Programme. 34 pp.
- Vargas R., M. F. Allen, E. B. Allen. 2008. Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Global Change Biology* 14:109-124.