

**LA CAPTURA DE CARBONO
EN ECOSISTEMAS TERRESTRES
IBEROAMERICANOS**

RED POCAIBA

**RED IBEROAMERICANA DE FÍSICA Y
QUÍMICA AMBIENTAL (RiFyQA)**

COMENTARIOS A LAS FOTOGRAFÍAS: Juan F. Gallardo.

FOTOGRAFÍA DE PORTADA: *Rebollar de Navasfrías (Sierra de Gata, Oeste de España).*

(Fotografía: Juan F. Gallardo)

Los rebollares ibéricos son sistemas forestales que en el pasado tuvieron importancia económica como fuente de carbón vegetal. Hoy día su papel se reduce a ser casi un simple elemento paisajístico, por lo que se teme su recesión en favor de otras especies de más rápido crecimiento. No obstante, dadas las condiciones ecológicas, pudieran tener importancia como sistemas de captura de C, por el alto contenido de C edáfico que suelen almacenar. En similar situación se encuentran en Iberoamérica numerosas especies de frondosas (quercíneas americanas, popularmente llamadas robles o encinos); a medida que el nivel de vida se incrementa y los hogares acceden al gas natural no pocos de sistemas forestales dejan de ser atractivos económicamente dado su lento crecimiento, por lo que surge la tentación a ser sustituidos por otras especies forestales más rentables o, incluso, talarlos a favor de los pastizales. Un mercado de captura de C haría de nuevo atractivos a estos sistemas forestales poco productivos.

FOTOGRAFÍA DE CONTRAPORTADA: *Eucaliptares de Concordia (Entre Ríos, R. Argentina).*

(Fotografía: Pablo G. Aceñolaza)

Los eucaliptares son las repoblaciones quizás más abundantes en toda Iberoamérica. En efecto, ocupan grandes extensiones desde Méjico hasta el Cono Sur, incluso son visibles por todo el Oeste ibérico. Generalmente repueblan terrenos marginales, degradados o abandonados, a veces con suelos infértiles, poco permeables, pedregosos, cascajosos, esqueléticos o demasiado ácidos. A pesar de la oposición ecologista su rápido crecimiento y el incremento de la demanda de celulosa (papel y cartón) mueven a muchos productores a plantar eucaliptos cuando las cuentas ya no le salen con otros productos, sean forestales o agropecuarios, no pocas veces como un paso previo al semiabandono del área. Este rápido crecimiento forestal, en teoría, podría motivar a considerar el eucalipto como una especie interesante para fijar C, aunque obviamente el balance no será tan positivo si su destino final fuera celulosa que, más bien temprano que tarde, se mineralizaría (producto fácilmente degradable) retornándose de nuevo el C capturado a la atmósfera.

FOTOGRAFÍAS DE SOLAPAS:

- Degradación de bosques de pendientes andinas (Fotografía: J. F. Gallardo).
- Bosques de la llanura aluvial del Río Paraná (Fotografía: P. G. Aceñolaza).

Juan F. GALLARDO LANCHO (Ed.)

LA CAPTURA DE CARBONO EN ECOSISTEMAS TERRESTRES IBEROAMERICANOS

RED POCAIBA

**Red Iberoamericana
de Física y Química Ambiental**

<www.sifyqa.org.es>

**SOCIEDAD IBEROAMERICANA DE FÍSICA Y QUÍMICA AMBIENTAL
SALAMANCA (ESPAÑA)**

COORDINADOR

Juan F. GALLARDO LANCHO (Presidente SiFyQA).

REVISORES

Han actuado como revisores (por pares) anónimos de los artículos publicados los siguientes científicos, a los que se hace constancia de agradecimiento: Adriana ABRIL, Julio CAMPO, Carlos E. P. CERRI, Jorge D. ETCHEVERS, Juan A. GALANTINI, Juan F. GALLARDO, Felipe GARCIA-OLIVA, A. Afonso MARTINS, Agustín MERINO, Raúl PONCE, Christina SIEBE y Belén TURRION.

Esta obra es producto de la Red POCAIBA, integrada dentro de la **Red Rifyqa** (Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental), y del apoyo de la S.E.U.I. (Ministerio de Educación y Ciencia español).

© **SiFyQA** <www.sifyqa.org.es>

RESERVADOS TODOS LOS DERECHOS.
PROHIBIDA LA REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL DE ESTA
OBRA POR CUALQUIER PROCEDIMIENTO, INCLUIDA
LA FOTOCOPIA, SIN PERMISO ESCRITO DEL EDITOR.

I.S.B.N.: 978-84-611-9622-7

Depósito legal: S. 1821-2007

GRÁFICAS CERVANTES, S.A.
Ronda de Sancti-Spíritus, 9-11
37001 SALAMANCA (España)

Impreso en España
Printed in Spain



BREVES *Curricula* DE AUTORES

Adriana ABRIL

Profesora del Departamento Recursos Naturales de la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba (Argentina). Dra. en Biología (1996) e investigadora (Nivel I) del área de Ecología microbiana de ambientes terrestres, particularmente de zonas áridas y semiáridas. Dirección postal: Microbiología Agrícola, Facultad de Ciencias Agropecuarias, U. N. C., Av. Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria. C.c. 509, Córdoba 5000 (R. Argentina). *E-mail*: <aabril@agro.uncor.edu>. Tfono. y FAX: +54.351.4335103/05 (int. 254).

Pablo G. ACEÑOLAZA

Investigador del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de Argentina (CONICET); es además docente de las Universidades Nacional y Autónoma de Entre Ríos. Licenciado (1991) y Doctor en Botánica (1996), Universidad Nacional de Tucumán (UNT). Su línea de trabajo está vinculada a la Ecología, cartografía de la vegetación y el estudio de ciclos de materia orgánica y nutrientes. Dirección postal: CICyTTP-CONICET, Materi y España, Diamante 3105, Entre Ríos (R. Argentina). *E-mail*: <acenolaza@gmail.com>. Tfono. y FAX: +54.343.4983086/7.

María Cristina AMÉZQUITA

Investigadora CIAT (Centro Internacional de Agricultura Tropical), Cali (Colombia). *Ph. Dr.* en Ciencias Ambientales (*Production Ecology & Resource Conservation*), Universidad de Wageningen (Holanda); *Mr. Sci.* en Estadística Matemática con énfasis en Bioestadística, Universidad de Cambridge (Inglaterra); *Bach. Sci.* en Matemáticas, Universidad de los Andes, Bogotá (Colombia). Jefe de la Unidad de Biometría del CIAT. Directora Científica del Proyecto de investigación internacional “*Captura de Carbono: Cooperación Holandesa*” (2001-) con sede en el Parque Científico del CIAT. Consultora externa en América Latina y del Banco Mundial en África (Madagascar, Malí y Togo). Asesora de programas y proyectos de investigación en varias Universidades colombianas. *E-mail*: <m.amezquita@cgiar.org>.

Aurelio BÁEZ PÉREZ

Candidato a Dr., Colegio de Postgraduados de Montecillo (Texcoco, México). Actividades en investigación en el Área de Edafología en la misma institución. Maestro en Ciencias con especialidad en Edafología (2001), Colegio de Postgraduados de Montecillo. Ingeniero Agrícola (1992), Universidad Nacional Autónoma de México. Dirección postal: Colegio de Postgraduados, Carretera México-Texcoco km. 36.5, Montecillo, Estado de México (México). *E-mail*: <pbaez@colpos.mx>. Tfono.: +52.55.9520200 (ext. 1234).

Julio CAMPO ALVÉS

Investigador Titular del Instituto de Ecología de la Universidad Nacional Autónoma de México. Graduado en Ciencias Biológicas y Magíster en Ciencias, Universidad de la República (Montevideo, Uruguay). Doctor en Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Dirección postal: Instituto de Ecología, A. P. 70.275, UNAM, México D.F. 04510 (México). *E-mail*: <jcampo@ecologia.unam.mx>. Tfono.: +52.55.56229027; FAX: +52.55.56161976.

Carlos E. Pellegrino CERRI

Docente del Departamento de Ciencia del Suelo de la Escuela Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ), Universidad de São Paulo (U. S. P., Brasil). Ingeniero Agrónomo (1997) en la ESALQ-USP. Dirección postal: *Departamento de Ciencia do Solo, ESALQ/USP*. Avda. Pádua Dias, 11. Piracicaba 13418-900, Sao Paulo (Brasil). *E-mail*: <cepcerri@esalq.usp.br>. Tfono.: +55.19.34172125; FAX: +55.19.34172110.

Sara COVALEDA OCÓN

Estudiante de doctorado adscrita al C. S. I. C. (Salamanca, España). Ingeniera Técnica Forestal, Universidad de Valladolid (1999) e Ingeniera Superior de Montes, Universidad de Lleida (2001). D. E. A., Universidad de Valladolid (2004). Participante del Proyecto europeo REVOLSO (*Rehabilitation of Deteriorated Volcanic Soils*). Dirección postal: Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca, Cordel de Merinas 40-52, Salamanca 37008 (España). *E-mail*: <scovaleda@gmail.com>. Tfono.: +34.923.219606; FAX: +34.923219609.

Jorge D. ETCHEVERS BARRA

Profesor Investigador Titular del Colegio de Postgraduados, *Campus Montecillo* (México) y Profesor Visitante Permanente de la Universidad de Concepción, *Campus Chillán* (Chile). Miembro regular de la Academia de Ciencias de México. *Ph. Dr.* (1977) y *Master Sci.* (1970), *North Dakota State University* (EE. UU. de Norteamérica). Ingeniero Agrónomo (1964), Universidad de Concepción (Chile). Últimamente desarrolla investigaciones sobre C del suelo, recuperación de suelos degradados y análisis de suelos y plantas. Miembro fundador de la Academia Nacional de Ciencias Agrícolas de México. Varios premios y reconocimientos entre ellos: Premio Nacional de Investigaciones en Alimentos de México, Premio Colegio de Postgraduados y reconocimiento especial de la Sociedad Latinoamericana de la Ciencia del Suelo. Ex-Presidente de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Ex-Director de la revista *Terra* (hoy *Terra Latinoamericana*). Dirección postal: Colegio de Postgraduados, Carretera México-Texcoco km. 36.5, Montecillo, Estado de México (México). *E-mail*: <jetchev@colpos.mx>. Tfono. y FAX: +52.595.9511475.

Juan A. GALANTINI

Investigador Independiente, Comisión Investigaciones Científicas (Buenos Aires, R. Argentina). Desarrolla actividades en el Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur (U. N. S.) y el Centro de Recursos Naturales

Renovables de la Región Semiárida (CERZOS) en Bahía Blanca (R. Argentina). Ingeniero Agrónomo (1982) y *Magíster* en Ciencias Agrarias (1994), U. N. S. *Dottore di Ricerca in Chimica Agraria, Università degli Studi di Bari* (Italia; 2001). Dirección postal: Departamento de Agronomía (U.N.S.), C/ San Andrés 800, Bahía Blanca 8000 (R. Argentina). *E-mail*: <jgalanti@criba.edu.ar> y <juan-galantini@argentina.com>. Tfono.: +54.291.4595102 y +54.291.4861124; FAX: +54.291.486.2882.

Juan F. GALLARDO LANCHO

Doctor en Ciencias, Universidad de Salamanca (España) y *D. E. A.* en Pedología, Universidad Nancy I (Francia). Especialista en sustancias húmicas (*W.R.D., Geological Survey, U.S.A.*). Actualmente Presidente de la Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Ha desarrollado proyectos europeos y españoles sobre Edafología, Biogeoquímica ambiental, Ecología forestal, sustancias húmicas y rehabilitación de suelos, algunos desarrollados en Iberoamérica. Ha publicado más de 210 artículos y varios libros. Investigador del C.S.I.C. y Prf. de Universidad. Profesor Visitante o de Postgrado de varias Universidades iberoamericanas. Ex-Director del C.E.B.A.-I.R.N.A./CSIC de Salamanca. Revisor de revistas internacionales. Ha recibido varios Premios. Dirección postal: C. S. I. C., Aptado. 257, Salamanca 37071 (España). *E-mail*: <jgallard@usal.es>. Tfono.: +34.923272206; FAX: +34.923219609.

Felipe GARCÍA OLIVA

Investigador Titular, Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIECO), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Licenciado en Geografía (1986) y Doctor en Ecología (1992), UNAM (México). Estancia postdoctoral (1993-1994) en la Universidad Estatal de Colorado (Fort Collins, EE. UU de Norteamérica). Coordinador del Comité Científico del Programa Mexicano del C (2005-). Dirección postal: Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, AP 27-3, Santa María de Guido, Morelia 58090, Michoacán (México). *E-mail*: <fgarcia@oikos.unam.mx>. Tfono.: +52.443.3222715; FAX: +52.443.3222719.

M^a. Isabel GONZÁLEZ HERNÁNDEZ

Dra. en Ciencias Químicas, Universidad de Salamanca (España). Prfa. Titular de Edafología y Química Agrícola (Univ. de Salamanca). Coordinadora del Programa de doctorado: “*Manejo y Conservación de Recursos Naturales: Aplicación a la Gestión Ambiental*”. Participante en programas docentes y cursos de la AECE. Tutora de becarios de postgrado y de la AECE. Investigadora principal o participante en Proyectos de investigación europeos y nacionales. Directora de Tesis doctorales. Con más de cuarenta publicaciones en revistas nacionales e internacionales. *E-mail*: <mimg@usal.es>. Tfono.: +34.923294527; FAX: +34.923294774.

Mathieu HAULON

Estudiante de Doctorado en el Instituto de Ciencias y Conservación del Suelo de la Universidad *Justus Liebig* de Giessen (Alemania). Ingeniero Agrícola y

Maestro en Ciencias en Agricultura y Medio Ambiente de la Escuela Superior de Agricultura de Purgan (Francia). *E-mail*: <mathieu.haulon@gmail.com>.

Julio O. IGLESIAS

Docente del Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur (U.N.S.), Bahía Blanca (R. Argentina). Ingeniero Agrónomo (1982) en la U.N.S. Dirección postal: Departamento de Agronomía (U. N. S.), C/ San Andrés 800 Bahía Blanca 8000 (R. Argentina). *E-mail*: <jglesia@criba.edu.ar>. Tfono.: +54.291.4595102; FAX: +54.291.486.2882.

Sara MARINARI

Investigadora del *Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica, Facoltà di Agraria dell'Università degli Studi della Tuscia*, Viterbo (Italia). Laureada en *Scienze Agrarie* (1995). Doctora en *Chimica Agraria* (1998). Trabaja sobre indicadores de la calidad del suelo y procesos de transformación y acumulación de la materia orgánica edáfica. Dirección postal: DABAC, *Università della Tuscia*. Via S. Camillo de Lellis, Viterbo 01100 (Italia). *E-mail*: <marinari@unitus.it>. Tfono.: +39.0761.357288.

Agustín MERINO GARCÍA

Profesor Titular de la Universidad de Santiago de Compostela (1998-). Doctor en Biología (1993). Realizó una estancia postdoctoral en Alemania (Programa *Human Capital & Mobility*). Ex-Profesor Ayudante Universidad (1996-1998). Vicepresidente del Instituto Europeo del Bosque Cultivado. Editor temático de la revista *European Journal of Forest Research*. Desarrolla, entre otras, las siguientes líneas de trabajo: Estudio del ciclo de C y gases con efecto invernadero, y dinámica de nutrientes en los sistemas agrícolas y forestales. Dirección postal: Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela; Lugo 27002 (España). *E-mail*: <amerino@lugo.usc.es>. Tfono.: +34.982.285900; FAX: +34.982.285926.

Silvia PAJARES MORENO

Estudiante de doctorado del Programa de Manejo y Conservación de Recursos Naturales, Universidad de Salamanca (España). *D. E. A.* en Ecología y Licenciada en Ciencias Ambientales (Universidad de Salamanca). Becaria adscrita al I.R.N.A./C.S.I.C. de Salamanca. Dirección postal: C.S.I.C., Aptado. 257, Salamanca 37071 (España). *E-mail*: <silvipamo@gmail.com>. Tfono.: +34.923219606; FAX: +34.923219609.

Víctor PEÑA

Estudiante de doctorado del Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México. Dirección postal: Instituto de Geología, Ciudad Universitaria, México D. F. 04510 (México). *E-mail*: <victorp29@yahoo.com.mx>. Tfono.: +52.55.56224286 (155); FAX: +52.55.56224317.

Raúl PONCE HERNÁNDEZ

Mr. Sci.; Ph. Dr., Oxford (Inglaterra). Prf. de la Universidad de Trent, Ontario (Canadá), Programa Ambiental y de Recursos y Departamento de Geografía. Director del Laboratorio de Geomática y Teledetección Aplicada a Recursos Terrestres (*GEORES-LAR*) de la Univ. de Trent. Investiga sobre la aplicación de la Geomática y modelos en la evaluación de recursos terrestres. Es miembro del Grupo de Trabajo del *M. D. L.* de la *U.N.-FCCC* y consultor regular de la *F.A.O.*, *U.N.E.P.* y *U.N.-ESCWA*. *E-mail*: <rponce@trentu.ca>. Tfono: +1.705.7481011.

Christian PRAT

Edafólogo, Investigador del *Institut de Recherche pour le Développement (IRD)*, Francia). Miembro del equipo “*RIVER*” (*rivières, erosion, contaminants*) del *LTHE (Laboratoire d’Etude des Transferts en Hydrologie et Environnement)*, UMR 5564 *CNRS-INPG-IRD-UJF*, Grenoble (Francia). *Master en Ciencias “Manejo de cuencas”*, Universidad de Rennes I (Francia, 1984), Doctor en Ciencias del Suelo, Universidad París VI (Francia, 1991). Especialista en erosión y rehabilitación de suelos endurecidos y degradados de origen volcánico. Coordinador del programa europeo *DESIRE* en México <www.desire-project.eu>. Dirección postal: *IRD-LTHE*, B.P. 53, 38041 Grenoble Cedex 9 (Francia). Dirección postal: *CIECO-UNAM*, Antigua Carretera a Pátzcuaro, 8701, A.P. 27-3, Sta María de Guido, Morelia 58090, Michoacán (México). *E-mail*: <christian.prat@ird.fr>. Tfono.: +52.443.3222777 (ext.42631); *FAX*: +52.55.52820800.

Christina SIEBE

Investigadora Titular del Departamento de Edafología del Instituto de Geología de la Universidad Nacional Autónoma de México. Dirección postal: Instituto de Geología, Ciudad Universitaria, México D.F. 04510 (México). *E-mail*: <siebe@servidor.unam.mx>. Tfono.: +52.55.56224286 (155); *FAX*: +52.55.56224317.

Lorenzo VÁZQUEZ SELEM

Investigador Titular del Departamento de Geografía Física del Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México. Dirección postal: Instituto de Geografía, Ciudad Universitaria, México D.F. 04510 (México). *E-mail*: <lselem@igg.unam.mx>. Tfono.: +52.55.56224335 (45476). *FAX*: +52.55.56224317.

Gerd WERNER

Ing. Agrónomo (1962). Trabajó en el Instituto de Geología y Dpto. de Edafología del Estado de Hessen (1963-1968). Con estudios complementarios de Ciencias Agronómicas y Edafología en la Universidad de Giessen (1968-1974). Investigador y docente de la Univ. *Justus Liebig* de Giessen (Alemania; 1974-2003). Dr. en Agronomía y Agricultura, Facultad de Agronomía y Medio Ambiente, Univ. de Giessen (1988). Estancias en México, Fundación Alemana para la Investigación Científica (*FAIC* y *DFG*). Colaborador de proyectos científicos del Instituto de Edafología, Instituto de Investigaciones en Zonas Tropi-

cales y Centro de Investigaciones para el Desarrollo Internacional y del Medio Ambiente (Univ. de Giessen) sobre rehabilitación de suelos. Docente de Universidad Autónoma de Tlaxcala (México; 1977–2003) impartiendo Edafología Aplicada patrocinado por el Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD). Colaborador y Director de varios proyectos de investigación sobre suelos volcánicos deteriorados en México, financiados y/o cofinanciados por instituciones alemanas o la Unión Europea. Más de 200 publicaciones, gran parte sobre investigaciones en México. En la actualidad jubilado. *E-mail*: <Gerd.Werner@agrar.uni-giessen.de>.

L. Pamela ZAMBONI

Licenciada en Biodiversidad (Universidad Nacional del Litoral, R. Argentina). Actualmente realizando la Maestría en Conservación y Gestión del Medio Natural (Universidad Internacional de Andalucía, España). Coordinadora de Carrera y Docente en la Licenciatura en Biología, Universidad Autónoma de Entre Ríos (Diamante, Argentina). Miembro del Centro Regional de Geomática de la Universidad Autónoma de Entre Ríos (CEREGeo-FCyT-UADER). Desarrolla actividades de investigación en ciclos de materia orgánica y nutrientes y está realizando su investigación de posgrado en ordenamiento territorial. Dirección postal: C/ Blas Parera 2149, Paraná 3100, Entre Ríos (R. Argentina). *E-mail*: <pamelazamboni@gmail.com> y <pamelazamboni@hotmail.com>. Teléfono.: +54.343.4246233.

ÍNDICE

<i>Presentación.</i> J. F. Gallardo Lancho	15
<i>Prólogo.</i> F. García Oliva	19
<i>Balance de Carbono del suelo según el uso de la tierra en la región árida-semiárida central de Argentina.</i> A. Abril y L. Noé	21
<i>Estimación de Carbono en tres bosques de la llanura aluvial del Bajo Paraná (R. Argentina).</i> P. Aceñolaza, L. P. Zamboni y J. F. Gallardo Lancho	39
<i>Captura de C en sistemas de pastos, silvopastoriles y bosques en cuatro ecosistemas del trópico de América Latina.</i> M. C. Amézquita, E. Murgueitio, M. Ibrahim y B. L. Ramírez	55
<i>Manejo agronómico de suelos endurecidos (tepetates) del eje neovolcánico de México.</i> A. Báez Pérez, J. D. Etchevers Barra, C. Prat, A. Márquez Ramos y E. Ascencio Zapata	69
<i>Estequiometría y acumulación de C en bosques tropicales estacionalmente secos: estudios comparativos y evidencias experimentales.</i> J. Campo	85
<i>Estimativas de sequestro de Carbono em solos do Brasil: Pastagem bem manejada, cultivo de cana-de-açúcar sem queima e sistema plantio direto.</i> C. E. P. Cerri, B. J. Feigl, M. Bernoux y C. C. Cerri	107
<i>Secuestro de C en Tepetates rehabilitados para uso agrícola en el estado de Tlaxcala (México).</i> S. Covaleda, S. Pajares, M. Haulon, A. Báez, J. F. Gallardo, J. D. Etchevers, G. Werner y S. Marinari	123
<i>Estimación del valor económico del servicio ambiental de capturar de Carbono en los bosques templados del estado de México (México).</i> S. Franco Maass	149
<i>Capacidad de secuestro de Carbono y efecto de las prácticas agronómicas en suelos de la región pampeana de Argentina.</i> J. A. Galantini y J. O. Iglesias	169

<i>Capacidad de captura de C de suelo de castaños del oeste español.</i> M. I. González y J. F. Gallardo	183
<i>Captura de C en terrenos agrícolas reforestados con Pinus radiata en el norte de España.</i> C. Pérez Cruzado, P. Mansilla Salineiro, R. Rodríguez Soalleiro y A. Merino García.....	195
<i>“SOIL-CV SDSS”: Un sistema geoespacial de apoyo al modelaje de la dinámica del Carbono y otros gases de efecto invernadero en suelos de paisajes naturales e intervenidos a múltiples escalas.</i> R. Ponce Hernández	213
<i>Marco metodológico para la evaluación de la captura de Carbono en suelos y biomasa y otros servicios ambientales incluidos en convenciones globales: Biodiversidad y degradación de tierras, con estudios de caso en México y Cuba.</i> R. Ponce Hernández y R. L. Dixon	233

PRESENTACION

Este libro pretende ser el primero de una serie que verse sobre diferentes aspectos del medio ambiente de Ibero-América, fruto de la interacción, cooperación y colaboración mutua de los científicos de esta región en el marco de la *Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental (RiFyQA)* que, a su vez, promueve la Sociedad homónima (*SiFyQA* <www.sifyqa.org.es>).

Ante todo, se desea hacer constancia del agradecimiento a la *Secretaría de Estado de Universidades e Investigación* (Ministerio de Educación y Ciencia español) por la generosa ayuda otorgada a la *RiFyQA*, que ha permitido la aparición de esta primera obra de la *Red RiFyQA*, soporte, a su vez, de la *Red POCAIBA* (“Potencialidad de Captura de C en Iberoamérica”).

Si la gruesa obra “*El Medio Ambiente en Iberoamérica: Visión desde la Física y la Química en los albores del Siglo XXI*” (*SiFyQA* 2006; 3 volúmenes, con unas 2000 páginas) pretendió efectuar un repaso general de las distintas problemáticas ambientales en cada uno de los países iberoamericanos, la serie de títulos que inicia este libro desea profundizar en los problemas más candentes y actuales que van ganando audiencia en los medios de comunicación mundiales.

El presente Título “*La captura de C en ecosistemas terrestres iberoamericanos*” recoge 13 aportaciones (pertenecientes a más de media docena de países iberoamericanos, algunos en colaboración) que versan sobre la temática de la *Captura de Carbono* centrada en ecosistemas terrestres iberoamericanos. En algunos de los trabajos se hace evidente que la deseable colaboración internacional iberoamericana es ya una realidad. Las temáticas (dentro del tema principal de *Captura de C*) son diferentes como corresponde a la diversidad de ecosistemas que se extienden desde el río Bravo (Grande del Norte) hasta el Cabo de Hornos y desde el antiguamente llamado Mar del Sur al Mar Mediterráneo; por ello también las aproximaciones a los problemas y las metodologías aplicadas difieren, lo cual enriquece aún más el acervo científico que se intenta plasmar al editar esta obra.

Es una verdadera lástima que los “*copy rights*” no permitan incluir otros trabajos muy interesantes, ya publicados en diversas revistas, libros, formatos o soportes sobre esta temática, pero al menos quedan (en su mayoría) reseñadas en las citas bibliográficas de los trabajos expuestos.

Por citar un solo ejemplo, en el trabajo de García Oliva y col. (*Ann. For. Sci.*, 63: 519-223, 2006) se expone una metodología de medida de C almacenado en el total de sistemas forestales, ya sean tropicales o templados.

En esta obra se e incluyen tres trabajos sobre *Argentina*; en el de *Abril y Noé* se intenta hacer un balance de C en la extensa región de El Chaco que se extiende por el Centro y Nordeste argentino (entre Córdoba y Bolivia), siendo los manejos aplicados muy variables; en el de *Aceñolaza y col.* se estima el C capturado por los bosques de la llanura aluvial del río Paraná, ya cercano al delta que da origen a lo que se domina río de la Plata; y el tercero, de *Galantini e Iglesias*, versa también sobre la capacidad de captura de C de la Pampa semiárida (al Sur de la Provincia de Buenos Aires) según los diferentes manejos agronómicos aplicados.

Otro trabajo de *Amézquita y col.* incide en el manejo silvopastoril y forestal en ecosistemas tropicales de *Colombia y Costa Rica* y su influencia sobre la acumulación de C.

Cerri y col. presentan un trabajo sobre las estimaciones de captura de C en suelos de *Brasil*, abordando un cultivo tropical tradicional (caña de azúcar) en comparación con un pastizal, para así establecer la bondad del manejo recomendado.

Existen *cuatro* trabajos sobre *Méjico*. El primer versa sobre el manejo agronómico de los tepetates del altiplano mexicano y es presentado por *Báez y col.*, dándose recomendaciones sobre su manejo; otro de *Campo* incide sobre la acumulación de C en bosques tropicales de dos estaciones, una acusadamente seca, lo cual les otorga peculiaridad; un tercero es expuesto por *Covaleda y col.* y resalta la importancia del manejo sobre la capacidad de C de los tepetates habilitados para la agricultura; el último está al cargo de *Franco* y desarrolla el aspecto económico de los servicios ambientales (entre ellos, la captura de C) de los bosques, referido en concreto al Estado de México que rodea el distrito Federal mexicano.

Dos trabajos versan sobre ecosistemas forestales de *España*; el primero lo exponen *Gallardo y González* y desarrolla la variación de la acumulación de C edáfico en los castaños del Oeste español; y el segundo, de *Pérez y col.*, incide en la importancia de la repoblación con pino *radiata* en relación a la captura de C.

Los dos últimos, de *Ponce*, y *Ponce y Dixon* desarrollan modelos y su aplicación a análisis de prospectivas y evolución a futuro de los ecosistemas con diferentes manejos; el primero está en inglés ya que se considera que sin conocer dicho idioma es prácticamente imposible desarrollar por sí mismo el programa informático que se alude; el segundo está en castellano, dada su vertiente aplicada a casos concretos de *Cuba y Méjico*.

Esperamos que el lector avanzado tras la lectura de los diferentes artículos tenga una visión más completa y profunda, teniendo en cuenta la complejidad del tema a la hora de aplicarlo realmente en países en vía de desarrollo (como casi todos los considerados, si no todos).

Para el lector que (casi) por primera vez aborde esta temática: Debe desde el inicio, tener claro que todo lo que se intenta con este supuesto

futuro “comercio de C” es mitigar el incremento del CO_2 atmosférico, nunca remediar o equilibrar. Las emisiones de gases con efecto de invernadero (GG. E. I.) están controladas contemporáneamente (para nuestra desgracia), por dos principales (y últimas) causas: El crecimiento poblacional humano (casi siempre exponencial) y el nivel de vida de las naciones. Si el primer tema es tabú en prácticamente todas las religiones (algunas incluso promueven la natalidad: ¡Pobre Planeta Tierra!), el segundo es un indudable e indiscutible derecho humano y de ahí las migraciones hacia el Norte desarrollado. El tema de fondo es que el aumento del nivel de vida de los portugueses (poco más de 12 millones) incrementa menos las emisiones de CO_2 que el de los españoles (42 millones), muchos menos que los brasileiros (más de 160 millones), *etc.*; y cuando ya hablamos de chinos (1200 millones), o mismamente hindúes, los cálculos de los incrementos de CO_2 por el aumento de su nivel de vida ya se disparan sin control y de ahí la tremenda preocupación de los países occidentales líderes en la supuesta armonía mundial.

Otro aspecto que sorprenderá al lector no conocedor de la temática será descubrir que los sistemas templados acumulan gran cantidad de C en el suelo, contrariamente a los tropicales que lo acumulan en forma de biomasa aérea, con la enorme ventaja para los primeros que la tentación a retirar dicho C no existe (tremendamente fácil si acumulara como biomasa).

Por tanto, concluyo que lo que se pretende aquí es *mitigar* el incremento atmosférico de CO_2 , a través el sector económico primario, mediante un mejor manejo de agricultura, praderas o bosques. Remediar los excesos de la civilización urbana, en expansión constante y con un consumismo *in crescendo*, es más un tema socioeconómico (luego político) que se sale fuera de lo que pudieran abarcar los diferentes capítulos que a continuación se exponen.

Esperamos que esta Obra sea de utilidad a la sociedad iberoamericana en general y que nuevos títulos futuros abarquen otros temas emergentes y urgentes (*v. g.*: contaminación aérea o acústica urbana, depuración de aguas, *etc.*) en siguientes publicaciones emanadas de la actividad de los miembros de la RiFyQA.

Texcoco, doce de Octubre de 2007.

Juan F. GALLARDO LANCHO.

Presidente de la SiFyQA.

PRÓLOGO

Felipe García Oliva

Coordinador del Comité Científico del Programa Mexicano del Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, AP 27-3, Sta. María de Guido 58090, Morelia (Michoacán, México). Correo electrónico: <fgarcia@oikos.unam.mx>.

El problema del llamado Cambio Global, como resultado de las emisiones de gases con efecto de invernadero (GEI) de origen antropogénico, es uno de los temas ambientales que se consideran prioritarios por afectar a toda la Humanidad. A pesar de los esfuerzos que se han venido realizando para buscar soluciones las emisiones de estos gases no se han reducido, ya que se estima que se han incrementado en un 70% desde 1970 al 2004 (29 y 49 Pg C, respectivamente; Rogner *et al.* 2007). De manera global el 17,3% de las emisiones de GEI son producto del cambio de uso del suelo (Rogner *et al.* 2007), adquiriendo mayor importancia las debidas a países que no están en el Anexo I del protocolo de Kyoto. Por ejemplo, en México representan el 23% de las emisiones nacionales (INE 2006). Así mismo, se ha calculado que las emisiones globales de C asociado al cambio de uso del suelo entre 1850 y 2000 es de 156 Pg C, cuyo 60% proviene de los países tropicales (Houghton 2003).

Los esfuerzos de la comunidad científica internacional por entender la dinámica global de C ha tenido avances muy significativos (*v. g.*, en 2007 se publicó el cuarto Informe del *I.P.C.C.*). Sin embargo, existe poca información básica en vastas regiones importantes del mundo, donde se encuentran ecosistemas con grandes contenidos de C, como es el caso de los países tropicales (García Oliva *et al.* 2006). Esta falta de información ha limitado un mejor entendimiento del ciclo global del C y, de esta manera, poder reducir las incertidumbres asociada a las estimaciones globales y regionales. Por ejemplo, Iberoamérica es la región que tiene el mayor contenido potencial de C en la vegetación asociado a bosques tropicales, seguido por África tropical (176 y 162 Gg C, respectivamente; Houghton *et al.* 1983). Desafortunadamente, esta región presenta altas tasas de deforestación (45000 km² a⁻¹; Houghton 2003), ocupando el segundo lugar de emisiones de CO₂ debido al cambio de uso del suelo entre las regiones tropicales (1,09 y 0,75 Pg C a⁻¹ para Asia y América tropical; Houghton 2003).

Aunado a la importancia de los ecosistemas de Iberoamérica en la dinámica global del C las emisiones de los GEI se han incrementado, ya que se calcula que en el 2004 los países iberoamericanos aportaron el 10,3% de las emisiones globales *per capita* (Rogner *et al.* 2007). Por todo lo anterior es importante promover el incremento de estudios sobre la dinámica

del C en esta región. Afortunadamente, existen algunos esfuerzos de estudios regionales (v. g., Lal *et al.* 2006) pero aún son minoritarios. Una posible alternativa sería conjuntar esfuerzos a través de la creación de redes de investigación, lo cual permite establecer estudios comparativos de los diferentes ecosistemas con metodologías comparables y dentro de un marco teórico común. Este tipo de esfuerzos ya tienen precedentes mediante proyectos regionales, como el experimento a Gran Escala de la Biosfera-Atmósfera en el Amazonas (<<http://lba.cptec.inpe.br/lba/site>>) o con programas nacionales como el Programa Mexicano del Carbono (PMC; <<http://cambioclimatico.ine.gob.mx/pmc/index.html>>). La creación de una red Iberoamericana permitiría desde estudios comparativos hasta la estimación a escala continental de los contenidos y flujos del C.

Debido a la gran diversidad de condiciones ambientales que existen en estos países (suelos, vegetación, *etc.*) se tiene ahora la oportunidad de contestar preguntas mediante el uso de gradientes geográficos y ecológicos, así como también bajo diferentes condiciones de manejo.

En el presente libro se muestran ejemplos de la diversidad de estudios sobre la dinámica del C que se están realizando en este momento sobre/en esta región.

CITAS BIBLIOGRÁFICAS

- I.N.E. 2006. *Inventario nacional de Emisiones de Gases de Efecto de Invernadero 1990-2002*. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, México, D. F.
- García Oliva F., G. Hernández y J.F. Gallardo. 2006. Comparison of ecosystem C pools in three forests in Spain and Latin-America. *Ann. For. Sci.*, 63: 519-223.
- Houghton R.A., J.E. Hobbie, J.M. Melillo y B. Moore, B.J. Peterson, G.R. Shaver y G.M. Woodwell. 1983. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soil between 1860 and 1980: a net release of CO₂ to the atmosphere. *Ecol. Mono.*, 53: 235-262.
- Houghton R.A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus*, 55B: 370-390.
- Lal R., C.C. Cerri, M. Bernoux, J.D. Etchevers y C.E.P. Cerri 2006. *Carbon sequestration in soils of Latin America*. The Haworth Press, Nueva York. 554 pp.
- Rogner H. H., D. Zhou, R. Bradley, P. Crabbé, O. Edenhofer, B. Hare, L. Kuipers y M. Yamaguchi 2007. Introduction. En: B. Metz, O.R. Davison, P.R. Bosch, R. Dave y L.A. Meyer (eds.) *Climate Change 2007: Mitigation, Contribution of working group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, Inglaterra. Pp: 96-116.

BALANCE DE CARBONO DEL SUELO SEGÚN EL USO DE LA TIERRA EN LA REGIÓN ÁRIDA-SEMIÁRIDA CENTRAL DE ARGENTINA

A. Abril y L. Noé

Microbiología Agrícola. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina. <aabril@agro.uncor.edu>

Resumen: Es ampliamente aceptado que una gran proporción del CO₂ atmosférico proviene de la degradación del suelo debido a disturbios antrópicos (fuego, deforestación, conversión de bosques en cultivos, etc.). La región árida-semiárida central de Argentina es muy extensa y en los últimos años ha sufrido un importante cambio en el uso de la tierra pasando de sitios sobrepastoreados a campos agrícolas o forrajeros. El objetivo de este trabajo fue evaluar el balance de C del suelo (relación CO₂/[C del suelo + C de los restos vegetales superficiales]) en sitios con diferentes manejos productivos con la finalidad de cuantificar su importancia en términos de contribución a las emisiones de CO₂ a la atmósfera y para establecer criterios de manejo y restauración de áreas degradadas. Se procesaron resultados de 136 análisis de suelo realizados en los últimos 16 años en sitios con diferentes sistemas productivos en tres ecoregiones: a) Chaco Semiárido: sobrepastoreo, desmontes para agricultura (convencional o sostenible) y desmontes para cultivo de pasturas; b) Chaco Árido: sobrepastoreo; y c) Monte: sobrepastoreo y agricultura bajo riego. En todos los ambientes originales y en las pasturas del Chaco Semiárido el balance de C fue muy estable (valores = 1: pérdidas balanceadas con los ingresos), mientras que los sitios altamente modificados presentaron un balance de C negativo (valores >1: pérdidas mayores a los ingresos), excepto la situación con agricultura sostenible en el Chaco Semiárido y el sobrepastoreo del Monte que presentaron balances positivos (valores <1). El sitio sobrepastoreado del Chaco Árido es el que presentó mayor rango de variación entre los datos (valores entre 0,2 y 1,9) a causa de las condiciones climáticas extremas de los ambientes de desierto. Se concluye que el balance de C del suelo en la región árida-semiárida central de Argentina no sigue un patrón general según el uso de la tierra, sino que responde a la combinación entre el tipo de manejo y las condiciones climáticas dentro del gradiente de déficit hídrico.

Palabras clave: Chaco, Monte, CO₂, Materia orgánica del suelo, Hojarasca.

Soil-C balance and land use in the arid area of Central Argentina

Abstract: It has been widely documented that a great proportion of the CO₂ released into the atmosphere is a consequence of soil degradation driven by anthropogenic disturbances (fire, deforestation, conversion of forests into croplands, etc.). The vast arid-semiarid region of central Argentina has been subjected to important changes in land use, ranging from overgrazed areas to agricultural or area rangelands in the last years. In this study we evaluated the soil C balance (CO₂/[soil C + litter C ratio]) at sites under different management systems with the aim of quantifying the importance of soil C in terms of its contribution to atmospheric CO₂ emissions and of defining criteria for the management and restoration of degraded areas. Results of 136 soil analyses conducted in the last 16 years at sites with different land use systems in three ecoregions were processed: a) Semiarid Chaco: overgrazing, land clearing for conventional or sustainable agriculture, and land clearing for pastures; b) Arid Chaco: overgrazing; and c) Monte: overgrazing and irrigated agriculture. At all the undisturbed sites and in the pastures of the Semiarid Chaco, C balance was very stable (values = 1: balanced losses and gains), whereas at the highly modified sites, C balance was negative (values >1: losses higher than gains), except for the sustainable agriculture situation at the Semiarid Chaco and the overgrazed situation at Monte, where C balance was positive (values <1). Data obtained in the overgrazed site in the Arid Chaco exhibited the greatest variation range (values between 0,2 and 1,9) due to the severe climatic conditions in the desert environments. Soil C balance in the arid-semiarid region of central Argentina does not only respond to land use, but to the combination of type of management and climatic conditions along the water deficit gradient.

Key words: Chaco, Monte, CO₂, Soil organic matter, Litter.

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo es la mayor fuente/depósito de C en los ecosistemas terrestres (Schlesinger 1993; Vitousek *et al.* 1997; Maestre y Cortina 2003; Lal 2004). Según Houghton (1995), los suelos del mundo contienen unos 1400-1500 Pg (10¹⁵ g) de C orgánico, unas tres veces el contenido de C en la vegetación. La cantidad de C almacenado en el suelo depende del balance que se establece entre el aporte de C por los restos vegetales y las pérdidas de CO₂ producido por la actividad biológica (Fernández *et al.* 1997; Tiessen *et al.* 1998; Abril y Bucher 2001; Reeder *et al.* 2001).

En suelos explotados por el hombre mucho del CO₂ liberado a la atmósfera es resultado de las prácticas de manejo, principalmente por deforestación, quemas, laboreos y sobrepastoreo (Jackson *et al.* 2002; Abril *et al.* 2005a). Debido a ello se ha hecho un esfuerzo considerable para evaluar el balance de C en los ecosistemas productivos, particularmente en las regiones tropicales y subtropicales que fueron transformadas de selvas a tierras de cultivo y pasturas (Fernández *et al.* 1997; Neill *et al.* 1998).

Las regiones áridas-semiáridas ocupan casi la mitad de las tierras del Planeta. Según estimaciones de los expertos de las Naciones Unidas el secuestro anual de C en las tierras áridas podría ser de aproximadamente 1,0 a 1,3 Gt (Squires 1998). Sin embargo, en la mayoría de los casos las tierras áridas están sometidas a explotación humana con fuerte tendencia a la desertificación (Xie y Steinberger 2001; Feng *et al.* 2002). Por tales motivos se requiere un claro entendimiento del balance de C en estas regiones, no sólo desde el punto de vista de sus contribuciones de CO₂ a la atmósfera, sino también por su importancia en términos de manejo y restauración de áreas degradadas.

La dinámica del C en zonas áridas es muy compleja debido a que el clima posee alta variabilidad estacional e interanual, lo que provoca pulsos en la actividad biológica, afectando el balance emisión/secuestro de C (Abril y Bucher 1999; Maestre y Cortina 2003; Austin *et al.* 2004). Asimismo, el uso de la tierra es muy cambiante dependiendo de esos ciclos de humedad y las posibilidades de acceso al agua. Todo ello hace que las regiones áridas tengan dinámicas de C diferentes lo que impide la generalización de la escasa información disponible (Xie y Steinberger 2001; Feng *et al.* 2002).

El área central de Argentina es un claro ejemplo de esta situación. Argentina posee un área central árida-semiárida muy extensa (Cabrera 1976) que varía en aridez de NE a SO (700 a 100 mm a⁻¹ de precipitación anual) y que históricamente ha sido explotada dependiendo de la accesibilidad (camino y ferrocarril) y la disponibilidad de agua (Bucher 1982). En los últimos años, debido a la presencia de un ciclo de mayor humedad y a mejores condiciones del mercado internacional, muchas zonas han sufrido grandes modificaciones pasando de sitios sobrepastoreados a campos agrícolas o forrajeros.

Estos grandes cambios en el uso de la tierra han tenido un fuerte impacto en el balance de C que no ha sido suficientemente analizado. Si bien existe información aislada correspondiente a diferentes áreas y sistemas productivos (Abril y Bucher 2001; Abril *et al.* 2005a; Abril y Noé 2007), no se dispone de un patrón general según el uso de la tierra para la zona árida-semiárida de Argentina que permita estimar la magnitud del impacto ni la tendencia a ganar o perder C según las prácticas de manejo.

El objetivo de este trabajo fue determinar el balance de C del suelo en la región árida-semiárida central de Argentina, procesando la información disponible sobre contenido de C de los restos vegetales y el suelo, y la emisión de CO₂ en campos con diferentes manejos productivos. Se pretende también, a partir de los resultados, establecer pautas generales sobre el impacto del uso de la tierra en zonas áridas que permitan mejorar la sustentabilidad de la región y reducir el aporte de CO₂ a la atmósfera.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se procesaron resultados obtenidos en 136 casos analizados durante un periodo de 16 años en la zona árida-semiárida central de Argentina que incluye tres ecorregiones claramente delimitadas: Chaco Semiárido, Chaco Árido y Monte (Figura 1).

El Chaco Semiárido es un ecosistema de bosque xerófito subtropical donde los árboles dominantes son *Schinopsis quebracho-colorado* (quebracho colorado) y *Aspidosperma quebracho-blanco* (quebracho blanco) con un denso estrato arbustivo (3-4 m de alto) dominado por especies de *Acacia*, *Mimosa*, *Prosopis* y *Celtis*, y una cubierta del suelo de pastos y cactáceas (Bucher 1982). En el Chaco Semiárido las precipitaciones varían entre 500 y 700 mm a⁻¹ según los años y están concentradas en el verano (Octubre-Marzo). La estación seca se extiende de abril a Septiembre con balance hídrico negativo que provoca déficit de agua en el perfil del suelo. La temperatura media del mes más cálido (enero) es de 28,8 °C y la del mes más frío (Julio) 16,6 °C. Los suelos son profundos, de origen eólico y fluvial, de textura franca, neutros, no salinos ni sódicos y con alto contenido de materia orgánica (3,5%; Abril y Bucher 1999).

El Chaco Árido es un bosque chaqueño marginal donde los árboles dominantes *Aspidosperma quebracho-blanco* y *Prosopis flexuosa* son de escaso porte y con un abundante estrato arbustivo de 2 a 3 m de altura, dominado por especies de *Larrea*, *Celtis*, *Mimozyanthus* y *Acacia*. En los lugares abiertos, el suelo se cubre de un estrato herbáceo donde predominan gramíneas perennes de crecimiento estival como *Trichloris crinita*, *Gouinia paraguayensis*, *Setaria* spp. y *Pappophorum* spp. (Cabido *et al.* 1993). El promedio de lluvias en el Chaco Árido varía entre 400 y 500 mm a⁻¹ concentrados en el verano (Diciembre-Marzo) con una estación seca más larga y con mayor déficit hídrico que el Chaco Semiárido. La temperatura media es de 24° C en Enero y de 10° C en Junio. Los suelos se clasifican como *Ustifluent mólico*, son de origen aluvial, de pH neutro, textura franco arenosa, no salinos ni sódicos y con un contenido de materia orgánica cercano al 2,5% (Abril *et al.* 2005a)

El Monte es un extenso arbustal dominado por *Larrea* spp, intercalado con algunos árboles de *Prosopis flexuosa* (Cabrera 1976). El estrato

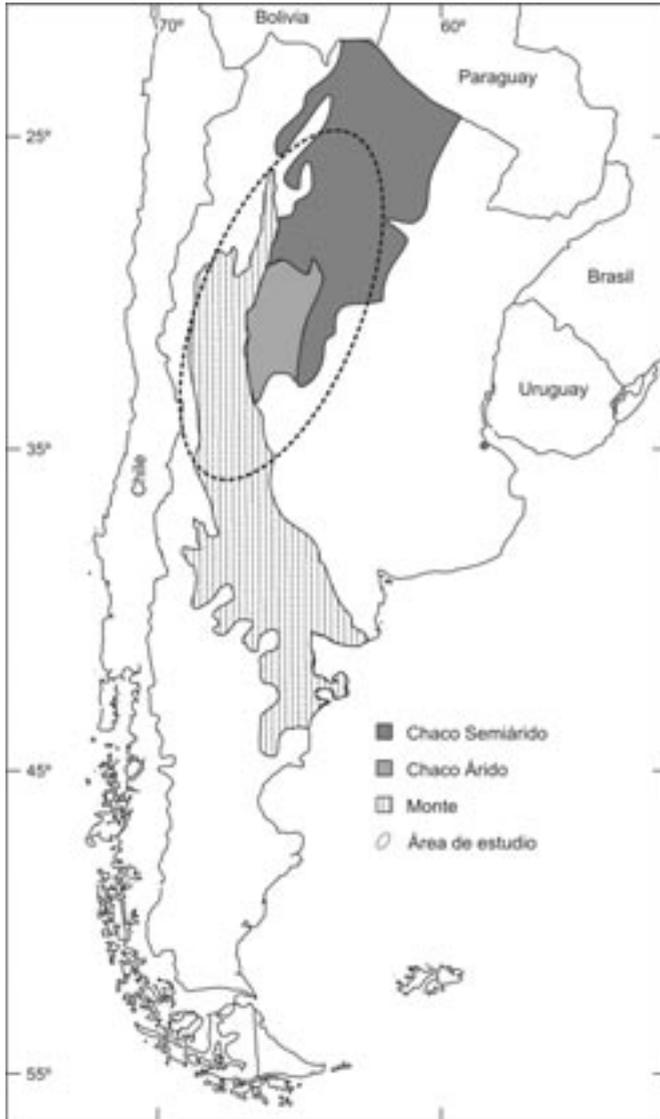


Figura 1. Ecorregiones de la región árida-semiárida central de Argentina: Chaco Semiárido, Chaco Árido y Monte.

herbáceo está constituido por pastos perennes de crecimiento estival como *Pappophorum caespitosum*, *Digitaria californica*, *Trichloris crinita*, *Aristida mendocina* y *Sporobolus cryptandrus*. Los suelos son arenosos de origen eólico y fluvial, salinos, ligeramente alcalinos y con escaso contenido de materia orgánica (1,5%; Abril *et al.* en prensa). El clima del Monte

es templado y seco con un régimen de precipitaciones con variaciones estacionales e interanuales. La media anual de precipitación varía entre 100 y 300 mm a⁻¹ y existe déficit hídrico durante todo el año. La temperatura media anual es de 15,6° C, con una media máxima en verano de 23,8° C y una media de invierno de 7,6° C (Claver y Roig-Juñent 2001).

En cada ecorregión se seleccionaron resultados de análisis de suelos de sitios con diferentes situaciones de manejo y de sitios no alterados representativos de las condiciones originales de cada ecosistema. Las situaciones analizadas fueron:

Chaco Semiárido

1. Bosque original (11 casos): Estación Biológica Los Colorados (Departamento Anta, Provincia de Salta); 24° 43' S y 63° 17' O, cerrada a la explotación forestal y ganadera en el año 1960 (ChS-BO).
2. Sobrepastoreo (7 casos): Sitios que soportan tala y continuo y severo pastoreo principalmente por vacas y cabras desde hace 50 años. Los sitios están ocupados por campesinos en condiciones de extrema pobreza, con un pozo artesiano como única fuente de agua para ellos y el ganado. El ganado está libre, sin ningún tipo de manejo y la vegetación está fuertemente degradada. Los sitios presentan el suelo desnudo con escasos árboles, y arbustos no palatables y ausencia total de pastos y hierbas (ChS-SP).
3. Desmonte total con quema y laboreo (7 casos): A partir de la década de 1980 muchos sitios de bosque original se han desmontado con maquinaria pesada (topadoras y cadenas). El material arrancado es acordonado y quemado y el suelo sometido a un fuerte laboreo para distribuir las cenizas y proceder a la siembra de un cultivo extensivo, generalmente soja (ChS-DQL).
4. Desmonte total con quema y siembra de pastos para ganadería (5 casos): Este manejo se comenzó a aplicar a partir de la década de 1990. El bosque original es desmontado de manera similar al caso anterior, salvo que se reemplaza el cultivo anual por la siembra de gramíneas estivales perennes para uso ganadero de alta eficiencia y rentabilidad (ChS-DPG).
5. Desmonte total y siembra directa con rotación de cultivos (22 casos): Desde fines de la década de 1990 se introdujo en el Chaco la práctica de la siembra sin laboreo, favorecida por un ciclo de mayores precipitaciones que permitieron los cultivos en secano. El desmonte se realiza también con maquinaria pesada, pero no se elimina el material leñoso sino que la madera de valor económico se extrae manualmente y el material fino remanente es triturado con rolo a medida que se siembra el cultivo. Son campos con alta tecnología

agrícola que realizan fertilización y rotación de cultivos estivales, generalmente soja-maíz (**ChS-DSDR**).

Chaco Árido

1. Bosque original (18 casos): *Reserva Provincial Chancaní* (Departamento Pocho, Provincia de Córdoba); 32° 24' S y 65° 33' O, cerrada a la explotación forestal y ganadera en el año 1980 (**ChA-BO**).
2. Sobrepastoreo (12 casos): sitios que han sido talados y sufren una larga e intensa presión de pastoreo. La ganadería es para subsistencia de una población rural empobrecida. El ganado incluye vacas, cabras y ovejas sin ningún tipo de manejo. La vegetación se reduce a un arbustal improductivo intercalado con cactáceas y bromeliáceas, con amplios sectores de suelo desnudo (**ChA-SP**).

Monte

1. Arbustal original (24 casos): *Reserva Provincial Ñacuñán* (Departamento Santa Rosa, Provincia de Mendoza); 34° 03' S y 67° 58' O, cerrada a la explotación forestal y ganadera en el año 1970 (**M-AO**).
2. Agricultura bajo riego (12 casos): sitios típicos de los oasis regados mediante la sistematización del agua de deshielo de la Cordillera de los Andes. Antes de ponerlos en producción, los sitios son laboreados para eliminar la vegetación y lavados para disminuir la salinidad. Se producen cultivos de alta rentabilidad (vid, ajo y frutales) con un manejo intensivo que implica alta frecuencia de laboreos, riegos y altas dosis de fertilización química y orgánica (**M-AR**).
3. Sobrepastoreo (18 casos): sitios altamente degradados con ganadería de subsistencia principalmente de cabras. La vegetación se reduce a un arbustal ralo y gran proporción de suelo desnudo (**M-SP**).

Análisis

Todos los análisis de suelo fueron realizados en el Laboratorio de la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba, utilizando igual metodología en relación a diseño de muestreo y parámetros analizados. En todos los casos por cada muestra se tomaron 10 submuestras de suelo del horizonte 0-20 cm y se recolectaron los restos vegetales superficiales de un cuadrado de 20 x 20 cm². Los parámetros analizados fueron: a) concentración de C orgánico del suelo (COS) determinado mediante el método de Walkley y Black (Nelson y Sommer 1986), b) emisión de CO₂ (C-CO₂) mediante incubación (10 días) y captación en álcali (Alef 1995); c) cantidad de restos vegetales por gravimetría; y d) concentración de C en los restos vegetales (COR) mediante el método de Walkley & Black modificado (Abril *et al.* 2005a).

Con los datos obtenidos se calculó el balance de C por unidad de área utilizando la fórmula $C-CO_2 / [COS+COR]$ (Abril y Bucher 2001) y se estimaron las pérdidas de C del suelo comparando los valores de cada situación de manejo con los valores de los sitios sin disturbar para cada ecorregión. Debido a que los datos corresponden a muestreos realizados en distintas fechas y lugares los datos presentados expresan la media y el rango de valores para cada variable.

RESULTADOS

La concentración de C en el suelo fue muy variable entre situaciones (Tabla 1). En los sitios con vegetación original, los valores más altos correspondieron al Chaco Semiárido y los más bajos al Monte. En general los sitios bajo explotación presentaron menor concentración de C que los no perturbados, excepto en el Monte con agricultura bajo riego (M-AR) que presentó algunos valores de C superiores al Monte original. Los sitios con menor contenido de C en el suelo fueron los sobrepastoreados y, en particular el Monte sobrepastoreado (M-SP).

Dentro de cada sitio se detectó gran variación entre los datos de C del suelo incluso en los sitios en condiciones originales (Tabla 1). La amplitud de valores en cada sitio aumentó con el incremento de la aridez. Por ejemplo, en el Chaco Semiárido las fluctuaciones entre muestras variaron entre 25 y 55%, mientras que en el Monte las variaciones en el rango de datos fueron superiores al 100%. En el sitio sobrepastoreado del Monte (M-SP) con condiciones de extrema aridez el rango de variación de los datos fue del 2400%.

La cantidad de restos vegetales superficiales también fue muy variable (Tabla 1). Los suelos sobrepastoreados del Chaco Semiárido (Ch-SP) y los laboreados del Chaco Semiárido y el Monte (Ch-DQL y M-AR) no presentaron restos superficiales, mientras que los mayores valores se detectaron en los suelos desmontados con rotación de cultivos y siembra directa (ChS-DSDR) y en el bosque original del Chaco Semiárido (ChS-BO). El porcentaje de C de los restos vegetales fue muy homogéneo dentro y entre sitios (Tabla 1).

La emisión de CO_2 fue tan variable como la concentración de C del suelo. Los valores más altos se registraron en el suelo sobrepastoreado del Chaco Árido (ChA-SP) y los más bajos en los sobrepastoreados del Monte (M-SP). La variabilidad dentro de cada sitio fue menor en los suelos en condiciones originales y fue muy alta en las situaciones de mayor degradación. Los valores con menor rango de variación se detectaron en el bosque original del Chaco Semiárido (5%), mientras que el sitio sobrepastoreado del Monte (M-SP) la variación entre los valores fue de 1900% (Tabla 1).

Tabla 1. Media y rango de valores de C orgánico del suelo (%), cantidad de hojarasca (g MS m⁻²), C de la hojarasca (%) y emisión de CO₂ (mg g⁻¹), en las situaciones de manejo y ambientes originales de las tres ecorregiones áridas y semiáridas analizadas.

	C orgánico del suelo (%)	Masa de restos vegetales (g m ⁻²)	C en restos vegetales (%)	Emisión de CO ₂ (mg g ⁻¹ 10 d ⁻¹)
Chaco Semiárido				
Bosque original (ChS-BO)	3,2 (2,7 - 3,9)	850 (300 - 1000)	46 (40 - 48)	0,87 (0,85 - 089)
Sobrepastoreo (ChS-SP)	0,5 (0,4 - 0,6)	0	0	0,28 (0,22 - 0,40)
Desmonte-quema-monocultivo-laboreo (ChS-DQL)	1,1 (0,9 - 1,4)	0	0	0,87 (0,80 - 0,90)
Desmonte-quema- pasturas, ganadería (ChS-DPG)	1,4 (1,2 - 1,5)	160 (150 - 200)	43 (40 - 45)	0,56 (0,55 - 0,60)
Desmonte-rotación- siembra directa (ChS-DSDR)	2,3 (1,8 - 2,5)	1300 (900 - 1500)	51 (49-55)	0,35 (0,25 - 0,57)
Chaco Árido				
Bosque original (ChS-BO)	2,2 (2,1 - 2,4)	480 (450 - 500)	46 (45 - 50)	0,50 (0,45 - 0,60)
Sobrepastoreo (ChA-SP)	1,1 (0,8 - 1,6)	320 (280 - 550)	45 (43 - 50)	0,48 (0,15 - 1,12)
Monte				
Arbustal original (M-AO)	0,7 (0,5- 1,4)	115 (100-150)	45 (40 - 48)	0,44 (0,35 - 0,50)
Agricultura bajo riego (M-AR)	0,7 (0,4 - 0,8)	0	0	0,55 (0,40 - 0,62)
Sobrepastoreo (M-SP)	0,2 (0,0 - 0,5)	55 (2 - 120)	42 (38 - 46)	0,11 (0,01 - 0,20)

El cálculo del balance de C fue cercano a uno (balance de C estable) en todos los sitios de ambientes originales, mientras que en las situaciones con diferentes manejos el balance fue muy variable. Los sitios altamente modificados (ChS-SP, ChS-DQL y M-AR) presentaron un balance de C negativo (valores superiores a la unidad), mientras que ChS-DSDR y M-SP presentaron balance positivo (valores menores a uno). El sitio manejado con pastos del Chaco Semiárido (ChS-DPG) y el sobrepastoreado del Chaco Árido presentaron valores cercanos a la unidad (Fig. 2).

El rango de valores encontrados en cada sitio fue muy variable (Fig. 2). El bosque original y el desmonte con quema y laboreo del Chaco

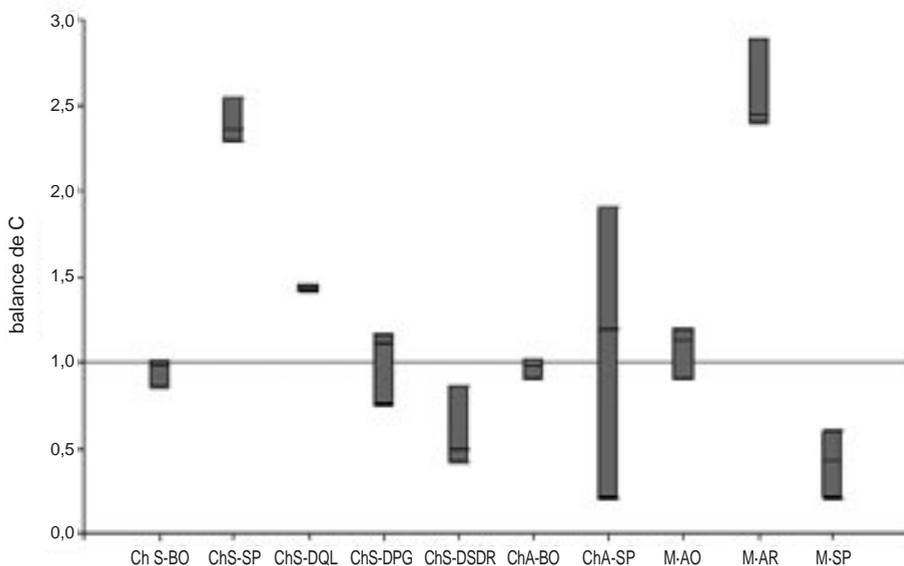


Figura 2. Media y rango de valores de **balance de C del suelo** (relación $C-CO_2$ / [C del suelo + C de la hojarasca]) en las situaciones analizadas: **ChS-BO**: Bosque original del Chaco Semiárido; **ChS-SP**: Sobrepastoreado en el Chaco Semiárido; **ChS-DQL**: Agricultura con desmonte, quemas y laboreo en el Chaco Semiárido; **ChS-DPG**: Ganadería con desmonte y cultivo de pasturas en el Chaco Semiárido; **ChS-DSDR**: Agricultura sustentable (siembra directa y rotación de cultivos) en el Chaco Semiárido; **ChA-BO**: Bosque original del Chaco Árido; **ChA-SP**: Sobrepastoreo en el Chaco Árido; **M-AO**: Arbustal original del Monte; **M-AR**: Agricultura bajo riego en el Monte; y **M-SP**: Sobrepastoreo en el Monte.

Semiárido (ChS-BO y ChS-DQL) presentaron estrechos rangos de datos (3% en ambos casos), mientras que el sitio sobrepastoreado del Chaco Árido (ChA-SP) fue el que presentó mayor variación entre los valores calculados (950%).

La cantidad absoluta de C del suelo perdido en los sitios con manejos productivos fue muy importante (Fig. 3). Los sitios que perdieron más cantidad de C fueron el sobrepastoreado y el quemado y laboreo del Chaco Semiárido (ChS-SP y ChS-DQL), y el que menos perdió fue el sitio con agricultura bajo riego en el Monte (M-AR). Expresado como porcentaje en relación al C del suelo original de cada ecorregión los sistemas de manejo que perdieron más C (hasta 98%) se detectaron en el sitio sobrepastoreado del Monte (M-SP) y los casos con menos pérdidas (ganaron hasta un 74% de C) fueron en el Monte con agricultura bajo riego (M-AR).

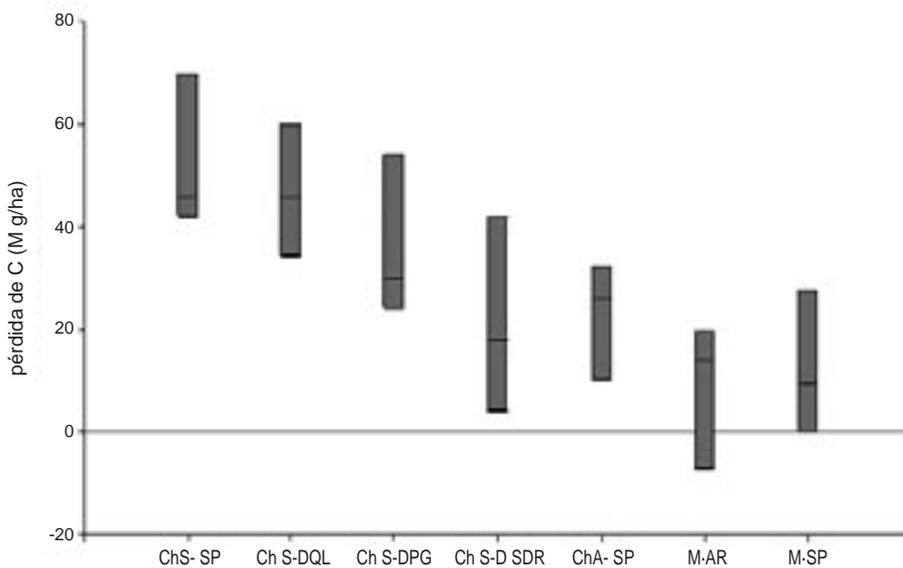


Figura 3. Media y rango de valores de **pérdidas de C del suelo** (Mg C ha^{-1}) (C del suelo original–C del sitio modificado) en las situaciones analizadas: **ChS-SP**: Sobrepastoreo en el Chaco Semiárido; **ChS-DQL**: Agricultura con desmonte, quemas y laboreo en el Chaco Semiárido; **ChS-DPG**: Ganadería con desmonte y cultivo de pastos en el Chaco Semiárido; **ChS-DSDR**: Agricultura sostenible (siembra directa y rotación de cultivos) en el Chaco Semiárido; **ChA-SP**: Sobrepastoreo en el Chaco Árido; **M-AR**: Agricultura bajo riego en el Monte; y **M-SP**: Sobrepastoreo en el Monte.

DISCUSIÓN

Por consiguiente el uso de la tierra modificó sustancialmente la dinámica del C en los suelos de la región árida-semiárida central de Argentina. La magnitud de las modificaciones está fuertemente influenciada por el tipo de manejo y por las condiciones climáticas particulares de cada ecorregión.

Chaco Semiárido

En el Chaco Semiárido la ganadería extensiva sin manejo durante 50 años ejerció una fuerte presión de sobre pastoreo y de degradación sobre los suelos. Esta situación fue generada cuando se extrajeron los árboles maderables y los espacios abiertos fueron cubiertos por grandes extensiones de pastizales, favoreciendo la introducción de la ganadería

(Bucher *et al.* 1998). Los resultados de balance y cantidad pérdida de C del suelo en sitios sobrepastoreados son consistentes con la enorme extracción de biomasa vegetal y escaso retorno de restos orgánicos al suelo como consecuencia de la ganadería (Abril y Bucher 2001).

La ganadería convencional en el Chaco Semiárido produce pérdidas de C semejantes a los sitios sobrepastoreados por 50 años, debido a que la quema de la biomasa del desmonte, los laboreos frecuentes y las condiciones climáticas del verano provocan gran emisión de CO₂ y falta total de retorno de C al suelo (Abril 2002; Feral *et al.* 2003; Abril *et al.* 2005b). En los casos que la tala y la quema es seguida de implantación de pastos para forraje del ganado las pérdidas de C son menores, aunque con alta variación entre los datos de balance de C. Esto podría deberse a diferencias en la carga animal de cada caso que condiciona la cantidad de C que retorna al suelo y a las variaciones climáticas de cada fecha de muestreo. Es bien conocido que durante la estación húmeda y cálida se activan los procesos microbianos y que la hojarasca de gramíneas es fácilmente degradable (Scholes *et al.* 1997; Abril y Bucher 2001; Abril *et al.* 2005a). Por tales motivos el balance de C negativo corresponde a muestras tomadas durante la estación húmeda (alta emisión de CO₂), mientras que los valores positivos se corresponden con la estación seca.

La introducción de agricultura con criterio sostenible en grandes extensiones de terreno produce un gran cambio en el balance de C del suelo, resultado de la gran cantidad de restos vegetales provenientes del desmonte y de los rastrojos de los cultivos en rotación bajo siembra directa (Panigatti *et al.* 2001; Abril *et al.* 2005b). Este gran aporte de C al suelo (que en algunos casos supera la cantidad colectada en el bosque original), hace que el balance de C sea positivo y que las pérdidas de C sean las más bajas de la ecorregión (11%).

La alta variación de los datos de pérdida de C podría deberse al estado de la vegetación de los campos desmontados y a la cantidad de años bajo siembra directa. Por ejemplo, algunos datos corresponden a desmontes de sitios altamente degradados por sobrepastoreo, mientras que otros son desmontes de bosques sin perturbar. Asimismo, los casos analizados varían entre uno y 10 años de agricultura con siembra directa. Los casos con menores pérdidas de C corresponden a sitios de bosque original recientemente desmontados, debido a la permanencia de gran cantidad de restos de leñosas de mayor calidad de humificación que los rastrojos de los cultivos (Abril *et al.* 2005b).

Chaco Árido

Aunque el tipo de sobrepastoreo en el Chaco Árido es muy similar al del Chaco Semiárido, la dinámica de C es muy diferente. El Chaco Árido sobrepastoreado presenta mayor cantidad de restos vegetales y de C orgánico del suelo y mayor variación en la producción de CO₂ y el balance de C.

La mayor cantidad de restos superficiales y C del suelo podría deberse a la densa cobertura de cactáceas y bromeliáceas no palatables que crecen en los lugares sobrepastoreados (Abril y Noé 2007), mientras que la mayor variación en las emisiones de CO₂ sería resultado de fluctuaciones climáticas. A diferencia con el Chaco Semiárido varios de los casos analizados en el Chaco Árido fueron muestreados inmediatamente después de un evento de lluvia. Es ampliamente conocido que eventos de lluvias superiores a los 25 mm provocan gran emisión de CO₂ en los desiertos debido a que saturan los poros del suelo liberando el CO₂ acumulado en los periodos de sequía (Huxman *et al.* 2004) y porque desencadenan la actividad microbiana (Austin *et al.* 2004; Abril y Noé 2007). Asimismo, los valores extremadamente bajos de CO₂ corresponden a muestras tomadas en el verano donde muy frecuentemente la temperatura del suelo supera el umbral de la actividad microbiana (41-42°C; Maestre y Cortina 2003; Fernández *et al.* 2006).

Ambas características climáticas (pulsos de lluvia y altas temperaturas) hacen que los cálculos de balance y pérdidas de C no sean indicadores adecuados del grado de impacto del manejo en el Chaco Árido. Por ejemplo, a causa de que las altas temperaturas reducen la actividad microbiana y por ende la producción de CO₂, en los sitios de suelo altamente degradado se detectan casos con valores de balance de C inferiores a uno, lo que indicaría ganancia de C (Abril 2003).

Monte

Las situaciones de explotación en el Monte son muy diferentes a las otras dos ecorregiones analizadas debido al mayor grado de aridez y a la posibilidad de riego con agua de deshielo de la Cordillera de los Andes. Los sistemas agrícolas en los oasis de regadío del Monte son muy productivos; se trata de sistemas intensivos altamente tecnificados que provocan cambios sustanciales en el suelo debido a la disponibilidad de agua, la frecuencia de laboreos y la aplicación de abonos y fertilizantes (Hudson *et al.* 1990; Del Monte *et al.* 1994).

Los resultados de la dinámica del C obtenidos en este trabajo claramente reflejan el manejo de los suelos con agricultura bajo riego: a) la falta total de restos orgánicos superficiales es resultado del laboreo e incorporación de los abonos; b) los casos con valores de C mayores a los del Monte original corresponden a muestreos inmediatamente después de la incorporación de abonos orgánicos; c) el balance de C superior a 2 indica grandes pérdidas de C por laboreo; y d) la escasa fluctuación en las emisiones de CO₂ es resultado de la estabilidad en las condiciones de humedad del suelo a causa de los riegos frecuentes (Abril *et al.* 2005b; Ros *et al.* 2006; Tejada y González 2006).

En los sitios sin riego las condiciones de aridez del Monte sólo permiten el uso de la tierra para ganadería de subsistencia con un fuerte impacto sobre el suelo. La dinámica del C observada en este trabajo resulta principalmente del efecto de la gran proporción de suelo desnudo de textura arenosa, sin C orgánico ni restos vegetales (Abril *et al.*, en prensa). En estos suelos la insolación del verano provoca muy altas temperaturas que inhiben la actividad microbiana, lo cual justifica los resultados de balance positivo de C y las menores pérdidas de C en relación a los suelos de regadío (Conant *et al.* 2004; Abril y Noé 2007).

CONCLUSIONES:

1. El balance de C del suelo en la región árida o semiárida central de Argentina no tiene un patrón general según el uso de la tierra, sino que responde a la combinación entre tipo de manejo y las condiciones climáticas dentro del gradiente de déficit hídrico.
2. Los cálculos de balance de C del suelo no son muy adecuados como indicadores de sostenibilidad en regiones con condiciones climáticas extremas y con grandes fluctuaciones.
3. La contribución de C a la atmósfera a partir de sitios degradados en el Chaco Semiárido es equiparable a la de zonas húmedas. Sin embargo, bajo condiciones de manejo sostenible se logra una significativa retención de C en el suelo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abril A. 2002. La microbiología del suelo: Su relación con la agricultura sustentable. En: S. J. Sarandon (ed.). *Agroecología. El Camino hacia una Agricultura Sustentable*. Ediciones Científicas Americanas, La Plata, 129-150 pp.
- Abril A. 2003. ¿Son los microorganismos edáficos buenos indicadores de impacto productivo en los ecosistemas? *Ecología Austral*, 13: 195-204.
- Abril A., P. Barttfeld y E.H. Bucher. 2005a. The effects of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the dry Chaco forest. *Forest. Ecol. Manage.*, 206: 399-405.
- Abril A. y E.H. Bucher. 1999. The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the Chaco dry savannas of Argentina. *Appl. Soil Ecol.*, 12: 159-167.
- Abril A. y E.H. Bucher. 2001. Overgrazing and soil carbon dynamics in the Western Chaco of Argentina. *Appl. Soil Ecol.*, 16: 243-249.

- Abril A. y L. Noé. 2007. Soil C sink and CO₂ flux in a marginal dry forest of western Argentina. En: N.C. Verne (edt.). *Forest Ecology Research Horizons*. Nova Science Publishers, Inc. Nueva York, 191-202 pp.
- Abril A., P. Salas, E. Lovera, S. Kopp y N. Casado-Murillo. 2005b. Efecto acumulativo de la siembra directa sobre las características del suelo en la región semiárida central de Argentina. *Ciencia del Suelo*, 23: 179-188.
- Abril A., P. Villagra y L. Noé. En prensa. Spatiotemporal heterogeneity of surface soil dynamics in the Monte desert (Argentina). *J. Arid Environ.*
- Alef K. 1995. Soil respiration. En: K. Alef y P. Nannipieri (eds.). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, Londres, 214-219 pp.
- Austin A., L. Yahdjian, J. Stark, J. Belnap, A. Porporato, U. Norton, D. Ravetta y S. Schaeffer. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia*, 141: 221-235.
- Bucher E.H. 1982. Chaco and Caatinga- South American arid savannas. Woodlands and Thickets. En: B.J. Huntley y B.H. Walker (eds.). *Ecology of Tropical Savannas*. Berlin, Springer-Verlag, 48-79 pp.
- Bucher E.H., P. Huszar y C. Saravia-Toledo. 1998. Sustainable land use management in the South American Gran Chaco. *Advances in GeoEcology*, 31: 905-910.
- Cabrera A. 1976. Regiones fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Editorial Acme, Buenos Aires.
- Cabido M., C. González, A. Acosta y S. Díaz. 1993. Vegetation changes along a precipitation gradient in Central Argentina. *Vegetation*, 109: 5-14.
- Claver S. y S.A. Roig-Juñent. 2001. *El desierto del Monte: La Reserva de Biosfera de Ñacuñán*. IADIZA-MAB-UNESCO, Mendoza, Argentina, 226 pp.
- Conant R.T., P. Dalla-Betta, C.C Klopatek y J.M Klopatek. 2004. Controls on soil respiration in semiarid soils. *Soil Biol. Biochem.*, 36: 945-951.
- Del Monte R.F., C.A. Mathey y M.E.Quiroga.1994. Eficiencia comparativa entre sistemas de labranza y coberturas de flora natural en viticultura regada. *Horticultura Argentina*, 13: 87-98.
- Feng Q., K.N. Endo y C. Guodong. 2002. Soil carbon in desertified land in relation to site characteristics. *Geoderma*, 106: 21-43.
- Feral C.J.W., H.E. Epstein, L. Otter, J.N. Aranibar, H.H. Shugart, S.A. Macko y J. Ramontsho. 2003. Carbon and nitrogen in the soil-plant system along rainfall and land-use gradient in southern Africa. *J. Arid Environ.*, 54:327-343.
- Fernández E.C.M., P.P. Montavalli, C. Castilla y L. Mukurumbira. 1997. Management control of soil organic matter dynamics in tropical land-use systems. *Geoderma*, 79: 49-67.
- Fernández D.P., J.C Neff, J. Belnap y R.L. Reynolds. 2006. Soil respiration in the cool desert environment of the Colorado Plateau (USA): abiotic regulators and the thresholds. *Biogeochemistry*, 78: 247-265.

- Houghton R.A. 1995. Changes in the storage of terrestrial carbon since 1850. En: R. Lal, J.M. Kimble, E. Levine y V.A Stewart (eds.). *Soil and Global Change*. Lewis Publ. CRC, Boca Ratón, 45-65 pp.
- Hudson R.R., A. Aleska, H.T. Masotta y A. Muro. 1990. *Atlas de suelos de la República Argentina*. Provincia de Mendoza. INTA-CIRN/PNUD. Buenos Aires, 71-106 pp.
- Huxman T.E., K.A. Snyder, D. Tissue, A.J. Leffler, K. Ogle, W.T. Pockman, D.R. Sandquist, D.L Potes y S. Schwinning. 2004. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia*, 141: 254-268.
- Jackson R.B., J.L. Banner, E.G. Jobbagy, W.T. Pockman y D.H. Wall. 2002. Ecosystem C loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature*, 418: 623-626.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304: 1623-1625.
- Maestre F.T. y J. Cortina. 2003. Small-scale spatial variation in soil CO₂ efflux in a Mediterranean semiarid steppe. *Appl. Soil Ecol.*, 23: 199-209.
- Neill C., C. Cerri, J.M. Melillo, B.J. Feigl, P.A. Stewardler, J.F.L. Moraes y M.C. Piccolo. 1998. Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondonia. En: R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follet y B.A. Stewart (eds.). *Soil Processes and the Carbon Cycle*. CRC Press, Boca Ratón, 9-28 pp.
- Nelson D.W. y L.E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En A.L. Page, R.H. Miller y D.R. Keeney (eds.). *Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, WI, 539-580 pp.
- Panigatti J.L., H. Marelli y D. Buschiazzo (eds.). 2001. *Siembra Directa II*. INTA, Buenos Aires, Argentina, 377 pp.
- Reeder J.D., C.D. Franks y D.G. Milchunas. 2001. Root biomass and microbial processes. En: R.F. Follet, J.M. Kimble y R. Lal (eds.). *The potential of U.S. grazing lands to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect*. Lewis Publishers, Boca Ratón, 139-166 pp.
- Ros M, J.A. Pascua, C. García, M.T. Hernández y H. Insam. 2006. Hydrolase activities, microbial biomass and bacterial community in a soil after long-term amendment with different compost. *Soil Biol. Biochem.*, 38: 3443-3452.
- Schlesinger W.H. 1993. Response of the terrestrial biosphere to global climate change and human perturbation. *Vegetatio*, 104: 295-305.
- Scholes M.C., D. Powlson y G. Tian. 1997. Input control of organic matter dynamics. *Geoderma*, 79: 25-47.
- Squires V.R. 1998. Dryland soils: their potential as a sink for carbon and an agent in mitigating climate change. En: H.P. Blume, H. Eger, E. Fleischhauer, A. Hebel, C. Reij y K.G. Steiner (eds.). *Towards Sustainable Land Use*. Advances in GeoEcology, 31: 209-215.
- Tejada M. y J.L. González. 2006. The relationships between erodibility and erosion in a soil treated with two organic amendments. *Soil Till. Res.*, 91: 186-198.

- Tiessen H., E. Cuevas y I.H. Salcedo. 1998. Organic matter stability and nutrient availability under temperate and tropical conditions. En: H.P. Blume, H. Eger, E. Fleischhauer, A. Hebel, C. Reij y K.G. Steiner (eds.). *Towards Sustainable Land Use*. Advances in GeoEcology 31: 415-422.
- Vitousek P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco y J.M. Melillo. 1997. Human domination on earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.
- Xie G. y Y. Steinberger. 2001. Temporal patterns of C and N under shrub canopy in a loessial soil desert ecosystem. *Soil Biol. Biochem.*, 33: 1371-1379.

ESTIMACIÓN DE CARBONO EN TRES BOSQUES DE LA LLANURA ALUVIAL DEL BAJO PARANÁ (R. ARGENTINA)

Pablo Aceñolaza^{1,2,3}, Lisandra P. Zamboni³ y Juan F. Gallardo Lancho⁴

¹CICyTTP-CONICET Matteri y España, Diamante 3105 (Entre Ríos, R. Argentina); ²FCA-UNER (E. R., R. A.); ³CEREGEO-FCyT-UADER (E. R., R. A.); y ⁴C.S.I.C., Apartado 257, Salamanca 37071 (España). <acenolaza@gmail.com> y <jgallard@usal.es>.

Resumen: El objetivo del presente trabajo fue comparar tres bosques de la llanura aluvial del río Paraná en cuanto al almacén y flujos de carbono (C) a partir de información nueva y disponible en contribuciones previas realizadas por los autores. El área de trabajo corresponde a la llanura de aluvial del río Paraná en su parte baja. Los ambientes identificados fueron: albardones marginales con bosques monoespecíficos de sauce criollo (*Salix humboldtiana*) y aliso del río (*Tessaria integrifolia*), y albardones internos con bosques de timbó blanco (*Albizia inundata*), en general poliespecíficos. El contenido de C almacenado en la biomasa aérea de los bosques de sauce fue de 113 Mg C ha⁻¹, de 79 Mg C ha⁻¹ para el aliso y de 50 Mg C ha⁻¹ para el timbó. Los valores del contenido de C orgánico del suelo de los primeros -30 cm (COS) fue de 140 Mg C ha⁻¹ para timbó, 52 Mg C ha⁻¹ para sauce y 50 Mg C ha⁻¹ para aliso. El suelo presentó menores valores de COS en los albardones marginales, asociado a texturas más arenosas y permanencia de humedad edáfica. Al comparar el flujo de C por encima y en el suelo en los diferentes ecosistemas se encontró que el mantillo permanece más tiempo en los albardones marginales, mientras que el contenido de COS es más alto en los albardones internos, más arcillosos, lo cual permite la protección del complejo arcillohúmico.

Palabras clave: Biomasa forestal, Carbono orgánico edáfico, Río Paraná.

C sequestration in three forests located in the Lower Paraná River floodplain (Argentina)

Abstract: The objective of this work was the comparison of ecosystem C pools and C fluxes in three forests located at the alluvial Plain of the Paraná River floodplain, Argentina. Different geo-forms were studied: marginal levee with mono-specific forest with *Salix humboldtiana* and *Tessaria integrifolia*, and internal levee with *Albizia inundata*. The C content in the above-ground biomass was 113 Mg C ha⁻¹ for *S. humboldtiana*, 79 Mg C ha⁻¹ for *T. integrifolia*, and 50 Mg C ha⁻¹ for *A. inundata*. The content of SOC within the first -30 cm depth were 140 Mg C ha⁻¹ for

A. inundata, 52 Mg C ha⁻¹ for *S. humboldtiana*, and 50 Mg C ha⁻¹ for *T. integrifolia*. SOC content was lower in the marginal areas than in the internal areas, relating with soil moisture and textural classes of soils. Comparing C fluxes above and within soil in the three different ecosystems, litter remain more time on the marginal areas soils; meanwhile the SOC has a lower decomposition constant in the internal areas, explained by a higher lime/clay content, which increases the protection of the humic substances.

Key words: Forest biomass, Soil organic C, Floodplain, Paraná River.

INTRODUCCIÓN

En el último informe del Panel Internacional sobre el Cambio Climático (IPCC 2007) se expresó que la concentración atmosférica del gas de efecto invernadero más importante, el dióxido de carbono pasó de 280 partes por millón en volumen (ppm v., mL m⁻³, antes de la revolución industrial) hasta 379 p.p.m.v. en el año 2005, superando las cifras más elevadas de los últimos 650 mil años. La principal causa de este aumento ha sido el uso de combustibles fósiles y, en menor medida, el cambio de uso de la tierra (fundamentalmente la transformación de los bosques en terrenos agrícolas; Vicari, 2006). En la actualidad se están realizando esfuerzos por estabilizar la concentración de CO₂ atmosférico y reducir las emisiones industriales y urbanas.

El C del planeta se almacena en cinco grandes compartimentos; las reservas geológicas, los océanos, la atmósfera, los suelos, y la biomasa vegetal. Los sistemas terrestres acumulan muy diferente cantidad de C orgánico edáfico (COS), dependiendo fundamentalmente de las diferentes condiciones climáticas (que, a su vez, afectan a la actividad de los microorganismos del suelo responsables de la descomposición de los restos vegetales y de la materia orgánica del suelo (MOS), independientemente de la cantidad de biomasa vegetal (García Oliva *et al.* 2006). En este sentido es importante conocer el tiempo medio de residencia (TMR) de los residuos orgánicos (mantillo, TMR_m) procedente del desfronde o, bien, la constante de descomposición (K_h , año⁻¹) en los sistemas forestales (Gallardo y Merino 2007).

Si bien los componentes leñosos contienen gran parte de la biomasa del bosque no se incluyen en muchos estudios como parte del ciclo de materia orgánica y nutrientes debido a que se considera muy lenta su descomposición en el agua (Campos y Sancholuz 1998). Así, esos mismos autores expresaron que para bosques de llanura de inundación, en los primeros 10 años posteriores a la inundación del bosque se descompuso más del 40% de la madera, mientras que menos del 4% del C de hojas y

mantillo, indicando su rol en la descomposición de la materia orgánica en el agua y en la biogeoquímica del sistema.

De esta manera, el contenido del COS resulta de un equilibrio entre entradas y salidas de C al suelo, condicionadas por el factor descomposición microbiana; a su vez, la mineralización puede estar influenciada por el drenaje, el manejo del suelo, vegetación, etc. (Bravo *et al.* 2007). Así, para conocer el flujo de C en el suelo, es necesario conocer el Tiempo Medio de Residencia de las sustancias húmicas del suelo (TMR_{sh}) y su velocidad de descomposición K_{sh} .

El C de los sistemas terrestres usualmente se fracciona en cuatro principales componentes: Biomasa aérea, sistemas radiculares, mantillo y COS (Locatelli y Leonard 2001; Snowdon *et al.* 2001).

En el C total del suelo (CTS) se puede considerar tanto el COS como el C inorgánico (CIS; presente en los sistemas semiáridos y áridos; Gallardo y Merino 2007). Dentro del suelo se pueden contemplar diferentes subcompartimentos de COS, delimitando los horizontes húmicos (Ah) y minerales (B, C). A los anteriores hay que añadir otro compartimento diferente que es el C orgánico del mantillo forestal (o necromasa; se le suele denominar horizonte L u O), que varía de acuerdo con dos factores, la producción anual (desfronde de la hojarasca) y la descomposición del mantillo (Bravo *et al.* 2007).

El conocimiento de estos aspectos en los ecosistemas del mundo está siendo estudiado con mayor detalle en la actualidad. La dinámica del C en ecosistemas fluviales presenta una estrecha relación con el régimen hidrológico y con los cambios en la frecuencia del pulso de inundación, dotando a estas regiones de una alta productividad en comparación con otros ambientes (Sparks 1995). Desde esta perspectiva, es poco conocido el comportamiento de los sistemas forestales en la llanura de inundación del Río Paraná.

El **objetivo** de este trabajo fue realizar una estimación del C orgánico contenido en los tres bosques de la llanura aluvial del Río Paraná en su parte baja, proporcionando información sobre las funciones de estos ambientes como almacenes de C.

CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra situada en la llanura aluvial del Río Paraná (Argentina), en la porción denominada Predelta (Lat. S. 32° 03' y Long. O. 60° 38'; Fig. 1). El clima es templado-cálido y húmedo, siendo la temperatura media anual alrededor de 19 °C, y la pluviosidad media anual de 1126 mm a⁻¹ (Rojas y Saluso 1987), concentrándose las lluvias

en primavera (Septiembre a Noviembre, media de 348 mm) y verano (Diciembre a Febrero, media 425 mm).

La llanura corresponde a un sector de islas que presentan una morfología propia, con los bordes externos (albardones marginales) más elevados y bajos inundables en su zona interna, con zonas intermedias de transición (media loma). Asociados a cauces que disectan internamente estas islas se encuentran los albardones internos. Estos gradientes topográficos se corresponden con gradientes texturales en el sustrato, encontrándose las granulometrías más arenosas asociadas a las zonas más altas, muy influenciadas por los impulsos y cambios de niveles del río (Aceñolaza *et al.* 2005; Passeggi 2000). En todo caso se tratan de suelos poco evolucionados (*Entisoles*), *Arenosoles* en los albardones marginales y *Fluvisoles* (y/o *Regosoles*) en los internos (F.A.O. 1994).

En albardones marginales se encuentran bosques simples de *Tessaria integrifolia* Ruiz y Pav. (aliso de río) y *Salix humboldtiana* Willd. (sauce criollo). Los bosques de albardones internos están dominados por *Albizia inundata* (Mart.) Barneby & J.W. Grimes (timbó blanco), *Inga verna* Willd. subsp. *affinis* (DC.) T.D. Penn. (Ingá) y/o *Nectandra angustifolia* (Schrad.) Nees & Mart. Ex Nees (laurel del río) constituyendo, en algunos casos, bosques mixtos, que presentan mayor riqueza específica.

La densidad de arbolado es muy variable en estos bosques según la etapa sucesional considerada y la posición topográfica en la planicie de inundación (Casco 2004), encontrando, para etapas maduras, unos 800 individuos ha⁻¹ en los alisales/sauzales y los 1000 individuos ha⁻¹ en los timbozales (Aceñolaza *et al.* 2005). Etapas juveniles pueden superar ampliamente estos valores de densidad.

El régimen hidrológico del sistema del Paraná presenta un pulso anual de inundación (unimodal), generalmente en los meses de otoño (Abril a Junio, esto es, cuando comienza la época seca) seguido de un período de estiaje en verano (Neiff 1996; Zamboni y Aceñolaza 2004).

La mayor parte de las especies que conforman a la vegetación fluvial se distribuye en un amplio rango de condiciones de hábitat. Las fisonomías herbáceas presentan una tendencia de distribución de mayor frecuencia en posiciones topográficas más bajas. La vegetación leñosa se distribuye más frecuentemente en zonas más elevadas de la planicie del bajo Paraná; asimismo, cada especie puede tener curvas de distribución diferentes en tanto el sitio tenga suelos formados por sedimentos pelíticos o arenosos (Casco 2004). Las comunidades con fisonomía boscosa, se distribuyen casi con exclusividad en las áreas altas de albardones, mientras que en las medias loma y bajos, la fisonomía dominante es la herbácea.

En las medias lomas se encuentran pajonales de *Panicum prionitis* Nees, arbustales de chilca (*Baccharis* spp.), de *Mimosa pigra* L. o de *Sesbania virgata* (Cav.) Pers. Los pajonales se constituyen como una

comunidad herbácea de alta riqueza específica con amplia cobertura del suelo.

Hacia el centro de la isla se encuentran zonas más bajas (bajos) con vegetación lacunar donde se observan una serie de comunidades vegetales herbáceas en mayor medida asociadas a ambientes acuáticos, como los canutillares-verdogales dominados por *Panicum elephantipes* Nees ex Trin. y *Ludwigia peploides* (Kunth) P.H. Raven subsp. *peploides* (Aceñolaza *et al.* 2005).

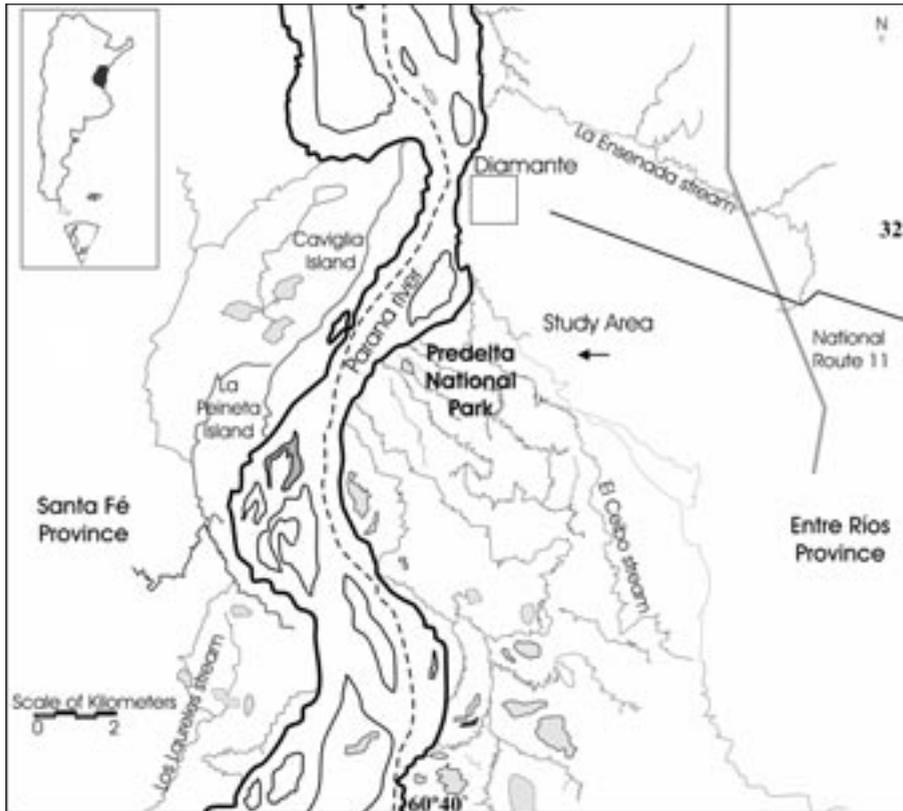


Figura 1. Área de estudio, situada en la Provincia de Entre Ríos (R. Argentina); llanura aluvial del Río Paraná.

MÉTODOS

Determinación de C. Se estimó el contenido de C orgánico de tres compartimentos de las unidades descritas; a saber: biomasa aérea, mantillo y suelo. No se estimó la biomasa radicular dada la dificultad en sistemas inundables. Para los dos primeros compartimentos se puede suponer que

el contenido de C es cercano al 50% de la materia seca (MS). Entonces, la cantidad de C se estima dividiendo la MS por 2,0 (Bravo *et al.* 2007). Este factor ha sido utilizado en otros trabajos con fines similares (Nabuurs y Mohren 1995; Brown 1997; Cavalier y Santos, 1999; Dauber *et al.* 2002; Nebel *et al.* 2002; Vaccaro 2003; Bravo *et al.* 2007).

Biomasa aérea. Está básicamente dividida en la biomasa de los componentes leñosos y la del sotobosque (Snowdon *et al.* 2001). Existen datos propios de biomasa aérea (obtenidos para hojas, ramas, troncos y corteza) expresados en Mg MS ha⁻¹ (Aceñolaza *et al.* 2001) y para sotobosque (Zamboni y Aceñolaza 2005 a). Se utilizó el método tradicional de apeo, trozado y pesado por especie y clase diamétrica (Bravo *et al.* 2007). El material fue secado y analizado, y los datos procesados (Aceñolaza *et al.* 2001) para su transformación a Mg C MS ha⁻¹.

Suelo. A fin de obtener una estimación del COS se consideró el horizonte superficial, referido a una profundidad de -30 cm.

Se utilizó para obtener el COS (Mg C ha⁻¹) la ecuación sugerida por Bravo *et al.* (2007):

$$\text{COS (Mg C ha}^{-1}\text{)} = \text{COS (mg C g}^{-1}\text{)} \times \text{Da (Mg m}^{-3}\text{)} \times \text{Prof. (m)} \times 10 \text{ (mg g}^{-1}\text{ ha}^{-1}\text{ m}^{-3}\text{)}$$

Siendo **COS** los valores de C (mg C g⁻¹) por horizonte; **Da**, la densidad aparente de cada horizonte y, en este caso, se consideró la profundidad de -0,3 m.

Mantillo o necromasa. Se trabajó sobre datos propios obtenidos por Zamboni y Aceñolaza (2004; 2005b) que corresponden a valores anuales de recolección de mantillo, expresados en Mg MS ha⁻¹. Se estimó en 50% el contenido de C (Mg C ha⁻¹) según Bravo *et al.* (2007).

Producción de hojarasca. Los valores de aporte de hojarasca en bosques del predelta (Aceñolaza *et al.* 2006) se expresaron en Mg MS ha⁻¹ a⁻¹ y se corresponden a medias de producciones anuales de hojarasca (Zamboni y Aceñolaza, 2004; 2005b).

Tiempo medio de residencia del mantillo forestal (TMR_m). El tiempo medio de residencia del mantillo se estimó a partir de los datos de producción anual (Mg MS ha⁻¹ a⁻¹) y de mantillo (Mg MS ha⁻¹), transformando los valores a C y de acuerdo a la ecuación (Bravo *et al.*, 2007):

$$\text{TMR}_m \text{ (años)} = \text{Mantillo (Mg C ha}^{-1}\text{)} / \text{Producción (Mg C ha}^{-1}\text{ a}^{-1}\text{)}$$

De acuerdo al mismo autor (Bravo *et al.* 2007) la estimación del TMR_m es aplicable cuando la cantidad de mantillo es mayor a la producción (TMR > 1 año) situación que fuera observada para estos ambientes y que indica que el mantillo tarda más de un año en descomponerse. Si bien *S. humboldtiana* y *T. integrifolia* son semicaducifolios, mientras

que *A. inundata* es caducifolio la caída de material vegetal es estacional y está asociada a la variación hidrológica, produciéndose mayormente luego del pulso de inundación (primavera-verano Aceñolaza *et al.* 2006).

Descomposición del mantillo (K_m). Se estimó mediante la constante de descomposición (K_m) de la necromasa, aplicando la fórmula (Bravo *et al.* 2007):

$$K_m \text{ (año}^{-1}\text{)} = 1/\text{TMR}_m$$

Tiempo Medio de Residencia de las sustancias húmicas (TMR_{sh}). Es una medida para conocer la estabilidad de las sustancias húmicas del epipedón a través de la edad de las mismas. Este método es aplicable cuando la caída de hojarasca es estacional y la formación del mantillo no es permanente, como en el caso de los ambientes del área de estudio (Aceñolaza *et al.* 2006). Consiste en estimar el TMR_{sh} mediante la ecuación (Bravo *et al.* 2007):

$$\text{TMR (años)} = \text{Carbono epipedón (Mg C ha}^{-1}\text{)} / \text{Producción (Mg C ha}^{-1}\text{ a}^{-1}\text{)}$$

Esta ecuación parte del supuesto que toda la producción de hojarasca depositada sobre el piso forestal (mantillo) se integra al suelo. Ello es lo que suele suceder en su casi totalidad, pudiendo haber pérdidas de hojarasca por vientos o por inundaciones extraordinarias, pero no normalmente, dado que las posiciones topográficas son algo más elevadas que el cauce normal del río en la época de máxima altura. Sólo inundaciones excepcionales (que se suelen producir cada 20 años) podrían ocasionar exportación de hojarasca por arrastre hídrico, hecho no observado durante el tiempo de este estudio. Por tanto, el valor obtenido es una aceptable estimación de la duración de la hojarasca sobre el suelo y como elemento de decisión para ver si es de interés tenerla en cuenta en el balance compartimental del sistema.

Descomposición de sustancias húmicas (K_{sh}). La descomposición del COS se estimó mediante la constante de descomposición K_{sh} , aplicando la fórmula (Bravo *et al.* 2007):

$$K_{sh} \text{ (año}^{-1}\text{)} = 1/\text{TMR}_{sh}$$

Las mismas consideraciones realizadas anteriormente son aplicables en este caso para la fiabilidad del valor obtenido de la constante de descomposición húmica. Es posible que los valores obtenidos de TMR no sean reales en valores absolutos (al incluir errores diversos), pero sí son muy útiles a efectos comparativos, que es como se utilizan en el presente trabajo.

RESULTADOS

Los resultados se presentan en las Tablas 1 y 2, en las cuales se han sistematizado datos sobre el contenido de C a partir de contribuciones citadas anteriormente más datos propios.

La información se presenta para los diferentes compartimentos de cada unidad (albardones marginales e internos) y su vegetación asociada (bosques monoespecíficos de *S. humboldtiana*, *T. integrifolia* y *A. inundata*).

La biomasa aérea en los bosques de albardones marginales está representada en 95% por el componente leñoso y 5% por el sotobosque, mientras que en el bosque de albardón interno el sotobosque representa el 25%. El fuste es la fracción de mayor volumen, seguido por ramas y hojas. La corteza tiene poca participación en la biomasa aérea salvo en el bosque de sauce (13%). La biomasa aérea se obtuvo de la suma de los valores de los compartimentos biomasa del componente leñoso y sotobosque, resultando 225, 157 y 100 Mg MS ha⁻¹ (respectivamente para sauzales, alisales y timbozales; Tabla 1).

El C total del componente aéreo (vuelo) de los bosques fue de 113 Mg C ha⁻¹ para el bosque de sauce, de 79 Mg C ha⁻¹ para el bosque de aliso y de 50 Mg C ha⁻¹ para el bosque de timbó; el mantillo almacenó 2,8; 1,5 y 0,7 Mg C ha⁻¹, respectivamente, para cada tipo de bosque.

El COS del epipedón (-30 cm iniciales de profundidad) arrojó valores de 50, 52 y 140 Mg C ha⁻¹ para el aliso, sauce y timbó respectivamente (Tabla 1).

A partir de los compartimentos descritos previamente (biomasa aérea, suelo y mantillo) se obtuvo un valor del contenido total de C en cada ecosistema de 167, 132 y 190 Mg C ha⁻¹ respectivamente para sauzales, alisales y timbozales (considerando la presencia sobre y bajo el suelo, excepto las raíces).

En relación al flujo de C sobre el suelo, a partir de los valores de producción de hojarasca y de necromasa de mantillo (Mg C ha⁻¹; Tabla 2), se estimó el TMR_m (1,6, 0,9 y 0,8 años) y la K_m (0,6; 1,1 y 1,3 año⁻¹) para bosques de sauce, aliso y timbó respectivamente.

En cuanto al flujo de C en el suelo se calcularon valores de TMR_{sh} del epipedón, siendo el TMR_{sh} mayor el correspondiente al timbozal (82,4 años), mientras que en los otros bosques fue de 15,3 y 15,7 años respectivamente para sauce y aliso. La K_{sh} es mayor en los albardones marginales (0,1 año⁻¹; alisos y sauces) en comparación con el interno (0,01 año⁻¹; timbó).

Tabla 1. Datos de materia seca (M.S.) y C obtenidos en tres ecosistemas de la llanura aluvial del río Paraná. Da: densidad aparente del suelo (Mg m^{-3}); MOS: Materia orgánica del suelo (% y Mg MS ha^{-1}). COS: Carbono orgánico del suelo (Mg C ha^{-1}). Fuente: (1) Aceñolaza et al. (2001); (2) Zamboni y Aceñolaza (2005a); (3) Zamboni y Aceñolaza (2004); (4) Zamboni y Aceñolaza (2005 b); y (5) Passeggi, 2000. nd: Sin datos.

Ecosistema forestal		Bosque monoespecífico: Sauzal		Bosque monoespecífico: Alisal		Bosque poliespecífico: Timbozal		Referencia
<i>Especies dominantes</i>		Salix humboldtiana		Tessaria integrifolia		Albizia inundata		(Véase N.º Cita)
Situación morfológica		Albardón marginal		Albardón interno				
BIOMASA AEREA (vuelo)	Órganos	Biomasa	C	Biomasa	C	Biomasa	C	
	Unidades	(Mg M. S. ha^{-1})	(g g^{-1})	(Mg M. S. ha^{-1})	(g g^{-1})	(Mg M. S. ha^{-1})	(g g^{-1})	
	<i>Hojas</i>	2,1	0,54	9,42	0,52	4,50	nd	(1)
	<i>Ramas</i>	40,7	0,56	67,51	0,56	32,25	nd	(1)
	<i>Troncos</i>	143,4	0,57	72,22	0,57	34,50	nd	(1)
	<i>Corteza</i>	27,8	0,53	7,90	0,52	3,75	nd	(1)
	(Mg M.S. ha^{-1})	11,3		nd		24,6		(2)
Biomasa sotobosque		225		157		100		Datos propios
Total biomasa bosque		113		79,0		50,0		Datos propios
TOTAL C BOSQUE								
Necromasa mantillo		5,5		3,0		1,3		(3) y (4)
C en mantillo		2,8		1,5		0,7		Datos propios
SUELO								
Densidad aparente (Da)	(-30 cm profundidad)	1,52		1,45		1,20		Datos propios
MOS	(Mg m^{-3})	2,0		2,0		6,70		Datos propios
C en suelo	(% suelo)	11,4		11,4		39,0		Datos propios
MOS	(mg C g^{-1} suelo)	88,0		84,0		238,0		Datos propios
COS	(Mg MOS ha^{-1})	52,0		50,0		140,0		Datos propios
Granulometría	Texturas (%)	Arena 53,8	Limo 35,7	Arena 33,6	Limo 39,1	Arena 26,1	Limo 42,7	(5)
		Arcilla 10,5	Arcilla 27,3				Arcilla 31,2	
TOTAL C ECOSISTEMA	(Mg C ha^{-1})	167,3		131,9		190,5		Datos propios

Tabla 2. Flujos de C: TMRm: Tiempo medio de residencia de mantillo (años), Km: Costante de descomposición del mantillo (año⁻¹). TMR^{sh}: Tiempo medio de residencia de sustancias húmicas (años). K_{sh}: Costante de descomposición de sustancias húmicas (año⁻¹). Fuente: (3) Zamboni y Aceñolaza (2004); (4) Zamboni y Aceñolaza (2005 b); y (6) Aceñolaza *et al.* (2006).

Ecosistema forestal	Bosque monoespecífico Sauzal	Bosque monoespecífico: Alisal	Bosque polietespecífico: Timbozal	Referencia
<i>Especies dominantes</i>	<i>Salix humboldtiana</i>	<i>Tessaria integrifolia</i>	<i>Albizia inundata</i>	(Véase N.º Cita)
<i>Situación morfológica</i>	Albardón marginal		Albardón interno	
Encima del suelo				(3) y (4)
Producción Hojarasca (Mg C ha ⁻¹ a ⁻¹)	3,40	3,30	1,70	(6)
T medio residencia mantillo (años)	1,60	0,90	0,80	Datos propios
k descomposición mantillo (año ⁻¹)	0,60	1,10	1,30	Datos propios
En el suelo				
T medio residencia humus (años)	15,3	15,7	82,4	Datos propios
k descomposición humus (año ⁻¹)	0,10	0,10	0,01	Datos propios

DISCUSIÓN

Almacenaje de C

El sotobosque en el timbozal representa el 25% de la biomasa aérea mientras que en los bosques de sauce representa el 5%. La biomasa aérea (componente leñoso y sotobosque) del bosque de sauce fue de 225 Mg MS ha⁻¹, valor que se encuentra sobre el límite inferior del rango de biomasa de los bosques tropicales húmedos (de 200 a 500 Mg MS ha⁻¹), aunque es menor al valor para la Amazonía brasileña (298 Mg MS ha⁻¹; Menéndez *et al.* 2005), la Selva Misionera (266 Mg MS ha⁻¹) y el bosque tropical perennifolio de Cuba (256 Mg MS ha⁻¹; García Oliva *et al.* 2006). El bosque de aliso del río tiene una biomasa algo menor (157 Mg MS ha⁻¹). El valor obtenido para el bosque de timbó (100 Mg MS ha⁻¹) es mayor a la estimación de para bosques tropicales de hojas caducas de México (69,7 Mg MS ha⁻¹; García Oliva *et al.* 2006), a la de 98 Mg MS ha⁻¹ para el parque chaqueño Argentino (Menéndez *et al.* 2005), y menor a la de 115 Mg MS ha⁻¹ para plantaciones de sauce del delta del río Paraná (Vicari 2006).

Por otro lado, el contenido de C de la biomasa del componente leñoso es del 50% en bosques de albardón marginal dominados por sauce criollo y aliso del río (Tabla 1; Aceñolaza *et al.* 2001). Resultados similares (49%) han sido obtenidos por Campo y Sancholuz (1998) en bosques de llanura de inundación en el Río Negro (Uruguay).

El C del mantillo es escaso y variable en el tiempo dado la relativa baja producción de las especies (Tabla1), sobre todo en el bosque de timbó blanco ubicado en el albardón interior, aunque posee un mayor contenido de COS. Ello indica que la mayor descomposición de la necromasa (Tabla 2) origina un flujo de C hacia el suelo (Gallardo y Merino 2007).

En cuanto a los compartimentos estudiados (biomasa aérea, mantillo y suelo) el porcentaje de COS respecto al C total de los ecosistemas representa el 32% del bosque de sauce, el 38% en el de aliso y el 73% en el de timbó blanco. Los valores de COS indican la existencia de un gradiente de C desde los albardones marginales (sauce y aliso), con suelos más arenosos y sujetos a mayor energía, hacia los albardones internos, con suelos de granulometría más fina. Estos últimos representan etapas tardías de la sucesión forestal en estas islas (Aceñolaza *et al.* 2004), con un mayor tiempo transcurrido desde su formación y donde el mayor contenido en arcilla realiza un efecto protector sobre el COS (Stevenson 1994).

Considerando una profundidad de -30 cm nunca se supera el 7% de MOS (Tabla 1) en los diferentes ecosistemas forestales, siendo sustancialmente menor (<3,0% MOS) en los albardones marginales, situación que refleja el influjo de la composición granulométrica edáfica (formación del complejo arcillo-húmico) y, también, a la mayor descomposición micro-

biana que promueve la constante humedad COS (Stevenson 1994) de los albardones marginales.

En relación al contenido total de C en cada ecosistema, si bien los valores de biomasa son mayores en los bosques de albardones marginales (sauce y aliso), el COS es mayor en el bosque de timbó blanco, por lo que al considerar la sumatoria del C almacenado arriba y debajo del suelo, el bosque de timbó se convierte en el sistema que más C orgánico (190 Mg C ha⁻¹) captura.

Flujo de C

La velocidad de descomposición del mantillo del bosque de sauce es menor ($K_m = 0,6 \text{ año}^{-1}$) que la del aliso de río ($K_m = 1,1 \text{ año}^{-1}$) y la de timbó blanco ($K_m = 1,32 \text{ año}^{-1}$), el cual prácticamente la necromasa desaparece al final de cada ciclo. El TMR_m es mayor en el bosque de sauce criollo (1,6 años), seguido por el del aliso (por 0,90 años), favorecido por el contenido de N (proveniente de la fijación de N) y, por último, el del timbó (0,76 años); ello indica que el C almacenado en la necromasa permanece más de un ciclo en el bosque de sauce criollo, apareciendo necromasa todo el año, al contrario que en la otras dos especies (necromasa temporal).

En cuanto al flujo del C en el suelo cabe mencionar que el TMR_{sh} es mayor en el bosque de timbó (82 años, MOS más estable), que obviamente se asocia a un mayor COS, a pesar de una menor producción de hojarasca de este bosque. En el caso de los otros dos bosques el TMR_{sh} es de sólo 15 años (aunque estos valores de TMR no sean reales en valores absolutos, sí son útiles a efectos comparativos), por lo que a pesar de una mayor producción de hojarasca sus contenidos de MOS son casi un tercio inferiores; la humedad edáfica casi constante debe promover una continua respiración microbiana, lo que redundaría en una constante emisión de CO₂ a la atmósfera (efecto negativo sobre el contenido de COS). Así, la constante de descomposición (K_{sh}) de las sustancias húmicas es de 0,01 año⁻¹ para el suelo bajo timbó y de 0,1 año⁻¹ para el suelo de las otras dos especies; esto implica que el COS almacenado perdura mucho más tiempo en el bosque de timbó como se ha indicado.

CONCLUSIONES

Los bosques de albardones marginales de la llanura aluvial del bajo Paraná (tramo Predelta) presentan valores de biomasa aérea algo menores al rango de los bosques tropicales y subtropicales húmedos y cercanos a los de plantaciones de salicáceas ubicados a latitudes próximas. El 95% de

la biomasa está representada por las fracciones del componente leñoso, mayormente el fuste.

Los bosques de albardones internos presentan valores de biomasa menores a los tropicales y la biomasa del sotobosque representa cerca del 25% de la biomasa aérea, lo que se interpretó en términos de la mayor complejidad y desarrollo de los estratos inferiores de los bosques de albardones interiores.

Los albardones marginales, con textura edáfica más arenosa, tienen menor contenido de COS. El alto contenido de COS del bosque de timbó (140 Mg C ha^{-1}), a pesar de la baja producción y del escaso C almacenado transitoriamente como mantillo, se explica por la estabilidad de la MOS, a deducir del valor de la constante de descomposición húmica ($K_{sh} = 0,01 \text{ año}^{-1}$).

En los bosques de albardones marginales (sauce y aliso) el C de la necromasa demora más en descomponerse ($K_m = 0,6 \text{ año}^{-1}$), a la vez que el TMR del COS es de tan sólo 15 años, por lo que los contenidos de COS son bajos (alrededor de 50 Mg C ha^{-1}).

Se puede concluir que el contenido total de C capturado en el vuelo (biomasa leñosa encima del suelo) es mayor en los bosques de albardones marginales, mientras que el contenido total de C capturado en el suelo es mayor en los albardones internos, siendo más estable su almacenamiento en estos últimos.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto financiado parcialmente por PICT 11928, PIP-CONICET 6374 y PID-UNER 2089. Al Sr. Raúl D'Angelo por la colaboración en el trabajo de campo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aceñolaza P., J. Gallardo Lancho y M. Budge Ugarte. 2001. Biomasa aérea en fisonomías boscosas del Pre-delta del Río Paraná. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 36: 69.
- Aceñolaza P., H. Povedano, A. Manzano, Muñoz, J. de Dios, N. Areta y A. Ronchi Virgolini. 2004. Biodiversidad del Parque Nacional Pre-Delta. *Serie Misc. INSUGEO* 12: 169-184
- Aceñolaza P., W. Sione, F. Kalesnik y M. C. Serafíni. 2005. Determinación de unidades homogéneas de vegetación en el Parque Nacional Pre-Delta (Argentina). *Serie Misc. INSUGEO-CONICET* 14: 81-90.
- Aceñolaza P., L.P. Zamboni y J. F. Gallardo. 2006. Ciclos biogeoquímicos de bosques de la llanura de inundación del río Paraná (Argentina): Aporte de

- hojarasca. En: J. F. Gallardo Lancho (Ed.). *Medioambiente en Iberoamérica. Visión desde la Física y la Química en los albores del SXXI*. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Badajoz. Vol. 2: 529-536.
- Bravo F., J. A., Delgado, J. F., Gallardo, A., Bravo-Oviedo, R. Ruiz-Peinado, A., Merino, G., Montero, A., Cámara, R., Navarro, C., Ordóñez y E., Canga. 2007. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales. En: Bravo, F. (Coord.) *El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático*. Fundación gas natural, Barcelona, 65-112 pp.
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. *FAO Forestry Paper*, Vol. 134. 55 pp.
- Campo J. y L. Sancholuz. 1998. Biogeochemical impacts of submerging forests through large dams in the Río Negro, Uruguay. *J. Environ. Manage.*, 54: 59-66.
- Casco S. L. 2004. Distribución de la vegetación fluvial y su relación con el régimen de pulsos en el bajo Paraná. *Serie Miscelánea*. INSUGEO-CONICET, Tucumán, Argentina 12: 125-130.
- Cavelier J. y C. Santos. 1999. Efectos de plantaciones abandonadas de especies exóticas y nativas sobre la regeneración natural de un bosque montano en Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 47 : 775-784.
- Dauber E.; J. Terán y R. Guzmán. 2002. Estimación de Carbono y Biomasa en Bosques naturales de Bolivia. *Revista Forestal Iberoamericana* 1: 1-10.
- F.A.O. 1994. World Reference Base for Soil Resources. F.A.O., Roma. 162 pp.
- Gallardo J. F. y A. Merino. 2007. El ciclo del carbono y la dinámica de los sistemas forestales. En: Bravo, F. (Coord.). *El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático*. Fundación Gas Natural, Barcelona. 43-64 pp.
- García Oliva F, G. Hernández y J. F. Gallado Lancho. 2006. Comparison of Ecosystem C pools in three forest in Spain and Latin America. *Ann. For. Sci.*, 63: 519-523.
- IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on climate change. The physical sciences basis (Summary for policymakers). <www.ipcc.ch>. Consulta: Junio 2007.
- Locatelli B. y S. Leonard. 2001. Un método para medir el Carbono almacenado en los bosques de Malleco (Chile). *Bois et forêts des tropiques*, 267: 69-81.
- Menéndez J., I. Gasparri y E. Manghi. 2005. Volumen, Biomasa y Contenido de Carbono de los Bosques Nativos de la Argentina. Estimaciones preliminares. *IDIA XXI* (8): 254-257.
- Nabuurs G.J. y G.M. Mohren 1995. Modelling analysis of potential carbon sequestration in selected forest types. *Canadian J. Forest Res.*, 25: 1157-1172.
- Nebel G, J. Gradsted y A. Salazar Vega. 2002. Deposito de detrito, biomasa y producción primaria neta en los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonia Peruana. *Folia Amazónica*, 11: 41-63.
- Neiff J. 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 167-180.

- Passeggi E. 2000. "Caracterización Sedimentológica del Material Parental de los Suelos Asociados a los Depósitos de Cauce del Tramo Medio del Río Paraná". Tesis Doctoral. Universidad Católica de Santa Fé. Argentina. 216 pp.
- Rojas A. E. y J. Saluso. 1987. Informe Climático de la Provincia de Entre Ríos. *Publicación Técnica N° 14*. E.E.A., Paraná, Entre Ríos.
- Snowdon P., J. Raison, H. Keith, K. Montagu, K. Bi, P. Ritson, P. Grierson, M. Adams, W. Burrows y D. Eamus. 2001. *Protocol for sampling tree and stand biomass*. National carbon accounting system technical report No. 31. Australian Greenhouse Office, Canberra. 114 pp.
- Sparks R. E. 1995. Need for Ecosystem Management of Large Rivers and their Floodplains. *Bio-Science*. 45: 168-182.
- Stevenson F. J. 1994. Humus chemistry: Genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons. New York. 444 pp.
- Vaccaro S., M. Arturi, J. Goya, J. Frangi y G. Piccolo. 2003. Almacenaje de Carbono en estadios de la sucesión secundaria en la Provincia de Misiones, Argentina. *Interciencia* 28:521-527.
- Vicari R., P. Kandus, P. Protolongo y M. Burghi. 2006. Alteración en el almacenaje de Carbono por la intervención humana de los sistemas naturales en el Bajo delta del Río Paraná. Su importancia en el balance Emisión-sumidero de CO₂ atmosférico. En: Brown *et al.* (eds) *La situación ambiental de la Argentina* Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. 161-163.
- Zamboni P. y P. Aceñolaza. 2004. Aporte al conocimiento de ciclos de materia orgánica en formaciones boscosas de la llanura de inundación del río Paraná. *Serie Miscelánea*. INSUGEO-CONICET, Tucumán, Argentina. 12: 5-12.
- Zamboni L. P y P. G. Aceñolaza. 2005 a. Efectos del fuego sobre la biomasa vegetal en un área del Predelta del río Paraná. (Entre Ríos, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 40: 141.
- Zamboni P. y P. Aceñolaza 2005 b. Aporte al conocimiento de la dinámica de materia orgánica en bosques de la porción baja de la Cuenca del Plata. Cappato y Petean (eds.) *Humedales Fluviales de América del Sur. Hacia un Manejo Sustentable*. Ediciones PROTEGER Santa Fé, Argentina. 535-541 pp.

CAPTURA DE C EN SISTEMAS DE PASTOS, SILVOPASTORILES Y BOSQUES EN CUATRO ECOSISTEMAS DEL TRÓPICO DE AMÉRICA LATINA

¹María Cristina Amézquita, Enrique Murgueitio,
Muhammad Ibrahim y Bertha L. Ramírez

Proyecto Captura de Carbono Cooperación Holandesa CO-010402, CIPAV-Universidad de la Amazonía-CIAT-CATIE-Universidad de Wageningen. Dirección postal:

¹Parque Científico de CIAT, A. A. # 67-13, Cali (Colombia). <m.amezquita@cgiar.org>

Resumen: Se presentan los resultados de 5 años de investigación realizada (gracias a un proyecto internacional, multi-institucional y multi-ecosistémico) en cuatro ecosistemas tropicales de la América Latina vulnerables a los efectos adversos del Cambio Climático: Laderas andinas de Colombia; bosque tropical húmedo de la Amazonía colombiana; bosque tropical húmedo de la Costa del Atlántico de Costa Rica; y bosque tropical sub-húmedo de la Costa del Pacífico de Costa Rica. El objetivo principal de esta investigación fue identificar sistemas de pastos y silvopastoriles que, además de representar alternativas económicamente atractivas al productor, ofrecieran servicios ambientales, en particular por captura de C y recuperación de áreas degradadas. El trabajo de campo se realizó en fincas comerciales de producción ganadera localizadas en los diferentes ecosistemas bajo investigación, siguiendo una misma metodología a través de todos los ecosistemas. En cada sitio se evaluó un amplio rango de sistemas mejorados de pastos y silvopastoriles, comparándolos con el bosque nativo (referencia positiva) y áreas degradadas (referencia negativa) en términos de su capacidad de acumulación de C en el suelo y la biomasa. Los resultados obtenidos fueron los siguientes: (1) Los niveles de acumulación de C son mayores en sitios de mayor altitud; (2) En todos los ecosistemas estudiados, el bosque nativo muestra los mayores niveles de acumulación de C total en el sistema completo (suelo + biomasa); sin embargo, en los ecosistemas de baja altitud, cálidos y húmedos, como el bosque tropical húmedo, tanto en la Amazonia colombiana como en la costa atlántica de Costa Rica, los niveles de acumulación de C en el suelo en algunos sistemas de pastos y silvopastoriles fueron mayores que los correspondientes al bosque nativo; (3) En todos los ecosistemas estudiados los sistemas mejorados de pastos y silvopastoriles muestran mayores niveles de acumulación de C que las áreas degradadas; (4) En sistemas de pastos y silvopastoriles el suelo acumula más del 90% del C total del sistema. Por tanto, aún pequeños incrementos de C edáfico en estos sistemas contribuye significativamente a la captura de C; (5) En el ecosistema de laderas andinas colombianas el efecto de sistemas mejorados de uso del suelo sobre el nivel de acumulación de C es más marcado en sitios de menor altitud, aunque los niveles de acumulación de C son mayores en sitios de mayor altitud; tanto la regeneración natural de pastos degradados como sistemas de pastos mejorados (como la *B. decumbens*), muestran altas tasas de captura de C; y (6) En el ecosistema de bosque tropical húmedo de la Amazonia colombiana el nivel de acumulación de C en algunos sistemas de uso del suelo es mayor en la topografía de pendiente suave que en

la topografía plana; en la primera topografía (pendiente suave) las pasturas de *B. decumbens* mostraron mayores niveles de acumulación de C que las de *B. humidicola*, mientras que lo contrario se observó en la topografía plana. Los resultados de 5 años de investigación muestran que los sistemas mejorados y bien manejados de pastos y silvopastoriles pueden ser soluciones para la recuperación de áreas degradadas, ofreciendo altas tasas de captura de C que, en ciertos ecosistemas, son comparables a las del bosque nativo.

Palabras clave: Iberoamérica, trópico, carbono, pastos, sistemas silvopastoriles, bosques.

C sequestration in pasture, silvopastoral systems, and forests in four ecosystems of Tropical Latin-America

Abstract: This research aims to find economical and attractive managements of pastures and silvo-pastoral systems, compatible to the recovery of degraded areas and new environmental services as C sequestration, in four tropical ecosystems of Latin-America vulnerable to climate change. The ecosystems studied are: Andean Hillsides, Colombia; humid tropical forest, Amazonia, Colombia; humid and sub-humid tropical forest, Costa Rica. Soil C stocks, C contents in biomass, and socio-economic indicators were evaluated. The following results were attained: (1) C stocks are higher at higher altitudes. (2) For all ecosystems studied, the native forest shows the highest levels of total C stocks in the entire system (soil + biomass); however, in the humid tropical forest ecosystems, both in the Colombian Amazonia and in Costa Rica, soil C stock levels for some improved pasture and silvo-pastoral systems showed higher than those under the native forest. (3) In pasture and silvopastoral systems, the soil C stock represented more than 90% of the total C in the ecosystem. Therefore, even small increases of the soil-C stock in such systems contribute significantly to C sequestration. (4) In the Andean hillsides, Colombia, the effect of improved land use systems on soil C stocks is more marked at low than at high altitudes, although the level of stocks are higher at high altitudes. Natural regeneration and *B. decumbens* pastures appear to sequester C most efficiently. (5) In the humid tropical forest, Colombian Amazonia, although the overall soil C-stock means for flat and sloping areas do not show differences, between, soil C-stocks for some land use systems were higher on sloping than on flat land. The effect of each improved land use system is not equal on sloping and flat land. On sloping land, *B. humidicola* performed better than *B. decumbens*, while the reverse was true on flat land. To conclude, five-year research results show that improved and well-managed pasture and silvo-pastoral systems represent solutions for the recovery of degraded areas as C-improved systems.

Key words: Latin-America, Tropical ecosystems, Carbon, Pastures, Silvo-pastoral systems, Tropical forests.

INTRODUCCIÓN

La deforestación del bosque nativo y la conversión final de estas áreas en pasturas representa el cambio más importante en el uso del suelo en Iberoamérica Tropical (IT) en los últimos 50 años (Kaimowitz, 1996). El 77% del área agrícola de IT está ocupada hoy por pasturas (F.A.O. 2002). Más del 60% de estas tierras se encuentra en severo estado de degradación por manejo inadecuado (CIAT, 1999-2005). Los sistemas de pastos y silvopastoriles mejorados y bien manejados representan una importante alternativa de recuperación de áreas degradadas, son una actividad económica viable para el productor (Toledo 1985) y, como lo sugiere la literatura anterior y reciente, muestran un alto potencial de captura de C (Fisher *et al.* 1994; Veldkamp 1994; Amézquita 2003; Amézquita *et al.* 2004; Llanderaly Ibrahim 2004; Buurman *et al.* 2004; Amézquita *et al.* 2005 a, b, c). Los acuerdos del Proceso de Kyoto (UNFCCC COP3, 1997) y subsiguientes de las Naciones Unidas (UNFCCC COP's 4-11, 1998-2007) podrían sugerir la reforestación de áreas que hoy se encuentran como pastos degradados, lo cual tendría implicaciones negativas sobre la producción económica y el bienestar social de los productores de IT, especialmente los medianos y pequeños. Es por tanto necesario encontrar alternativas sostenibles que combinen el alivio de la pobreza con producción económica y con oferta de servicios ambientales, en particular captura de C.

OBJETIVO

Este artículo presenta resultados de 5 años de investigación sobre la evaluación de acumulación de C en suelo y biomasa en una gama de sistemas de pastos y silvopastoriles tropicales, comparándolos con bosque nativo (control positivo) y pastura degradada (control negativo) en cuatro ecosistemas de IT susceptibles a los efectos adversos del cambio climático: Laderas Andinas erosionadas, Colombia; Bosque Tropical Húmedo, Amazonía, Colombia; Bosque Tropical Sub-húmedo, costa Pacífica de Costa Rica; y Bosque Tropical Húmedo, costa Atlántica de Costa Rica. El propósito de nuestra investigación es identificar, en cada ecosistema, sistemas de pastos y silvopastoriles que representen una alternativa económicamente viable para el productor y que sean ambientalmente benéficos, contribuyendo a la recuperación de áreas degradadas y a la captura de C.

En publicaciones anteriores (Amézquita 2003; Amézquita *et al.* 2004; Llanderal y Ibrahim 2004; Amézquita *et al.* 2005 a, b, c) hemos reportado resultados parciales que se complementan con el presente artículo. La presente investigación busca, además, aportar datos científicos que indiquen que los sistemas de pastos y silvopastoriles tropicales mejorados y bien manejados por el productor, cuando se establecen en áreas degra-

dadas, representan un sistema vivo alternativo (aparte de la reforestación) con capacidad de ofrecer altas tasas de captura de C, que amerita ser considerado en la política del Protocolo de Kyoto para su próximo período 2012-2020, como aptos para reducir emisiones de gases de efecto invernadero, en particular CO₂.

METODOLOGÍA

Sitios experimentales.- La investigación de campo se realizó en fincas de productores en sitios representativos de cada ecosistema estudiado. En el ecosistema de Laderas Andinas erosionadas (Colombia), los sitios fueron Dovia (1900 m s.n.m, 1043 mm a⁻¹, 18,5 °C de temperatura media anual, pendientes entre 45-65%, suelos medianamente ácidos con pH de 5,2-6,2 y pobres) y Dagua (1350 m s.n.m., 1100 mm a⁻¹, 21,5 °C de temperatura media anual, pendientes entre 25-45%, suelos ácidos con pH de 5,0-5,8 y pobres). En el ecosistema de Bosque Tropical Húmedo, Amazonía (Colombia), las evaluaciones se realizaron en dos sitios de diferente topografía: finca “La Guajira” (topografía plana, 400 m s.n.m., 4500 mm a⁻¹, 32 °C de temperatura media, suelos muy ácidos con pH de 4,0-4,6 y pobres) y finca “Pekín” (topografía pendiente suave, con pendientes <10%, 258 m s.n.m, 4500 mm a⁻¹, 32 °C de temperatura media anual, suelos muy ácidos con pH de 4,0-4,6 y pobres). En el ecosistema Bosque Tropical Húmedo (Costa Rica), las evaluaciones se realizaron en Pocora (200 m s.n.m, 3500 mm a⁻¹, 29 °C de temperatura media anual, suelos menos ácidos que los de Amazonía con pH de 5,0-5,6 y pobres). Y en el ecosistema Bosque Tropical Sub-húmedo (Costa Rica), las evaluaciones se realizaron en Esparza (200 m s.n.m, 2500 mm a⁻¹ con 5-6 meses de sequía, 27 °C de temperatura media anual, suelos ácidos y pobres).

Evaluación de C.- Las evaluaciones de acumulación de C en suelo y biomasa se hicieron en sistemas de pastos y silvopastoriles ya establecidos (de 10-20 años bajo pastoreo) en fincas ganaderas comerciales productivas. Para lograr estimaciones precisas se empleó un diseño muestral que controló las principales fuentes de variación en la captura de C (condiciones del sitio —altura, temperatura, precipitación, pendiente, tipo de suelo—; uso actual del suelo; historia de uso). Se utilizaron dos repeticiones espaciales/sistema, 12 puntos muestrales /replicación espacial/sistema y cuatro profundidades de suelo (0-10, 10-20, 20-40 y 40-100 cm). En cada punto muestral/profundidad del suelo se midió densidad aparente, textura, pH, C total, C oxidable, N total, P y CIC según métodos analíticos internacionales (USAD 1996). El C total en raíces finas, raíces gruesas, biomasa aérea de pastura y de árboles se estimó evaluando la cantidad de materia seca ha⁻¹ en cada componente y multiplicando ese valor por el contenido

porcentual de C en la biomasa (0,35 para estimar C en la pastura, y 0,42 para estimar C en raíces y biomasa aérea en árboles) según la metodología sugerida por CATIE y Universidad de Guelph (2000) para estimación de C en sistemas silvopastoriles. Para comparar estadísticamente el nivel de C en el suelo entre los diferentes sistemas se corrigieron los contenidos de C por densidad aparente y se ajustaron a un peso fijo de suelo utilizando como valor de referencia el punto muestral de peso mínimo en cada ecosistema (Ellert *et al.* 2002; Buurman *et al.* 2004).

RESULTADOS

Los Cuadros 1-3 presentan las medias de acumulación de C en el suelo (ajustadas a un peso fijo de suelo), C en biomasa de la pastura, C en raíces finas, C en raíces gruesas, troncos y hojas, y C en el sistema total en cada uso del suelo, junto con el porcentaje del C total del sistema que representa el C en cada uno de los componentes. Se muestran los resultados por ecosistema: Laderas Andinas de Colombia (Cuadro 1) Bosque Tropical Húmedo, Amazonía de Colombia (Cuadro 2) y Bosque Tropical Húmedo de Costa Rica (Cuadro 3). Los Cuadros muestran estadísticas descriptivas globales (N, media, CV(%), Lsd_{10}) y resultados de la comparación estadística de C en el suelo entre los diferentes sistemas.

El Cuadro 4 muestra la distribución de los contenidos de C en el perfil de suelo para los cuatro ecosistemas sujeto de estudio.

Los datos de los Cuadros 1-3 muestran que el C acumulado en el suelo representa del total de C acumulado en el sistema entre 95 y 98% en sistemas de pasturas (Cuadros 1-3) y un 90% en un sistema silvopastoril de *Acacia mangium* + *Arachis pintoii* (Cuadro 3). El C acumulado en raíces gruesas, troncos y hojas en el sistema silvopastoril de *A. mangium* + *A. pintoii* representa el 7% del total del sistema (Cuadro 3). El C acumulado en raíces finas en sistemas de pasturas representa entre 3 y 8%, y el acumulado en la biomasa de la pastura entre 0,5 y 2,1% (Cuadros 1-3). Según F.A.O. (2001) el C en el suelo en un bosque tropical representa el 48% del C total acumulado por el sistema (suelo + biomasa). Utilizando este porcentaje el bosque nativo muestra el mayor nivel de acumulación total de C con respecto a los demás usos del suelo (Cuadros 1-3). Sin embargo, al considerar C en el suelo, se ven diferencias entre ecosistemas.

Los datos de Laderas Andinas de Colombia (Cuadro 1) sugieren que en sitios de mayor altitud, menor temperatura, alta pendiente y suelos relativamente más fértiles, el bosque muestra mayores niveles de C acumulado en el suelo (231, 186 y 155 Mg C ha⁻¹ hasta -1 m, en sitios 1 y 2) siendo estas medias estadísticamente superiores a las de una pastura mejorada de

Brachiaria decumbens (147 y 136 Mg C ha⁻¹ hasta -1 m, en sitios 1 y 2) las cuales a su vez superan estadísticamente a las de una pastura degradada y un suelo degradado (136 y 97 Mg C ha⁻¹ hasta -1 m, en sitios 1 y 2).

Cuadro 1. Carbono en Suelo y Biomasa en cada Sistema de Uso de Suelo. Laderas Andinas de Colombia¹

Sitio 1: Dovio

Sistema de Uso del Suelo	C total en el suelo (t ha ⁻¹ 1m-eq)	%	C total en la pastura (t ha ⁻¹)	%	C total en raíces finas (t ha ⁻¹)	%	C total en raíces gr. troncos y hojas (t ha ⁻¹)	%	C total en el sistema (t ha ⁻¹)
Bosque nativo	231 a ²	48,0 ³	-	-	4,6	1,2	244,5	50,8	480,1
B. decumbens	147 b	97,2	0,9	0,6	3,3	2,2	-	-	151,2
Banco forrajero	131 c	95,1	-	-	4,3	3,1	2,5	1,8	137,8
Pastura degradada	136 c	96,5	0,5	0,4	3,9	2,8	0,6	0,3	141,0
N (ptos mue./sist)	24		40		24		8		
Media, CV(%), Lsd ₁₀	161, 20, 18								

Sitio 2: Dagua

Sistema de Uso del Suelo	C total en el suelo (t ha ⁻¹ 1m-eq)	%	C total en la pastura (t ha ⁻¹)	%	C total en raíces finas (t ha ⁻¹)	%	C total en raíces gr. troncos y hojas (t ha ⁻¹)	%	C total en el sistema (t ha ⁻¹)
Bosque-40 años	186 a ²	48,0 ³	-	-	2,6	0,9	198,0	51,1	386,6
Bosque-15 años	155 ab	48,0 ³	-	-	2,2	0,9	165,0	51,1	322,2
Reg nat past degr	142 b	97,1	0,5	0,3	3,2	2,2	0,6	0,4	146,3
B. decumbens	136 b	93,7	0,8	0,6	8,3	5,7	-	-	145,1
Banco forrajero	90 c	94,7	-	-	2,5	2,6	2,6	2,7	95,1
Suelo degradado	97 c	98,4	-	-	1,6	1,6	-	-	98,6
N (ptos mue./sist)	24		40		24		8		
Media, CV(%), Lsd ₁₀	135, 25, 30								

¹ Resultados 2002-2005 Proyecto “Captura de Carbono - Cooperación Holandesa CO-010402”, Publicación interna N.º 14, Junio 2005.

² Medias con letras distintas difieren estadísticamente con una probabilidad de error del 0,01.

³ Ante ausencia de información propia se usó el % citado por F.A.O. (2001) para bosques tropicales de América.

Los datos de Bosque Tropical Húmedo de la Amazonía de Colombia (Cuadro 2) y de Bosque Tropical Húmedo de Costa Rica (Cuadro 3) muestran una situación diferente al de Laderas Andinas en lo referente a niveles de C acumulado en el suelo. En la Amazonía plana, caracterizada por sitios bajos, cálidos, húmedos, de suelos extremadamente ácidos y pobres, con una tasa alta de reciclaje de nutrientes, los sistemas mejorados de pasturas de *B. humidicola* en monocultivo, *Brachiaria humidicola* + leguminosas nativas, *B. decumbens* en monocultivo y *B. decumbens* + leguminosas nativas muestran niveles de C en el suelo (144, 138, 128, 124 Mg C ha⁻¹ hasta -1 m) estadísticamente superiores a los del bosque nativo (107 Mg C ha⁻¹ hasta -1 m). En la Amazonía de pendiente suave los sistemas mejorados de pastos muestran niveles de C en el suelo (172 y 159 Mg C ha⁻¹ hasta -1 m) estadísticamente superiores a los encontrados en una pastura degradada (129 Mg C ha⁻¹ hasta -1 m). En el Bosque Tropical Húmedo de Costa Rica (Cuadro 3) en sitios bajos, cálidos, de suelos ácidos y pobres, los sistemas mejorados de pasturas y silvopatoriles de *B. brizantha* + *Arachis pintoi*, *I. ciliare*, *Acacia mangium* + *A. pintoi*, y *B. brizantha* en monocultivo muestran niveles de acumulación de C en el suelo (181, 170, 165, 138 Mg C ha⁻¹ hasta -1 m) estadísticamente superiores a los del bosque nativo (134 Mg C ha⁻¹ hasta -1 m) y a los de una pastura degradada (95 Mg C ha⁻¹ hasta -1 m).

Cuadro 2. Carbono en Suelo y Biomasa. Bosque Tropical Húmedo, Amazonía. Colombia¹

Sitio 1: Finca “La Guajira” con topografía plana.

Sistema de Uso del Suelo	C total en el suelo (t ha ⁻¹ 1m-eq)	%	C total en la pastura (t ha ⁻¹)	%	C total raíces finas (t ha ⁻¹)	%	C total raíces gr. troncos y hojas (t ha ⁻¹)	%	C total en el sistema (t ha ⁻¹)
B. humidicola	144 a ²	95,5	1,9	1,3	4,9	3,2	-	-	150,8
B. humidicola + leg	138 b	94,8	2,1	1,4	5,5	3,8	-	-	145,6
Reg. nat. past. degr.	134 b	97,3	1,3	0,9	2,4	1,7	-	-	137,7
B. decumbens + leg	128 c	96,7	1,2	0,9	3,2	2,4	-	-	132,4
B. decumbens	124 c	97,7	1,1	0,9	1,8	1,4	-	-	126,9
Bosque nativo	107 d	48,0 ³	-	-			115,9	52,0	222,9
N (ptos muestr/sist)	27		45		27				
Media, CV(%), Lsd ₁₀	129, 10, 5								

Sitio 2: Finca “Pekín”, topografía pendiente suave

Sistema de Uso del Suelo	C total en el suelo (t ha ⁻¹ 1m-eq)	%	C total en la pastura (t ha ⁻¹)		C total en raíces finas (t ha ⁻¹)		C total raíz gruesas, troncos y hojas (t ha ⁻¹)		C total en el sistema (t ha ⁻¹)
Bosque nativo	181a ²	48,0 ³	-	-	-	-	196,1	52,0	377,1
B. decumbens + leg	172b	98,1	0,9	0,5	2,4	1,4	-	-	175,3
B. humidicola	159 c	96,6	1,1	0,7	4,5	2,7	-	-	164,6
Pastura degradada	129 d	97,4	0,9	0,7	2,6	1,9	-	-	132,5
N (ptos muestr/sist)	27		45		27				
Media, CV(%), Lsd ₁₀	144, 11, 7								

Cuadro 3. Carbono en Suelo y Biomasa en cada Sistema de Uso del Suelo¹

Pocora, Bosque Tropical Húmedo, Costa Rica

Sistema de Uso del Suelo	C total en el suelo (t ha ⁻¹ 1m-eq)	%	C total en la pastura (t/ha)		C total raíces finas (t/ha)		C total en raíces gr. troncos y hojas (t/ha)		C total en el sistema (t/ha)
B. brizantha+A. pintoi	181 a ²	98,4	1,5	0,8	1,5	0,8	-	-	184,6
Pastura I. ciliare	170 a	97,5	1,7	1,0	2,8	1,5	-	-	174,8
A. mangium+A. pintoi	165 b	90,0	1,0	0,6	4,4	2,4	12,9	7,0	183,3
B. brizantha	138 c	98,1	1,6	1,1	1,8	0,8	-	-	141,0
Bosque nativo	134 c	48,0 ³	-	-	-	-	145,2	52,0	279,2
Pastura degradada	95 d	95,0	1,6	1,6	3,8	3,4	-	-	100,6
N (ptos muestr/sist)	24		40		24				
Media, CV(%), Lsd ₁₀	150, 24, 14								

¹ Resultados 2002-2005 Proyecto “Captura de Carbono-Cooperación Holandesa CO-010402”, Publicación interna N.º 16, Diciembre 2005.

² Medias con letras distintas difieren estadísticamente con una probabilidad de error del 0,01.

³ Ante ausencia de información propia se usó el % citado por F.A.O. (2001) para bosques tropicales de América.

Los datos obtenidos en los ecosistemas de Bosque Tropical Húmedo de la Amazonía de Colombia y de Costa Rica (Cuadros 2-3) sugieren que en sitios bajos, cálidos, húmedos, con suelos ácidos y pobres, con tasas altas de reciclaje de nutrientes, los sistemas de pasturas y silvopastoriles adaptados a éstos ambientes mejorados y bien manejados por el productor muestran un papel importante en la recuperación de áreas de pastos degradados por su alto potencial de captura de C. Por otra parte, el alto nivel de C acumulado por el bosque nativo en su biomasa de raíces, troncos y hojas permitiría estimar la pérdida potencial de C al talar un bosque nativo en estos ecosistemas.

Distribución de acumulación de C en el perfil del suelo en los ecosistemas estudiados.- El Cuadro 4 muestra la media, desviación estándar (de) y coeficiente de variación (CV) de los niveles de acumulación de C total en el suelo en la parte superficial del perfil (0-40 cm), en la parte profunda del perfil (40-100 cm) y en todo el perfil (0-100 cm) en cada uno de los ecosistemas tropicales estudiados. La medias reportadas se calcularon utilizando los datos originales provenientes del muestreo de C en el suelo en cuatro profundidades (0-10, 10-20, 20-40 y 40-100 cm) en cada punto muestral evaluado, en cada sistema de uso del suelo, en cada ecosistema, durante 5 años de trabajo de campo. El número de observaciones empleado para el cálculo de cada media se reporta en el pie de página del Cuadro 4. Los valores de acumulación de C total se expresan en toneladas por hectárea a 0-40cm, a 40-100cm, y a -1 m de profundidad respectivamente, para hacerlos comparables entre ecosistemas.

Los datos del Cuadro 4 señalan que el nivel de acumulación de C total en el suelo es mayor en altitudes superiores, como se observa en el ecosistema de Laderas Andinas de Colombia. Ambos ecosistemas bajos (el bosque tropical húmedo de la Amazonia de Colombia, y el bosque tropical húmedo y sub-húmedo de Costa Rica) tienen niveles similares, más bajos que los encontrados en las Laderas Andinas. En los dos sitios experimentales del ecosistema de Laderas Andinas y en ambos sitios experimentales de Costa Rica más del 60% del C se encuentra en la capa superficial del suelo (0-40 cm). Sin embargo, en suelos de la Amazonia en ambas topografías (plano y pendiente suave) la capa superficial almacena menor cantidad de C, cerca del 50%, comparable al hallazgo de Fisher *et al.* (1994) en su investigación realizada en el ecosistema de la Sabana de los Llanos Orientales de Colombia. Fisher *et al* reportaron 237 Mg C ha⁻¹ en el suelo en una pastura de *Andropogon gayanus-Stylosanthes capitata* de 6 años de edad, bajo pastoreo, con cerca de la mitad del C almacenado en la capa profunda (40-100 cm).

Cuadro 4. Distribución de la acumulación de C total en el perfil del suelo para cada ecosistema.

Prof. del suelo (cm)	Estadística descriptivas	Laderas Andinas de Colombia		Bosque Húmedo Tropical, Amazonia de Colombia		Bosque Húmedo y Sub-húmedo Tropical de Costa Rica	
		El Dovio ¹	Dagua ²	Plano ³	Pendiente suave ⁴	Pocora, sub-húmedo ⁵	Esparza, húmedo ⁶
		t ha ⁻¹ (y %)	t ha ⁻¹ (y %)	t ha ⁻¹ (y %)	t ha ⁻¹ (y %)	t ha ⁻¹ (y %)	t ha ⁻¹ (y %)
0-40	Media (%) ⁷	129 (64)	98 (61)	77 (52)	84 (56)	103 (68)	117 (78)
	De	26	25	8	9	26	40
	CV (%)	20	26	11	11	25	34
40-100	Media (%) ⁷	74 (36)	62 (39)	72 (48)	67 (44)	49 (32)	33 (22)
	De	24	21	9	17	19	24
	CV (%)	32	34	13	26	38	74
0-100	Media (%) ⁷	203 (100)	160 (100)	149 (100)	151 (100)	152 (100)	150 (100)
	De	43	40	15	17	43	60
	CV (%)	21	25	10	11	28	40

¹ N (número de observaciones) = 96 (4 sistemas de uso del suelo x 24 puntos muestrales/sistema)

² N = 144 (6 sistemas x 24 puntos muestrales/sistema);

³ N = 189 (7 sistemas x 27 puntos muestrales/sistema);

⁴ N = 162 (6 sistemas x 27 puntos muestrales/sistema);

⁵ N = 90 (6 sistemas x 15 puntos muestrales/sistema);

⁶ N = 105 (7 sistemas x 15 puntos muestrales/sistema);

⁷ Porcentaje que la media de acumulación de C en esa profundidad representa del perfil completo (0-100 cm)

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en estos 5 años de investigación (2002-2006) en los ecosistemas tropicales considerados sugieren:

1. Esta investigación muestra que los niveles de acumulación de C son mayores en ecosistemas de altura, como las Laderas Andinas, que en ecosistemas ubicados a escasa altura como son el Bosque Tropical Húmedo y Sub-húmedo.

2. En términos de C acumulado en el sistema total (suelo + biomasa) el bosque nativo presenta los mayores niveles en todos los ecosistemas, seguido por sistemas mejorados de pastos, sistemas silvopastoriles, regeneración natural de pastos degradadas y, por último, por pastura degradada o suelo degradado.
3. En términos de C acumulado en el suelo, sin embargo, los sistemas de pastos y silvopastoriles mejorados y bien manejados muestran niveles comparables o aún mayores que los del bosque nativo, dependiendo de las condiciones climáticas y ambientales del sitio. Esto se observó en los ecosistemas bajos, cálidos y húmedos como son el Bosque Húmedo Tropical de la Amazonia en Colombia y Costa Rica.
4. En sistemas de pastos y silvopastoriles el C acumulado en el suelo representa un altísimo porcentaje del C total del sistema (90% en un sistema silvopastoril de *Acacia mangium* + *Arachis pintoi*, y entre 95-98% en sistemas de pastos). Por tanto, aún pequeños incrementos de C en el suelo asociados al establecimiento de sistemas mejorados de pasturas y silvopastoriles en áreas degradadas contribuyen significativamente a incrementar la captura de C.
5. Esta investigación indica que estos sistemas deben ser considerados como alternativas atractivas bajo el punto de vista económico y ambiental, en especial por su capacidad de recuperar áreas degradadas y su potencial de captura de C.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amézquita M.C. 2003. Evaluation and Analysis of Carbon Stocks in Pasture, Agro-pastoral and Silvo-pastoral Systems in Sub-ecosystems of the American Tropical Forest. En M.C. Amézquita y F. Ruiz (eds). Two-year Project Achievements. Internal Publication no. 9, Carbon Sequestration Project The Netherlands Cooperation CO-010402, *Fourth International Coordination Meeting*. CIAT, Cali (Colombia).
- Amézquita M.C., M. Ibrahim y P. Buurman. 2004. Carbon sequestration in pasture, agro-pastoral and silvo-pastoral systems in the American Tropical Forest Ecosystem. En: Proc. 2nd Intl. Congress in Agroforestry Systems, Mérida (México). pp. 61-72.
- Amézquita M.C., M. Ibrahim, P. Buurman y E. Amézquita, 2005a. Carbon Sequestration in Pastures, Silvo-pastoral Systems and Forests in Four Regions of the Latin American Tropics. *Special Issue of Journal of Sustainable Forestry*, 21: 21-49.

- Amézquita M.C., M. Ibrahim, P. Buurman y E. Amézquita, 2005b. Carbon Sequestration in Pastures, Silvo-pastoral Systems y Forests in Four Regions of the Latin American Tropics. En: Montagnini, F. (ed.). *Environmental Services of Agroforestry Systems*. Haworth Press. New York. En prensa.
- Amézquita M.C., P. Buurman, E. Murgueitio y E. Amézquita, 2005c. Carbon Sequestration Potential of Pasture and Silvo-pastoral Systems in the Tropical Andean Hillsides. En: Lal R., Cerri C.C., Bernoux M., Etchevers J. y Cerri E. (eds.). *Carbon Sequestration in Soils of Latin America*. The Haworth Press, Binghamton, NY 13904-1580, U.S.A. En prensa.
- Buurman P., M. Ibrahim y M.C. Amézquita. 2004. Mitigation of greenhouse gas emissions by silvopastoral systems: optimism and facts. En: *Proc. 2nd Intl. Congress in Agroforestry Systems*, Mérida (México).
- CATIE y Universidad de Guelph, 2000. Evaluaciones de carbono en sistemas silvopastoriles. Publicación interna, Proyecto de Agroforestería Tropical, CATIE, San José de Costa Rica.
- CIAT (Centro Internacional de Agricultura Tropical). 1999-2005. *Tropical Forages Project Annual Reports*. Cali (Colombia).
- Ellert B.H., H.H. Janzen y T. Entz. 2002. Assessment of a method to measure temporal change in soil carbon storage. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66:1687-1695.
- F.A.O. 2001. State of the World's Forests. F.A.O., Roma.
- F.A.O. 2002. Food balance sheets. F.A.O., Roma.
- Fisher M.J., I.M. Rao, M. A. Ayarza, C.E. Lascano, J.I. Sanz, R.J. Thomas y R. R. Vera. 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature*, 371: 236-238.
- Kaimowitz D. 1996. Livestock and deforestation Central America in the 1980s and 1990s: A policy perspective. Center for International Forestry Research (CIFOR), Special Publication, Jakarta. 88 pp.
- Llanderal T. y M. Ibrahim. 2004. Biophysical Analysis: Advancement Report Sub-humid and humid Tropical Forest, Costa Rica. En: Six-months Report no. 5, Internal Document no. 11, *Carbon Sequestration Project*. The Netherlands Cooperation CO-010402, Cali, (Colombia).
- Toledo J. M. 1985. Pasture development for cattle production in the major ecosystems of the tropical American lowlands. En: *Proc. of the XV Intl. Grasslands Congress*, Kyoto, pp. 74-81.
- UNFCCC COP3. 1997. United Nations Framework Convention on Climate Change, *Conference of the Parties at its third session*, Diciembre 1-10, 1997, Kyoto.

- UNFCCC COP4*. 1998. United Nations Framework Convention on Climate Change, *Conference of the Parties at its fourth session*, Noviembre 2-13, 1998, Buenos Aires (Argentina).
- UNFCCC COP5*. 1999. United Nations Framework Convention on Climate Change, *Conference of the Parties at its fifth session*, Octubre 25 – Noviembre 5, 1999, Bonn (Alemania).
- UNFCCC COP6*. 2000. United Nations Framework Convention on Climate Change, *Conference of the Parties at its sixth session*, Noviembre 13-24, The Hague (Holanda).
- UNFCCC COP7*. 2001. United Nations Framework Convention on Climate Change, *Conference of the Parties at its seventh session*, Octubre 29 – Noviembre 9, 2001, Marrakech (Marruecos).
- UNFCCC COP8*. 2002. United Nations Framework Convention on Climate Change, *Conference of the Parties at its eighth session*, Octubre 23 – Noviembre 1, 2002, New Delhi.
- UNFCCC COP9*. 2003. United Nations Framework Convention on Climate Change, *Conference of the Parties at its ninth session*, Diciembre 1-12, 2003, Milán (Italia).
- UNFCCC COP10*. 2004. United Nations Framework Convention on Climate Change, *Conference of the Parties at its tenth session*, Diciembre 6-17, 2004, Buenos Aires (Argentina).
- UNFCCC COP11*. 2005. United Nations Framework Convention on Climate Change, *Conference of the Parties at its eleventh session*, Noviembre 28-Diciembre 2, 2005, Montreal (Canadá).
- UNFCCC COP13*. 2007. United Nations Framework Convention on Climate Change, *Conference of the Parties at its thirteen session*, Abril 2007, París.
- U.S.D.A. 1996. Soil survey laboratory methods manual. *Soil Survey Investigations Report No. 42*, Version 3, United States Department of Agriculture, Washington D. C., U.S.A. 693 pp.
- Veldkamp, E. 1994. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58: 175-180.

MANEJO AGRONÓMICO DE SUELOS ENDURECIDOS (TEPETATES) DEL EJE NEOVOLCÁNICO DE MÉXICO

Aurelio Báez Pérez¹, Jorge D. Etchevers Barra¹, Christian Prat², Alfonso Márquez Ramos y Eduardo Ascencio Zapata

¹Colegio de Postgraduados, Montecillo (México) e ²Institut de Recherche pour le Développement (Francia). <pbaez@colpos.mx>, <jetchev@colpos.mx> y <prat@ird.fr>

Resumen: El Eje Neovolcánico de México (ENM) presentan afloramiento de capas endurecidas (llamadas tepetates) por erosión de los suelos superficiales. Estas capas no pueden ser cultivadas sin una habilitación previa (roturación, nivelación, bordes, fertilización), que ha sido afinada a lo largo de las últimas décadas. La mencionada zona posee una alta densidad poblacional, atrae y expulsa mano de obra, es base de grandes centros urbanos y presenta escasez de tierra laborable en esa región. De ahí el interés en la habilitación de los tepetates para la producción. El significado técnico-científico de tepetate es una capa de toba, flujo piroclástico o depósitos de antiguas cenizas volcánicas endurecidas, en diversas profundidades del perfil, particularmente en climas con dos estaciones muy marcadas, una seca y otra lluviosa. En el ENM de Tlaxcala y México existirían aproximadamente 30.700 km² de estos materiales, pero también los hay en los Estados de Michoacán, Hidalgo y Querétaro. Se reconocen dos tipos de tepetates: duripán y fragipán. Los primeros están endurecidos durante todo el año y los segundos son duros durante la estación seca, pero blandos en la húmeda y pueden ser trabajados mecánica o manualmente. Naturalmente tienen una baja concentración de C, por lo que su habilitación para la agricultura pudiese contribuir a capturar de C atmosférico. En este escrito presenta información técnica producto de varios años de trabajo referente a la incorporación de los de los tepetates a la agricultura, la mayoría generada en el marco de programa de investigación de suelos volcánicos endurecidos en los Estados de México y Tlaxcala, financiados por la Unión Europea, con participación de los Estados e instituciones nacionales.

A lo largo de los años ha sido posible reunir un conjunto de elementos de manejo, suficientes para definir condiciones de producción óptimas para la incorporación de los tepetates a la agricultura. El control de la erosión, la adecuada selección de cultivos, la rotación, la asociación de gramíneas con leguminosas, la adición de abonos químicos y orgánicos en cantidades definidas en función de la demanda, y las técnicas de captación de agua de lluvia, son indispensables para obtener buenos resultados en los primeros años de cultivo en siembras de temporal (época de lluvia). Los sistemas asociados de gramíneas con leguminosas son mucho más productivos que los sembrados en monocultivo. Se concluyó que no era necesario roturar a una profundidad mayor de -45 cm para tener más capacidad de reserva de agua, porque la precipitación y la evapotranspiración históricas de la región no permiten un almacenamiento mayor de agua.

Roturar a -60 cm de profundidad es 30% más caro que -45 cm y no se justifica. La intensidad y distribución de las lluvias en el tiempo conducen en muchos casos, a la rápida formación de costras en la superficie del tepetate habilitado, lo que limita la infiltración y dificultando que éste se llene.

Palabras clave: Horizontes endurecidos, Tepetates, Manejo agronómico, Producción agrícola en condiciones extremas.

***Agronomic management of indure volcanic layers (tepetates)
habilitated for agricultural production
in the transmexican volcanic belt***

Abstract: The Mexican Volcanic Belt (ENM) shows outcrops of hardened layers (called tepetates), as a result of the erosion of surface soils. These layers can not be cultivated without a previous fitting out (breaking up, levelling, edges, fertilization) that has been improved over the last decades. The area mentioned is highly populated; it attracts and expels workforce, and is largely the basis of vast urban zones; and it has not much land for agricultural activity. This explains the interest in fitting out tepetates for production. The tepetate is technically and scientifically defined as a layer of tuff, pyroclastic flow or derived from old hardened volcanic ashes located at different depth levels of the profile, especially in climates with two very distinct seasons, dry and rainy. In the ENM of Tlaxcala and Mexico States there may be approximately 30.700 km² of these materials, but they are also present in the states of Michoacán, Hidalgo and Querétaro. There are two types of tepetates: the duripan type and the fragipan. The former are hardened all year round and the latter only during the dry season, but soft in the wet months, and can be mechanically or manually handled. Naturally they have a low concentration of C; the that their fitting out for agriculture might contribute to capture atmospheric C. This paper presents technical information resulting from many years of study focused on the incorporation of tepetates into agriculture, developed in the framework of the research program of hardened volcanic soils in the States of Mexico and Tlaxcala, funded by the European Union, jointly with some Mexican states and institutions.

Over the years it has been possible to gather sufficient management information to define the optimum production conditions for the incorporation of tepetates into agriculture. The control of erosion, the adequate selection of crops, rotation, the combination of gramineae with legumes, the addition of chemical and organic fertilizers in amounts depending on the demand, and the techniques for the rain water harnessing are all indispensable to obtain good results over the first years of rainfed cultivation. The associated systems of gramineae and legumes are much more yielding than those under monoculture. It was concluded that it was not necessary

to break up to more than -45 cm deep in order to have a larger water reserve capacity, because the regular rainfall and evapotranspiration of the region do not bring enough water to fill the reservoir. Breaking up as deep as -60 cm is 30% more expensive than -45 cm, so it is not worth it. The intensity and distribution of rainfalls over time often results in the rapid formation of crusts on the surface of the fitted tepetate, which limits infiltration making it difficult for it to be filled up.

Key words: Indure layers of volcanic origen, tepetates, agronomic management, agricultural production under extreme conditions

INTRODUCCIÓN

Las áreas de agricultura de temporal (en temporada de lluvias) de los piedemontes correspondientes a la parte central del Eje Neovolcánico de México presentan algunas limitaciones para su desarrollo, que pueden ser identificadas por cualquier observador experto: baja disponibilidad de agua, elevado grado de degradación de los suelos, escasa profundidad de los mismos y, en muchos casos, presencia de una erosión irreversible y afloramiento de capas endurecidas, localmente conocidas como tepetate.

Tepetate, en México, es una expresión que vernáculamente se refiere a cualquier capa de suelo endurecida. Su nombre deriva del término *náhuatl* "tepetatl" que significa cama de piedra. Williams (1992) señaló que ya en el siglo XVI la expresión era usada para clasificar materiales asociados a la tierra; se empleaba para designar tanto materiales ligeramente friables con consistencia rocosa como un suelo arable. Ortiz y Gutiérrez (1999) aclararon que tal ambigüedad provendría del uso en la clasificación campesina antigua, de dos términos similares, *tepetatl* cuyo significado ya fue explicado y *tepetlatali*, que se refiere a tierras trabajables y que serían sinónimos. El significado técnico-científico moderno de tepetate y su equivalentes en otros países (talpetate, cangahua) es de una capa de tobas, flujos piroclástico o antiguas cenizas volcánicas endurecidas, incorporadas en el perfil o aflorando en la superficie (por erosión del suelo superficial), que se encuentran principalmente en áreas de influencia volcánica, particularmente en climas con dos estaciones muy marcadas, una seca y otra lluviosa (Etchevers *et al.*, 2006).

No existe una cuantificación confiable de la extensión de los tepetates en la República Mexicana. En la parte central del Eje Neovolcánico de México existirían, según Peña y Zebrowski (1992, 1993), aproximadamente 30.700 km² de estos materiales, principalmente en los Estados de Tlaxcala y México, pero también los hay en los Estados de Michoacán, Hidalgo y Querétaro, aunque su superficie no ha sido cuantificada. Werner (1992) estimó que 54% de la extensión del Estado de Tlaxcala exhibe estas capas endurecidas, muchas afloradas (en más de una quinta parte de su territorio) y el resto enterradas. Sin embargo, es de suponer que el grado

de erosión actual es mayor que el de hace más de 15 años atrás, por lo que la superficie de tepetates aflorados en ese Estado sería mayor que la señalada por el último autor mencionado.

En términos generales se reconocen dos tipos de tepetates: los tipos duripán y los de fragipán (Peña y Zebrowski, 1992; Hidalgo, 1996). Los tepetates tipo duripán permanecen endurecidos durante todo el año; sin embargo, los tipo fragipán son duros durante la estación seca, pero blandos en la húmeda y pueden ser trabajados mecánica o manualmente e incorporados a la actividad económica rural. Por lo anterior, los tepetates constituyen una importante reserva de tierra que, con inversiones moderadas, pueden ser habilitados para la producción agrícola, pecuaria o forestal. Simultáneamente, una vez habilitados para la producción agrícola o forestal pueden contribuir a capturar carbono atmosférico, dado su bajo contenido inicial de este elemento y su capacidad para almacenarlo como lo han demostrado (Báez *et al.*, 2007). En los Estados Tlaxcala y de México su importancia estratégica es tanto mayor, por ser entidades que se caracterizan por poseer una elevada densidad poblacional (producto de flujos migratorios del interior del país que buscan mejores oportunidades de trabajo), pero al mismo tiempo ser entidades emisoras de flujos migratorios hacia los países del Norte del continente. La expulsión de población es causada, entre otras situaciones, por la falta de tierra de labor y el empobrecimiento de ésta, por el mal manejo y por la erosión de la misma. Tal situación pone de manifiesto la necesidad de considerar como una estrategia de retención poblacional, la recuperación de la mayor cantidad posible de suelos que presenten degradación, ya sea por razones naturales o por acción del hombre, para reducir los flujos migratorios y asentar permanentemente a los habitantes del sector rural.

En este trabajo se presenta información técnica sobre prácticas de manejo para la incorporación de los tepetates a la agricultura generada en el marco del programa de investigación de suelos volcánicos endurecidos en los Estados de México y Tlaxcala (México); siendo el objetivo la captación de C atmosférico.

RECOMENDACIONES DE MANEJO PARA LA INCORPORACIÓN DE LOS TEPETATES A LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA, PECUARIA Y FORESTAL

Los tepetates que han aflorado y se encuentran en la superficie del paisaje son incapaces de sostener una cubierta vegetal. Sus condiciones físicas naturales, como la dureza, no permiten la penetración de las raíces de las plantas; la estructura es tal, que el agua difícilmente penetra a su interior y no puede ser almacenada; y su ambiente químico no es adecuado para el desarrollo de las plantas, ya que carecen de nitrógeno y fósforo en

cantidades suficientes (Arias, 1992; Werner, 1992; Etchevers *et al.*, 1992; Báez, 1998). La incorporación de los tepetates a la actividad productiva comienza con su acondicionamiento físico para inducirlo a soportar vegetación.

ROTURACIÓN

La roturación y en determinados casos, la construcción de terrazas es el paso inicial y fundamental en la habilitación de los tepetates tipo fragipán para la agricultura, forestería y actividades pecuarias. Tales prácticas se han realizando desde la época precolombina (Hernández, 1987) y tiene por objetivo permitir la colonización de la capa roturada por las raíces de las plantas, aumentar la capacidad de almacenamiento de agua y su retención por periodos prolongados, lo cual es básico para el establecimiento de cualquier especie vegetal (Báez, 1998). La roturación debe hacerse a aproximadamente 40-45 cm. Se ha observado que roturaciones a mayores profundidades carecen de utilidad, porque el agua caída raramente logra penetrar más allá de este límite (Báez *et al.*, 1997; Prat *et al.*, 1998). Para tal trabajo se prefiere un tractor tipo *Caterpillar* (D7 o D8) equipado con dos cinceles o rippers (Werner, 1992). El trabajo que realiza este implemento es bastante rudo, por lo que se requiere luego del uso de un arado de disco que suavice la superficie del terreno. Generalmente la forma y pendiente de los terrenos determinan el diseño de la parcela para la futura operatividad de las labores agrícolas. La pendiente final de la parcela roturada debe permitir la máxima infiltración del agua de lluvia caída y el escurrimiento lento en caso de exceso de ésta.

Se ha probado que una manera eficiente de realizar la roturación del lecho de tepetate es hacer primero un paso con la maquinaria pesada en una dirección lineal, con espaciamiento de 30 cm entre las líneas penetradas por los cinceles. El segundo paso se hace perpendicular al primero, como si se marcara una cuadrícula. El tiempo de roturación promedio para esta operación, considerando una profundidad media de 40-45 cm, es de 26 hr ha⁻¹; pero si se aspira a roturar a una profundidad de -60 cm el tiempo de máquina sube a 68 hr ha⁻¹, lo cual encarece innecesariamente el trabajo.

CONSTRUCCIÓN DE TERRAZAS

La construcción de terrazas es una alternativa efectiva para controlar la erosión hídrica que puede ocurrir cuando sobrevienen lluvias torrenciales después de la roturación. Las terrazas se pueden construir siguiendo o no las curvas de nivel del terreno (Ruiz, 1979), dejando su superficie con una

pequeña pendiente (menor de 6%), aunque en muchas ocasiones no es posible seguir estrictamente esta recomendación. Nuestra experiencia indica que es mejor delimitar las terrazas con bordes que puedan ser contruidos con el mismo sustrato roturado o con muros de piedra, de estar disponibles y contribuir a desempedrar el terreno.

Para evitar el deterioro de los bordes de las terrazas se recomienda establecer en ellos alguna especie vegetales que ayuden a estabilizarlo y de preferencia una especie que tenga un valor agregado, como árboles frutales, árboles forestales de rápido crecimiento que resistan las condiciones restrictivas que se generan en los bordes (por ejemplo magueyes, nopales, *etc.*) De no realizase esta obra de conservación de suelo la terraza se deteriorará rápidamente y se perderá la inversión y el trabajo empleado en su construcción.

Después de conformar las terrazas se aconseja dar un paso de rastra para fragmentar los trozos grandes de tepetate que quedan en la superficie. Por último se efectúa la nivelación de la parcela con una niveladora o algún instrumento local, como tablones, llantas o rastras de rama. De preferencia esta operación debe ser realizada cuando el tepetate roturado tenga una humedad de trabajo de campo.

CONTROL DE EROSIÓN

El material recién roturado es altamente erosionable por acción de las lluvias ya que se encuentra completamente suelto. Por ello la importancia de construir las parcelas y las obras de conservación (bordes altos, pendientes suaves o curvas de nivel, *etc.*) son fundamentales para reducir al mínimo la erosión hídrica. El escurrimiento y la pérdida de sedimentos implican la posibilidad de que se pierda fertilizante si éstos se hubiesen adicionado, adelgazamiento de la capa roturada, deterioro de la parcela y poco éxito en el establecimiento de cultivos. A este respecto es común apreciar en los Estados de México y Tlaxcala parcelas que se construyeron en el pasado por programas estatales de roturación de tepetates que se encuentran muy deterioradas y abandonadas.

El potencial de erosión hídrica de los tepetates roturados es un factor importante que debe ser considerar en la planificación de futuros programas de apoyo para la incorporación agrícola, pecuaria o forestal de estas capas endurecidas, dado que se pone en peligro toda inversión realizada. Se ha determinado que la tasa de erosión en parcelas habilitadas puede reducirse considerablemente (0.1 a $2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) si se realizaran las obras de conservación en las mismas (Prat *et al.*, 1998).

LIMITANTES DEL SUSTRATO ROTURADO

Encostrado: La formación de suelo a partir de tepetate roturado implica un cambio drástico en la estructura física de este material. El tepetate fracturado no proporciona condiciones adecuadas para la infiltración de agua de lluvia ni para la necesaria aireación de las raíces de los cultivos, debido justamente a formación de costras en la superficie con las primeras lluvias erosivas. En ciertos casos estas costras pueden limitar o impedir la germinación de semillas como las de cebada y trigo; sin embargo, se ha observado que semillas como las de haba (*Vicia faba*), maíz (*Zea mays*), ayocote (*Phaseolus coccineus*) y veza (*Vicia sativa*) logran romperlas y emerger, aunque con dificultad. Las costras afecta el desarrollo de las plantas a lo largo de su ciclo de cultivo, así como la intensidad de los escurrimientos y el arrastre de sedimentos. Lauffer *et al.* (1997) describieron cuatro tipos de encostrado que siguen un patrón bien definido (Figura 1).

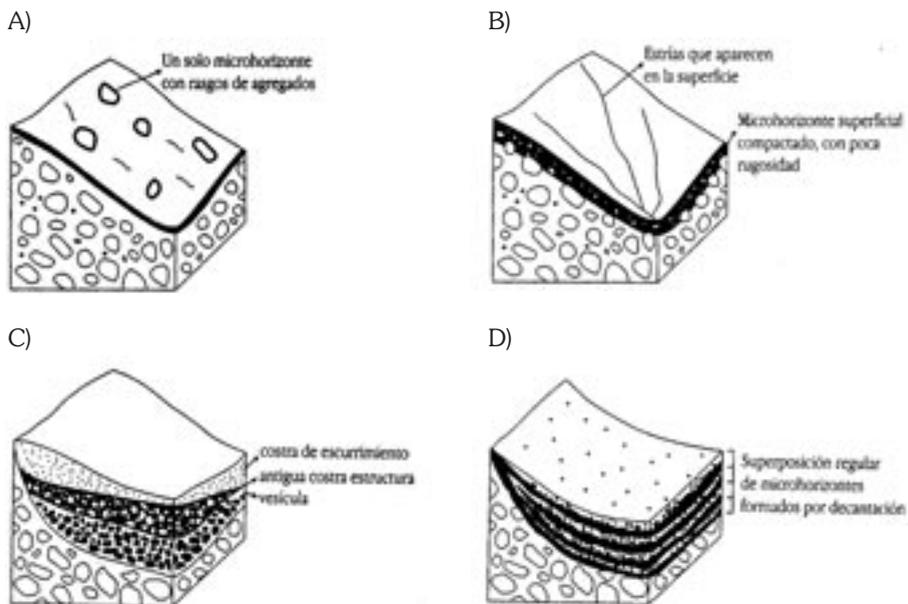


Figura 1. Formación de costras en la superficie en tepetates cultivados. A) costra estructural, B) costra de erosión, C) costra de escurrimiento y D) costra de decantación (según Casenave y Valentin, 1989; Lauffer *et al.*, 1997).

La formación de costras se inicia cuando las gotas impactan sobre la superficie del tepetate tras el laboreo; las partículas finas desagregadas tras el efecto “*splash*” forman una suspensión que impide la infiltración hídrica. Este encostramiento es más rápido en los tepetates recién habilitados, al tener poca agregación y COS (carbono orgánico del suelo).

Primero se forman costras estructurales, a las que les siguen las de erosión, las de escurrimiento y, por último, las de decantación. La energía cinética de las lluvias es el factor principal en la formación y destrucción tanto de las reorganizaciones superficiales, como los agregados en la superficie del terreno. Se ha calculado que en los tepetates 560 J m^{-2} de energía cinética acumulada generan la aparición de costras de decantación y escurrimiento que limitan que el agua se infiltre en los surcos, lo cual provoca la destrucción de surcos y mayor pérdida de suelo por escurrimiento.

La incorporación de abonos orgánicos como pajas y estiércoles puede ayudar a contrarrestar el efecto de encostrado. Los cultivos con intensa cobertura vegetal también ayudan a amortiguar la energía cinética de las gotas de lluvia. Las labores de cultivo, como las escardas, rompen las costras y favorecen la permeabilidad del sustrato; pero si el índice de cobertura vegetal es bajo las costras se formarán nuevamente. Es pertinente señalar que una escarda realizada en el tepetate cuando su contenido de humedad es elevado, no destruye completamente la costra y tampoco contribuye a la formación camellones apropiados; por el contrario, destruye la precaria protección que ofrecían los existentes, ocasionando un aumento en el escurrimiento y la carga de sedimentos. El uso de taludes entre los surcos para disminuir la velocidad de escurrimiento después de lluvias intensas, ofrece protección a la terraza contra el escurrimiento. Sin embargo, en un ciclo muy lluvioso puede ocasionar enfermedades fúngicas a cultivos de leguminosas por el exceso de humedad. Pero en año seco es una excelente alternativa.

La importancia de estudiar las agrupaciones de las partículas del sustrato en la superficie del terreno, así como su dinámica, permite entender los procesos erosivos y definir estrategias para limitarlos.

Déficit de nutrientes: Los tepetates son sustratos naturalmente pobres en nitrógeno, fósforo y carbono orgánico (Etchevers *et al.*, 1992), por lo que, la habilitación de éstos para la actividad productiva debe considerar el subsanar dichas limitaciones. Esto se logra mediante una planificación agronómicamente adecuada de la fertilización en orden a que contengan estos elementos, ya sea inorgánica u orgánica. Sin embargo, la cantidad de abonos orgánicos (estiércol o *compost*) que habría que aplicar para resolver el problema del déficit de nitrógeno y fósforo (exclusivamente con fuentes de esa naturaleza) es elevada y puede causar problemas de contaminación ambiental. Pero la incorporación de compostas, estiércoles y residuos de cosechas es necesaria para incrementar las fuentes de C en el suelo. Sin abonados orgánicos es difícil lograr que los fragmentos de tepetate evolucionen hacia agregados y formen suelo (Báez *et al.*, 2007). La formación de agregados y de la estructura en los tepetates es un proceso que se alcanza sólo a medio plazo, al igual que la acumulación de reservas orgánicas (Báez *et al.*, 2002; Covalada *et al.*, 2007); los autores recién mencionados han observado que el proceso tarda de 10 a 20 años. La calidad de los abonos orgánicos que se adicionen también es importante. Sólo cuando se incorporan compostas y estiércoles de buena calidad

(relación C/N 20:1) podría esperarse una disponibilidad inmediata de nitrógeno y fósforo (Báez *et al.*, 1997; Ferrera-Cerrato *et al.*, 1997; Navarro y Flores 1997; Álvarez *et al.*, 2000). En las etapas tempranas de la incorporación de los tepetates a la producción se prefiere el uso de fertilizantes químicos o mezclas de éstos con abonos orgánicos, que suministren rápidamente el requerimiento nutrimental de las plantas en cantidades necesarias para su crecimiento y desarrollo. En conclusión, una mezcla balanceada de ambas fuentes de nutrientes resulta ser la ideal. Los estudios realizados en los tepetates recién habilitados para la producción agrícola, indican que los restantes nutrimentos, así como otras necesidades relacionadas con el ambiente químico requerido para el crecimiento y desarrollo de las plantas, pueden ser provistos por el sustrato tepetatoso (Etchevers y Brito, 1997).

Un factor importante, estrechamente relacionado con la deficiencia de nutrimentos en los tepetates recién roturados, es la escasa presencia de microorganismos, los cuales se encuentran en poblaciones muy bajas. Álvarez-Solís *et al.* (1992) encontraron en tepetates no roturados 2.3×10^4 bacterias, 11.8×10^3 actinomicetos y 6.57×10^1 hongos. Estas poblaciones son relativamente bajas comparadas con la de suelos agrícolas, pero se ha observado que pueden aumentar después de la roturación y la adición de estiércoles. La importancia de los microorganismos radica en su actividad metabólica pues permite fijar N_2 y mineralizarlo durante la transformación de la materia orgánica a humus (Ferrera-Cerrato, 1992; Álvarez-Solís, *et al.*, 2000). La teoría permite señalar que durante los primeros años después de la habilitación, los microorganismos deben competir con las plantas por los pocos nutrimentos esenciales disponibles en el tepetate recién roturado, principalmente nitrógeno. Es por ello que la fertilización química parece ser imprescindible para asegurar una mayor disponibilidad de nitrógeno y fósforo para los cultivos.

Contenido de materia orgánica: El C es otro elemento casi ausente en los tepetates recién roturados. Éste es fundamental para aumentar la fertilidad del sustrato, mejorar sus propiedades físicas, su disponibilidad nutrimental y aumentar su productividad agrícola. El C, contenido en la hojarasca, pajas u otros residuos orgánicos, proporciona energía a los microorganismos, a la fauna y la mesofauna del suelo. Éstos a la vez, son capaces de producir humus y pegamentos orgánicos que interaccionan con la fracción mineral del suelo, formando agregados estables, que son los responsables de proporcionar una estructura adecuada al tepetate roturado.

La acumulación de C en los tepetates cultivados depende de la incorporación de biomasa y abonos orgánicos a las parcelas, del manejo de cultivos y del tipo de labranza y control de la erosión. Es muy común en la zona de interés que los agricultores utilicen los esquilmos de las cosechas para la alimentación del ganado, limitando de este modo el ingreso al suelo de la principal fuente de C disponible. La incorporación de, por lo menos, parte de los residuos del cultivo a los tepetates es una práctica agronómica que contribuye a mantener o incrementar el C en los tepetates

cultivados. En la Figura 2 se muestra la acumulación de C orgánico en tepetates cultivados en nueve sistemas de cultivo.



Figura 2. Concentración de carbono orgánico en tepetates cultivados en diversos sistemas de manejo agronómico (según Báez *et al.*, 2002).

MANEJO DE LOS CULTIVOS

El tepetate puede ser productivo desde su primer año de cultivo realizando un manejo agronómico adecuado (Figura 3).

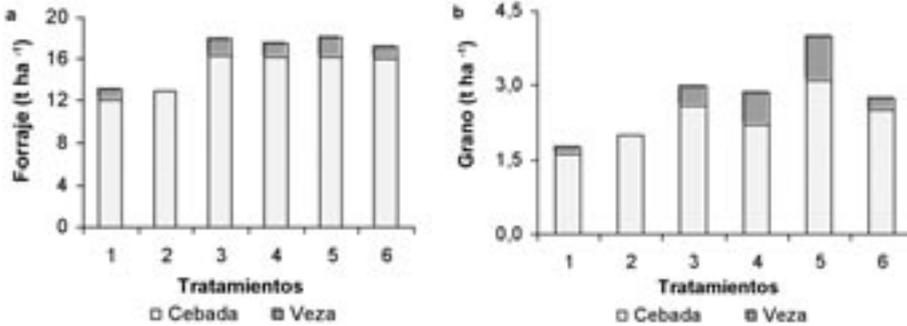


Figura 3. Proceso de la incorporación agrícola de los tepetates de los Estados de México y Tlaxcala.

Considerando las limitantes antes mencionadas, la información recabada de encuestas a agricultores y los resultados de varios experimentos de campo se puede señalar que los cereales de grano pequeño (cebada y trigo) asociados con una leguminosa forrajera (veza, *Vicia sp.*, trébol carretilla, *Medicago polymorfa*) que aporte nitrógeno al sustrato recién roturado es una buena opción para obtener rendimientos de grano semejante o superiores a lo obtenido en un suelo bajo las mismas condiciones (Márquez *et al.*, 1992; Navarro y Zebrowski, 1992; Báez, 1998).

La adición de fertilizantes químicos y orgánicos es absolutamente necesaria; la fórmula 80-60-0 kg de N, P₂O₅, K₂O por hectárea se ha demostrado que funciona bien, tomando en cuenta el rendimiento máximo alcanzable para cebada y trigo en condiciones de temporal (Galvis *et al.*, 1992). Por ejemplo, en parcelas de producción, con la asociación cebada+veza (100+33 kg de semilla ha⁻¹ respectivamente) se ha logrado producir más de 18 t ha⁻¹ de forraje fresco y más de 3 t ha⁻¹ de grano de cebada en condiciones de temporal, con un rendimiento 20% mayor a lo obtenido en el suelo de referencia (Fig. 4) (Báez *et al.*, 1997).

Especies como haba y ayocote en monocultivo han mostrado buenos resultados en tepetates cultivados por primera vez; también con veza se puede asegurar una buena producción de forraje. La incorporación de residuos de cosecha a las parcelas en los años subsecuentes al primer cultivo, es importante para mejorar paulatinamente la fertilidad del sustrato, como ya se ha señalado anteriormente. Además, representa la fuente de carbono más barata disponible para el agricultor, ya que la adición de estiércoles implica un costo adicional al proceso de producción por el transporte y la distribución e incorporación en la parcela. Por otra parte, no siempre este material se encuentra en cantidades suficientes para abastecer la demanda (Prat y Báez, 1998).



Figuras 4. Rendimiento de forraje (a) y de grano (b) de la asociación cebada y veza en un tepetate cultivado por primera vez. (1) Roturación a 60 cm + cebada-veza; (2) Roturación a -45 cm + monocultivo de cebada; (3) Roturación a -45 cm + cebada-veza + estiércol; (4) Roturación doble + cebada-veza, (5) Roturación a -45 cm + cebada-veza; y (6) Suelo + cebada-veza.

En un segundo año de cultivo el substrato habilitado es capaz de generar rendimientos aceptables de maíz, cultivo que es muy tradicional en los Estados de México y Tlaxcala. En pruebas experimentales (parcelas de 16 m²), donde se incorporaron los esquilmos de la cosecha anterior, el maíz asociado con frijol, fertilizado con 120-60-0 kg de N, P₂O₅, (sin K) por hectárea produjeron hasta 3.5 t ha⁻¹ de grano de maíz durante su segundo año de cultivo (Benítez y Navarro, 1997); rendimientos comparables con los obtenidos por los productores en suelos agrícolas. Se han realizado también pruebas en parcelas de producción (más de 1000 m²) bajo condiciones de monocultivo y maíz asociado con frijol y haba (por este orden), con una separación de 33 cm entre matas de cada especie respectivamente, tres plantas por mata y una dosis de fertilización de 70-60-0 kg. De este modo se han obtenido rendimientos de cerca de 2 t ha⁻¹ maíz en monocultivo y cerca de 2.2 t ha⁻¹ de maíz-frijol-haba en asociación (Fig. 5a). De manera global se puede apreciar la producción de grano en los sistemas asociados (maíz+haba+frijol o maíz+haba) puede ser de 30 a 50% mayor que cuando se práctica el monocultivo.

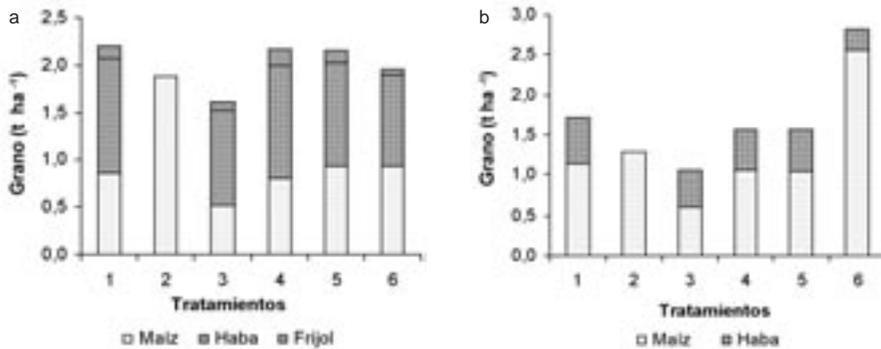


Figura 5. Rendimiento de grano de maíz, haba y frijol en un tepetate durante (a) el segundo y (b) el tercer ciclo. (1) Roturación a -60 cm + maíz-haba-frijol.; (2) Roturación a 45 cm + monocultivo de maíz; (3) Roturación a -45 cm + maíz-haba-frijol; (4) Roturación doble + maíz-haba-frijol; (5) Roturación a -45 cm + maíz-haba-frijol; y (6) Suelo + maíz-haba-frijol.

De manera general, el rendimiento de maíz puede calificarse regular y el de haba excelente. No se puede considerar realmente al cultivo de frijol como una mala opción, ya que sus bajos rendimientos tienen su explicación en el daño mecánico que sufre este cultivo durante las labores agrícolas. El establecimiento de dos leguminosas y una gramínea en una parcela asegura, por una parte, suministro de nitrógeno para el ciclo de cultivo pero, por otra, puede dificultar la operatividad de algunas labores agrícola, como de escarda principalmente. Para este caso, considerando el rendimiento total de grano, se puede apreciar que la asociación de cultivos tiene una mayor productividad y utilidad, pues el haba y frijol tienen, por lo general, un mejor precio que el maíz en el mercado.

Para un tercer ciclo de cultivo en el tepetate habilitado, en las mismas parcelas de producción, se utilizaron solamente dos especies: maíz y haba sembradas a una distancia entre matas de 40 cm. El rendimiento de maíz, en los tratamientos con asociación, aumentó de manera general 10%, respecto al ciclo anterior (Fig. 5b). Sin embargo, el rendimiento de haba, de manera global, disminuyó a menos de la mitad respecto al ciclo anterior. Esto se explica porque el cultivo fue afectado por el sombreado del maíz y el exceso de humedad.

El seguimiento agronómico de las parcelas que se han señalado, se realizó hasta el cuarto ciclo de cultivo. Los rendimientos de maíz en monocultivo fueron de 2.5 ton ha⁻¹ y la asociación de maíz-haba de 2.5 y 0.5 t ha⁻¹ respectivamente. Se ha reportado que la producción de maíz en tepetates, después de 4 años de cultivo, puede ser mayor de 3.5 t ha⁻¹ (Navarro, 1998).

LIMITANTES CLIMÁTICAS

A la altitud donde se ubican los tepetates en el paisaje (2300 a 3000 m), las condiciones climáticas son las que influyen mayormente sobre la producción, ya que las propias limitantes físicas, químicas y biológicas del sustrato cultivado pueden ser controladas. El volumen y distribución de las lluvias a lo largo de un ciclo de cultivo son, generalmente, muy irregulares; la presencia ocasional de granizadas, de líneas de convergencia que ocasionan vientos fuertes y acame en los cultivos y los frentes fríos que ocasionan heladas tempranas o tardías son los principales factores climáticos que influyen sobre la producción agrícola de los Estados de México y Tlaxcala. Su efecto, en algún momento determinado, puede tener una mayor influencia sobre la producción agrícola que las mismas limitantes naturales de los tepetates que se han mencionado anteriormente. Los rendimientos máximos alcanzables para cultivos como el maíz dependen en parte de las fechas de siembra; sin embargo, éstas son estrictamente determinadas por el inicio de la temporada de lluvias. La sequía estival, el exceso de lluvia, las temperaturas extremas son variables que no se pueden controlar.

CONCLUSIONES

Aún con algunos factores ambientales adversos imperantes durante los ciclos de cultivo que propician ciertas limitantes para la producción ha sido posible reunir un conjunto de elementos de manejo suficientes para definir condiciones de producción óptimas para la incorporación de los tepetates a la agricultura. El control de la erosión, la adecuada selección

cultivos y su rotación, la asociación de gramíneas con leguminosas, la adición de abonos químicos y orgánicos y las técnicas de captación de agua de lluvia son indispensables para obtener buenos resultados en los primeros años de cultivo en siembras de temporal. Los sistemas asociados de gramíneas con leguminosas son mucho más productivos que los sembrados en monocultivo. Estos trabajos mostraron que no es necesario roturar a una profundidad mayor de -45 cm. Aunque una mayor profundidad de roturación proporcionaría un mayor reservorio de agua, y la precipitación y la evapotranspiración históricas señalan que difícilmente habría suficiente agua para rellenar este reservorio. Además, la intensidad y distribución de lluvias en el tiempo resultan en formación rápida de costras en la superficie del tepetate habilitado, lo que limita la infiltración, dificultando que éste se llene. Roturar a -60 cm de profundidad es 30% más caro que a -45 cm y no se justifica.

REFERENCIA BIBLIOGRÁFICAS

- Arias R., H. M. 1992. Dinámica Rehabilitación de tepetates: una alternativa para la producción agropecuaria y forestal. *Terra* 10 (Número especial), 309-317.
- Álvarez-Solís, J. D., R. Ferrera-Cerrato y C. Zebrowski. 1992. Análisis de la microflora asociada al manejo agroecológico en la recuperación de tepetates. *Terra* 10 (Número especial), 419-424.
- Álvarez-Solís, J. D., R. Ferrera-Cerrato y J. D. Etchevers. 2000. Actividad microbiana tepetates con incorporación de residuos orgánicos. *Agrociencia*, 34: 523-532.
- Báez, A. 1998. Capacidad productiva de un tepetate recién roturado y terraceado, cultivado con cebada y veza en condiciones de temporal. Tesis de licenciatura de la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán. Universidad Nacional Autónoma de México. pp.: 36-56.
- Báez, A., E. Ascencio, C. Prat y A. Márquez, 1997. Análisis del comportamiento de cultivos en tepetate t3 incorporado a la agricultura de temporal, Texcoco, México, pp. 296-310. En: Zebrowski, C., P. Quantin y G. Trujillo, (eds.). *Tercer Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. ORSTOM, Quito (Ecuador).
- Báez, A., J. D. Etchevers, C. Hidalgo, C. Prat. 2007. Formation of aggregates and carbon sequestration in ameliorated tepetates in the Rio Texcoco Basin. Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 24: en prensa
- Báez, A., J. D. Etchevers, C. Hidalgo M., C. Prat, V. Ordaz C. y R. Núñez E. 2002. C orgánico y P-Olsen en tepetates cultivados de México. *Agrociencia*, 36: 643-653.
- Benítez, D. y H. Navarro. 1997. Rendimiento de maíz-frijol en un tepetate de segundo año de rehabilitación agrícola, pp. 279-286. En: C. Zebrowski, P. Quantin, y G. Trujillo (eds.), *Tercer Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. ORSTOM, Quito (Ecuador).

- Casenave, A. y C. Valentín. 1989. Les états de sure face de la zone saluélienne: Influence sur l'infiltration. *Collection didactiques*. ORSTOM, París. 230 pp.
- Covaleda, S., S. Pajares, M Haulon, J. F. Gallardo, J. D. Etchevers, G. Werner, S. Marinari y A. Báez 2007. Secuestro de C en tepetates rehabilitados para el uso agrícola en el Estado de Tlaxcala (México). En el presente volumen.
- Etchevers, J. D. y H. Brito. 1997. Levantamiento nutrimental de los tepetates de México y Tlaxcala, pp. 202-212. En: C. Zebrowski, P Quantin y G. Trujillo, (eds.). *Tercer Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. ORSTOM, Quito (Ecuador).
- Etchevers, J. D., R. M. López, C. Zebrowsky y D. Peña. 1992. Fertilidad de los tepetates de la vertiente occidental de la Sierra Nevada (México). *Terra 10* (Número especial), 379-384.
- Etchevers, J. D., C. Hidalgo, C. Prat y P. Quantin. 2006. Tepetates of Mexico. En: *Encyclopedia of soil science*. Marcel Dekker, Nueva York, pp. 1745-1748.
- Ferrera-Cerrato, R. 1992. Papel de los microorganismos en la recuperación de suelos marginales. *Terra 10* (Número especial), 408-414.
- Ferrera-Cerrato, R., A. Ortiz, J. Delgadillo y S. Santamaría. 1997. Uso de la materia orgánica en la recuperación de tepetates y su influencia en los microorganismos, pp. 225-237. En: C. Zebrowski, P Quantin y G. Trujillo (eds.). *Tercer simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. ORSTOM. Quito, Ecuador.
- Galvis S., A., J. D. Etchevers, J Rodríguez S., L. Aceves N. y C. Ortiz S. 1992. Validación de normas de fertilización generadas por un modelo simplificado. *Agrociencia*, serie Agua-Suelo-Clima 2 (4): 19-31.
- Hernández X., E. 1987. Etnobotánica de Tlaxcala, pp. 1-8. En: F. Ruiz (ed.) *Uso y manejo de los tepetates para el desarrollo rural*. Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco (México).
- Hidalgo Moreno, C. 1996. Étude d'horizons indurés à comportement de fragipan, appelés *tepetates*, dans le sol volcaniques de la vallée de Mexique. *Contribution à la connaissance de leurs caracteres et de leur formation*. TDM 146. ORSTOM editions, París.
- Lauffer, M., Y. Leroux, C. Prat y J. L. Janeau. 1997. Organización superficial de los tepetates cultivados, Texcoco (México), pp. 443-456. En: C. Zebrowski, P Quantin, y G. Trujillo (eds.), *Tercer Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. ORSTOM, Quito (Ecuador).
- Márquez R., A., H. Navarro G., y C. Zebrowski. 1992. Alternativas agronómicas para la recuperación de tepetates. *Terra 10* (Número especial), 465-473.
- Navarro G., H. y C. Zebrowski. 1992. Análisis agronómico comparativo en tepetates. *Terra 10* (Número especial), 454-459.
- Navarro G., H. y D. Flores S. 1997. Manejo agronómico diferencial de la asociación maíz-haba en tepetate de quinto año de uso agrícola, pp. 287-295. En: C. Zebrowski, P Quantin y G. Trujillo (eds.), *Tercer Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. ORSTOM, Quito (Ecuador).

- Navarro G., H. 1998. Potencialidades agronómicas y sistemas rotacionales para la recuperación de los suelos volcánicos endurecidos, pp. 37-59. En: G. Navarro, H. Poupon y M. A. Pérez. (eds.), *Aptitud productiva en suelos volcánicos endurecidos (tepetates)*. Colegio de Postgraduados, Montecillo, México.
- Ortiz S., C. A. y M. C. Gutiérrez-Castorena. 1999. Evaluación taxonómica de sistemas locales de clasificación de tierras. *Terra Latinoamericana*, 17: 277-286.
- Peña, D. y C. Zebrowski, 1992. Los suelos y tepetates de la vertiente occidental de la Sierra Nevada. *Terra* 10 (Número especial), 151-155.
- Peña, D. y C. Zebrowski, 1993. Estudio de los suelos volcánicos endurecidos de las cuencas de México y Tlaxcala. *Informe de Mapa Morfopedológico de la Vertiente Occidental de la Sierra Nevada*. Anexo 2: Descripción de perfiles. Contrato CCE/ORSTOM No. 0212. pp: 1-16.
- Prat, C. y A. Báez. 1998. Condiciones de habilitación agrícola de una toba volcánica endurecida (*tepetate*) en México. En: *16 Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo*. Registro científico no. 2547, Simposio no. 38 (CD-ROM). Montpellier, Francia.
- Prat, C., A. Báez, E. Ascencio y A. Márquez 1998. Erosión de una toba volcánica endurecida en proceso de rehabilitación, pp. 89-98. En: G. Navarro, H. Poupon y M. A. Pérez (eds.), *Aptitud productiva en suelos volcánicos endurecidos (tepetates)*. Colegio de Postgraduados, Montecillo, México.
- Ruíz F., J. F. 1979. Evaluación de cinco tipos de terrazas en suelos de ladera de la cuenca del río Texcoco. Tesis de Maestría en Ciencia del Colegio de Postgraduados. Montecillo (México). pp: 8-21.
- Werner, G. 1992. Suelos volcánicos endurecidos (tepetates) en el estado de Tlaxcala: Distribución, rehabilitación, manejo y conservación. *Terra* 10 (Número especial), 318-331.
- Williams, B. J. 1992. "Tepetate" in 16th century and contemporary folk terminology valley of México. *Terra* 10 (Número especial), 483-493.

ESTEQUIOMETRÍA Y ACUMULACIÓN DE C EN BOSQUES TROPICALES ESTACIONALMENTE SECOS: ESTUDIOS COMPARATIVOS Y EVIDENCIAS EXPERIMENTALES

Julio Campo

Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, AP 70-275, México D.F., 04510 (México). <jcampo@ecologia.unam.mx>.

Resumen: Debido a las actividades humanas tales como el cambio de cobertura y uso de la tierra, principalmente en áreas de bosques tropicales, se ha incrementado el interés en establecer relaciones sobre la dinámica del C y la estequiometría de los nutrientes. En este capítulo se usaron medidas (1) de la estequiometría de los ingresos (deposición atmosférica e intemperismo) y de la estequiometría biológica (hojas y hojarasca) para explorar el nutriente que limita la productividad del ecosistema en bosques tropicales estacionalmente secos (BTES) no perturbados entre los elementos con ingreso geoquímico; (2) del N y P en hojarasca aérea y en el mantillo en cronosecuencias (bosques de estado de sucesión temprana, media y tardía y, bosques maduros) para explorar la conexión C:N:P durante la regeneración de BTES; y (3) del crecimiento de árboles, el N y P en la hojarasca aérea y el mantillo, y el C y N del suelo en un BTES maduro y uno secundario, para examinar cómo la fertilización (con N, con P, y con N más P) altera el almacenamiento de C aéreo y subterráneo. Se reporta aquí que en el bosque no perturbado el P limita el crecimiento de las plantas. El estudio en cronosecuencias indica que ocurre el patrón esperado de disminución en la productividad de las plantas con el estado de sucesión y las relaciones N:P en la hojarasca y en el mantillo disminuyen durante la sucesión. El estudio experimental indica que liberar la limitación por nutrientes ocasiona un aumento de las tasas de crecimiento de los troncos, la producción de hojarasca y el almacenamiento de C en el suelo. Estos efectos fueron más pronunciados cuando se agregó P o N+P que cuando adicionó N. Por otra parte, la fertilización aumentó la herbivoría de las hojas y las tasas de renuevo del C en el mantillo. Los resultados sugieren que la fertilización con P aumenta la capacidad que tienen éstos bosques para secuestrar C durante la regeneración de la vegetación. Considerando que resulta dudoso que los ejidatarios puedan adoptar la fertilización como práctica, principalmente debido a los altos costos de los fertilizantes, la reforestación de las tierras abandonadas podría tener algún interés para los ejidatarios locales si se implementara un bono para el secuestro de C dada la potencialidad actual para aumentar su almacenamiento.

Palabras clave: Ciclo del C; manejo forestal; limitación por nutrientes; almacenamiento de C en el suelo.

Stoichiometry and C accumulation in Seasonally Dry Tropical Forests of Mexico: Comparative Studies and Experimental Evidences

Abstract: The interest in establishing relationships on C dynamics and nutrient stoichiometry are increasing due to human activities as land-cover-use-change, mainly in Tropical forest areas. In this chapter were used measurements (1) of input stoichiometries (atmosphere deposition and weathering) and biological stoichiometries (leaves and litterfall) to explore the nutrient that limit the productivity of ecosystem in unperturbed seasonally dry tropical forest (SDTF) among the elements with geochemical inputs; (2) of aboveground litterfall and litter N and P in chronosequences (early-, mid-, and late-succession stages, and mature forests) to explore the C:N:P connections during the regeneration of SDTF; and (3) of tree growth, aboveground litterfall and litter N and P, and soil C and N in a mature and a secondary SDTF to examine how fertilization (with N, with P, and with N plus P) alter the aboveground and belowground C storage. Here is reported that in the unperturbed forest, P limits the growth of plants. Chronosequence study indicates that the expected pattern of decreasing plant productivity with succession stage occurs, and N:P ratio in litterfall and litter decreases during succession. The experimental study indicates that, relaxation of the constraints on nutrient limitation resulted in increased trunk growth rates, litterfall production and soil C storage. Generally, these effects were more pronounced with additions of P or N+P than with the addition of N. On the other hand, fertilization increased the leaves herbivory and the turnover rates of C in the litter layer. The results suggest that fertilization with P increase the capacity of these forests to sequester C during regeneration of vegetation. Considering that it is doubtful that farmers would adopt fertilization as a practice, mainly due to the high costs of fertilizers, the re-forestation of abandoned lands could have some interest for local farmers if bonus for C sequestration is implemented given the actual potentiality for increasing the C storage.

Key words: Carbon cycling; forest management; nutrient limitation; soil C storage.

INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales (BT) ejercen una gran influencia sobre el ciclo global del C. Estos cubren aproximadamente el 10% de la biosfera terrestre y contribuyen con 35% a la producción primaria neta (PPN) y al C almacenado en plantas más suelos (Sabine *et al.* 2004). La magnitud de su PPN y la capacidad de almacenamiento de C pueden explicarse en términos de tres factores biogeoquímicos: (1) el suministro de nutrientes para las plantas, (2) los flujos y distribución del C y los nutrientes limitantes

entre los diferentes componentes del ecosistema y, (3) la alteración en las relaciones estequiométricas en estos componentes (Rastetter *et al.* 1992; Cebrián 1999; Torn *et al.* 1997; Telles *et al.* 2003).

De forma frecuente la PPN de los BT está limitada por la disponibilidad de P (Vitousek 1984) de tal modo que un aumento en la disponibilidad del nutriente resulta en un incremento en el almacenamiento de C. Los ingresos de P accesible para las plantas dependen principalmente de la meteorización del material rocoso (McGill y Cole 1981) y de la deposición del nutriente de la atmósfera (Newman 1995), procesos que producen aportes anuales menores al 2% de la demanda de las plantas de los BT (Chadwick *et al.* 1999; Campo *et al.* 2001a, 2001b). También la disponibilidad de P en los suelos tropicales frecuentemente es insuficiente para sostener la demanda por parte de las plantas, debido a que es adsorbido por ciertos coloides del suelo y a su baja difusión en ese medio (Tinker y Nye 2000; Porder *et al.* 2007).

Los organismos no demandan un único elemento para sus actividades metabólicas y construcción de tejidos; más bien su demanda es de energía y de un conjunto de elementos en relaciones de abundancia característicos que varían entre organismos y con sus tasas de crecimiento (Sturner y Elser 2002). En esa perspectiva, a escala local, la disponibilidad de elementos limitantes es influenciada por la interacción entre elementos en sus ciclos locales, así como por la demanda de elementos en tasas estequiométricas características por parte de los organismos (Vrede *et al.* 2004).

El efecto integrado de los cambios en la disponibilidad de nutrientes y el balance estequiométrico ecológico (balance en la abundancia relativa de elementos claves para un proceso ecológico; Sturner y Elser 2002) sobre el balance de C de los BT es actualmente poco conocido. Existen pocos datos que puedan ser usados para determinar las respuestas de los ecosistemas a esos factores cambiantes (Oren *et al.* 2001). Estas respuestas podrían ser especialmente importantes en los bosques tropicales estacionalmente secos (BTES) donde los ciclos de C y elementos están sincronizados con la época y cantidad de las lluvias (Singh *et al.* 1989; Martínez-Yrizar 1995; Campo *et al.* 1998; Read y Lawrence 2003; Saynes *et al.* 2005; Montaña *et al.* 2007). Existen razones suficientes para pensar que los cambios en la severidad y frecuencia de las sequías afecten el balance de C y las tasas de mineralización de nutrientes y, con ello, modifiquen la capacidad de secuestro por parte de estos ecosistemas (Clark 2004; Lewis 2006; Feeley *et al.* 2007). Ello constituye un escenario donde las respuestas de las plantas y los suelos a las variaciones del clima serán sensibles a la abundancia relativa de elementos claves para mantener la producción primaria, así como también a los cambios que ocurran en sus proporciones. Así, la aplicación de la perspectiva estequiométrica a los grupos de organismos que regulan los flujos de C en ecosis-

temas terrestres (v. g.: las plantas) se presenta como con gran potencialidad para mejorar la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas y en particular la dinámica del C.

En este capítulo se analiza el balance de elementos químicos en los BTES, enfocando el ensayo particularmente en el impacto de las cargas y circulación de nutrientes sobre la acumulación de C en plantas y suelos. Primero, se analizan la estequiometría de los ingresos de elementos en sitios no perturbados. Posteriormente, se discute la variación en los flujos y ciclos internos de C, N y P, utilizando para ello cronosecuencias de regeneración. Finalmente, se evalúa la flexibilidad en los ciclos de N y de P, así como en la acumulación de C ante cambios en la disponibilidad de nutrientes limitantes. Esta información permite identificar las incertidumbres que pudieran ser relevantes para predecir los cambios futuros en el estado y función de estos ecosistemas.

ESTEQUIOMETRÍA DE LOS INGRESOS

Se analizó la información recabada en cinco pequeñas cuencas hidrográficas (12-28 ha) contiguas en un BTES no perturbado de la costa del Pacífico localizadas en Chamela (México; 19°30' N y 105°01' O), donde se realizan estudios a largo plazo sobre el funcionamiento del ecosistema (Sarukhán y Maass 1990). En cada una de estas cuencas se monitorean los ingresos y las salidas de nutrientes desde hace más de 20 años.

La región tiene una temperatura media de 24,9 °C con una diferencia menor a 5 °C entre el mes más caluroso y el más frío. La lluvia anual es de 679 mm a⁻¹ (García-Oliva *et al.* 1991) y se distribuye principalmente de Junio a Octubre. El escurrimiento representa menos del 5% de la lluvia anual, y la tasa de infiltración es de aproximadamente 14 mm min⁻¹ (Cervantes *et al.* 1988; López-Guerrero 1992).

El paisaje consiste en montañas bajas (50 a 100 m de elevación) y la litología predominante de la zona incluye rocas volcánicas de composición riolítica. La tasa anual de intemperismo (estimada a partir de la tasa a la cual los cationes se eliminan del sistema; Reynolds y Johnson 1972) ha sido calculada en aproximadamente 600 kg de roca a⁻¹ y el mineral secundario en el suelo es caolinita (Campo *et al.* 2001b). Los suelos son jóvenes, superficiales (-0.5 a -1 m de profundidad) predominantemente arenolimosos (*Orthents*). El contenido de materia orgánica del suelo (MOS) es 2.9%. El bosque es dominado por árboles caducos de 6 a 10 m de altura (Lott *et al.* 1987).

Se estimó el ingreso de nutrientes (Ca, Mg, K y P) procedentes de la atmósfera durante 6 años (Campo *et al.* 2000; 2001a) y el ingreso por intemperización a partir del balance (ingreso vs. salida) de Na como indicador en las cinco cuencas hidrológicas (Campo *et al.* 2001b).

Tabla 1. Estequiometría (relación elemento:P) de las principales vías de ingreso de nutrientes en un bosque tropical estacionalmente seco estudiado en Chamela, México.

Relaciones	Ca:P	K:P	Mg:P
<i>Vía de ingreso</i>			
Intemperismo ¹	24	133	5,5
Deposición seca y húmeda ¹	19	8	5,0
<i>Plantas</i>			
Hojas maduras ²	7	5	2
Hojas senescentes ¹	26	6	2

¹ Información de Campo *et al.* (2000, 2001a, 2001b).

² Datos de Jaramillo y Sanford (1995).

La estequiometría de la deposición atmosférica con base en el P refleja la baja participación de este nutriente (Tabla 1) a pesar de que el ecosistema se encuentra en una región que sufre presión por cambio de uso-cobertura de la vegetación mediante prácticas de roza-tumba-quema. Las relaciones de elementos que ingresan al ecosistema por vía de la intemperización de la riolita también reflejan la baja concentración de P en el material rocoso. Por otra parte, la estequiometría de la deposición atmosférica y de la geoquímica resultan muy diferentes de la estequiometría biológica ejemplificada por las relaciones de elementos en hojas maduras. El P de las plantas es más abundante que por los ingresos estimados, por lo cual podría resultar un elemento crítico para la producción primaria del ecosistema. Poner a prueba la hipótesis de una posible limitación del crecimiento de las plantas por P exige la realización de experimentos de fertilización que permitan determinar cómo el total de la biomasa de la comunidad responde a la manipulación del nutriente. En nuestro caso los estudios del balance de elementos en las cuencas experimentales han permitido comprobar que en el ecosistema existe conservación (salidas menores que ingresos) de P, al menos a corto plazo (por un período de 6 años; Campo *et al.* 2001a). Por otra parte la relación Ca:P y Mg:P de hojas senescentes resultan próximos a los de deposición atmosférica e intemperización de la riolita, lo cual es consistente con la menor movilidad de los cationes básicos respecto al P en los tejidos de las plantas (Aerts y Chapin 2000). Tomados en conjunto estos resultados evidencian que el ecosistema analizado presenta una mayor economía para el P que para los otros elementos de origen geoquímico.

VARIACIONES EN LOS FLUJOS Y CICLOS INTERNOS: ESTUDIOS DE CRONOSECUENCIAS

Los cambios que ocurren durante una sucesión vegetal permiten explicar en gran parte la variación biogeoquímica en escala de tiempo desde años a siglos (Chapin *et al.* 2002). Por ello los estudios sobre el funcionamiento del ecosistema en áreas donde ocurre la regeneración de la vegetación, luego del abandono del uso de la tierra, representa una herramienta útil para comprender la capacidad de almacenamiento de C y sus posibles interacciones con los ciclos de elementos que regulan la (PPN) durante la sucesión secundaria.

En el centro de México el uso de la tierra ha cambiado de BTES primario a tierras agrícolas, principalmente durante los últimos 40 años. Ello, como ocurre en otras regiones del país (Trejo y Dirzo 2000) y en general en el trópico (Lambin *et al.* 2003), ha reducido el área de bosques primarios y creado un mosaico de áreas agrícolas y de bosques secundarios de diferente edad. La abundancia de bosques secundarios en la zona central del país ofrece la oportunidad para examinar los efectos que tienen el cambio de cobertura y la regeneración del bosque sobre la biogeoquímica de la región (Saynes *et al.* 2005; Cárdenas y Campo 2007; Valdespino *et al.* 2007).

Los estudios sobre cronosecuencias que aquí se reportan han sido realizados en áreas con bosque maduro y áreas con bosques secundarios, próximas a la Reserva de Sierra de Huautla, Morelos (18° 28' N, 99° 01' O). El clima en la región es cálido con una temperatura media de 24,5 °C y la cantidad de lluvia anual es de 851 mm a⁻¹, que cae la mayor parte entre Junio y Octubre (~90% del total anual). La región se caracteriza por presentar terrenos de lomeríos. Los suelos (*Entisoles*) derivados de granitos, son superficiales (generalmente de menos de 0.3 m de profundidad) y con un valor de pH ligeramente básico (Tabla 2).

En el año 2000 se seleccionaron cuatro sitios con BTES maduros (BM) y otros cuatro en cada uno de los siguientes tres estados sucesión: (1) temprano (con 10-15 años de abandono, BSTe); (2) medio (con 20-30 años de abandono, BSM); y, (3) tardío (~60 años, BSTa). En cada sitio se demarcó una parcela (12 m x 12 m²), donde se monitoreó durante un año: (1) la producción mensual y el contenido de N y de P de la hojarasca; (2) la variación temporal de la masa y el contenido de ambos nutrientes en el mantillo; (3) la tasa de descomposición y la de liberación de N y P de la hojarasca; (4) el contenido de C (orgánico y microbiano), N (total, mineral, soluble y microbiano) y P soluble en diferentes fracciones en el suelo; y (5) las tasas de transformación del N en el suelo.

La producción de hojarasca en los diferentes bosques y, por tanto, el flujo de C al suelo desde la parte aérea de la vegetación generalmente

Tabla 2. Medias (1 E.E.) de las características de los diferentes bosques tropicales estacionalmente secos estudiados en Sierra de Huautla, México.

	Bosques			
	Maduro (BM)	Sucesional temprano (BSTe)	Sucesional medio (BSM)	Sucesional tardío (BSTa)
Tiempo de recuperación del bosque (años)		10-15	20-30	~60
<i>Vegetación</i> ¹				
Area basal (m ² ha ⁻¹)	16,5 (1,4)	8,5 (1,1)	9,7 (1,0)	12,8 (1,2)
Densidad de árboles (ind. ha ⁻¹)	2153 (377)	2049 (293)	1938 (322)	2023 (215)
Altura de los árboles (m)	7,8 (0,7)	4,1 (0,5)	5,7 (0,6)	5,9 (0,5)
<i>Suelo</i> ²				
pH (H ₂ O)	7,3 (0,1)	7,2 (0,1)	7,1 (0,1)	7,1 (0,1)
C orgánico C (Mg ha ⁻¹)	38,3 (6,6)	36,7 (8,9)	43,6 (6,3)	41,1 (5,4)
N-NH ₄ (kg ha ⁻¹)	35 (17)	68 (10)	87 (3)	67 (11)
N-NO ₃ (kg ha ⁻¹)	2 (1)	3 (1)	5 (1)	3 (1)
N total (Mg N ha ⁻¹)	1,41 (0,31)	2,15 (0,24)	2,23 (0,13)	1,84 (0,19)
C:N	27 (3)	17 (2)	18 (2)	24 (2)
P-HCO ₃ (kg ha ⁻¹)	12,8 (2,3)	8,6 (1,1)	8,9 (0,9)	10,3 (0,9)
P total (kg P ha ⁻¹)	623 (67)	567 (49)	588 (61)	612 (89)

¹ Árboles de al menos 2,5 cm en diámetro al inicio del estudio.

² Datos para 0-10 cm de profundidad del suelo (Saynes *et al.* 2005).

se incrementó de forma significativa durante la estación seca (por un factor de 2.6 en el caso de las parcelas con BM por 1.6 en el caso de aquellas con BSM y con BSTa; Tabla 3). En contraste, en los sitios con BSTe las diferencias en la producción de hojarasca entre estaciones fueron bajas y no significativas. Estos cambios en la producción de hojarasca reflejan diferencias en fenología entre bosques jóvenes y aquellos de mayor edad, relacionados con los cambios que ocurren en la composición de la vegetación durante la sucesión (Cárdenas 2004). Los bosques presentaron un patrón especular en la variación estacional de la relación N:P en la hojarasca con aquel descrito en la producción de hojarasca. La hojarasca muestreada en los BM, BSM y BSTa presentó una relación N:P similar en ambas estaciones. En cambio la relación N:P en los BSTe varió significativamente entre estaciones; la hojarasca de la

Tabla 3. Medias (\pm error estándar) de la producción de hojarasca, la masa de mantillo, su estequiometría (relación N:P) y el TMR de la materia orgánica, del N y del P en el mantillo de diferentes bosques tropicales estacionalmente secos en Sierra de Huautla (México).

	Bosques			
	Maduro (BM)	Sucesional temprano (BSTe)	Sucesional medio (BSM)	Sucesional tardío (BSTa)
Hojarasca				
<i>Estación de lluvias (Junio-Octubre)</i>				
Peso seco (Mg MS ha ⁻¹)	1,15 (0,17)B	2,68 (0,38)A	2,12 (0,18)B	1,47 (0,25)B
Relación N:P	16 (2)A	21 (3)B	23 (3)A	17 (2)A
<i>Estación seca (Noviembre-Mayo)</i>				
Peso seco (Mg MS ha ⁻¹)	3,02 (0,25)A	3,20 (0,25)A	3,50 (0,33)A	2,30 (0,35)A
Relación N:P	16 (2)A	30 (3)A	19 (2)A	18 (3)A
<i>Producción anual</i>				
Peso seco (Mg MS ha ⁻¹ a ⁻¹)	4,17 (0,48)b	5,88 (0,28)a	5,62 (0,23)a	3,77 (0,45)b
Relación N:P	17 (2)b	25 (2)a	21 (2)a	18 (2)b
Mantillo				
<i>Estación de lluvias (Junio-Octubre)</i>				
Peso seco (Mg MS ha ⁻¹)	5,32 (0,06)B	7,18 (0,23)B	6,02 (0,09)B	6,31 (0,10)A
Relación N:P	10 (2)B	14 (3)A	11 (2)B	10 (1)B
<i>Estación seca (Noviembre-Mayo)</i>				
Peso seco (Mg MS ha ⁻¹)	6,72 (0,51)A	10,15 (1,12)A	8,09 (0,88)A	7,26 (1,27)A
Relación N:P	20 (1)A	16 (2)A	15 (1)A	13 (1)A
<i>Promedio anual</i>				
Peso seco (Mg MS ha ⁻¹)	6,02 (0,45)b	8,66 (0,07)a	7,06 (0,64)ab	6,78 (0,32)b
Relación N:P	15 (3)a	15 (2)a	13 (2)a	11 (1)a
TMR materia orgánica (años)	1,4	1,5	1,3	1,8
TMR N (años)	1,3	1,5	1,7	2,2
TMR P (años)	1,3	2,0	1,6	2,2

MS, materia seca; TMR, tiempo medio de residencia.

Letras mayúsculas diferentes para un mismo parámetro indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre estaciones en un mismo tipo de bosque; mientras que letras minúsculas diferentes para un mismo parámetro indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tipos de bosque.

estación seca presentó valores de N:P mayores que aquella producida durante la estación de lluvias (la relación N:P se incrementó ~50%).

La producción anual de hojarasca fue significativamente mayor en los bosques más jóvenes (BSTe y BSM) que en los de mayor edad (BSTa y BM; Tabla 3). Esta mayor producción de hojarasca al comienzo de la sucesión secundaria es consistente con la gran producción primaria de los bosques secundarios jóvenes (Brown y Lugo 1990) y podría vincularse con una mayor tasa de mineralización del N en el suelo al comienzo de la sucesión (Saynes *et al.* 2005), proceso que explica los cambios en la magnitud de la PPN en sistemas forestales (Reich *et al.* 1997). Considerando los valores promedio anuales la relación N:P en la hojarasca varió de forma significativa entre bosques. Los bosques son particularmente ricos en N (y pobres en P) al comienzo de la sucesión, reflejando la mayor abundancia de especies leguminosas en la composición vegetal (Cárdenas 2004) y la menor disponibilidad de P en el suelo (Valdespino *et al.* 2007). En contraste, tras 60 años de sucesión (BSTa) la hojarasca presenta una relación N:P menor (rica en P) como ocurre en los BM.

Durante la estación seca se incrementó la masa acumulada en el mantillo (Tabla 3). Las diferencias entre estaciones en este almacén fueron de aproximadamente 1 Mg ha⁻¹ para las parcelas con BSTa, 1.4 Mg ha⁻¹ para las parcelas con BM, y aproximadamente 2 y ~3 Mg ha⁻¹, para aquellas con BSM y BSTe, respectivamente (aunque los cambios en la cantidad de mantillo sobre el piso de los BSTa no resultaron significativos). La magnitud de los cambios estacionales en el almacén del mantillo representa una proporción de la producción de hojarasca durante el período de secas, proporción que generalmente osciló en valores próximos a la mitad de la masa que es producida (representa 41, 46, y 59%, de la producción de hojarasca en los BSTa, BSM, y BM, respectivamente). En contraste, los datos sugieren que en los BSTe más del 90% de la producción de hojarasca durante la estación seca permanece en el mantillo y evidencian que, como ocurre con la dinámica temporal de la MO asociada a la hojarasca, la correspondiente al mantillo presenta patrones muy diferentes durante la sucesión. Por otra parte, la estequiometría N:P del mantillo difiere substancialmente de una estación a otra: El mantillo de la estación seca es bajo en P y ligeramente enriquecido en N respecto al de la estación de lluvias. Cuando se comparan las relaciones N:P del mantillo de la estación seca con aquellos de la hojarasca de la misma estación se evidencian diferencias entre los bosques maduros y los secundarios. En los BM la relación N:P del mantillo es mayor que el de la hojarasca, indicando que en términos relativos existe una mayor liberación de P que de N en el mantillo, mientras que en los bosques secundarios la situación es contraria (en el mantillo la relación N:P es menor que en la hojarasca), evidenciando una más rápida liberación de N que de P. En promedio el mantillo de los BSTe presentó un almacén de MO mayor que los BSTa y BM, pero similar relación N:P.

El tiempo medio de residencia (TMR; Waring y Running 1998) para la MO en el mantillo varía de forma significativa entre bosques, pero las diferencias no presentan un patrón claro con el estado de sucesión (Tabla 3). El mayor tiempo de residencia de la MO en el mantillo de las parcelas de BSTa podría deberse a la menor tasa de descomposición que se presenta en el piso de éstos bosques como ha sido comprobado en experimentos *in situ* realizados en los diferentes bosques aquí estudiados (Cárdenas y Campo 2007). La menor descomposición podría vincularse a una posible deficiencia de N y de P para la actividad de la biomasa microbiana, como sugiere el hecho de que el TMR de ambos nutrientes en el mantillo es mayor que el correspondiente a la MO. Es claro que estas relaciones podrían cambiar con el tiempo, dado que los bosques estudiados no han alcanzado el equilibrio.

CAMBIOS EN LA DISPONIBILIDAD DE NUTRIENTES LIMITANTES: ESTUDIOS EXPERIMENTALES

Los experimentos de adición de elementos permiten determinar la existencia de limitación por nutrientes tanto para la capacidad de fijar C, como para mineralizar la MO almacenada en el suelo. La resolución de la limitación por nutrientes puede conducir a cambios en la composición de las comunidades biológicas tanto a medio como a largo plazo. Alterar las relaciones competitivas entre especies a corto plazo permite determinar el control que existe sobre la capacidad de almacenamiento de C por parte de un ecosistema y simular las posibles trayectorias en la dinámica y almacenamiento del C en función de cambios globales en la deposición y circulación de nutrientes.

A pesar de las altas tasas de producción primaria que presentan los bosques tropicales secundarios (Brown y Lugo 1990) son pocos los experimentos que han sido realizados para explorar las respuestas de éstos bosques al cambio en la disponibilidad de nutrientes (Gehring *et al.* 1999; Campo y Vázquez-Yanes 2004; Davidson *et al.* 2004). Los resultados obtenidos en BTES de Yucatán demuestran la necesidad de esta aproximación experimental si deseamos desarrollar una comprensión adecuada de la regulación del C en paisajes tropicales donde coexiste vegetación secundaria y vegetación madura, en situaciones de estado nutricional diferente.

En 1997 se iniciaron estudios en la Península de Yucatán (21° 06' N, 89° 17' O) dirigidos a evaluar las consecuencias de la limitación por nutrientes sobre el funcionamiento y la capacidad de secuestro de C por parte de BTES. Para ello se seleccionaron un bosque maduro (BM) y uno con vegetación secundaria en estado temprano de la sucesión (10 años de edad). En cada bosque se establecieron 16 parcelas (12 x 12 m²) y se monitorearon durante 4 años: (1) el crecimiento de árboles; (2) la

Tabla 4. Medias (\pm error estándar) de las características de los diferentes bosques tropicales estacionalmente secos estudiados en Yucatán (México).

Comportamientos	Bosques	
	Maduro (BM)	Sucesional temprano (BS)
<i>Vegetación</i> ¹		
Area basal (m ² ha ⁻¹)	15 (1.3)	9.4 (0.8)
Densidad de árboles (ind. ha ⁻¹)	4015 (321)	4328 (282)
Altura de los árboles (m)	5,9 (0,6)	3,8 (0,3)
<i>Suelo</i> ²		
pH (H ₂ O)	7,5 (0,1)	7,3 (0,1)
N-NH ₄ (kg N ha ⁻¹)	22 (3,5)	25 (1,8)
N-NO ₃ (kg N ha ⁻¹)	30 (1,8)	34 (0,7)
P-HCO ₃ (kg P ha ⁻¹)	3,2 (0,2)	11 (1,2)

¹ Árboles de al menos 2,5 cm en diámetro al inicio del estudio (Campo y Vázquez-Yanes 2004).

² Datos para 0-6 cm de profundidad del suelo (Ah; Solís y Campo 2004).

producción y contenido de N y P de la hojarasca; (3) la masa y contenido de N y P del mantillo; (4) el contenido de C orgánico y N total en el suelo y su distribución en fracciones de diferente tamaño; y (5) el contenido de P (total) en el suelo.

El paisaje en la región consiste en áreas planas (de menos de 10 m s.n.m.). El clima es cálido y subhúmedo con una temperatura media de 25.8°C y una precipitación anual de 760 mm a⁻¹, con un 75% de lluvias concentrado en la estación lluviosa (Junio-Octubre). Los suelos, (*Rendolls líticos*) son superficiales y se desarrollan sobre material cárstico. En la Tabla 4 se presentan las características de los bosques y sus suelos.

Durante el primer año de la experiencia las parcelas de cada sitio se mantuvieron intactas con la finalidad de calibración; luego fueron sorteadas y fertilizadas durante los restantes tres años con N (220 kg N ha⁻¹ año⁻¹), con P (75 kg P ha⁻¹ año⁻¹), o con N+P (una combinación de ambos nutrientes en las mismas cantidades), o mantenidas como testigo (sin fertilizante; Campo y Vázquez-Yanes 2004). Durante ese período también se realizó el registro del reclutamiento y supervivencia de plántulas *in situ* (Ceccon *et al.* 2003, 2004). Durante el tercer año se estudiaron el consumo de las hojas de árboles por parte de los herbívoros (Campo y Dirzo 2003), y biomasa microbiana y las tasas de transformación del N en el suelo (Solís y Campo 2004). La descripción detallada de los procedimientos experimentales se describe en Campo y Vázquez-Yanes (2004).

Tabla 5. Medias (\pm error estándar) del crecimiento de árboles, consumo foliar por herbívoros, producción de hojarasca, masa de mantillo su estequiometría (relación N:P), TMR de la materia orgánica, del N y del P en el mantillo y contenido de C y N y la relación C:N del suelo de un bosque tropical estacionalmente seco en estado maduro luego de tres años de fertilización repetida en Yucatán (México).

Parámetros	Tratamientos			
	Testigo	+N	+P	+NP
Crecimiento en área basal (cm ² ind ⁻¹ a ⁻¹)	1,9 (0,3)b	2,6 (0,3)b	4,7 (0,6)a	4,1 (0,2)a
Consumo secundario (% del área foliar)	2,5 (0,3)b	nd	2,8 (0,2)b	4,3 (0,3)a
Relación N:P foliar	14 (1,3)a	nd	11 (0,7)b	11 (1,3)b
Producción de hojarasca (Mg ha ⁻¹ a ⁻¹)	7,9 (0,3)b	8,4 (0,5)b	8,4 (0,6)b	10,0 (0,3)a
Relación N:P hojarasca	15 (2)a	18 (2)a	14 (2)a	13 (1)b
Masa de mantillo (Mg MS ha ⁻¹)	11,7 (1,2)a	12,2 (1,1)a	10,0 (0,4)a	13,4 (1,1)a
Relación N:P mantillo	37 (4)a	39 (2)a	43 (4)a	40 (3)a
TMR materia orgánica (años)	1,5	1,4	1,2	1,3
TMR N (años)	1,8	1,8	1,5	1,7
TMR P (años)	0,8	0,9	0,5	0,7
C orgánico del suelo (Mg ha ⁻¹)	43,7 (3,8)b	56,5 (5,8)b	102,1 (11)a	59,6 (5,3)b
N total (Mg N ha ⁻¹)	3,8 (0,6)b	5,8 (1,1)ab	7,1 (0,8)a	5,6 (1,1)ab
C:N suelo	11 (1)ab	10 (2)b	14 (2)a	11 (2)ab

MS, materia seca; TMR, tiempo medio de residencia; nd, sin datos.

Letras diferentes para un mismo parámetro indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos.

Después de los tres años de fertilización, la adición de P (sólo o combinado con N) duplicó el crecimiento de los árboles respecto a las parcelas testigo (Tabla 5). Los cambios en la producción de hojarasca fueron, en términos relativos, menores (la producción aumentó ~25% respecto al testigo) al incremento en leño, pero significativos cuando se agregó NP. Este incremento en producción de hojarasca ocurrió a pesar del mayor consumo de hojas por herbívoros que ocurrió cuando se suministraron ambos nutrientes. La liberación de la limitación por P redujo significativamente los valores de la estequiometría N:P tanto en hojas, como en hojarasca. Contrariamente a lo esperado; la mayor producción de hojarasca no produjo un incremento en la masa de mantillo como consecuencia el TMR de la MO del mantillo se redujo en aquellas parcelas que recibieron P. La reducción del TMR de la MO del mantillo podría deberse a un incremento

en su mineralización y/o una mayor integración de la misma al suelo. También el renuevo del N y del P en el mantillo se aceleró en aquellas parcelas que recibieron P. La adición de P sólo incrementó el C almacenado en el suelo en magnitudes que superan el aumento observado en la producción de hojarasca. Estos resultados sugieren un incremento en la integración de MO al suelo que podría proceder de un mayor renuevo en la biomasa de raíces finas en respuesta al aumento en la disponibilidad de nutrientes (Aber *et al.* 1985; Giardina *et al.* 2004) y una baja mineralización de la MOS debido al incremento significativo en su relación C:N. Estudios complementarios han permitido comprobar que la fertilización con P incrementa la tasa de mineralización del N en estos suelos (Solís y Campo 2004), lo cual explica la reducción en la calidad de la MO sugerida por su mayor relación C:N en suelos de parcelas fertilizadas.

En el BS la PPN está co-limitada por N y P (Tabla 6). Los mayores incrementos en producción primaria se observaron en respuesta a la adición de P más que a la adición de N. Como ocurrió en el BM las respuestas de las plantas a la liberación de los limitantes nutricionales fueron mayores en términos relativos al testigo en tejidos de larga duración (leño) que en aquellos que presentan un renuevo rápido (hojas). Esta diferencia en la asignación del C ganado entre leño y hojas, en respuesta a la fertilización, podría ser consecuencia del gran incremento que se registra en el consumo de la PPN aérea con alta calidad nutricional, como son las hojas (la herbivoría en parcelas fertilizadas se incrementó entre 2 y más de 3 veces respecto al testigo; Tabla 6). El aumento en el consumo de hojas por herbívoros ha sido vinculado con un aumento significativo en el contenido de P foliar (Campo y Dirzo 2003), lo cual redujo la relación N:P en las hojas. Como ocurrió en el BM en el BS tampoco se presentaron cambios en la masa de mantillo acumulado en el mantillo en respuesta a la adición de nutrientes, pero sí en el TMR tanto de la MO, como de los nutrientes N y P. En cambio se observó una respuesta a la fertilización muy diferente a la presentada en el BM en el contenido de C del suelo. En el bosque secundario la adición de P redujo de forma significativa el C almacenado en el suelo, sugiriendo que el incremento en la disponibilidad de éste nutriente en el suelo (Solís y Campo 2004) estimuló la mineralización de la MO del suelo (claramente un resultado consistente con la limitación de la actividad microbiana por el nutriente). Las diferencias que se presentaron entre ambos bosques en el C almacenado en el suelo, luego de la adición de nutrientes, podrían vincularse con diferencias en la estabilización de la MO del suelo por parte de carbonatos y por Ca (Shang y Tiessen 2003; Gamboa *et al.* 2007) y/o la estimulación de su mineralización en respuesta a la existencia de una mayor integración de fuentes frescas de C, como ha sido señalado por Fontaine *et al.* (2004). Esta última posibilidad exige el desarrollo de nuevos estudios dirigidos a determinar la posible limi-

Tabla 6. Medias (\pm error estándar) del crecimiento de árboles, de la producción de hojarasca, masa de mantillo y su estequiometría (relación N:P), y del contenido de C y N, y relación C:N del suelo de un bosque tropical estacionalmente seco en estado temprano de la sucesión luego de tres años de fertilización repetida en Yucatán (México).

Parámetros	Tratamientos			
	Testigo	+N	+P	+NP
Crecimiento en área basal (cm ² ind ⁻¹ a ⁻¹)	2,3 (0,5)c	3,8 (0,3)b	5,7 (0,7)a	4,7 (0,5)ab
Consumo secundario (% del área foliar)	1,7 (0,1)c	4,0 (0,2)b	3,7 (0,2)b	5,9 (0,4)a
Relación N:P foliar	33 (3,0)a	21 (1,9)bc	23 (2,1)b	17 (1,9)c
Producción de hojarasca (Mg ha ⁻¹ a ⁻¹)	8,1 (0,2)b	8,9 (0,5)b	8,9 (0,5)b	10,5 (0,5)a
Relación N:P	29 (3)a	20 (3)b	20 (2)b	19 (4)b
Masa de mantillo (Mg MS ha ⁻¹)	12,1 (1,5)a	12,1 (0,6)a	13 (1,3)a	11,5 (0,7)a
Relación N:P	29 (3)a	22 (3)b	18 (2)b	22 (3)a
TMR materia orgánica (años)	1,5	1,4	1,5	1,1
TMR N (años)	1,7	1,5	1,4	1,3
TMR P (años)	1,8	1,4	1,5	1,1
C orgánico del suelo (Mg C ha ⁻¹)	103,6 (5,3)a	111,5 (15,8)ab	87,5 (6,1)b	100,2 (8,7)ab
N total (Mg N ha ⁻¹)	5,9 (0,7)a	6,2 (0,9)a	5,7 (1,0)a	5,8 (1,3)a
C:N suelo	18 (2)a	18 (3)a	15 (2)a	17 (2)a

MS, materia seca; TMR, tiempo medio de residencia.

Letras diferentes para un mismo parámetro indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos.

tación de la mineralización de la MO por falta de fuentes lábiles de C, estudios que se están desarrollando (Häeffe en prep.).

La relación N:P de las hojas de los árboles varió significativamente entre bosques (Tablas 5 y 6). Las hojas de los árboles en el BS (sitio con menor fertilidad) son relativamente ricas en N (pobres en P), a pesar del hecho de que el N co-limita con el P la PPN en el bosque y reflejan la menor disponibilidad de P en el suelo al comienzo de la sucesión secundaria (Tabla 4). La estequiometría N:P de la hojarasca producida en cada bosque es consistente con aquella en las hojas. También las muestras de mantillo del BS presentan una relación N:P similar a la de hojas y la de la hojarasca. En contraste, en el BM la estequiometría N:P del mantillo difiere significativamente de la correspondiente a la hojarasca; el mantillo es rico

en N y está empobrecido en P, reflejando la más rápida liberación de P que aquella de N durante la descomposición (Tabla 5). Este extraordinario contraste en la estequiometría entre ambos bosques sugiere que en el BM existe una mayor flexibilidad para la circulación del P respecto a la circulación del N. En el sitio más infértil (BS) la circulación de ambos nutrientes es lenta y sus TMR en el mantillo son mayores al correspondiente a la MO. Este último resultado sugiere que en el bosque joven predomina la inmovilización de N y de P por parte de la biomasa microbiana durante la descomposición de los residuos acumulados en el mantillo. Esta hipótesis se pudo corroborar por la evidencia que únicamente la adición conjunta de N y P reduce el TMR de ambos nutrientes en el mantillo (así como el de la MO; Tabla 6).

PERSPECTIVAS

La fisiología de las plantas y del funcionamiento de ecosistemas están limitados por varios recursos a la vez (Field *et al.* 1992). Bajo esta perspectiva el análisis biogeoquímico mediante el enfoque de la estequiometría permite identificar las posibles limitaciones nutricionales para las plantas (Koerselman y Mueleman 1996). La aplicación del análisis estequiométrico a los ingresos de nutrientes en un BTES ha permitido identificar una mayor economía de P respecto a aquella correspondiente a otros elementos de origen geoquímico. Los estudios de balances de elementos son consistentes con éste resultado e indican que cada año se acumula un promedio de 0.1 kg P ha⁻¹ en el ecosistema (esto es, suelo más plantas; Campo *et al.* 2001a).

La perspectiva estequiométrica ha permitido identificar la mayor flexibilidad en la circulación de P respecto a la circulación de N en BTES maduros. En cambio, esta flexibilidad parece no ocurrir cuando ambos nutrientes son limitantes de la producción primaria como sugieren los resultados observados en bosque jóvenes de la región. Claramente este es un aspecto que exige más investigación para dilucidar esta interacción entre ambos nutrientes y su posible repercusión en la capacidad de almacenamiento de C por parte del ecosistema, principalmente al comienzo de la sucesión.

Los estudios de cronosecuencias demuestran la sensibilidad en el funcionamiento de los BTES a los cambios en la disponibilidad de agua que ocurren como consecuencia de la estacionalidad de lluvias. Los patrones de acumulación y liberación de C y nutrientes en el mantillo varían de forma clara en respuesta a la estación de lluvias. Estas diferencias son consecuencias de la fenología de los bosques, así como de la actividad microbiana en respuesta a la distribución de lluvias, la cual regula los patrones de inmovilización y mineralización de nutrientes (Singh *et al.*

1989; Campo *et al.* 1998) y de C soluble (Montaño *et al.* 2007). Considerando que, de forma general, los cambios de clima pronosticados tendrían un impacto significativo sobre la biogeoquímica de los BT (Cox *et al.* 2000; Clark *et al.* 2003) esta variación temporal en la dinámica de elementos y sus interacciones en los BTES debe ser considerada en la generación de modelos sobre la respuestas de los bosques tropicales ante los escenarios pronosticados de cambio global.

Los estudios comparativos y experimentales han permitido identificar los elementos que regulan la tasa de PPN y la acumulación de C en los BTES estudiados. El tratamiento de P que se utilizó en Yucatán es de aproximadamente 10 veces la tasa de retorno de P al suelo asociada a la producción de hojarasca en ambos sitios y el de N aproximadamente 1.5 veces la tasa de retorno del nutriente que ocurre por la misma vía (Campo *et al.* 2007). En el sitio moderadamente infértil (BM) el almacenamiento de C en leño aumenta aproximadamente dos veces en respuesta a la liberación de la limitante por P. En el sitio nutricionalmente más pobre (BS) el incremento fue 65% en respuesta al N, y entre 2 y 2.5 veces a la aplicación de P. Ello provee una primera evidencia de un incremento en el secuestro de C en leño a escala de parcela como respuesta al manejo de elementos limitantes. La producción de hojarasca en ambos bosques se incrementa sólo en, aproximadamente, un 20% luego de la fertilización con NP; probablemente la respuesta sea mayor en términos relativos de asignación de C a la producción foliar, considerando las evidencias de un mayor consumo de hojas en aquellas parcelas que recibieron fertilización. La reducción del tiempo de residencia de la MO del mantillo sugiere un incremento en la tasa de descomposición en respuesta a la fertilización y que parte del C ganado podría haberse perdido por un incremento en las pérdidas de CO₂ a la atmósfera (Cleveland y Townsend 2006). La hojarasca generalmente contribuye con una pequeña fracción de su C al contenido de C en el suelo (aproximadamente 0.7% del detritus se humifica; Schlesinger 1990). En cambio el experimento ha permitido identificar un incremento en el C almacenado en el suelo (mayor al depositado por producción de hojarasca), sugiriendo la integración de C subterráneo procedente de raíces. Esta posible respuesta de las plantas en términos de asignación de C subterráneo es consistente con los reportes de efectos de la adición de nutrientes en sistemas forestales (Fisher y Binkley 2000) y con la rápida integración de las raíces finas al almacén de C de la MOS (Matamala *et al.* 2003; Luo *et al.* 2004). Resulta dudoso que los propietarios ejidales puedan adoptar la fertilización como una práctica de manejo, considerando principalmente los altos costos de los fertilizantes, pero la potencialidad de los BTES secundarios para capturar C podría tener interés para los productores locales si se implementara un programa de estímulos (p. e., mediante el pago de bonos de C) ya sea mediante financiamiento nacional o internacional.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aber J.D., J.M. Melillo, K.J. Nadelhoffer, C.A. McClaugherty y J. Pastor. 1985. Fine root turnover in forest ecosystems in relation to quantity and form of nitrogen availability: A comparison of two methods. *Oecologia*, 66: 317-321.
- Aerts R. y F.S. Chapin III. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: A re-evaluation of processes and patterns. *Adv. Ecol. Res.*, 30: 1-67.
- Brown S. y A.E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *J. Trop. Ecol.*, 6: 1-32.
- Campo J., V.J. Jaramillo y J.M. Maass. 1998. Pulses of soil phosphorus availability in a tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia*, 115: 167-172.
- Campo J., J.M. Maass, V.J. Jaramillo y A. Martínez-Yrizar. 2000. Calcium, potassium, and magnesium cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry*, 49: 21-36.
- Campo J., J. Maass, V.J. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar y J. Sarukhán. 2001a. Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry*, 53: 161-179.
- Campo J., M. Maass, y L. de Pablo. 2001b. Mineral weathering in a tropical dry forest of Mexico. *Agrociencia*, 35: 245-254.
- Campo J. y R. Dirzo. 2003. Leaf quality and herbivory responses to soil nutrient addition in secondary tropical dry forests of Yucatan, Mexico. *J. Trop. Ecol.*, 19: 525-530.
- Campo J. y C. Vázquez-Yanes. 2004. Effects of nutrient limitation on above-ground carbon dynamics during tropical dry forest regeneration in Yucatan, Mexico. *Ecosystems*, 7: 311-319.
- Campo J., E. Solís y M.G. Valencia. 2007. Litter N and P dynamics in two secondary tropical dry forests after relaxation of nutrient availability constraints. *Forest Ecol. Manage.* (en prensa)
- Cárdenas I. 2004. *Contenido de N y P en Hojas de Lysiloma divaricata y sus Efectos en la Descomposición*. Tesis de Grado, UNAM, México. 61 pp.
- Cárdenas I. y J. Campo. 2007. Foliar N and P resorption and decomposition in the nitrogen fixing tree *Lysiloma microphyllum* in primary and secondary seasonally tropical dry forests in Mexico. *J. Trop. Ecol.*, 23: 107-113.
- Cebrián J. 1999. Patterns in the fate of production in plant communities. *Am. Nat.*, 154: 449-468.
- Ceccon E., P. Huante y J. Campo. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedling of dominant tree species in two abandoned tropical dry forests in Yucatan, Mexico. *Forest Ecol. Manage.*, 182: 387-402.
- Ceccon E., S. Sánchez y J. Campo. 2004. Tree seedling dynamics in two tropical abandoned dry forest of differing successional status in Yucatan, Mexico: a field experiment with N and P fertilization. *Plant Ecol.*, 170: 277-285.

- Cervantes L., J.M. Maass y R. Domínguez. 1988. Relación lluvia-escurrrrimiento en un sistema de pequeñas cuencas de selva baja caducifolia. *Ing. Hidrául.*, 3: 30-42.
- Chadwick O.A., L.A. Derry, P.M. Vitousek, B.J. Huebert y L.O. Hedin. 1999. Changing sources of nutrients during four million years of ecosystem development. *Nature*, 397: 491-497.
- Chapin III F.S., P.A. Matson y H.A. Mooney. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, New York, 436 pp.
- Clark D.A. 2004. Sources or sinks? The responses of tropical forests to current and future climate and atmospheric composition. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.*, 359: 477-491.
- Clark D.A., S.C. Piper, C.D. Keeling y D.B. Clark. 2003. Tropical rain forest tree growth and atmospheric carbon dynamics linked to interannual temperature variation during 1984-2000. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 100: 5852-5857.
- Cleveland C.C. y A.R. Townsend. 2006. Nutrient additions to a tropical rain forest drive substantial soil carbon dioxide losses to the atmosphere. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 103: 10316-10321.
- Cox P.M., R.A. Betts, J.D. Jones, S.A. Spall y I.J. Totterdell. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, 408: 184-187.
- Davidson E.A., C.J.R. de Carvalho, I.C.G. Vieira, R.O. Figueiredo, P. Moutinho, F.Y. Ishida, P. dos Santos, J.B. Guerrero, K. Kalif y R.T. Sabá. 2004. Nitrogen and phosphorus limitation of biomass growth in a tropical secondary forest. *Ecol. Appl.*, 14: S150-S163
- Field C.B., F.S. Chapin III, P.A. Matson y H.A. Mooney. 1992. Responses of terrestrial ecosystems to the changing atmosphere: A resource-based approach. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 23: 201-235.
- Fisher R.F. y D. Binkley. 2000. *Ecology and Management of Forest Soils*. J. Wiley, New York. 489 pp.
- Feeley K.J., S.J. Wright, M.N. Nur Supardi, A.R. Kassim y S.J. Davies. 2007. Decelerating growth in tropical forest trees. *Ecol. Lett.*, 10: 461-469.
- Fontaine S., G. Bardoux, L. Abbadie y A. Mariotti. 2004. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecol. Lett.*, 7: 314-320.
- Gamboa A.M., C. Hidalgo-Moreno, F. de León, J. D. Etchevers, J.F. Gallardo y J. Campo. 2007. Nutrient addition differentially affects soil carbon sequestration in secondary tropical dry forests: Early- vs. late-succession stages. *Restoration Ecol. (en revisión)*.
- García-Oliva F., E. Ezcurra y L. Galicia. 1991. Pattern of rainfall distribution in the Central Pacific coast of Mexico. *Geogr. Ann.*, 73: 179-186.
- Gehring C., M. Denich, M. Kanashiro y P.L.G. Vlek. 1999. Response of secondary vegetation in Eastern Amazonian to relaxed nutrient availability constraints. *Biogeochemistry*, 45: 223-241.

- Giardina C.P., D. Binkley, M.G. Ryan, J.H. Fownes y R.S. Senock. 2004. Below-ground carbon cycling in a humid tropical forest decreases with fertilization. *Oecologia*, 139: 545-550.
- Häeffe, S. (en preparación). *Soil Microbial CO₂ Production in Incubated Soil Samples: Comparison of three Different Seasonally Dry Tropical Landscapes in Yucatan, Mexico*. Tesis en Geoecología, Universidad de Bayreuth, Alemania.
- Jaramillo V.J. y R.L. Sanford Jr. 1995. Nutrient cycling in tropical deciduous forests. En: S.H. Bullock, H.A. Mooney y E. Medina (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge. 346-361 pp.
- Koerselman W. y A.F.M. Mueleman. 1996. The vegetation N:P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. Appl. Ecol.*, 33: 1441-1450.
- Lambin E.F., H.J. Geist y E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 28: 205-241.
- Lewis S.L. 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.*, 361, 439-450.
- López-Guerrero A. 1992. *Escorrentía en Pequeñas Cuencas Hidrológicas con Selva Baja Caducifolia en Chamela, Jalisco*. Tesis de Licenciatura, UNAM, México.
- Lott E.J., S.H. Bullock y J.A. Solís-Magallanes. 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forests of coastal Jalisco. *Biotropica*, 19: 228-235.
- Luo Y., L. White y D. Hui. 2004. Comment on "Impacts of fine root turnover on forest NPP and soil C sequestration potential". *Science*, 304: 1745.
- Martínez-Yrizar A. 1995. Biomass distribution and primary productivity of tropical dry forests. En : S.H. Bullock, H.A. Mooney y E. Medina (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, 326-345 pp.
- Matamala R., M.A. González-Meler, J.D. Jastrow, R.J. Norby y W.H. Schlesinger. 2003. Impacts of fine root turnover on forest NPP and soil C sequestration potential. *Science*, 302: 1385-1387.
- McGill W.B. y C.V. Cole. 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma*, 26: 267-286.
- Montaño N.M., F. García-Oliva y V.J. Jaramillo. 2007. Dissolved organic carbon affects soil microbial activity and nitrogen dynamics in a Mexican tropical deciduous forest. *Plant Soil* (en prensa).
- Newman E.I. 1995. Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. *J. Ecol.*, 83: 713-726.
- Oren R., D.S. Ellsworth, K.H. Johnsen, N. Phillips, B.E. Ewers, C. Maier, K.V.R. Schäfer, H. McCarthy, G. Hendrey, S.G. McNulty y G.G. Katul. 2001. Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere. *Nature*, 411: 469-472.
- Porder S., P.M. Vitousek, O.A. Chadwick, C.P. Chamberlain y G.E. Hilley. 2007. Uplift, erosion, and phosphorus limitation in terrestrial ecosystems. *Ecosystems*, 10: 159-171.

- Rastetter E.B., R.B. McKane, G.R. Shaver y J.M. Melillo. 1992. Changes in C storage by terrestrial ecosystems: how C-N interactions restrict responses to CO₂ and temperature. *Water Air Soil Poll.*, 64: 327-344.
- Read L. y D. Lawrence. 2003. Litter nutrient dynamics during succession in dry tropical forests of the Yucatan: regional and seasonal effects. *Ecosystems*, 6: 747-761.
- Reich P.B., D.F. Grigal, J.D. Aber y S.T. Gower. 1997. Nitrogen mineralization and productivity in 50 hardwood and conifer stands on diverse soils. *Ecology*, 78: 335-347.
- Reynolds R.C. y N.M. Johnson. 1972. Chemical weathering in the temperate glacial environment of the northern Cascade Mountains. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 36: 537-554.
- Sabine C.L., M. Heimann, P. Artaxo, D.C.E. Bakker, C.T.A. Chen, C.B. Field, N. Gruber, C. Le Quéré, R.G. Prinn, J.E. Richey, P.R. Lankao, J.A. Sathaye y R. Valentini. 2004. Current status and past trends of the global carbon cycle. En: C.P. Field y M.R. Raupach (eds.). *The Global Carbon Cycle: Integrating Humans, Climate, and the Natural World*. Island Press, Washington, 17-44 pp.
- Sarukhán J. y J.M. Maass. 1990. Bases ecológicas para un manejo sostenido de los ecosistemas: El sistema de cuencas hidrológicas. En: E. Leff (ed.). *Medio Ambiente y Desarrollo en México*. UNAM-Porrúa, México. 81-114 pp.
- Saynes V., C. Hidalgo, J.D. Etchevers y J.E. Campo. 2005. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Appl. Soil Ecol.*, 29: 282-289.
- Schlesinger W. H. 1990. Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*, 348: 232. 234.
- Shang C. y H. Tiessen. 2003. Soil organic C sequestration and stabilization in karstic soils of Yucatan. *Biogeochemistry*, 62: 177-196.
- Singh J.S., A.S. Raghubanshi, R.S. Singh y S.C. Srivastava. 1989. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. *Nature*, 338: 499-500.
- Solís E. y J. Campo. 2004. Soil N and P dynamics in two secondary tropical dry forests after fertilization. *Forest Ecol. Manage.*, 195: 409-418.
- Sterner R.W. y J.J. Elser. 2002. *Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere*. Princeton University Press, Princeton. 439 pp.
- Telles E.C.C., P.B. de Camargo, L.A. Martinelli, S.E. Trumbore, E.S. da Costa, J. Santos, N. Higushi y R.C. Oliveira Jr. 2003. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical soils of Amazonia. *Global Biogeochem. Cycles*, 17: 1040.
- Tinker P.B. y P.H. Nye. 2000. *Solute Movement in the Rhizosphere*. Oxford University Press, New York. 444 pp.

- Torn M.S., S.E. Trumbore, O.A. Chadwick, P.M. Vitousek y D.M. Hendricks. 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature*, 389: 170-173.
- Trejo I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forests: A national and local analysis. *Biol. Conserv.*, 94: 133-142.
- Valdespino P., R. Romualdo, L. Cadenazzi y J. Campo. 2007. Phosphorus cycling in primary and secondary seasonally dry tropical forests in México. (en revisión, pendiente de aceptación).
- Vitousek P.M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65: 285-298.
- Vrede T., D. Dobberfuhl, S.A.L.M. Kooijman y J.J. Elser. 2004. Fundamental connections among organism C:N:P stoichiometry, macromolecular composition, and growth. *Ecology*, 85: 1217-1229.
- Waring R.H. y S.W. Running. 1998. *Forest Ecosystems: Analysis at Multiple Scales*. Academic Press, San Diego. 370 pp.

ESTIMATIVAS DE SEQÜESTRO DE CARBONO EM SOLOS DO BRASIL: PASTAGEM BEM MANEJADA, CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR SEM QUEIMA E SISTEMA PLANTIO DIRETO

Carlos E. P. Cerri¹, Brigitte J. Feigl², Martial Bernoux³, Carlos C. Cerri²

¹ Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo. Avenida Pádua Dias, 11. Piracicaba, 13418-900 (SP, Brasil). E-mail: <cepcerri@esalq.usp.br>.

² Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Av. Centenario 303, Piracicaba, 13400-970, (Brazil).

³ Institut de Recherche pour le Développement, BP 64501, Montpellier, 34394 (Francia).

Resumen: La deforestación del bosque nativo en Brasil y la conversión final de estas áreas en pastos y agricultura representan el más importante cambio en el uso de los suelos. Por manejo inadecuado algunas de estas tierras se encuentran en estado de degradación. Por otro lado, los sistemas de pastos mejorados y bien manejados, cultivo de caña de azúcar sin quema y sistema de siembra directa representan importantes alternativas de acumulación de carbono en el suelo y, por tanto, auxilian la atenuación de los efectos adversos del cambio climático. Este artículo presenta y discute de forma sucinta algunos resultados de tres estudios de casos de buenas prácticas de manejo agronómico en Brasil. Las mitigaciones de los sectores agrícola y industrial en el cultivo de caña de azúcar con adopción de recogida mecánica de la cosecha contribuye a la retirada de cerca de $19,5 \times 10^6$ Mg C año⁻¹ de la atmósfera terrestre.

Palabras clave: Pastizales bien manejados, Caña de azúcar sin quema, Siembra directa.

Soil carbon sequestration in Brazil: well managed pasture, no-burning sugarcane, and no-tillage system

Abstract: Deforestation of native vegetation in Brazil and the final conversion to pasture and agricultural areas represent important land use change. Due to inadequate management some of those areas are in one stage of degradation. On the other hand, well-managed pastures, sugarcane cultivation with no-burning harvest system and no-tillage are important alternatives to soil carbon accumulation, and therefore, can attenuate the adverse effects of climate change. The present paper presents and discusses some of the results of three case studies of best management practices in

Brazil. For instance, mitigations from the agricultural and industrial sectors for the sugarcane under mechanized harvest system contributes with about 19,5 Tg C year⁻¹ that are removed from the atmosphere.

Key words: Well managed pasture, Sugarcane with no-burning harvest system, No-tillage.

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Tem sido crescente a preocupação mundial em relação as mudanças do clima no planeta, decorrentes, principalmente, das emissões de dióxido de carbono (CO₂) e outros gases de efeito estufa (GEE), tais como o metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O). Estes gases são responsáveis pela manutenção da temperatura média de 16-18°C na terra, promovendo o chamado “efeito estufa”, essencial para a existência da vida no planeta (Hansen *et al.* 2005).

Estudos revelam que, nos últimos 200 anos, a concentração desses gases na atmosfera, principalmente de CO₂, tem aumentado sendo este aumento mais significativo nas últimas décadas (Foley *et al.* 2005). Uma das principais conseqüências deste aumento na concentração dos gases da atmosfera é o que podemos chamar “aumento do efeito estufa” ou “efeito estufa antrópico”; eleva-se a quantidade dos raios infra-vermelhos refletidos para a terra, promovendo um desequilíbrio energético (Kerr 2005).

Globalmente, a queima de combustíveis fósseis e a produção de cimento constituem as maiores fontes, responsáveis por 66% dos GEE lançados na atmosfera. A agricultura (20%) e a mudança do uso da terra (14%) completam o total das emissões antrópicas (IPCC 2001). A quantificação da contribuição dos GEE emitidos pela queima de combustíveis fósseis é mais exata e com menor incerteza visto que se conhecem bem as quantidades de petróleo, carvão e gás natural extraídas e consumidas anualmente no mundo. Quanto à agricultura e às mudanças no uso da terra as estimativas de emissões de GEE são mais difíceis de serem obtidas, uma vez que as fontes são difusas e os sistemas são muito mais complexos (Hansen *et al.*, 2005). Por tais motivos, faz-se necessário conhecer melhor as emissões oriundas dessas duas fontes para diminuir as incertezas e assim colaborar para um diagnóstico mais preciso sobre os balanços globais e dar subsídios concretos para tomadas de decisões mitigadoras (Lal 2004).

No Brasil, a proporção entre as contribuições dos GEE provenientes da queima de combustíveis fósseis, agricultura e mudanças do uso da terra apresentam padrões diferentes daqueles observados globalmente. Aqui, a contribuição da queima de combustíveis fósseis é a menos importante (Comunicação Nacional 2004), enquanto que a mudança de uso da terra e a agricultura são responsáveis por mais de dois terços das emissões.

Quando são contabilizadas as emissões de gases provenientes do processo de desmatamento (Fearnside 2000) o Brasil passa da 17ª para a 5ª posição na relação dos países que mais emitem.

As conseqüências adversas do aquecimento global, que se manifestam como mudanças climáticas, estão atualmente entre as principais preocupações ambientais da atualidade enfrentadas pela população da Terra (Kerr 2005). Tal preocupação refletiu-se na criação do Comitê Intergovernamental de Negociação da Convenção-Quadro sobre Mudança do Clima (*INC/UNFCCC*). Esse Comitê elaborou no início dos anos 90 um documento que determinava as diretrizes da Convenção Quando sobre Mudança do Clima, sendo assinado em Maio de 1992 pelas Nações Unidas e aberta para assinaturas dos países em Junho de 1992 na Cúpula sobre Meio Ambiente no Rio de Janeiro. Esta convenção foi assinada por 175 países até 1999, em que os governos associados concluíram que ela poderia ser a propulsora de ações mais enfáticas a longo prazo nas questões de cunho ambiental (*IPCC 2007*).

O solo se constitui em um compartimento chave no processo de emissão e seqüestro de C (Six *et al.* 2004; Knorr *et al.* 2005). Segundo dados do último relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (*IPCC 2007*) globalmente há duas a três vezes mais C nos solos em relação ao estocado na vegetação e cerca do dobro em comparação com a atmosfera. Portanto, manejos inadequados podem mineralizar a matéria orgânica do solo (MOS), e transferir grandes quantidades de gases do efeito estufa para a atmosfera (Polwson 2005).

Nesse contexto é importante salientar a diferença entre aumento do estoque de C e seqüestro de C no solo. O primeiro está mais restrito a diferença de estoques de C entre dois manejos ou sistemas agrícolas. O segundo, mais amplo, envolve a diferença de estoques, mas também as variações nas emissões de CH_4 e N_2O , uma vez que o computo do CO_2 está embutido na diferença dos estoques de C do solo.

As diferenças entre estoques no solo e fluxo de gases, ou seja, o seqüestro de C, são normalmente expressas na unidade “equivalente em Carbono”, onde leva-se em consideração o potencial de aquecimento global dos gases envolvidos.

O CASO DA CONVERSÃO DE FLORESTA EM PASTAGEM NA AMAZÔNIA

Do total da área desmatada na Amazônia legal brasileira, aproximadamente 45% foram convertidas em pastagens (Fearnside 1997). A derrubada e queima da floresta para introdução de pastagens provoca a ruptura do estado de equilíbrio original. Os impactos globais mais importantes estão relacionados com a emissão de gases causadores do efeito estufa por

ocasião da queima da biomassa, sobretudo CO₂, perdas da biodiversidade e efeitos da fumaça (Six *et al.* 2004; Foley *et al.* 2005). Contudo, as modificações recaem, principalmente, sobre um dos componentes do sistema, o solo, em função da nova cobertura vegetal e da presença do animal pastando (Lal 2004).

Sustentada por solos geralmente de baixa fertilidade natural (Demattê e Demattê 1993; Rodrigues 1996), a floresta tropical na Amazônia retém a maior parte dos nutrientes do ecossistema na sua biomassa. Com a queima da vegetação nativa uma grande parte destes nutrientes (55-70%) é adicionada ao solo via cinzas (Graça *et al.* 1999; Dias-Filho *et al.* 2001). Em geral, ocorre aumentos no pH, na concentração de cátions básicos (Ca, Mg, K) e redução da acidez trocável (Moraes *et al.* 1996), o que possibilita o bom desenvolvimento das pastagens nos primeiros anos de implantação. No entanto, a manutenção da fertilidade do solo ao longo do tempo dependerá do manejo e da ciclagem de nutrientes, além das variações quali-quantitativas em função da nova cobertura vegetal e da presença do animal pastando (Dias-Filho *et al.* 2001).

Os resultados de pesquisas sobre a conversão de floresta úmida em pastagens bem manejadas, têm via de regra, demonstrado um aumento dos estoques de C nos solos em função do tempo de implantação das gramíneas. Valores na ordem de 0,4 a 0,6 kg C m⁻² ano⁻¹ têm sido relatados para a camada 0-30 cm de profundidade do solo em pastagens bem manejadas (Moraes *et al.* 1996; Neill *et al.* 1997; Bernoux *et al.* 1998; Cerri *et al.* 1999; Cerri *et al.* 2006).

Todavia, poucas informações existem com relação as variações dos estoques de C quando as pastagens são mal manejadas (ver revisões de Neill e Davidson 2000 e Asner *et al.* 2004 sobre pastagens mal manejadas na Amazônia). Outro fator importante refere-se as incertezas nas estimativas das proporções entre as áreas de pastagem bem e mal manejadas. Tal aspecto é determinante para as estimativas dos ganhos ou perdas de C nos solos sob pastagem em nível nacional.

Apesar do provável aumento no estoque de C no solo sob pastagem em relação aos solos de floresta, essa conversão não é positiva em relação aos GEE. Na ordem de 10 a 15 kg C m⁻², principalmente oriundos dos troncos das árvores, são emitidos para a atmosfera (Fig. 1) no momento da conversão da floresta e nos primeiros anos da instalação das pastagens, apesar do incremento do estoque de C do solo (Feigl *et al.* 1995; Cerri *et al.* 1999). Essas transformações são ainda mais críticas quando computam-se as perdas da biodiversidade e armazenamento de água no solo. Por essas e outras razões deve-se investir na recuperação das pastagens abandonadas ou de baixa produtividade, para que parte do C-CO₂ emitido volte a se fixar ao sistema solo via fotossíntese. Além disso, a recuperação de pastagens abandonadas pode atuar na diminuição das taxas de desmatamento atual.

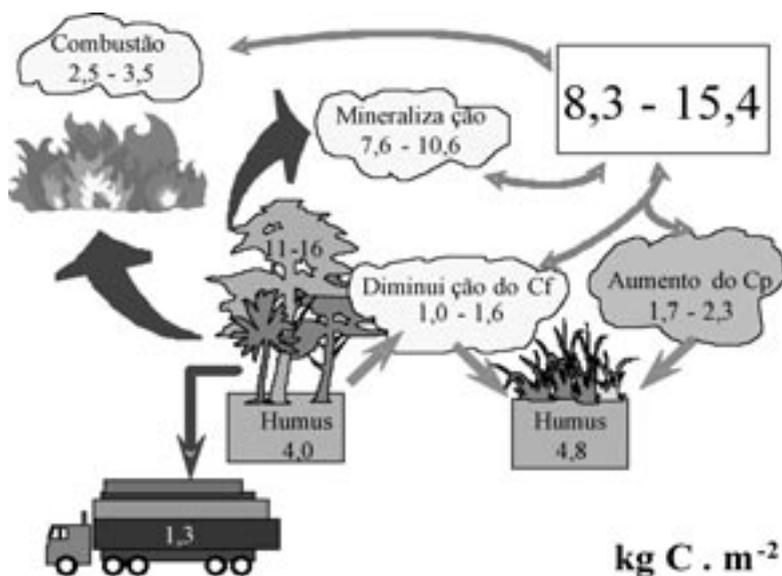


Figura 1. Balanço de carbono, expresso em kg C m^{-2} , na conversão de floresta e utilização do solo por 20 anos com pastagem na Amazônia. As siglas “Cf” e “Cp” referem-se, respectivamente, ao C remanescente da floresta e ao C introduzido pela pastagem. Adapto de Cerri *et al.* (1999).

O processo de formação de pastagens na região Amazônica normalmente envolve a derrubada e queima da biomassa da floresta (Feigl *et al.* 1995; Piccolo *et al.* 1996). Conforme mostrado na Figura 1, com a queima grandes quantidades de CO_2 são emitidas para a atmosfera e nutrientes são incorporados ao solo via cinzas (Graça *et al.* 1999) aumentando a fertilidade do solo. Como resultado, as pastagens encontram-se produtivas nos primeiros anos de implantação. Contudo, após cerca de cinco a oito anos de uso, têm-se observado um declínio gradual da produtividade e qualidade dos pastos (Cerri *et al.* 1999). Tal declínio coincide com a redução da disponibilidade de nutrientes no solo, sobretudo fósforo, e aumento da abundância de plantas invasoras, culminando em um processo acelerado de degradação (Dias-Filho *et al.* 2001).

As áreas com pastagens degradadas têm um impacto negativo sobre o meio ambiente em escala local e regional; além dos reflexos econômicos com a perda de produtividade e da qualidade da forrageira têm-se ainda consequências ecológicas. Na região amazônica a exploração pecuária é a atividade pioneira e está alicerçada no uso mínimo de insumos, a rápida degradação das pastagens provoca o abandono da área (Feigl *et al.* 1995; Piccolo *et al.* 1996). Neste caso, novas áreas são incorporadas ao processo produtivo através do procedimento habitual de derrubada e

queima da floresta nativa, contribuindo para a redução das reservas florestais e aumento da emissão de CO₂ para a atmosfera (Cerri *et al.* 2006).

Por outro lado, o uso de estratégias de reabilitação e reforma de pastagens tem preferência em relação à incorporação de novas áreas pelo processo tradicional de derrubada e queima da floresta (Dias-Filho *et al.* 2001). Porém, em função das diferentes espécies forrageiras, níveis de degradação, características do solo e da exploração, são várias as técnicas envolvidas para cada situação, de modo que faz-se necessário a realização de trabalhos de pesquisa visando, na combinação de métodos, a definição da tecnologia mais adequada e menos onerosa para a recuperação de áreas com pastagens degradadas.

Dessa forma, para a avaliação do seqüestro de C, segunda a definição mais ampla apresentada anteriormente, não basta apenas determinar o aumento dos estoques de C no solo, mas faz-se necessário também efetuar um balanço completo (“*full account*”) que envolva as emissões de GEE pelo solo, pelo rebanho, gases advindos das adições de insumos agrícolas, tais como: fertilização nitrogenada, aplicação de calcário, defensivos agrícolas, entre outros.

CANA DE AÇÚCAR COM E SEM QUEIMA

Atualmente são adotados dois procedimentos para a colheita de cana-de-açúcar. Tradicionalmente a palha é queimada no campo antes da colheita a fim de facilitar o corte manual, uma vez que as folhas, insetos e animais peçonhentos não estão mais presentes. Essa prática comum tem sido progressivamente proibida por leis estaduais em algumas áreas do Brasil, como por exemplo no Estado de São Paulo. Além da emissão de CO₂, outros gases são produzidos durante a queima causando problemas respiratórios e a dispersão de cinzas nas áreas urbanas.

Embora a implementação dessas leis e suas adaptações não esteja prevista para antes de 2030 a adoção do sistema mecanizado de colheita aumentou exponencialmente no Brasil na última década. Em 1997 cerca de 20% da área plantada com cana-de-açúcar no Brasil estava sendo colhida por máquinas. Estima-se que cerca de 80% da área plantada na região mais produtiva de cana-de-açúcar no Brasil será colhida mecanicamente dentro dos próximos 20 anos (CONAB, 2006).

Esses fatos indicam que devem ser propostas linhas de pesquisa que visem quantificar efetivamente as mudanças da taxa de emissão de gases para a atmosfera e a concentração de MOS (seqüestro de C) para monitorar esse novo sistema de produção. Alguns poucos artigos têm demonstrado que o sistema mecanizado favorece o acúmulo de MOS (seqüestro de C) devido ao retorno ao solo dos resíduos da cultura que antes eram queimados, além de reduzir a emissão de gases em

comparação com o sistema de produção com queima (Thorburn *et al.* 2002; Cerri *et al.* 2004; Galdos 2007).

No Brasil a contribuição do setor agroindustrial da cana-de-açúcar no balanço de gases evoluídos para e absorvidos da atmosfera está relacionada a combinação de pelo menos duas atividades do setor industrial e uma do setor agrícola. O primeiro aspecto associado a mitigação de gases está relacionado a substituição de gasolina por álcool. Considerando que 1 m³ de gasolina é substituído por 1,04 m³ de álcool anidro e 0,8 m³ de álcool hidratado e também que a porcentagem de C na gasolina é em média 86,5 (American Petroleum Institute 1988) pode-se calcular que para o período de 1975-2000, 172 Mt C foram mitigados e conseqüentemente não emitidos para a atmosfera (CONAB 2006), o que representa uma mitigação média anual de 6,9 Tg C. Deve-se ainda comentar, que a produção e o consumo de álcool estão aumentando a cada ano no Brasil e que considerando-se apenas os valores de produção e consumo dos últimos 5 anos, o valor médio calculado para mitigação é de aproximadamente 10 Tg C ano⁻¹ (Cerri *et al.* 2004).

O segundo fator associado a mitigação de gases que é diretamente relacionado ao setor industrial canavieiro trata da utilização de resíduo vegetal como combustível. Na usina, o bagaço da cana-de-açúcar é usado nas caldeiras para a produção de vapor e energia elétrica (Luca 2002). Em 1998 aproximadamente 45 Tg matéria seca de resíduos de cana foram produzidos (Balanço Energético Brasileiro 1999). Considerando que 2,35 t de resíduos substituem 1 t de combustível fóssil (Macedo 1997) pode-se estimar que cerca de 19 Pg C foram mitigados em 1998 no Brasil devido ao uso de resíduos da cana-de-açúcar na usina ao invés de combustível fóssil.

Finalmente, a terceira atividade associada a mitigação de gases no sistema cana-de-açúcar é a substituição da colheita com queima da cana para a sem queima (colheita mecanizada). Atualmente no Brasil o cultivo de cana-de-açúcar é realizado em cerca de 5 x 10⁶ ha dos quais aproximadamente 30% (correspondendo a 1,5 x 10⁶ ha) tem sido adotado o sistema de colheita sem queima da cana. Adotando-se tal procedimento os resíduos vegetais da cana são retornados a superfície do solo como forma de liteira, o que obviamente não ocorre quando utiliza-se a prática de colheita da cana queimada.

Na estimativa do seqüestro de C devido a adoção da prática de colheita da cana crua, em substituição a colheita da cana queimada, serão utilizados os valores relatados por Luca (2002) pois representam os resultados obtidos para o período mais longo sob o sistema de colheita mecanizada no Brasil.

Portanto, considerando a área de cana colhida por sistema mecanizado (15.000 km²) e a taxa de acúmulo médio anual de C (1.183 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, Figura 2), pode-se estimar que 1,77 Tg C ano⁻¹ são retirados da atmosfera e incorporados ao solo no território brasileiro.

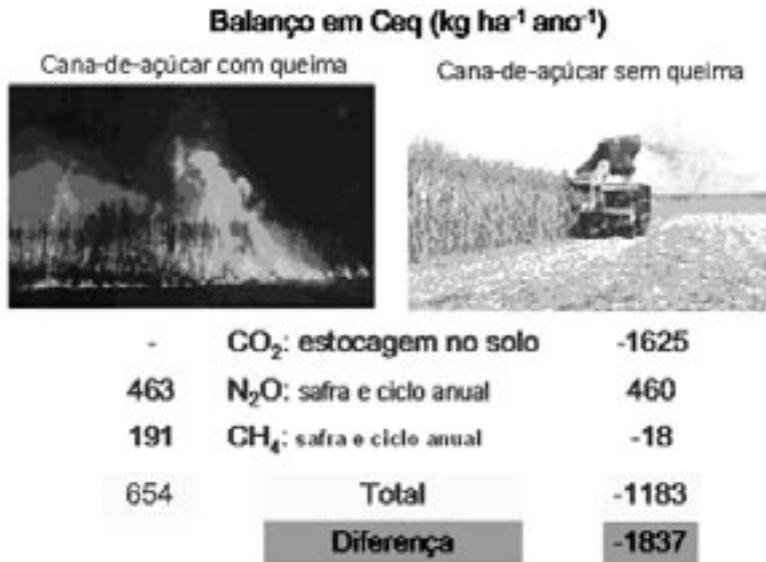


Figura 2. Emissão de gases do efeito estufa e seqüestro de C pelo solo devido na colheita da cana-de-açúcar com e sem queima. Elaborado com base em Luca (2002).

Quando a cana-de-açúcar é queimada vários GEE são emitidos para a atmosfera. Resultados obtidos por Macedo (1998) mostram que 6,5 kg CH₄ ha⁻¹ são evoluídos para a atmosfera. Considerando a área de cana onde a prática de colheita mecanizada está sendo adotada (1,5 x 10⁶ ha) e que o metano possui um potencial de aquecimento global 23 vezes maior do que o do CO₂, pode-se calcular que 0,2 Tg eqCO₂, que corresponde a 50 Cg (50.000 Mg) C, não são emitidos anualmente para a atmosfera devido a adoção da colheita da cana sem queima. O mesmo cálculo poderia ter sido efetuado para as emissões de N₂O; entretanto, não existem medidas adequadas desse gás para o sistema de colheita de cana-de-açúcar.

Resumindo, quando a cana-de-açúcar é colhida pelo sistema mecanizado (sem queima) ocorre um seqüestro de 1,77 Tg C ano⁻¹ e uma emissão evitada de metano de 50 Cg C ano⁻¹, sendo que o total de 1,82 Tg C ano⁻¹ é relativo a contribuição do setor agrícola para a mitigação de gases do efeito estufa. Além desse valor, o setor industrial canavieiro do Brasil contribuí com a mitigação de 10 Tg C ano⁻¹ devido a substituição de gasolina por álcool e ainda com aproximadamente 19 Tg C ano⁻¹ relativos a utilização do bagaço da cana como fonte de energia elétrica e vapor na usina. Somando as mitigações oriundas dos setores agrícola e industrial o sistema cana-de-açúcar com adoção de colheita mecanizada contribuí com aproximadamente 31 Tg C ano⁻¹ que são retirados da atmosfera terrestre.

REDUÇÃO DE EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA E SEQÜESTRO DE CARBONO NO SOLO SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO

A conversão da vegetação nativa em sistema de produção com cultivo convencional geralmente resulta em declínio significativo do teor de MOS (Paustian *et al.* 2000; Lal 2002). Práticas agrícolas que utilizam aração mecanizada no preparo do plantio ou discagem para a remoção de invasoras normalmente promovem a oxidação de MOS e conseqüente emissão de gases para a atmosfera em decorrência dos seguintes processos: destruição dos agregados do solo, os quais protegem a MOS da decomposição (Kalen e Cambarsdella 1996; Six *et al.* 2000); estímulo da atividade microbiana através do aumento da aeração, resultando no aumento da produção de CO_2 e outros gases que são liberados para a atmosfera (Bayer *et al.* 2000b; Kladviko, 2001); incorporação de resíduos frescos ao solo, onde as condições para a decomposição são freqüentemente mais favoráveis que na superfície (Karlen e Cambardella 1996; Plataforma Plantio Direto 2003). Por outro lado, os sistemas de produção conservacionistas, como o plantio direto (Figura 3), promovem uma redução da perturbação do solo, resultando freqüentemente em significativo acúmulo de MOS (Sá *et al.* 2001; Schuman *et al.* 2002). Em geral, no sistema plantio direto (SPD) ocorre redução nas emissões de CO_2 e na absorção de CH_4 , e aumento nas emissões de N_2O (Lal 1998; Paustian *et al.* 2000).

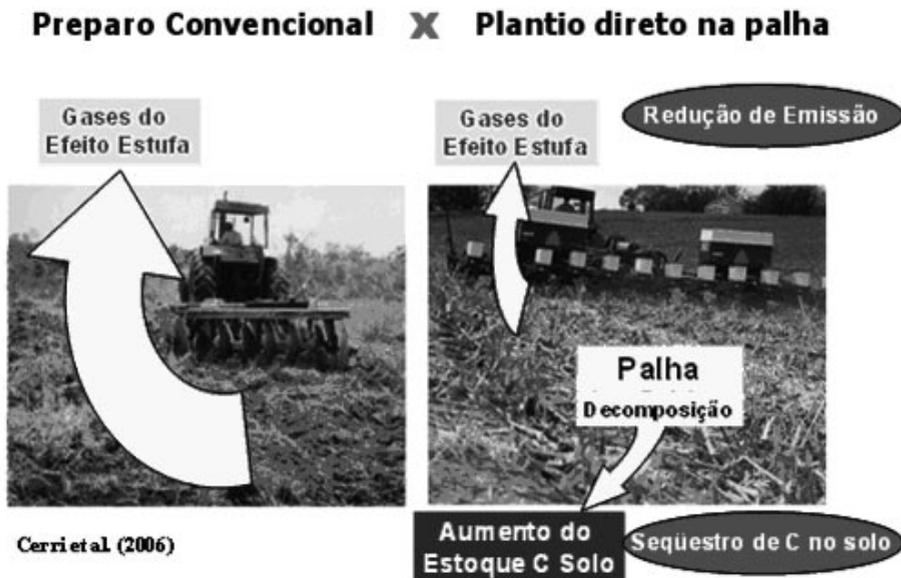


Figura 3. Adoção do plantio direto na palha em detrimento ao sistema de preparo convencional do solo como prática atenuadora do aquecimento global.

No Brasil há grande diversidade de clima, solos e, especialmente, a distribuição das chuvas são muito variáveis de uma região para outra. A adoção do sistema de produção sob plantio direto exige adaptação das práticas de manejo às diferentes condições edáficas do Norte ao Sul do país, incluindo os diversos tipos de sucessão de culturas e seus períodos de cultivo. Estudos devem ser feitos para se avaliar as taxas de emissão dos gases CO₂, N₂O e CH₄ em condições específicas, considerando as principais variantes do sistema de plantio direto no Brasil.

A seguir, é apresentada uma estimativa do seqüestro de C no solo devido à adoção do sistema plantio direto em comparação ao cultivo convencional para as condições brasileiras. Para tanto, foram utilizados diversos trabalhos científicos disponíveis na literatura (Lima *et al.*, 1994; Amado *et al.* 1998; Castro-Filho *et al.* 1998; Riezebos & Loerts 1998; Vasconcellos 1998; Amado *et al.* 1999; Bayer & Martin Neto 1999; Corazza *et al.* 1999; Peixoto *et al.* 1999; Spagnollo *et al.* 1999; Bayer *et al.* 2000a, 2000b; Resck *et al.* 2000; Sá 2001 e Sá *et al.* 2001) que pudessem abranger da melhor forma possível, as distintas condições edafoclimáticas e de manejo agrícola existentes no Brasil. O resultado de tal estimativa indica que existe uma significativa variação na taxa de acúmulo de C no solo para o Brasil, sendo o valor médio de aproximadamente 0,5 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, para a camada de 0-10 cm de profundidade do solo. O valor médio estimado pode ser considerado adequado para as condições brasileiras; todavia outras medidas em diferentes condições de plantio direto ainda são necessárias para uma estimativa média ainda mais representativa. Outro aspecto importante a ser ressaltado é o fato de que essa taxa de seqüestro de C deve ser diminuída à medida que os estoques de C do solo atinjam um novo equilíbrio dinâmico.

Considerando que a área total sob sistema plantio direto no Brasil em 2000-2001 era de aproximadamente 180,000 km², o seqüestro de CO₂ atmosférico devido à mudança no sistema de produção é de 9 Tg ano⁻¹. É importante mencionar que tais estimativas assumem a continuidade da utilização do sistema plantio direto, pois uma vez que práticas de cultivos convencionais sejam adotadas, grande parte desse C seqüestrado no solo poderá ser liberado para a atmosfera. Deve-se salientar ainda que o plantio direto, além de auxiliar na conservação do solo minimizando os processos erosivos (dentre outros benefícios já mencionados), implica em significativa economia de consumo de combustível (60 a 70%), o que reduz a emissão de GEE em relação ao cultivo convencional (Plataforma Plantio Direto, 2003).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As mudanças no uso e cobertura do solo para a sobrevivência do homem, passa quase que invariavelmente por um período de utilização da terra com pastagem (Foley *et al.* 2005). Portanto, a pastagem é uma das grandes responsáveis pela emissão de GEE. Todavia, o solo sob pastagem bem manejada propicia um acúmulo de C, podendo atingir os níveis iniciais presentes em condições sob vegetação nativa ou mesmo ultrapassar tais conteúdos (Cerri *et al.* 2007).

No entanto, uma grande parte dessas pastagens foram convertidas para outros usos, como por exemplo produção de cereais, combustível, fibras *etc.* A conversão da pastagem em outros usos tem conduzido a uma redução no estoque de C estocado durante a utilização da terra com pastagem e, de certa forma, ocasionando a devolução do C estocado para a atmosfera na forma de CO₂.

Para evitar tal situação boas práticas de manejo agrícola estão sendo indicadas não somente como um meio de aumentar a produtividade, mas também como uma forma de reduzir os impactos adversos causados pela elevada concentração de GEE na atmosfera (Lal 2004). Essas práticas podem conferir ao agricultor, no futuro, um benefício complementar, uma vez que essa redução ou seqüestro de C poderão conferir Reduções Certificadas de Emissão, negociáveis em bolsas de valores. Esse processo, denominado Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) é uma das opções incluídas no recém-ratificado Protocolo de Quioto, para abater as metas de redução de emissão de países industrializados.

No entanto, dois fatores merecem atenção. O primeiro é que o solo possui capacidade limitada de re-estocar C da atmosfera. O segundo refere-se a não inclusão do compartimento solo no primeiro período de comprometimento (2008 a 2012), como por exemplo no caso da recuperação de pastagens degradadas, como sendo uma atividade elegível na obtenção de créditos de carbono. Porém, as negociações para o segundo período de comprometimento (2013-2017) iniciaram-se em 2005 e as regras podem evoluir rapidamente. Nesse contexto, o Brasil pode ser um dos países beneficiados, uma vez que possui grande extensão territorial coberta por pastagem e condições climáticas favoráveis ao crescimento vegetal e transferência de material orgânico ao solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amado T.J., S.B. Fernandez e J. Mielniczuk. 1998. Nitrogen availability as affected by ten years of cover crop and tillage systems in southern Brazil. *J. Soil Water Conserv.*, 53: 268-271.
- Amado T.J., C.B. Pontelli, G.G. Junior, A.C.R. Brum, F.L.F. Eltz e C. Pedruzzi. 1999. Seqüestro de carbono em sistemas conservacionistas na Depressão Central do Rio Grande do Sul. En: *Reunião Bienal de la Red Latino Americana de Agricultura Conservacionista 5*. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis (Brasil). 42-43 pp.
- American Petroleum Institute 1988. Alcohols and ethers. Publication 4261, 1220 L. Street NW, Washington DC, (USA). <<http://api-ec.api.org>>.
- Asner G.P., A.R. Townsend, M.M. Bustamante, G.B. Nardoto e L.P. Olander. 2004. Pasture degradation in the central Amazon: linking changes in carbon and nutrient cycling with remote sensing. *Global Change Biol.*, 10: 844-862.
- Bayer C., L. Martin-Neto, J. Mielniczuk e C.A. Ceretta. 2000a. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. *Soil Till. Res.*, 53: 95-104.
- Bayer C., J. Mielniczuk, T.J.C. Amado, L. Martin-Neto e S.V. Fernandes. 2000b. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil Till. Res.*, 54: 101-109.
- Bernoux M., D. Arrouays, C.C. Cerri, B. Volkoff e C. Jolivet. 1998. Bulk density of Brazilian Amazon soils related to other soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 743-749.
- Castro Filho C., O. Muzilli e A.L. Podanoschi. 1998. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor e carbono orgânico num latossolo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, 22: 527-538.
- Cerri C.C., M. Bernoux, D. Arrouays, B.J. Feigl e M.C. Piccolo. 1999. Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. En: R. Lal, J.M. Kimble e B.A. Stewart (eds.). *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Adv. Soil Sci. CRC Press, Boca Raton, 33-50 pp.
- Cerri C.C., M. Bernoux, C. Feller, D.C. Campos, E.F. de Luca e V. Eschenbrenner. 2004. Canne à sucre et sequestration du carbone. Paris: *Académie d'Agriculture de France*, Séance du 17 Mars. 15 pp.
- Cerri C.E.P., M. Easter, K. Paustian, K. Killian, K. Coleman, M. Bernoux, P. Falloon, D. Powlson, E. Milne e C.C. Cerri, 2006. Simulating soil organic carbon changes in eleven land use change chronosequences from the Brazilian Amazon with RothC and Century models. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 122: 46-57.
- Comunicação Nacional, 2004. *Comunicação Nacional Inicial do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima. Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília. 74pp.

- CONAB. 2006. Avaliação da safra agrícola de cana-de-açúcar 2006/2007: *Terceiro levantamento*, Novembro 2006. Brasília. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 90 pp.
- Corazza E.J., J.E. Silva, D.V.S. Resck e A.C. Gomes. 1999. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação a vegetação de Cerrado. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, 23: 425-432.
- Demattê, J.I. e J.A.M. Demattê. 1993. Comparações entre as propriedades químicas de solos das regiões da floresta amazônica e do cerrado do Brasil central. *Sci. Agr.*, 50: 272-286.
- Dias-Filho M.B., E.A. Davidson e C.J.R. Carvalho. 2001. Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustainability in the Amazon Basin. En: M.E. McClain, R.L. Victoria e J.E. Richey (eds.). *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press, New York, 84-105 pp.
- Fearnside P.M., 1997. Greenhouse gas from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change*, 35: 321-360.
- Fearnside P.M., 2000. Greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. pp. 231-249 En: R. Lal, J.M. Kimble e B.A. Stewart (eds.). *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Adv. Soil Sci. CRC Press, Boca Raton, 231-249 pp.
- Feigl B.J., J.M. Melillo e C.C. Cerri. 1995. Chances in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondonia. *Plant Soil*, 175: 21-29.
- Foley J.A., R. DeFries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, M.T. Coe, G. Daily, H.K. Gibbs, J.H. Helkowski, T. Holloway, E.A. Howard, C.J. Kucharik, C. Monfreda, J.A. Patz, I.C. Prentice, N. Ramankutty e P.K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.
- Galdos M.V. 2007. Dinâmica do carbono do solo no agrossistema cana-de-açúcar. Tese de doutoramento. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba (SP). 101 pp.
- Graça P.M.L.A., P.M. Fearnside, P.M. e C.C. Cerri. 1999. Burning of Amazon forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. *For. Ecol. and Manage.*, 120: 179-191.
- Hansen J., L. Nazarenko, R. Ruedy, M. Sato, J. Willis, A. Del Gênio, D. Koch, A. Lacis, K. Lo, S. Menon, T. Novakov, J. Perlwitz, J. Russell, G.A. Schmidt e N. Tausnev. 2005. Earth's energy imbalance: Confirmation and implications. *Science*, 308: 1431-1435.
- IPCC.** 2001. *Climate change 2001: the scientific basis*. Third Assessment Report. <www.ipcc.ch/press/pr.htm>.
- IPCC.** 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor y H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom y New York, (USA). 996 pp.

- Karlen D.L. e C.A. Cambardella. 1996. Conservation strategies for improving soil quality and organic matter storage. En: M.R. Carter e B.A. Stewart (eds.). *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. Adv. Soil Sci., CRC Press, Boca Raton. 395-420 pp.
- Kerr R.A. 2005. How hot will the greenhouse world be? *Science*, 309: 100.
- Kladienko E. 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil Till. Res.*, 61: 61-76.
- Knorr W., I.C. Prentice, J.I. House e E.A. Holland. 2005. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature*, 433: 298-301.
- Lal R. 1998. Soil processes and the greenhouse effect. En: R. Lal, W.H. Blum, C. Valentine e B.A. Stewart (eds.). *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Adv. Soil Sci., CRC Press, Boca Raton. 199-212 pp.
- Lal R. 2002. Soil carbon dynamic in cropland and rangeland. *Environ. Pollut.*, 116: 353-362.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304: 1623-1627.
- Lima V.C., J.M.C. Lima, B.J.P. Eduardo e C.C. Cerri. Conteúdo de carbono e biomassa microbiana em agrossistemas: comparação entre métodos de preparo do solo. *Agr. Curitiba*, 13: 297-302.
- Moraes J.F.L., B. Volkoff, C.C. Cerri e M. Bernoux. 1996. Soil properties under Amazon forest changes due to pasture installation in Rondônia, Brasil. *Geoderma*, 70: 63-81.
- Neill C. e E.A. Davidson. 2000. Soil carbon accumulation or loss following deforestation for pasture in the Brazilian Amazon. En: R. Lal, J.M. Kimble e B.A. Stewart (eds.). *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Adv. Soil Sci. CRC Press, Boca Raton. 197-211 pp.
- Neill C., J. Melillo, P.A. Steudler, C.C. Cerri, J.F.L. Moraes, M.C. Piccolo e M. Brito. 1997. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. *Ecol. Appl.*, 7: 1216-1225.
- Paustian K., J. Six, E.T. Elliott e H.W. Hunt. 2000. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry*, 48: 147-163.
- Peixoto R.T., L.M. Stella, A. Machulek Junior, H.U. Mehl e E.A. Batista. 1999. Distribuição das frações granulométricas da matéria orgânica em função do manejo do solo. En: *Anais 3º Encontro Brasileiro sobre Substâncias Húmicas*. Santa Maria (Brasil). 346-348 pp.
- Piccolo, M.C., C. Neill, J. Melillo, C.C. Cerri, and P.A. Steudler. 1996. ¹⁵N natural abundance in forest and pasture soils of the Brazilian Amazon Basin. *Plant Soil*, 182: 249-258.
- Plataforma Plantio Direto 2003. <<http://www.embrapa.br/plantiodireto>> (11/02/2003).
- Resck D.V.S., C.A. Vasconcelos, L. Vilela e M.C.M. Macedo. 2000. Impact of conversion of Brazilian Cerrados to cropland and pastureland on soil carbon pool and dynamics. En: R. Lal, J.M. Kimble e B.A. Stewart (eds.). *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Adv. Soil Sci. CRC Press, Boca Raton. 169-196 pp.

- Riezebos H.T.H. e A.C. Loerts. 1998. Influence of land use change and tillage practice on soil organic matter in southern Brazil and eastern Paraguay. *Soil Till. Res.*, 49: 271-275.
- Rodrigues T.E. 1996 Solos da Amazônia. En: V.H. Alvarez, L.E.F. Fontes e M.P.F. Fontes (eds.). *O Solo nos Grandes Domínios Morfoclimáticos do Brasil e o Desenvolvimento Sustentado*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS), Viçosa (Brasil). 19-60 pp.
- Sa J.C.M., C.C. Cerri, R. Lal, W.A. Dick, S.P. Venzke Filho, M.C. Piccolo e B. Feigl. 2001. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65: 1486-1499.
- Schuman G.E., H.H. Janzen e J.E. Herrick. 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environ. Pollut.*, 116: 391-396.
- Six J., E.T. Elliott e K. Paustian. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.*, 32: 2099-2103.
- Six J., S.M. Ogle, F.J. Breidt, R.T. Conant, A.R. Mosier e K. Paustian. 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Global Change Biol.*, 10: 155-160.
- Spagnollo E., C. Bayer, L. Prado Wildner, P.R. Ernani, J.A. Albuquerque e M.M. Proença. 1999. Influência de plantas intercalares ao milho no rendimento de grãos e propriedades químicas do solo em diferentes sistemas de cultivo. En: *Anais 3º Encontro Brasileiro sobre Substâncias Húmicas*. Santa Maria (Brasil). 229-231 pp.
- Thorburn P.J., R. Van Antwerpen, J.H. Meyer, C.N. Bezuidenhout. 2002. The impact of trash management on soil carbon and nitrogen: I Modelling long-term experimental results in the South African sugar industry. *Proceedings of the South African Sugar Technologists' Association*, Mount Edgecombe (South Africa). 260-268 pp.
- Vasconcellos C.A., A.P.M. Figueiredo, G.E. França, A.M. Coelho e W. Bressan. 1998. Manejo do solo e a atividade microbiana em latossolo vermelho-escuro da região de Sete Lagoas (M. G.). *PAB*, 33: 1897-1905.

SECUESTRO DE C EN TEPETATES REHABILITADOS PARA USO AGRÍCOLA EN EL ESTADO DE TLAXCALA (MÉXICO)

Sara Covalada¹, Silvia Pajares¹, Mathieu Haulon², Aurelio Báez³, Juan F. Gallardo¹, Jorge D. Etchevers³, Gerd Werner² y Sara Marinari⁴

¹ I.R.N.A., Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Salamanca 37071 (España). <jgallard@usal.es>.

² Giessen Universität, Giessen (Alemania).

³ I. R. N., Colegio de Postgraduado de Montecillo, Texcoco 56230 (México). <jetchev@colpos.mx>.

⁴ Università della Tuscia, Viterbo (Italia).

Resumen: Los tepetates (sustratos edáficos de origen piroclástico endurecido) ocupan grandes extensiones en el altiplano central de México; algunos (generalmente de tipo fragipán) han sido habilitados para la agricultura. Estos sustratos cuando están recién roturados contienen sólo trazas de C orgánico edáfico (COS), por lo que se podría aprovechar su potencial para capturar C mediante prácticas agronómicas que favorezcan este proceso, minimizando las pérdidas por mineralización. En el presente estudio se aplicaron manejos agronómicos alternativos al tradicional basados en la adición de abonos orgánicos e incorporación de residuos de cosecha. De esta forma se consiguió aumentar el contenido de COS en tepetates durante sus cuatro primeros años de cultivo, cinco veces más (+4,3 Mg C ha⁻¹) que con el sistema tradicional (+0,8 Mg C ha⁻¹) y casi tres veces más (+2,4 Mg C ha⁻¹) después de aplicar estos manejos alternativos durante 4 años en tepetates que habían sido previamente cultivados durante 16 años de la forma tradicional, a pesar del aumento de la emisión de CO₂ producida por la actividad microbiana (incremento de +3,0 mg C-CO₂ kg⁻¹ d⁻¹ como media en relación al sistema tradicional). Estos incrementos de COS en los tepetates cultivados se relacionaron con los incrementos del C asociado a los agregados más gruesos (> 0,2 mm), siendo ésta, por tanto, la fracción más sensible a los manejos agrícolas aplicados. Por otra parte, sólo aumentó la proporción de C asociado a los agregados finos (<0,05 mm) a medio plazo, donde supuestamente se almacena el C más estable. La acumulación de C en el suelo tuvo efectos reductores de la erosión edáfica desde los primeros años de rehabilitación. En general, las pérdidas de C por erosión hídrica fueron mínimas en el balance global, variando de un promedio de 20 (en tepetates cultivados desde 1986) a 72 kg ha⁻¹ a⁻¹ (en tepetates con sólo 4 años de cultivo). Sin embargo, en los tepetates recién roturados con manejo tradicional, donde el COS es muy bajo y la incorporación de materia orgánica mínima, las

pérdidas de C por erosión representaron un tercio de la tasa anual de la captura de carbono.

Palabras clave: C orgánico edáfico, Fraccionamiento físico de la materia orgánica del suelo, Mineralización del C orgánico del suelo, Respiración basal, Suelos volcánicos endurecidos.

C sequestration in “tepetates” habilitated for agricultural use located in the Tlaxcala State (Mexico)

Abstract: “*Tepetates*” (hardened layer formed from pyroclastic materials) occupy large extensions of land in the Central Mexican Highlands and some of them (mainly fragipans) have been habilitated for agricultural use. After fragmentation, *tepetates* have only traces of soil organic carbon (SOC). There is, hence, high potential for sequestering atmospheric C by using agricultural managements that promote this process and diminish carbon losses. In this work, alternative agricultural managements based on the addition of organic fertilizers and crop residues were implemented in *tepetates* recently broken up and *tepetates* cultivated for 16 years. Over the first 4 years of cultivation after the fragmentation, SOC content in cultivated *tepetates* increased five times more (+4.3 Mg C ha⁻¹) under an alternative management than under the traditional system. In *tepetates* previously cultivated during 16 years the increase of SOC content over a period of 4 years was almost three times more (+2.4 Mg C ha⁻¹) with the alternative management than with the traditional management. Nevertheless, an increase of the emission of CO₂ was evidenced because of the increase of microbial activity (increment of +3,0 mg C-CO₂ kg⁻¹ d⁻¹, with the alternative managements in relation to the traditional system). These increments of SOC in the cultivated *tepetates* were related with increments of C associated to very coarse aggregates (> 0.2 mm), which is the most sensitive fraction to changes of management. On the other hand, the C content associated to fine aggregates (< 0.05 mm), where the most stable C is supposedly stored, only increased in the medium term. The accumulation of C in the *tepetate* had a positive effect reducing soil erosion from the first years of rehabilitation. The losses of C by erosion were minor in the global balance, ranging from 20 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (on average in *tepetates* cultivated for 19 years) to 72 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (in *tepetates* cultivated since 1986). However, in recently reclaimed *tepetates* under traditional management, where C incorporation is limited and SOC content is minimum, C loss by erosion accounted for 28% of the annual C accumulation rate.

Key words: Soil organic C, Physical fractionation of soil organic matter, Soil basal respiration, Soil organic mineralization, Indurated volcanic soils.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. *Definición y localización de tepetates*

La palabra “tepetate” es un término vernáculo que procede del Nahuatl “*tetlpetatl*”, donde “*tetl*” significa piedra y “*petatl*” cama, que se utiliza para referirse a cualquier capa dura de suelo (Williams 1992); no obstante, su significado no es preciso, dado que se emplea tanto para suelos como para capas geológicas duras (Zebrowski 1992). Cuando se consideran suelos se clasifican como *Leptosoles*. Sin embargo, recientemente se ha propuesto un uso más restrictivo del término (Etchevers *et al.* 2006a), el cual debería aplicarse sólo a capas de tobas (u otros materiales de origen piroclástico) alteradas con un comportamiento tipo fragipán e, incluso, duripán.

En la región del Eje Transvolcánico Mexicano los *tepetates* ocupan una extensión aproximada de 30 700 km² (Peña y Zebrowski 1993). Los tepetates que se encuentran en laderas y piedemonte del altiplano central mejicano de los Estados de México y Tlaxcala (México) se localizan en la superficie y pueden estar recubiertas por suelo o materiales del Cuaternario reciente (Bertaux y Quantin 1994). Los susceptibles de ser habilitados para la agricultura se corresponderían con el tipo fragipán. El tepetate generalmente aparece en manchones como consecuencia de procesos erosivos selectivos y, cuando afloran, carecen de cobertura vegetal debido a su dureza, baja capacidad de almacenamiento de agua y baja fertilidad, principales características restrictivas en su estado natural. No obstante, se pueden incorporar a la agricultura mediante roturación y manejos agronómicos adecuados, siendo el principal obstáculo para ello la baja concentración de C orgánico edáfico (COS), N total (Nt) y P asimilable (P-Olsen) que contienen, insuficientes para el crecimiento de las plantas (Etchevers y Brito 1997).

1.2. *Balance de C en tepetates*

El COS desempeña un papel fundamental en el ciclo global del C y se puede manejar para incrementar su contenido (actuando como sumidero de CO₂ atmosférico; Etchevers *et al.* 2006b). Los tepetates tienen un alto potencial para secuestrar C, pero la velocidad de acumulación del mismo es muy baja aún cuando se incorporen frecuentemente abonos orgánicos y se hayan cultivado durante décadas (Báez *et al.* 2002). Esto hace suponer que las pérdidas de C, tanto por mineralización como por erosión hídrica, puedan ser considerables en este tipo de materiales (Báez *et al.* 2006a). Báez *et al.* (2002) consideraron que la magnitud del C capturado por los tepetates estaba directamente relacionada con los manejos agrícolas y con el tiempo de cultivo.

Desde una perspectiva de cambio climático se necesita conocer fehacientemente los factores que controlan la dinámica de la materia orgánica del suelo (MOS) en los ecosistemas tropicales y determinar cómo los manejos edáficos influyen, a su vez, esos factores (Feller y Beare 1997).

La capacidad de estimar cuantitativamente fracciones de MOS con diferente grado de labilidad es de especial importancia para la comprensión de su dinámica (Cambardella y Elliott 1992). El estudio de la fracción lábil de la MOS es además fundamental, ya que es la primera en sufrir las alteraciones provocadas por perturbaciones externas y, también, la más susceptible a perderse por mineralización (Christensen 2001).

Las técnicas de fraccionamiento físico van ganando aceptación general en los últimos años debido a que son poco destructivas químicamente y los resultados obtenidos se relacionan mejor con la estructura y funcionamiento de la MOS (Christensen 1992). Según Six *et al.* (2002) estas técnicas permiten una mejor detección de las alteraciones que se producen en el compartimento del COS, ya que identifican subcompartimentos sensibles a los cambios en el manejo, clima o uso del suelo, así como otros más estables que contribuyen efectivamente al secuestro de C a largo plazo. La distribución de los agregados separados por tamizado en seco se relaciona con la estabilidad frente a la disgregación mecánica (Christensen 2001), pero sin involucrar fuerzas inducidas por los procesos de humectación (Christensen 1986), lo cual sería más propio de un estudio de estabilidad estructural.

La actividad microbiana del suelo constituye una medida de fundamental importancia ecológica, puesto que, por una parte, representa el nivel de la actividad biológica (involucrándose en la mineralización el componente lábil de la MOS) y, por otra, integra los factores del medio ambiente y su influencia sobre la misma. Para estimar la actividad general de la biomasa se recurre frecuentemente a la medición de la respiración del suelo (RS) dada su sensibilidad a los cambios producidos por la variación del edafoclima, las propiedades físicas o químicas edáficas y las prácticas de manejo agrícola (labranza, rotaciones de cultivos, *etc.*; Campbell *et al.* 1992).

La erosión hídrica es uno de los principales factores que provocan la degradación de los suelos en el Estado de Tlaxcala (México) y, por tanto, supone un importante riesgo añadido para la pérdida del COS. En el caso de los tepetates se ha comprobado que se puede reducir considerablemente la tasa de erosión (a valores tan bajos como 0,1 a 2,0 Mg sedimentos ha⁻¹ a⁻¹) en parcelas habilitadas para la producción agrícola si se realizaran obras de conservación en las mismas y se emplearan cultivos con cobertura vegetal temporalmente amplia (Prat *et al.* 1997).

1.3. Objetivo del trabajo

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la eficacia de diferentes manejos agronómicos y el efecto de los años de cultivo en la capacidad de almacenamiento de C de tepetates habilitados para el uso agrícola. Para entender mejor el proceso de secuestro de C en los tepetates se profundizó en la dinámica del C en estos sustratos mediante un fraccionamiento físico de la MOS y el estudio de los principales procesos que pueden favorecer la pérdida del C edáfico: La mineralización de la MOS y la erosión.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción del sitio experimental

El sitio experimental está constituido por parcelas de cultivo seleccionadas y ubicadas en Santiago Tlalpan (Tlaxcala, México; 19° 20' N y 98° 20' O) a 2600 m s. n. m.

El clima es templado, subhúmedo, con temperatura media anual de 14 °C y precipitación media anual de 686 mm a⁻¹, concentrada principalmente en verano (Junio-Septiembre).

2.2. Manejos aplicados

El terreno donde se ubican las parcelas fue roturado inicialmente en 1986. En 1991 se hicieron nuevas obras de conservación y se constituyeron seis terrazas. Algunas de ellas fueron cultivadas con propósito de investigación en los periodos 1990-92 y 1995-96. Entre 1997 y 2001 todas las parcelas fueron manejadas de forma tradicional por el productor (rotación de trigo-cebada-maíz y, luego, continuamente maíz, con fertilización anual de 45 kg N ha⁻¹ y 10 kg P ha⁻¹), es decir, sin apenas incorporación de residuos orgánicos al suelo. Entre los años 2002 y 2005 (coincidiendo con el desarrollo del Proyecto Europeo *REVOLSO*) estas parcelas fueron sometidas a diferentes manejos agronómicos que incluían incorporación de diferentes cantidades de materia orgánica al sustrato edáfico y que se denominarán (Tabla 1): Tradicional (Tt), donde se adicionaron 6,1 Mg MS ha⁻¹ procedentes de los esquilmos de la cosecha; Mejorado (Tm) en el que se incorporaron 10,4 Mg MS ha⁻¹ como residuos de cosecha y Orgánico (To), donde se adicionaron 7,8 Mg MS ha⁻¹ de residuos de cosecha y 18,4 Mg MS ha⁻¹ de abonos orgánicos.

Al inicio de la fase actual del experimento (2002) se roturaron dos nuevas parcelas de tepetates aflorados en un lugar contiguo a las anteriores. Una de ellas se manejó con el sistema Tradicional (Rt: con incorporación de 2,6 Mg MS ha⁻¹ de residuos de cosecha en todo el periodo) y la segunda con el

Orgánico (Ro: donde se adicionaron 8,4 Mg MS ha⁻¹ de residuos de cosecha y 16,8 Mg MS ha⁻¹ de abonos orgánicos) aludido, siendo los cultivos establecidos en ellas los mismos que para las parcelas antiguas (Tabla 1).

Tabla 1. Tratamientos agrícolas aplicados a las parcelas experimentales de tepetates cultivados en Santiago Tlalpan, Tlaxcala (México).

Parcelas	Año	Área	Manejo		Fertilización (N P K)	Abonos	
Referencia	roturación	(m ²)	agrícola	2002	2003	2004	2005
B	1986	1200	Tt	23-00-00	23-00-00	80-00-00	62-23-00
E	1986	1240	Tt	23-00-00	23-00-00	81-00-00	62-23-00
A	1986	1450	Tm	60-100-34	23-60-00	90-40-00	82-23-00
C	1986	1300	Tm	60-100-34	23-60-00	90-40-00	82-23-00
D	1986	1400	To	17 Mg ha ⁻¹ (CF)	15 Mg ha ⁻¹ (EF)	1,9 Mg ha ⁻¹ (CS)	3,0 Mg ha ⁻¹ (CS)
F	1986	2300	To	17 Mg ha ⁻¹ (CF)	15 Mg ha ⁻¹ (EF)	3,0 Mg ha ⁻¹ (CS)	2,9 Mg ha ⁻¹ (CS)
Rt	2002	230	Rt	23-46-00	23-00-00	81-00-00	62-23-00
Ro	2002	330	Ro	21 Mg ha ⁻¹ (EF)	15 Mg ha ⁻¹ (EF)	2,6 Mg ha ⁻¹ (ES)	4,3 Mg ha ⁻¹ (CS)

Parcelas	Año	Cultivos				Residuos de cosecha			Residuos de cosecha incorporados*
Referencia	roturación	2002	2003	2004	2005	2002	2003	2004	2002-2005
B	1986	H+V	A	M+F	T	expor- tado	expor- tado	expor- tado	6,1 Mg ha ⁻¹ (MS)
E	1986	H	A	M+F	T	expor- tado	expor- tado	expor- tado	6,1 Mg ha ⁻¹ (MS)
A	1986	H+V	A+V	M+F	T	incor- porado	expor- tado	incor- porado	10,4 Mg ha ⁻¹ (MS)
C	1986	H+V	A+V	M+F	T	incor- porado	expor- tado	incor- porado	10,4 Mg ha ⁻¹ (MS)
D	1986	H+V+BV	A+V	M+F	T	expor- tado	expor- tado	Compos- tado e incor- porado	7,8 Mg ha ⁻¹ (MS)
F	1986	H+V+BV	A+V	M+F	T	expor- tado	expor- tado	Compos- tado e incor- porado	7,8 Mg ha ⁻¹ (MS)
Rt	2002	H	A	M+F	T	expor- tado	expor- tado	expor- tado	2,6 Mg ha ⁻¹ (MS)
Ro	2002	H+V+BV	A+V	M+F	T	Incor- porado (en verde)	expor- tado	Compos- tado e incor- porado	8,4 Mg ha ⁻¹ (MS)

Abonos: CF: Composta fresca, CS: Composta seca, EF: Estiércol fresco, ES: Estiércol seco.
Cultivos: A: Avena (*Avena strigosa*), BV: barrera viva, F: Frijol (*Phaseolus vulgaris*), H: Haba (*Vicia faba*), M: Maíz (*Zea mays*), T: Trigo (*Triticum aestivum* L.), V: Veza (*Vicia villosa*).
Manejos: Tt: tradicional; Tm: mejorado; To: orgánico; Rt: roturado en 2002 bajo Tt; y Ro: roturado en 2002 bajo To. **Residuos:** MS: materia seca. *Valor estimado.

2.3. Muestreos

2.3.1. *Muestreos edáficos.*- En 2002 y 2005 se tomó una muestra compuesta (10 muestras simples) de suelo del horizonte Ap (0-20 cm) en cada subparcela. En 2005 también se tomaron muestras compuestas a 0-10 cm de profundidad con el objeto de estudiar parámetros bioquímicos. Parte de las muestras se guardaron a 4 °C y otra parte se secó al aire y a la sombra. Las muestras se homogeneizaron y se tamizaron por malla de 2 mm.

2.3.2. *Muestreos de residuos de cosecha.*- En los años 2004 y 2005 se determinó la cantidad de residuos de cosecha (ROC) del cultivo anterior que se incorporaron al suelo. Para ello en cada parcela agrícola se establecieron ocho microparcels de 0,5 m² donde se recogió toda la biomasa. Con objeto de tener un valor estimativo del año 2002 (al no disponer de datos más fiables) se utilizó la media de las cantidades incorporadas en los dos años de estudio.

2.3.3. *Muestreos de erosión.*- El afluente que escurrió de cada parcela (mezcla de sedimentos arrastrados y agua de escorrentía) se recolectó en tanques de gran capacidad (2,0 a 4,5 m³). Durante el año 2005, después de cada evento de escurrimiento, se tomó una muestra de 1 L de sedimentos (partículas más pesadas sedimentadas en el fondo del tanque) y 1 L de suspensión acuosa (partículas más finas que quedan en suspensión en el agua de escorrentía). El material en suspensión se separó de la disolución mediante filtración a 0,45 µm.

2.4. Métodos

Para los análisis rutinarios del suelo (pH, capacidad de intercambio catiónico, porcentaje de saturación en bases, COS, Nt, P asimilable, etc.) se siguieron los procedimientos descritos por Etchevers (1988 y 1992).

El análisis granulométrico de las muestras edáficas se llevó a cabo utilizando el método de la pipeta y la densidad aparente (Da) se determinó aplicando el método del cilindro. Los datos de Da fueron empleados en el cálculo del contenido de COS (Mg C ha⁻¹).

El sistema de medición de erosión fue descrito detalladamente por Haulon *et al.* (2003). Brevemente, la lámina de agua escurrida se determinó mediante un limnógrafo (*Ott Thalimedes*, configurado a paso de 1 min) conectado a un vertedor en cada parcela. En la muestra de “suspensión” se floclularon los sedimentos en suspensión y en una alícuota de 100 mL se midió la concentración de C disuelto en agua en un T.O.C.A. Shimadzu 5050A. Los sedimentos floclulados se secaron y se midió su contenido de C en el mismo equipo. De las muestras de “sedimentos” se tomaron aproximadamente 10 g, se secaron y se midió el C en el T.O.C.A. Las concentraciones de C obtenidas se multiplicaron por sus respectivos pesos (sedimentos) y volúmenes (agua) para obtener el valor de la pérdida total de C por erosión.

El fraccionamiento físico de la MOS consistió en un tamizado en seco de las muestras de suelo en una tamizadora automática durante 20 min a través de aperturas de malla de 0,2 y 0,05 mm (basado en Andriulo *et al.* 1991), resultando tres fracciones: Muy gruesa (MG: 2-0,2 mm), Gruesa (GS: 0,2-0,05 mm) y Fina (FN: < 0,05 mm). En las fracciones MG y GS se corrigieron los contenidos de arena gruesa y fina (falsos agregados) para conocer el porcentaje de agregados netos (provenientes del apelmazamiento de limos y arcillas) y, de este modo, poder realizar comparaciones entre parcelas y, en su caso, con otros tipos de suelo (Christensen 1986; Six *et al.* 2002). El COS y el C asociado a los agregados de las distintas fracciones se determinaron por combustión seca en un *Carmograph* 8 Wösthoff.

El C de la biomasa microbiana (CBM) se determinó mediante el método de fumigación-extracción de Vance *et al.* (1987): Las muestras de suelo (al 50% de humedad de la capacidad de campo) se fumigaron con cloroformo libre de etanol durante 18 h; tras desalojar el cloroformo residual se realizó la extracción con K_2SO_4 0,5 M (relación suelo: extractante 1:4) mediante agitación durante 1 h; la determinación final del CBM se hizo por oxidación vía húmeda con dicromato potásico.

La respiración del suelo *in vitro* (RS) se determinó mediante el cociente entre el C-CO₂ emitido durante el experimento y el tiempo de duración del mismo, según la metodología propuesta por Hernández y García (2003). Las muestras de suelo (al 55% de la humedad a capacidad de campo) se colocaron en frascos de cierre hermético, junto con un frasco con 10 mL de NaOH 0,5 N, incubándose a 25 °C en la oscuridad. La producción de CO₂ fue medida los días 1, 2, 4, 7, 14, 21 y 30, valorando el exceso de NaOH con HCl 0,5 N.

2.5. Análisis estadístico

El diseño experimental fue de bloques al azar, con subparcelas duplicadas en todas las parcelas.

Los resultados se analizaron estadísticamente mediante un análisis de varianza (ANOVA) de un factor, considerando separadamente los factores año y tratamiento. También se llevó a cabo un análisis de correlación de Pearson ($P < 0,05$) entre el COS, CBM y RS.

3. RESULTADOS

3.1. Características generales de los tepetates puestos en cultivo

En la Tabla 2 se muestran los resultados de algunas determinaciones físicas, fisicoquímicas y bioquímicas edáficas llevadas a cabo con el fin de caracterizar el sustrato tepetatoso.

Sólo se observaron diferencias netas entre algunas propiedades fisicoquímicas (pH y PSB) y bioquímicas (COS, Nt y razón C/N) entre las parcelas antiguas (roturadas en 1986) y nuevas (2002), indicando que con los años de cultivo disminuyó el pH edáfico y el PSB, mientras que incrementó el contenido de COS, Nt y la relación C/N.

Tabla 2. Características de los tepetates en Santiago Tlalpan (Tlaxcala, México). C.I.C.: Capacidad de intercambio catiónico; P.S.B.: Porcentaje de saturación de bases; COS: C orgánico edáfico; Nt: N total.

PARCELAS	Arena gruesa	Arena fina	Limo grueso	Limo fino	Arcilla	pH	C.I.C.	P.S.B.	COS	Nt	C/N	P Olsen
Unidades	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(H2O)	(cmol kg ⁻¹)	(%)	(mg g ⁻¹)	(mg g ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)
Roturadas 1986 (antiguas)	10,6 a	21,4 a	6,3 a	25,7 a	36,0 a	6,4 a	15,9 a	84,3 a	3,1 a	0,4 a	7,8 a	3,9 a
Roturadas 2002 (nuevas)	10,5 a	27,4 a	9,8 a	19,5 a	32,9 a	7,6 b	16,5 a	100 b	1,1 b	0,2 b	5,5 b	t a

PARCELAS	Fe libre	Al libre	Mn libre	Si libre	Fe amorfo	Al amorfo	Si amorfo	Retención fosfatos
Unidades	(mg g ⁻¹)	(mg g ⁻¹)	(mg g ⁻¹)	(mg g ⁻¹)	(mg g ⁻¹)	(mg g ⁻¹)	(mg g ⁻¹)	(%)
Roturadas 1986 (antiguas)	7,4 a	0,4 a	0,1 a	2,2 a	1,2 a	1,0 a	0,08 a	36,0 a
Roturadas 2002 (nuevas)	5,4 a	0,4 a	0,1 a	1,7 a	0,8 a	0,8 a	0,04 a	35,5 a

C.I.C.: Capacidad de intercambio catiónico; P.S.B.: Porcentaje de saturación de bases; COS: C orgánico edáfico; Nt: N total. Letras diferentes para cada parámetro señalan diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

3.2. Evolución del C orgánico edáfico (COS) en tepetates y del C de las fracciones de agregados obtenidos por tamizado en seco

El COS no presentó cambios significativos en la capa arable con el manejo Tt en el tiempo, mientras que aumentó en +1,3 y +0,9 mg C g⁻¹ con los manejos To y Tm, respectivamente. En el tepetate recién roturado, tras 4 ciclos de cultivo, el COS incrementó como media +0,4 mg C g⁻¹ en la capa arable con el Rt y +1,9 mg C g⁻¹ con el Ro (Tabla 3), resultando significativamente diferentes los contenidos de COS. Las comparaciones entre tratamientos en 2005 mostraron que el manejo To fue significativamente superior al Tt en el horizonte Ap. En los tepetates roturados en 2002 el manejo Ro también destacó significativamente sobre el Rt.

Tabla 3. COS en la capa arable con los diferentes manejos agrícolas aplicados (entre paréntesis, desviación estándar).

Manejos	COS	
	(mg C g ⁻¹)	
	2002	2005
Manejo tradicional (Tt)	3,0 (0,2)	3,3 (0,4)a
Manejo mejorado (Tm)	3,2 (0,3)	4,1 (0,7)ab*
Manejo orgánico (To)	3,1 (0,2)	4,4 (0,5)b*
Recién roturado tradicional (Rt)	1,1 (0,0)	1,4 (0,1)A*
Recién roturado orgánico (Ro)	1,1 (0,0)	3,0 (0,3)B*

*El asterisco indica diferencias significativas entre años dentro de cada manejo ($P < 0,05$). En 2005 letras diferentes señalan diferencias significativas entre manejos ($P < 0,05$) separando las parcelas antiguas de las roturadas en 2002.

Los agregados MG (2,0-0,2 mm) constituyeron como media el 60% del total de agregados edáficos en las parcelas antiguas; los agregados GS (0,2-0,05 mm) el 24% y el 16% los FN ($< 0,05$ mm) (Tabla 4). En las parcelas recién roturadas la distribución de las fracciones fue del 67% en la fracción MG, 20% en la fracción GS y 13% en la fracción FN. Esta distribución no varió con el tiempo ni se vio afectada por el tipo de tratamiento agrícola aplicado.

La concentración de C en las fracciones consideradas (mg C g⁻¹ agregados netos) no varió tras 4 años con el manejo Tt (Tabla 4) lo cual concuerda con la estabilidad del contenido de COS en este tratamiento. Con los Tm y To, al igual que sucedió con el COS, el contenido de C en los agregados MG aumentó significativamente con el tiempo, mientras que la concentración de C en los otros tamaños de agregados permaneció constante. En 2002 la fracción GS presentó una concentración de C superior significativamente a las fracciones MG y FN (GS > MG = FN); en 2005, sin embargo, la ordenación de las fracciones en cuanto a su riqueza en C fue MG = GS = FN con el manejo Tt; y MG = GS > FN con los Tm y To.

En relación a las parcelas roturadas en 2002, con el tratamiento Ro el contenido de C se incrementó en todas las fracciones de agregados; sin embargo, con el Rt las diferencias sólo llegaron a ser significativas en la fracción MG. Inicialmente (2002) no se encontraron diferencias significativas entre la concentración de C de las diferentes fracciones y, de hecho, en 2005 el tratamiento Rt continuó sin presentar diferencias; sin embargo, con el Ro la ordenación resultó ($P < 0,05$): GS > MG = FN.

Tabla 4. Distribución de agregados en tres fracciones y concentración de C en dichos agregados según los diferentes manejos agrícolas (entre paréntesis, desviación estándar).

Manejos	> 0,2 mm	(MG)	0,2-0,05 mm	(GS)	< 0,05 mm	(FN)
	2002	2005	2002	2005	2002	2005
Agregados (%)						
Manejo tradicional (Tt)	62 (2,6)	64 (1,2) a	23 (1,8)	22 (0,8) a	15 (1,4)	14 (1,2) a
Manejo mejorado (Tm)	54 (6,6)	61 (1,7) a	28 (5,6)	23 (1,4) a	18 (1,5)	16 (1,2) a
Manejo orgánico (To)	59 (7,7)	61 (2,8) a	25 (5,7)	24 (2,1) a	16 (2,2)	15 (1,4) a
Recién roturado tradicional (Rt)	67 (4,6)	67 (2,3) A	19 (3,0)	21 (1,4) A	14 (1,7)	13 (1,5) A
Recién roturado orgánico (Ro)	67 (4,6)	64 (4,1) A	19 (3,0)	24 (4,9) A	14 (1,7)	12 (1,1) A
Carbono (mg C g fracción agregados netos ⁻¹)						
Manejo tradicional (Tt)	4,9 (0,7)	5,2 (0,8) a	7,5 (1,2)	5,5 (1,1) a	4,9 (0,5)	4,5 (0,4) a
Manejo mejorado (Tm)	4,9 (0,5)	7,3 (0,8) ab*	8,7 (0,5)	7,0 (0,8) ab	4,5 (0,5)	4,9 (1,0) a
Manejo orgánico (To)	4,8 (0,3)	7,5 (0,6) b*	7,1 (0,8)	7,2 (0,5) b	4,7 (0,7)	4,7 (0,2) a
Recién roturado tradicional (Rt)	1,7 (0,3)	2,3 (0,2) A*	1,8 (0,5)	1,9 (0,2) A	1,5 (0,4)	2,0 (0,1) A
Recién roturado orgánico (Ro)	1,7 (0,3)	3,5 (0,3) B*	1,8 (0,5)	4,6 (0,1) B*	1,5 (0,4)	3,1 (0,5) A*

* El asterisco indica diferencias significativas entre años dentro de cada manejo y variable ($P < 0,05$). En 2005 letras diferentes señalan diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$) separando las parcelas antiguas de las roturadas en 2002.

En 2005 se observó que la concentración de C en los agregados MG con el tratamiento Tt resultó significativamente inferior con respecto al To. Por otra parte, en ese mismo año, la concentración de C en las fracciones MG y GS con el manejo Ro fue significativamente superior a la obtenida con el Rt.

3.3. Pérdida de C en tepetates

3.3.1.- Pérdidas de C por erosión.- Las parcelas recién roturadas (Rt y Ro) fueron mucho más sensibles a la erosión que las parcelas antiguas. En las parcelas antiguas no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos en el año 2005 y las tasas de erosión estuvieron entre 1,1 y 1,4 Mg sedimento ha⁻¹ a⁻¹ (Tabla 5). En las parcelas recién roturadas, sin embargo, tras 4 ciclos de cultivo, la tasa de erosión fue de 8,6 Mg sedimento ha⁻¹ a⁻¹ con el manejo Rt y de 5,5 Mg sedimento ha⁻¹ a⁻¹ con el Ro. La incorporación de materia orgánica en forma de composta, estiércol y residuos de cosecha en los primeros años de

cultivo después de la roturación permitió reducir la tasa de erosión en un 36% en comparación con el manejo tradicional con baja incorporación de materia orgánica.

Las pérdidas de C por arrastre variaron entre 17 (con el manejo Tm) y 75 (con el Rt) kg C ha⁻¹ a⁻¹, estando en consonancia con las pérdidas de suelo (Tabla 5).

Las pérdidas de C orgánico disuelto en agua (COD) representaron entre el 9 y el 16% de las pérdidas de C total, con valores de 2,2 kg C ha⁻¹ a⁻¹ en las parcelas antiguas y 11,6 kg C ha⁻¹ a⁻¹ en las parcelas recién roturadas.

Se puede observar también que la pérdida de COD (referido a m³ de agua) con las aguas de escorrentía es constante en todos los tratamientos, independientemente de la edad de rehabilitación de las parcelas. Sin embargo, la pérdida de C (por arrastre de sedimento) por unidad de suelo erosionado se relacionó con el contenido inicial de COS (Tabla 5).

Tabla 5. Pérdida de suelo, agua y C por erosión en el año 2005 en Santiago Tlalpan (Tlaxcala).

Parámetros	Unidad	Tm	To	Tt	Rt	Ro
Pérdida de suelo	(kg sedimento ha ⁻¹)	1080 a	1397 a	1313 a	8621 c	5484 b
C en agua escorrentía	(g C m ⁻³)	6,7	6,4	7,1	6,9	7,3
Lamina escurrida	(mm agua a ⁻¹)	26,9	31,3	39,3	177,4	148,8
C en suelo erosionado	(g C kg ⁻¹)	13,9	14,3	14,5	7,3	10,4
Pérdida de C en sedimento	(kg C ha ⁻¹)	8,0	13,0	11,0	27,0	24,0
Pérdida de C en sedimentos en suspensión	(kg C ha ⁻¹)	7,0	7,0	8,0	36,0	33,0
Pérdida de C en agua (COD)	(kg C ha ⁻¹)	1,8	2,0	2,8	12,3	10,9
Pérdida total de C	(kg C ha ⁻¹)	16,6	22,0	22,0	75,7	68,3

Letras diferentes señalan diferencias significativas entre manejos ($P < 0,05$).

3.3.2.- Pérdidas de C por respiración.- En la Tabla 6 se presenta la RS acumulada durante 30 días de incubación en los diferentes manejos agronómicos.

La RS fue sensible a los tratamientos aplicados, ya que desde el segundo día se observó una mayor mineralización con los manejos Tm, To y Ro respecto a los tradicionales (Tt y Rt). Al examinar la evolución diaria del C-CO₂ mineralizado (Tabla 6; Fig. 1) se observó que las mayores emisiones y diferencias entre manejos se produjeron en el segundo día.

Las emisiones variaron entre 19 y 43 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Al cuarto día ya hubo una disminución del C-CO₂ diario liberado, siendo las cantidades correspondientes entre 13 y 29 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. En los siguientes periodos la evolución diaria de C-CO₂ disminuyó de forma paulatina, pero las diferencias entre los manejos se mantuvieron.

Tabla 6. C-CO₂ mineralizado acumulado (0-10 cm) bajo diferentes manejos agronómicos (2005; entre paréntesis, desviación estándar).

Manejos	Respiración edáfica: C-CO ₂ mineralizado acumulado (mg C kg ⁻¹)						
	1 día	2 días	4 días	7 días	14 días	22 días	30 días
Manejo tradicional (Tt)	24 (4) a	49 (8) a	63 (5) a	99 (12) a	162 (16) a	222 (12) a	261 (13) a
Manejo mejorado (Tm)	33 (6) a	75 (5) b	113 (10) b	188 (10) b	259 (9) b	306 (12) b	358 (20) b
Manejo orgánico (To)	48 (6) b	85 (6) b	116 (14) b	167 (17) bc	234 (19) bc	287 (21) b	340 (28) b
Recién roturado tradicional (Rt)	33 (8) ab	61 (11) a	70 (18) a	98 (18) a	163 (20) a	201 (30) a	235 (35) a
Recién roturado orgánico (Ro)	36 (7) ab	83 (8) b	104 (13) b	144 (15) c	217 (15) c	276 (18) b	327 (23) b

Letras diferentes en la misma columna señalan diferencias significativas ($P < 0,05$).

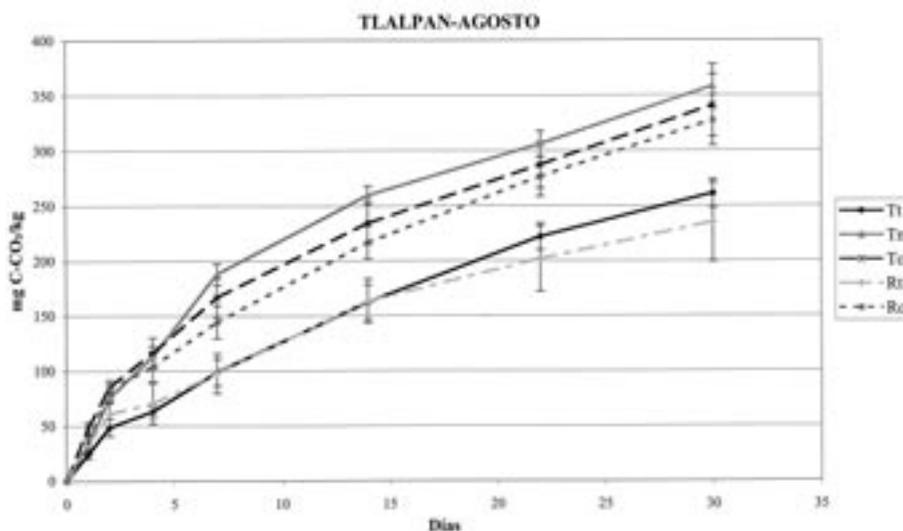


Figura 1. Evolución acumulada de C-CO₂ durante incubación en condiciones controladas (30 días) de muestras superficiales (0-10 cm) bajo distinto manejo agronómico.

En la Tabla 7 se presentan los resultados obtenidos de algunos parámetros bioquímicos determinados en las parcelas experimentales.

El CBM y la RB fueron significativamente más bajos en las parcelas con menor contenido de COS (Tabla 3), las cuales se corresponden con las recientemente roturadas (2002) sobre todo en la Rt (94 $\mu\text{g C g}^{-1}$ y 7,8 $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente). Dichos valores aumentaron con los años de cultivo y fueron significativamente mayores con los manejos agrícolas que adicionaron C externo al sistema (To y Tm).

El coeficiente de mineralización $\text{C-CO}_2/\text{COS}$ (que indica la potencialidad de mineralización por unidad de COS; Álvarez y Azueto 2004) mostró los mayores valores en las parcelas roturadas en el año 2002 (Rt y Ro) y los menores en las parcelas más antiguas (manejos Tt, Tm y To).

Tabla 7. Parámetros bioquímicos obtenidos con los diferentes tratamientos agrícolas (Agosto, 2005).

Manejos	COS (mg C g^{-1})	CBM ($\mu\text{g C g}^{-1}$)	RS ($\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$)	$\text{C-CO}_2/\text{COS}$ ($\text{mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ COS d}^{-1}$)
Manejo tradicional (Tt)	3,3 a	98 a	8,7 a	2,50 a
Manejo mejorado (Tm)	4,1 ab	131 bc	11,9 b	2,96 a
Manejo orgánico (To)	4,4 b	150 b	11,3 b	2,65 a
Recién roturado tradicional (Rt)	1,4 a	94 a	7,8 a	4,89 b
Recién roturado orgánico (Ro)	3,0 b	118 c	10,9 b	4,23 b

Letras diferentes en la misma columna señalan diferencias significativas ($P < 0,05$).

3.4. Secuestro de C en tepetates

La reserva de COS no experimentó variaciones significativas en el tiempo con el manejo Tt, mientras que con el Tm, donde la incorporación de ROC fue mayor que en el Tt (10,4 Mg MS ha^{-1} en el Tm frente a 6,1 Mg MS ha^{-1} en el Tt), la capacidad de secuestro de C del tepetate se vio incrementada, ya que tras 4 ciclos de cultivo se acumularon +2,2 Mg C ha^{-1} frente a los +0,9 Mg C ha^{-1} con el Tt (Tabla 8).

El manejo To, al que se incorporaron alrededor de 3,9 Mg C ha^{-1} procedentes de ROC más 5,2 Mg C ha^{-1} de los abonos orgánicos, también agrandó su almacén de COS con el tiempo (incremento de +2,6 Mg C ha^{-1} tras 4 ciclos agrícolas).

Con el tratamiento Ro se añadieron alrededor de 9,2 Mg C ha^{-1} en 4 años en concepto de abonos orgánicos y ROC; en el Rt, sin embargo, las incorporaciones de materia orgánica fueron muy bajas y esporádicas (en

torno a 2,6 Mg MS ha⁻¹ de ROC en todo el periodo) por lo que, tras 4 años, el incremento de COS fue mayor con el Ro.

De los cinco manejos ensayados en total el Ro fue el que consiguió acumular la mayor cantidad de COS entre 2002 y 2005 en su capa arable, superando significativamente a los Tt y Rt, que sólo recibieron durante el mismo periodo 3,1 y 1,3 Mg C ha⁻¹ respectivamente, provenientes de los esquilmos de la cosecha.

Tabla 8. Captura de C en la capa arable de tepetates cultivados e incorporación de materia orgánica en el periodo 2002-2005 (desviación estándar entre paréntesis).

Manejos	COS		C capturado	C en residuos de cosecha**	C en abonos orgánicos
	(Mg C ha ⁻¹)	(Mg C ha ⁻¹)	(Mg C ha ⁻¹)	(Mg C ha ⁻¹)	(Mg C ha ⁻¹)
	2002	2005	2002-2005	2002-2005	2002-2005
Manejo tradicional (Tt)	7,0 (0,5)	7,6 (0,8)	0,9 (0,3) a	3,1	–
Manejo mejorado (Tm)	7,5 (0,6)	9,7 (1,6)*	2,2 (1,0) ab	5,2	–
Manejo orgánico (To)	7,8 (0,6)	10,4 (1,1)*	2,6 (1,1) ab	3,9	5,2
Recién roturado tradicional (Rt)	2,4 (0,1)	3,3 (0,1)*	0,8 (0,1) a	1,3	–
Recién roturado orgánico (Ro)	2,4 (0,1)	6,8 (0,7)*	4,3 (0,6) b	4,2	5,0

*El asterisco indica diferencias significativas entre años dentro de cada tratamiento ($P < 0,05$). Letras diferentes señalan diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$)

**50 % de la MS. MS: Materia seca.

4. DISCUSIÓN

4.1. Evolución del C orgánico edáfico (COS) en tepetates y en las fracciones de agregados obtenidos por tamizado en seco

La fracción de agregados que mostró en primer lugar las variaciones del COS en los tepetates fue la MG (> 0,2 mm), salvo con el manejo Ro donde, debido al fuerte incremento de COS experimentado, todas las fracciones resultaron enriquecidas en C. El C incorporado al suelo, por tanto, se almacenó primeramente en los agregados de mayor tamaño (MG) que fueron los más sensibles a las mayores incorporaciones de materia orgánica llevadas a cabo en los manejos alternativos al tradicional; estos agregados pueden ser considerados como macroagregados (>0,25 mm), los

cuales, según Christensen (2001) serían los primeros en verse afectados por los cambios en el manejo del suelo.

En 2005 el C asociado a los agregados MG supuso alrededor del 55% del COS total en los tepetates roturados en 1986 y entre el 60 (Ro) y el 70 (Rt) % en los roturados en 2002. Por otra parte, en las parcelas antiguas, el 25% del COS se encuentra almacenado en los agregados FN ($< 0,05$ mm), mientras que en los tepetates recientemente roturados (2002) y cultivados durante 4 años únicamente el 10% del COS se localizó en esta fracción. Ello parece indicar que con los años de cultivo el C se incorpora muy lentamente en los agregados de menor tamaño. El C asociado a los agregados FN es más estable y constituye el principal componente del secuestro de C a largo plazo, debido a la fuerte protección fisicoquímica que brindan al C contenido (Stevenson 1994; Six *et al.* 2004). Por tanto, los cambios que se producen en la fracción FN a causa del cultivo son muy lentos y contribuyen poco a la fertilidad a corto y medio plazo (no sirviendo de buen indicador).

En las parcelas antiguas los agregados de la fracción GS en 2002 fueron los más ricos en C y los agregados MG y FN presentaron contenidos de C similares ($P < 0,05$). En 2005, sin embargo, los agregados MG igualaron la concentración de C de los agregados GS con los manejos Tm y To. Por tanto, la concentración de C fue menor en los agregados FN ($< 0,05$ mm) con respecto a los MG y GS (2-0,05 mm), lo que concuerda con los resultados obtenidos por Andriulo *et al.* (1991) y Puget *et al.* (1995); sin embargo, Sainju (2006) encontró diferencias en la concentración de C asociado a diferentes fracciones de agregados en función del sistema de cultivo aplicado al suelo y de las propiedades edáficas. La menor concentración de C encontrada en los agregados MG en 2002 podría explicarse por el hecho de que en ese año el muestreo de suelos fue llevado a cabo en Mayo, previamente al inicio de cualquier actividad agrícola y tras aproximadamente 5 meses desde la recogida de la última cosecha (que suele hacerse a finales de otoño), por lo que durante la época seca (cuando no se realiza ninguna actividad agrícola), durante el tiempo que el suelo conserva humedad residual, parte de la materia orgánica asociada a los agregados MG podría haber sido mineralizada. En 2005, sin embargo, las muestras de suelo fueron tomadas en el mes de Agosto, época húmeda (en pleno ciclo agrícola), luego influenciada por ésta.

4.2. Pérdida de C en los tepetates

4.2.1.- *Pérdidas de C por erosión.*- En 2005 las pérdidas de C por erosión representaron entre el 2% y el 7% de la acumulación de C entre 2002 y 2005 con los manejos Ro, To, Tm y Tt. En la parcela Rt, sin embargo, la tasa de erosión fue más alta y la tasa de acumulación de C más baja ($0,27 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$); por tanto, las pérdidas de C por erosión representaron el 28% del C acumulado. La sensibilidad a la erosión de los tepetates recién roturados (Haulon *et al.* 2006) es consecuentemente un

freno significativo a la acumulación de COS cuando se siguen las prácticas tradicionales de manejo agrícola durante la fase inicial de su rehabilitación.

La concentración media de C en los sedimentos arrastrados varió entre 7,3 (manejo Rt) y 14,5 (manejo Tt) mg C g^{-1} , lo que equivale a una concentración de C de 3,3 a 5,2 veces mayor que el contenido de COS de las parcelas de donde el sedimento proviene. Este resultado indica que el contenido de COS en el horizonte más superficial del suelo es significativamente más alto que en el resto del perfil, debido a la mayor acumulación de COS en superficie. Cabe mencionar que las tasas de erosión dependen del volumen y erosividad de las precipitaciones anuales, las cuales presentan una gran variabilidad entre años (Haulon *et al.* 2007).

El COS juega un papel determinante en la estabilidad de agregados y la erodabilidad del suelo (Le Bissonnais 1996). Haulon *et al.* (2007) demostraron que, después del índice de erosividad de la lluvia, el COS es el parámetro que más afecta las tasas de erosión en los tepetates rehabilitados. La incorporación de materia orgánica permite aumentar el COS y reducir las tasas de erosión, lo que favorece a su vez la acumulación de C en el suelo.

4.2.2.- Pérdidas de C por respiración.- En concordancia con estudios anteriores (Campbell *et al.* 1992; Álvarez *et al.* 2000) el CBM y la RS fueron sensibles a los manejos aplicados (Tabla 6). El CBM y la RS obtenidos con los manejos tradicionales (Tt y Rt) se separaron significativamente de los manejos orgánicos (To y Ro) o con incorporación de ROC (Tm). Por tanto, los dos parámetros mencionados podrían constituir buenos indicadores tempranos de acumulación de COS.

El coeficiente $\text{C-CO}_2/\text{COS}$ fue mayor en las parcelas recientemente roturadas (Rt y Ro) y más bajo en las más antiguas (Tt, Tm y To), lo cual indica que la tasa de mineralización disminuye (por unidad de COS) con los años de cultivo, independientemente del manejo. Álvarez y Anzueto (2004) obtuvieron resultados similares en otros suelos volcánicos agrícolas en México; según estos autores las diferencias en la proporción de COS mineralizable entre los manejos están relacionadas con la disminución de la fracción lábil de la MOS y con las condiciones edáficas que ocasionan la reducción de la calidad de la MOS.

El C-CO_2 mineralizado durante la primera semana de incubación proviene del componente activo de la MOS, probablemente residuos lábiles de la materia orgánica particulada, esto es, dependería del C lábil que resulta de las diferentes prácticas de manejo (Zagal *et al.* 2002; Fig. 1). Destacan los mayores valores de RS con los tratamientos Tm, To y Ro, sugiriendo que con estos manejos se incrementa la disponibilidad de C y energía para los microorganismos heterótrofos del suelo (Elliot *et al.* 1994). Los sistemas tradicionales (Tt y Rt) ocasionaron, por tanto, un efecto negativo para el desarrollo de la actividad microbiana, situación que ha sido reportada por numerosos autores (Schnürer *et al.* 1985; Follet y Schimel 1989).

El retiro de ROC con el manejo Tt limita aún más la acumulación de COS en los tepetates roturados, a pesar de la escasa mineralización en términos absolutos (ya se vio que, paradójicamente, es más intensa en términos relativos). Sin embargo, lograr que la acumulación de C sea mayor que la emisión del mismo (como CO₂) requiere de una estrategia mejor que la simple adicción de residuos orgánicos al suelo.

El análisis estadístico realizado evidenció una correlación positiva entre el COS y la RS (Tabla 9), lo que coincide con los resultados encontrados por Schnürer *et al.* (1985) y Zagal *et al.* (2002). Por otro lado, el COS también mostró alta correlación con el CBM. Según Wang *et al.* (2003) la disponibilidad de sustrato (en este caso COS) es el principal determinante del valor de CBM y RS. La correlación positiva entre la RS y el CBM indicó que la RS puede ser considerada como un buen indicador de la cantidad de biomasa microbiana que se ve afectada por los diferentes manejos agronómicos aplicados.

Tabla 9. Matriz de correlación entre parámetros bioquímicos.

Correlaciones y significancias	COS	CBM	RS
COS	1		
CBM	0,745**	1	
RS	0,709**	0,756**	1

CBM: C biomasa microbiana; RS: Respiración del suelo.

** Altamente significativo ($p < 0.01$)

4.3. Secuestro de C

En 2002 el contenido de COS del tepetate recién roturado fue de sólo 2,4 Mg C ha⁻¹ en los -20 cm superficiales, lo que evidencia el elevado potencial de secuestro de C de los tepetates si se llevaran a cabo prácticas de manejo agrícola tendentes a incrementar el COS.

Según Baumann y Werner (1997) las parcelas antiguas (tras su roturación) en el cuarto año de cultivo presentaron un almacén de COS de 3,6 Mg C ha⁻¹; tras 16 años de manejo tradicional este valor había aumentado hasta 7,4 Mg C ha⁻¹ (valor medio) y tras 20 años el COS de la capa arable fue de 7,6 Mg C ha⁻¹. El contenido de COS en estos tepetates, por tanto, aumentó con el tiempo aún con la práctica agrícola tradicional. Esto se explica, principalmente, por los residuos de raíces que restan en el suelo y por el remanente de las esporádicas aplicaciones de estiércol animal que hace el productor (Etchevers *et al.* 1992) aunque según Báez *et al.* (2002) el contenido de COS de los tepetates manejados de manera continua con el sistema tradicional tiende a estabilizarse después de la primera década de cultivo.

Esto explica el incremento de COS experimentado en la capa arable de la parcela cultivada con el manejo Rt tras sus primeros 4 ciclos de cultivo.

En el periodo 1986-2002 la tasa media de acumulación de COS fue de 0,3 Mg C ha⁻¹ a⁻¹, aunque con tendencia a estabilizarse con el tiempo (Fig. 2). Sin embargo, tras 4 ciclos de cultivo la velocidad de captura de C con el manejo Tm fue de 0,6 Mg C ha⁻¹a⁻¹ y de 0,7 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ con el To, duplicándose la tasa de almacenamiento de los tepetates cultivados con el manejo Tt.

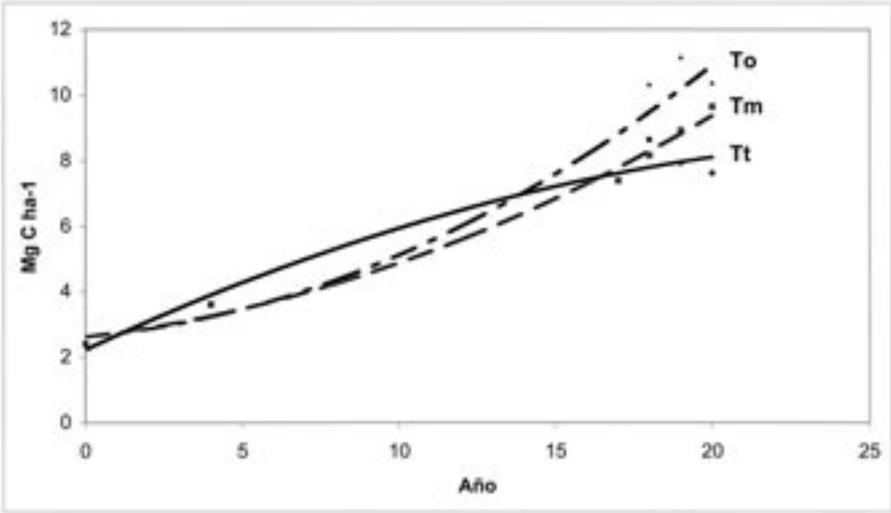


Figura 2. Tendencia de la acumulación del COS con los años de cultivo en los tepetates estudiados.

En las parcelas antiguas los tratamientos que recibieron abonos orgánicos (To) y/o ROC (To y Tm) presentaron incrementos significativos de COS en la capa arable, lo que indica claramente que la incorporación de abonos orgánicos favoreció la acumulación de COS en los tepetates con respecto al manejo tradicional (Baumann y Werner 1997; Etchevers y Brito 1997; Báez *et al.* 2002). De igual manera la incorporación de ROC al suelo contribuye al aumento de los niveles de MOS y a la formación y estabilidad de agregados (Christensen 1986).

El Ro en 2005 logró alcanzar 6,8 Mg C ha⁻¹, siendo el manejo que experimentó un mayor incremento absoluto de COS; un valor similar también fue reportado por Báez *et al.* (2007) en tepetates. Como se comentó previamente la extensión ocupada por los tepetates en el Eje Transvolcánico Mexicano es de 30700 km²; por tanto, si se rehabilitaran el 50% de ellos mediante agricultura orgánica (Ro) se conseguiría una captura de alrededor de 17 Gg C a⁻¹ durante los primeros años.

Teniendo en cuenta las incorporaciones de materia orgánica al tepetate con los diferentes tratamientos estudiados, así como las pérdidas ocasionadas

por la erosión del sustrato y la mineralización de la MOS, se puede elaborar un esquema representativo de la eficacia de cada tratamiento respecto a la captura de COS (Fig. 3). Así, los tratamientos que recibieron mayores aportaciones orgánicas son los que capturaron mayor cantidad de COS en su capa arable, aunque se observó una gran diferencia entre la capacidad de captura de los tepetates roturados en 1986 y los roturados en 2002, ya que con el manejo Ro (ante una aportación similar de materia orgánica) se secuestró casi el doble de COS que con el To. Por otra parte, con el Rt, en el cual los ROC incorporados fueron menos de la mitad en relación al Tt, se almacenó prácticamente la misma cantidad de COS que con este último tratamiento.

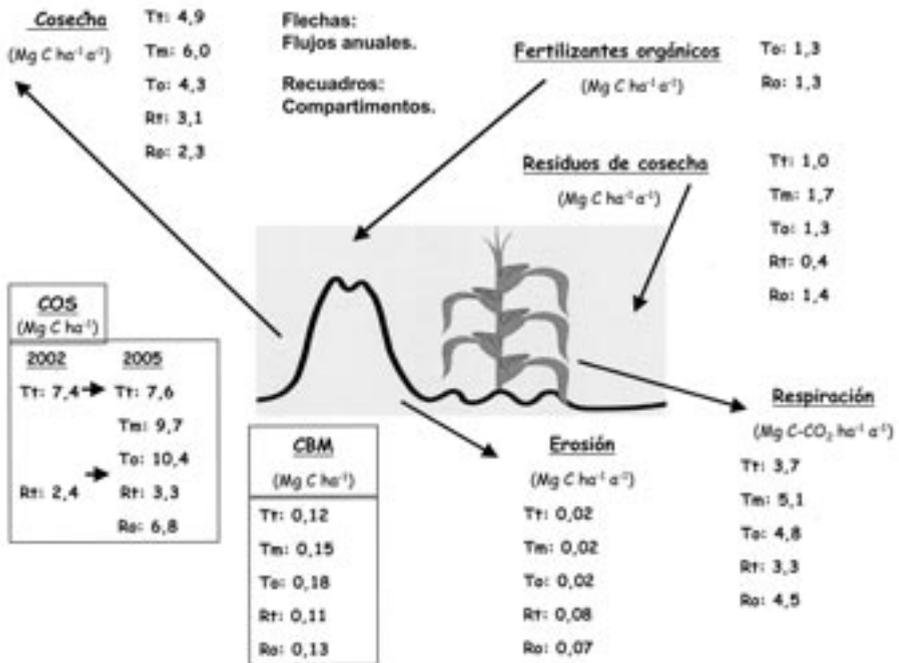


Figura 3. Modelo del ciclo de C en un agroecosistema de tepetate rehabilitado.

Las pérdidas de COS por erosión fueron bajas incluso en los tepetates recién incorporados al cultivo agrícola. Por otra parte, las pérdidas por mineralización de la materia orgánica estimadas mediante la respiración basal (RS) fueron muy elevadas y no explicarían las diferencias entre las incorporaciones de C al suelo y los incrementos del COS. Probablemente la causa de este desajuste se deba a que el análisis de respiración efectuado tan sólo considera la respiración potencial microbiana en condiciones de laboratorio, mientras que las condiciones del campo son, en general, más restrictivas. Según Báez *et al.* (2006b), quienes midieron la tasa de emisión de CO₂ del suelo en

condiciones de campo en estas mismas parcelas, esta variable aumentó con los años de cultivo y en los sistemas agrícolas donde se adicionó materia orgánica exterior al sistema. El flujo de CO₂ edáfico se relacionó positivamente con la humedad volumétrica edáfica, al favorecer la actividad microbiana y degradar, consecuentemente, la MOS. El análisis de la respiración basal confirma estos resultados, ya que la adición de abonos orgánicos o ROC a los tepetates estudiados incentiva la actividad microbiana como se refleja en los mayores valores de CBM y RS obtenidos cuando existía una mayor concentración de COS (To, Tm y Ro), indicando la presencia de C lábil oxidable.

Por tanto, para incrementar el contenido de COS de una manera más efectiva se deben implementar prácticas agrícolas que disminuyan la oxidación, procurando que la tasa de acumulación de C sea mayor que la de emisión. Se han recomendado prácticas agronómicas (por ejemplo, la labranza reducida; Paustian *et al.* 2000) para disminuir las tasas de respiración edáfica y así incrementar la captura de COS en los agrosistemas; de este modo se contribuiría a mitigar las emisiones de CO₂ a la atmósfera, tal como propone el Protocolo de Kyoto (1997).

El mercado de bonos de C que establece dicho Protocolo (Lal 2006) es una opción a la que, en principio, podrían acogerse los pequeños productores en Iberoamérica para aumentar sus ingresos, incentivando las buenas prácticas de cultivo. Sin embargo, los precios actuales del mercado son muy bajos y, además, los mecanismos para el cobro de este servicio ambiental no están todavía bien establecidos (Lal 2006). Un problema añadido es, también, el social, puesto que los campesinos suelen poseer terrenos muy pequeños (minifundios o ejidos comunales) por lo que, aún aplicando prácticas adecuadas de manejo (Tm o To), no reportarían beneficios tangibles en la situación actual del mercado de C si no se suman voluntades para una acción común en este sentido.

5. CONCLUSIONES

i) La rehabilitación de tepetates podría tener un doble fin: a) el aumento de la superficie de tierras de cultivo; y b) la captura de C, dado el elevado potencial que presentan las citadas extensas superficies de tepetates para este fin.

ii) A partir de los resultados obtenidos se recomienda el uso de los manejos agrícolas que incluyen la adición de abonos y/o residuos orgánicos o, bien, incorporación de restos de la propia cosecha. Estos manejos incrementan la captura de C de los tepetates (una vez habilitados para el uso agrícola), tanto en aquellos recientemente roturados, como en los previamente cultivados durante años de acuerdo a prácticas agrícolas tradicionales (aunque en este último caso se tenga una respuesta menos intensa).

iii) El C adicionado a los tepetates se almacenó, en primera instancia, en los agregados de mayor tamaño (> 0,2 mm), siendo esta fracción la

más sensibles a la diferente aportación de materia orgánica con los distintos manejos.

iv) A medio plazo se incrementó la proporción de C asociado a los agregados finos (< 0,05 mm) donde supuestamente se almacena el COS más estable.

v) La adición de abonos orgánicos o ROC al suelo incentivó la actividad microbiana según denotaron los parámetros de CBM y RB, relacionándose directa y significativamente con el contenido de COS y mostrando más eficacia en los manejos recomendados (ya sea orgánico o mejorado, con baja fertilización y rotaciones apropiadas).

vi) La pérdida de COS en los sistemas evaluados se produce principalmente por mineralización y, en mucha menor medida, por erosión. Sin embargo, en los tepetates recién roturados donde el COS es muy bajo y la incorporación de materia orgánica mínima (manejo tradicional), las pérdidas de C por erosión son significativas (un tercio de la tasa anual de secuestro de carbono) y frenan la acumulación de C en el suelo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Unión Europea la financiación de esta investigación a través del Proyecto *REVOLSO* (Programa *INCO ICA4-CT-2001-10052*); también al personal técnico de las instituciones implicadas (colaboradores en el muestreo y análisis) y al propietario de las parcelas. Otros organismos, como la F.E.C.Y.T. española y la Fundación Produce-Tlaxcala también contribuyeron económicamente al desarrollo del Proyecto.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvarez J.D. y M.J. Anzueto. 2004. Actividad microbiana del suelo bajo diferentes sistemas de producción de maíz en los altos de Chiapas, México. *Agrociencia*, 38: 13-22.
- Álvarez J.D., R. Ferrera y J.D. Etchevers. 2000. Actividad microbiana en tepetates con incorporación de residuos orgánicos. *Agrociencia*, 34: 523-532.
- Andriulo A.E., J. Galantini, C. Pecorari y E. Torioni. 1991. Materia orgánica del suelo en la región pampeana. I. Un método de fraccionamiento por tamizado. *Agroquímica*, 34: 475-489.
- Báez A., J.D. Etchevers, M. Haulon, G. Flores y C. Hidalgo. 2006a. Pérdida de C por erosión hídrica y emisión de CO₂ en tepetates (suelos volcánicos endurecidos) habilitados para la agricultura en Tlaxcala, México. En: *Summaries of the IV International Symposium on Deteriorated Volcanic Soils*, Universidad Michoacana, Morelia (México). 12 pp.
- Báez A. J.D. Etchevers, C. Hidalgo y C. Prat. 2006b. Emisión de CO₂ en tepetates (materiales volcánicos endurecidos) habilitados para la agricultura en

- Tlaxcala, México. En: *Medioambiente en Iberoamérica. Visión de la física y la química en los albores del siglo XXI*. J.F. Gallardo (ed.). SiFyQA, Badajoz. pp: 469-475.
- Báez A. J.D. Etchevers, C. Hidalgo y C. Prat. 2007. Formation of aggregates and carbon sequestration in ameliorated tepetates in the Rio Texcoco Basin. Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 24: en prensa
- Báez A. J.D. Etchevers, C. Hidalgo, C. Prat, V. Ordaz y R. Núñez. 2002. C orgánico y P-Olsen en tepetates cultivados de México. *Agrociencia*, 36: 643-653.
- Baumann J. y G. Werner. 1997. Nutrient supply of reclaimed indurated volcanic ash soils and evaluation of productivity with the QUEFTS-model. En: *Suelos volcánicos endurecidos*. C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo (eds.). ORSTOM. Quito (Ecuador). pp: 194-201.
- Bertaux J. y P. Quantin. 1994. Relation géométrique et variations minéralogiques des différents termes d'une séquence d'altération de tufs pyroclastiques de la région de Texcoco (México). *Transactions 15th World Congress of Soil Science*. S.M.C.S, Acapulco (México). Vol. 6B: 232-233.
- Cambardella C.A. y E. T. Elliott., 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 777-783.
- Campbell C.A., S.A. Brandt, V.O. Biederbeck, R.P. Zentner y M. Schnitzer. 1992. Effect of crop rotations and rotation phase on characteristics of soil organic matter in a Dark Brown Chernozemic soil. *Can. J. Soil Sci.*, 72: 403-416.
- Christensen B.T. 1986. Straw incorporation and soil organic matter in macroaggregates and particle size separates. *J. Soil Sci.*, 37: 125-135.
- Christensen B.T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sci.*, 20: 1-90.
- Christensen B.T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur. J. Soil Sci.*, 52: 345-353.
- Elliot E.T., I.C Burke, C.A. Monz y S.D. Frey. 1994. Terrestrial carbon pools: preliminary data from the Corn Belt and Great Plains regions. En: *Defining soil quality for a sustainable environment*. J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek y B.A. Stewart (eds.). Special Publ. N° 35, *Soil Sci. Soc. Am.*, Madison, pp:179-191.
- Etchevers J.D. 1988. Análisis químico de suelos y planta. Centro de Edafología, Colegio de Postgraduados de Montecillo, I.R.N., Texcoco (México). 803 pp.
- Etchevers J.D. 1992. *Manual de Métodos para Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes*. Análisis Rutinarios en Estudios y Programas de Fertilidad. Laboratorio de Fertilidad. Centro de Edafología. Colegio de Postgraduados de Montecillo, Texcoco (México). 125 pp.
- Etchevers J.D. y H. Brito. 1997. Levantamiento nutrimental de los tepetates de México y Tlaxcala. En: *Suelos Volcánicos Endurecidos*. C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo (eds.). ORSTOM, Quito (Ecuador). pp: 202-212.
- Etchevers J. D., C. Hidalgo, C. Prat y P. Quantin. 2006a. Tepetates of Mexico. En: *Encyclopedia of Soil Science*. R. Lal (ed.). 2nd. edu. C.R.C./Marcel Dekker, New York. Vol. 2: 1745-1748.

- Etchevers J. D., R. M. López, C. Zebrowsky y D. Peña. 1992. Fertilidad de los tepetates de la vertiente occidental de la Sierra Nevada (México). *Terra*, 10 (Número especial): 379-384.
- Etchevers J.D., O. Masera, C. Balbontín, D. Gómez, A. Monterroso, R. Martínez, M. Acosta, M. Martínez y C. Ortiz. 2006b. Soil carbon sequestration in Mexico and Central America (Biome A). En: *Carbon sequestration in soils of Latin America*. R. Lal, C.C. Cerri, M. Bernoux, J.D. Etchevers y E. Cerri (eds.). Food Products Press, London. pp: 119-146.
- Feller C y M.H. Beare. 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79: 69-116.
- Follet R.F. y D.S. Schimel. 1989. Effect of tillage practices on microbial biomass dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53: 1091-1096.
- Haulon M., G. Flores, A. Vera y G. Werner. 2006. Efecto del manejo y de la edad de rehabilitación sobre la erodabilidad y la estructura de los tepetates habilitados a la agricultura en Tlaxcala. En: *Summaries IV International Symposium on Deteriorated Volcanic Soils*. UNAM, Morelia, México.
- Haulon M., G. Werner, M. Bravo-Espinoza, C. Prat, G. Flores y U. Fechter-Escamilla. 2003. Sediment laden runoff measurement system on deteriorated volcanic ash soils in Mexico. En: *Proceedings 25 years of assessment of erosion*, D. Gabriels y W. Cornelis. pp. 303-304.
- Haulon M., G. Werner, G. Flores, A. Vera y P. Félix-Henningsen. 2007. Assessment of erosion rates during rehabilitation of hardened volcanic soils (tepetates) in Tlaxcala, *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 24(3): En prensa.
- Hernández T. y C. García. 2003. Estimación de la respiración microbiana del suelo. En: *Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos. Medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana*. C. García, F. Gil, T. Hernández y C. Trasar (eds.). Mundi-Prensa, Madrid. pp: 311-346.
- Lal R. 2006. Soil carbon sequestration in Latin America. En: *Carbon sequestration in soils of Latin America*. R. Lal, C.C. Cerri, M. Bernoux, J.D. Etchevers y E. Cerri (eds.). Food Products Press, Londres. pp: 49-64.
- Le Bissonnais Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *Eur. J. Soil Sci.*, 47: 425-437.
- Paustian K., J. Six, E.T. Elliott y H.W. 2000. Hunt. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochem.*, 48: 147-163.
- Peña D. y C. Zebrowski. 1993. Estudio de los suelos volcánicos endurecidos de las cuencas de México y Tlaxcala. *Informe del Mapa Morfopedológico de la Vertiente Occidental de la Sierra Nevada*. Anexo 2: Descripción de perfiles. Contrato N° 0212 CCE/ORSTOM, México. pp: 1-16.
- Prat C., A. Báez y A. Márquez. 1997. Erosión y escurrimiento en parcelas de tepetate t3 en Texcoco, México. En: *Tercer Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. C. Zebrowski, Quantin, P y Trujillo, G. (eds.). ORSTOM, Quito (Ecuador). pp. 371-383.
- Puget P, C. Chenu y J. Balesdent. 1995. Total and young organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates. *Eur. J. Soil Sci.*, 51: 595-605.

- Sainju U.M. 2006. Carbon and nitrogen pools in soil aggregates separated by dry and wet sieving methods. *Soil Sci.*, 171: 937-949.
- Schnürer J., M. Clarholm y T. Rosswall. 1985. Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. *Soil Biol. Biochem.*, 17:611-618.
- Six J., Bossuyt, H., Degryze, S. y Denef, K., 2004. A history of research on the link between (micro-)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res.*, 79, 7-31.
- Six J., P. Callewaert, S. Lenders, S. De Gryze, S.J. Morris, E.G. Gregorich, E.A. Paul y K. Paustian. 2002. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 1981-1987.
- Stevenson F.J. 1994. Extraction, fractionation and general chemical composition of soil organic matter. En: *Humus chemistry. Genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons. New York. pp: 24-58.
- Vance E.D., P.C. Brookes y D.S. Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.*, 19: 703-707.
- von Lüötzow M., I. Köbel-Knabner, K. Ekschmitt, H. Flessa, G. Guggenberger, E. Matzner y B. Marschner. 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol. Biochem.*, 39: 2183-2207.
- Wander M. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. En: M. Magdoff y R.R. Weil (eds.). *Soil organic matter in sustainable agriculture*. C.R.C. Press, Boca Ratón. Pp.: 67-102.
- Wang W.J., R.C. Dalal, P.W. Moody y J. Smith. 2003. Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biol. Biochem.*, 35: 273-284.
- Williams B.J. 1992. "Tepetate" in 16th Century and contemporary folk terminology, Valley of Mexico. *Terra*, 10 (número especial): 483-493.
- Zagal E., N. Rodríguez, I. Vidal y L. Quezada. 2002. Actividad microbiana en un suelo de origen volcánico bajo distinto manejo agronómico. *Agricultura Técnica*, 62: 297-309.
- Zebrowski C. 1992. Los suelos volcánicos endurecidos de América Latina. En: *Primer Simposio Internacional: Suelos Volcánicos Endurecidos (Uso y manejo de tepetates)*. C. Zebrowski, Prat, J.D. Etchevers, H.M. Arias y M.A. Miranda (eds.). Colegio de Postgraduados, Montecillo, México. *Terra*, 10 (número especial): 15-23.

ESTIMACIÓN DEL VALOR ECONÓMICO DEL SERVICIO AMBIENTAL DE CAPTURA DE CARBONO EN LOS BOSQUES TEMPLADOS DEL ESTADO DE MÉXICO (MÉXICO)

Sergio Franco Maass

Centro de Investigación en Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de México (Mexico). <serfm@uaemex.mx>.

Resumen: En años recientes, el gobierno federal de México ha implementado un programa de pago de servicios ambientales para desarrollar un mercado nacional de captura de carbono. Para conocer algunas de las implicaciones económicas de dicho programa, se calculó el carbono almacenado y la capacidad para capturar C en el estrato arbóreo de los bosques templados del Estado de México mediante la aplicación de los datos de captura de C obtenidos en el Parque Nacional Nevado de Toluca. Además se estimaron los posibles cambios que pueden sufrir las superficies boscosas, lo que permitió calcular la cantidad de C almacenado para el año 2010 y el monto económico del C acumulado en el periodo con base en los precios establecidos por el gobierno federal mexicano. En el año 2000 el Estado de México contaba con poco más de 6.000 km² de bosques templados, con un total de C almacenado en la biomasa aérea de poco más de 77 millones de Mg. Se estimó que el Estado de México podrá perder para el año 2010, cerca de 3 millones de Mg C, como resultado, fundamentalmente, de la deforestación y deterioro de los bosques de pino. Sin embargo, si se logra detener la deforestación y se recuperaran los bosques deteriorados y sería posible incrementar en 13 millones de Mg el C almacenado en la biomasa aérea de los bosques templados. Con estos resultados se estimó que el costo social derivado de la pérdida de C en el Estado de México podría superar los 150 millones de dólares.

Palabras clave: Servicios ambientales, Captura de carbono, Bosque templado.

Economic Value Estimation of the Carbon Capture Environmental Service in the Temperate Forests of the State of México, México

Abstract: Over the last years, the federal government of Mexico has implemented a national program of environmental services payment, aiming to develop a national market in C capture. To know some of the economical implications of the program, it was estimated the carbon stock and the capability of C capture in the above ground biomass of the tempe-

rate woods of the State of Mexico. In order to do so, there were applied the C capture potentials and the tendencies of the land cover change obtained from a study in the *Nevado de Toluca* National Park. The study included the estimation of the possible changes of the temperate woods surfaces in the year 2010 in order to determine the changes in the C stock and its economical value according with the prices established by the Mexican government. In the year 2000, the C stored in the above ground biomass in nearly 6.000 km² of temperate woods of the state of Mexico was over 77 Tg. It was estimated that, in the year 2010, there could be a decrease of 3 Tg, mainly as a result of the reduction of the areas covered by woods of pine. However, if the deforestation process is stopped, which could lead to a recovery of the surfaces and the density of the temperate woods, it is possible to have an increment of over 13 Tg. The social cost derived from the lost of C stock in the temperate woods of the state of Mexico could rise the 150 millions of American dollars.

Key words: Environmental services; Carbon sequestration; Temperate forests.

INTRODUCCIÓN

Los servicios ambientales se refieren a las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales satisfacen, de forma directa o indirecta, las necesidades humanas (De Groot 1994). La producción de tales servicios depende del grado de conservación de los espacios naturales y de la forma en que estos se ven afectados por el entorno socioeconómico. De acuerdo con Jiménez (2001) existen cuatro categorías principales de funciones ambientales (regulación, soporte, producción e información) de las que se derivan una gran variedad de servicios ambientales.

Toledo y Bartra (2000) consideran que el problema del deterioro de los espacios naturales está directamente vinculado con las precarias condiciones de vida prevalecientes en los espacios rurales. La falta de recursos económicos conduce a procesos de agotamiento y degradación de los recursos naturales por cambios en el uso de suelo y la consiguiente pérdida de áreas forestales, pérdida de suelo por erosión, contaminación de suelos y aguas, y disminución de la infiltración y aumento del escurrimiento que acentúa la erosión y provoca azolves en los cuerpos de agua. A partir del reconocimiento de que el deterioro ambiental encuentra sus raíces en las condiciones socioeconómicas del entorno rural, el gobierno mexicano ha adoptado, en los últimos años, el pago por servicios ambientales como un importante instrumento de política ambiental para la conservación de los espacios naturales del país. De acuerdo con la Comisión Nacional Forestal las transferencias monetarias buscan construir una nueva racionalidad

económica basada en la protección, aprovechamiento y desarrollo de los recursos naturales (CONAFOR 2001).

Sin embargo, tal como lo señalaron Franco y Rodríguez (2004), el pago de servicios ambientales es muy complejo. En primer lugar es preciso definir su verdadera aportación a la actividad económica regional, lo que conlleva la construcción de indicadores y, en la medida de lo posible, su valoración económica. A esto es preciso añadir que este enfoque concibe al ambiente como un conjunto discreto de servicios a los que es posible dar un valor económico en un ámbito muy ambiguo, en el que la oferta y demanda raramente comparten el mismo espacio geográfico. Además, a diferencia de otros bienes y servicios que la sociedad demanda, los servicios ambientales no tienen un mercado que permita la libre competencia y la fijación de precios: Los compradores no tienen opciones y el vendedor está constreñido a un conjunto de instituciones; la información entre compradores y vendedores es imperfecta y no hay claridad en lo que está siendo comprado y vendido. En este contexto el precio que suele fijarse no necesariamente refleja el valor real de los beneficios recibidos.

Los bosques proporcionan una gran cantidad de bienes, como madera, resina, fibras, plantas comestibles y medicinales, animales de caza, *etc.*; pero también brindan múltiples servicios ambientales no menos importantes: Mantenimiento de la calidad del aire y del agua; formación de suelo y mantenimiento de su fertilidad; regulación de los procesos hidrológicos, control de inundaciones y erosión; estabilización del clima y captura de carbono; soporte de actividades culturales y recreativas; provisión de biomasa y conservación de los recursos genéticos; información científica y educativa; estimulación intelectual, cultural, artística y espiritual, entre otras.

La captura de C es un servicio ambiental relacionado con las funciones de regulación ambiental. El CO₂ es uno de los principales gases de efecto invernadero (GEI) cuyo incremento de su concentración en la atmósfera produce un aumento en la retención de la radiación emitida por la superficie terrestre, alterando el régimen térmico e induciendo el calentamiento global del planeta. De acuerdo con el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC 2005) las emisiones mundiales de CO₂ causadas por la utilización de combustibles fósiles en el año 2000 rondaban las 23,5 Gt. Uno de los mecanismos para reducir la concentración de CO₂ atmosférico es el incremento de la tasa de captura de C, entendida esta como la capacidad que tienen algunos reservorios (como los bosques) para aumentar su contenido de C (IPCC 2000). En ese contexto la conservación de los bosques y otros ecosistemas terrestres cobran especial relevancia.

La Comisión Nacional Forestal emprendió en el 2002 el pago de servicios ambientales como parte del Programa de Desarrollo Forestal (PRODEFOR). En ese año se apoyaron 37 solicitudes a nivel nacional

(CONAFOR 2003). El 3 de Octubre del 2003 la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) publicó, en el Diario Oficial de la Federación (DOF), el acuerdo que establecía las reglas de operación para el otorgamiento de pagos del Programa de Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH). Dicho acuerdo establecía la necesidad de desarrollar mercados consolidados de otros servicios ambientales que brindan los ecosistemas forestales con miras a la protección, conservación y manejo sustentable de los bosques. En el anexo 1 de dicho instrumento se establecieron los montos a pagar por hectárea: 400 pesos mexicanos (\$) para bosques mesófilos de montaña (aproximadamente 34 dólares (U\$D) de acuerdo al tipo de cambio de la fecha del decreto) y 300 \$ para otros bosques y selvas (aproximadamente 26 U\$D).

El mercado de captura de C en México es incipiente. De acuerdo con CONAFOR (2001) el potencial de captura de C en el país está ligado al potencial de formación de biomasa, cuya estimación anual bajo las condiciones actuales es de 24.513.690 Mg C (24,5 Tg). El promedio nacional es de 0,503 Mg C / ha⁻¹ / a⁻¹ en bosques, 0,343 Mg C / ha⁻¹ / a⁻¹ en selvas y 1,764 Mg C / ha⁻¹ / a⁻¹ en plantaciones.

El 25 de Noviembre del 2004 la CONAFOR publicó su primera convocatoria nacional para participar en el Programa para desarrollar el mercado de Servicios Ambientales por Captura de C y los derivados de la Biodiversidad, y para fomentar el establecimiento y mejoramiento de Sistemas Agroforestales (PSA-CABSA). En esta primera convocatoria se presentaron 14 proyectos de captura de C en el Estado de México, de los cuales tres (correspondientes a una superficie aproximada de 8.000 ha, es decir, cerca del 1% de la superficie forestal estatal) fueron apoyados con una aportación económica de 900 mil pesos (aproximadamente 78.500 U\$D); (CONAFOR 2004).

En el 2005 el programa PSA-CABSA apoyó a nivel nacional 51 solicitudes, lo que representó una superficie total aproximada de 68.000 ha e implicó un monto cercano a 449.000 \$. A nivel del Estado de México se recibieron 7 solicitudes para el pago por captura de C, pero ninguna fue aprobada (CONAFOR, 2005). Finalmente es preciso mencionar que en Marzo de 2006, el Banco Mundial aprobó un crédito de 45 millones U\$D y una subvención adicional de 15 millones U\$D a ser canalizados por el *Global Environment Facility (GEF)*. Estos recursos fueron etiquetados para apoyar la expansión de los programas PSAH y PSA-CABSA con la finalidad de: desarrollar nuevos mecanismos de financiamiento de los servicios ambientales; fortalecer los programas de pago de servicios ambientales ya existentes; apoyar a los proveedores de servicios ambientales; y apoyar a las comunidades locales para la provisión de dichos servicios (WB, 2006).

Uno de los problemas en el desarrollo de un mercado de captura de C en México es que cualquier proceso de deterioro o pérdida de la cubierta

forestal significa pérdidas económicas por la disminución en la producción de madera y sus derivados, pero también pérdida en términos de capital ambiental y de la capacidad de los ecosistemas para proveer servicios ambientales. Ante la falta de un mercado bien estructurado es preciso saber si la tasación monetaria que se fija a los servicios ambientales corresponde verdaderamente al valor real de dichos servicios y a los costos asociados al manejo de los ecosistemas. Esto cobra especial relevancia en un momento en el que el gobierno mexicano intenta consolidar los mercados de servicios ambientales como estrategia de conservación del bosque.

El primer aspecto a considerar en la determinación de la capacidad de los bosques para capturar C es la determinación de su situación actual en términos del volumen total de C almacenado. Para ello es preciso contar con información detallada sobre la distribución de los bosques y sobre los índices de contenido de C por tipo de cobertura. En este contexto, los trabajos sobre captura de C cobran especial relevancia.

En México se tienen algunas experiencias de investigación sobre captura de C en bosques templados. Destaca lo publicado por Ordóñez (1999) sobre captura de C en San Juan Nuevo (Michoacán) y el trabajo de Zamora (2003) sobre la estimación del contenido de C en biomasa aérea en el bosque de pino del ejido La Majada (Michoacán). En el Estado de México son escasos los trabajos dedicados a la valoración de los servicios ambientales y, en particular, a la estimación del potencial de captura de C. Franco y Rodríguez (2004) realizaron un ejercicio de valoración monetaria de los principales biomas en el Estado de México con base en datos publicados por Constanza y otros (1998). Franco (2005) realizó la estimación del contenido de C en el estrato arbóreo del Parque Nacional Nevado de Toluca. En términos generales las experiencias de estimación suelen constreñirse a territorios relativamente pequeños y requieren un intenso trabajo de campo para el levantamiento de información dasométrica y epidométrica.

Cuando no se cuenta con información sobre una región determinada suele recurrirse a la aplicación de índices reportados en la literatura. Masera y otros (2001), por ejemplo, reportaron densidades de C para distintos tipos de uso del suelo. Estos índices de contenido se presentan en un rango de 89-159 Mg C ha⁻¹ para las clases no forestales (incluyendo sistemas agroforestales), de 80-257 Mg C ha⁻¹ para los bosques no manejados, de 154-281 Mg C ha⁻¹ para plantaciones, de 234-309 Mg C ha⁻¹ para bosques bajo manejo y de 97-305 para bosques protegidos. En este sentido los rangos reportados son muy amplios y, evidentemente, las estimaciones tenderán a perder precisión. Etchevers y otros (2001) reportan información detallada sobre distintos componentes en la parte aérea, raíz y suelo de bosques de *Liquidambar macrophylla* y *Alnus* spp. de la Sierra Norte del Estado de Oaxaca (México). El problema de aplicar estos índices de contenido de C al caso de los bosques templados en el Estado de México es que no necesariamente corresponden a las especies forestales

dominantes en la región ni consideran las variaciones de contenido y potencial de captura en términos de la densidad y edad de la masa arbórea.

Desde esta perspectiva, las evaluaciones del contenido de C reportadas para el Parque Nacional Nevado de Toluca (Franco 2005) constituyen un excelente oportunidad para realizar estimaciones de almacenaminteo de C en el Estado de Mexico debido a sus dimensiones y a que su superficie boscosa representa cerca del 5,8% de los bosques de coníferas y latifoliadas del territorio estatal. Sin embargo, hay que señalar que la extrapolación de los datos a un territorio mucho más amplio conlleva una serie de problemas metodológicos que pueden reducir la precisión de los estimados obtenidos, especialmente por aplicar datos de un área protegida a todo un territorio que no se inscribe bajo el mismo estatus. En este contexto es posible pensar que los procesos de regeneración o deterioro del bosque podrían variar significativamente en función del régimen de propiedad de los predios forestales y de la mayor o menor presión antrópica ejercida sobre ellos. Además, los bosques de pino del Parque Nacional Nevado de Toluca se encuentran compuestos, principalmente, por *Pinus hartwegii Lindl*, mientras que en el Estado de México se reportan 17 especies de pino (Conabio 2003), por lo que una estimación más precisa debería considerar las variaciones regionales en la composición de los bosques de pino, así como las diferencias morfológicas entre las diversas especies.

Teniendo en cuenta estas apreciaciones los objetivos de este trabajo fueron: a) estimar el C almacenado en el estrato arbóreo de los bosques templados del Estado de México; b) estimar su capacidad para capturar C; c) con base en ambos cálculos estimar los posibles cambios en el almacén de C entre el año 2000 y el año 2010; y d) calcular el valor monetario de las posibles pérdidas o ganancias de C con base en los precios establecidos por el gobierno federal mexicano.

MATERIAL Y MÉTODOS

El Estado de México se localiza en la porción central de la República Mexicana y prácticamente rodea al Distrito Federal. Se encuentra entre los 18°21'57"- 20°17'27" N y 98°5'50"-100° 6'45" O. Constituye una de las 32 entidades federativas en las que se subdivide el país y, de acuerdo con el INEGI (2000), abarca una superficie aproximada de 22,3 millones de hectáreas, es decir, el 1,1% de la superficie total de México (Fig. 1). El Inventario Nacional Forestal (INEGI, 1997) reportó que hacia finales del siglo XX el 29% de la República Mexicana (es decir, 56,5 millones de hectáreas) se encontraba cubierto por bosques y selvas. Los bosques templados representaban poco más de la mitad de dicha superficie, abarcando cerca de 30,2 millones de hectáreas. En el Estado de México, la cobertura forestal aproximada es de 7.457 km² (bosques y selvas), lo que representa 33,4% de superficie total de la entidad (Tabla 1). Los bosques



Figura 1. Localización del Estado de México.

Tabla 1. Principales tipos de cobertura del suelo en el Estado de México.

Uso de suelo	Superficie (ha)	(%)
Área agrícola	984.287,74	44,10
Área sin vegetación	10.589,36	0,47
Bosque	636.205,81	28,50
Cuerpos de agua	17.605,56	0,79
Zona urbana	79.216,31	3,55
Matorral	18.366,86	0,82
Otros tipos de vegetación	4.381,38	0,20
Pastizal	371.861,91	16,66
Selva	109.494,53	4,91
Total	2.232.009,45	100,00

Fuente: Carta de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI (2000), escala 1:250 000.

templados en el Estado se distribuyen principalmente en las partes altas de tres grandes sistemas montañosos (Fig. 2). Las especies forestales más representativas de estos bosque templados son: Pino (*Pinus* spp.), oyamel o abeto (*Abies* sp.) y encino (*Quercus* spp.), siendo, este último el que ocupa la mayor superficie forestal, seguido del bosque mixto de pino–encino, el bosque de pino y la selva baja caducifolia (Tabla 2).

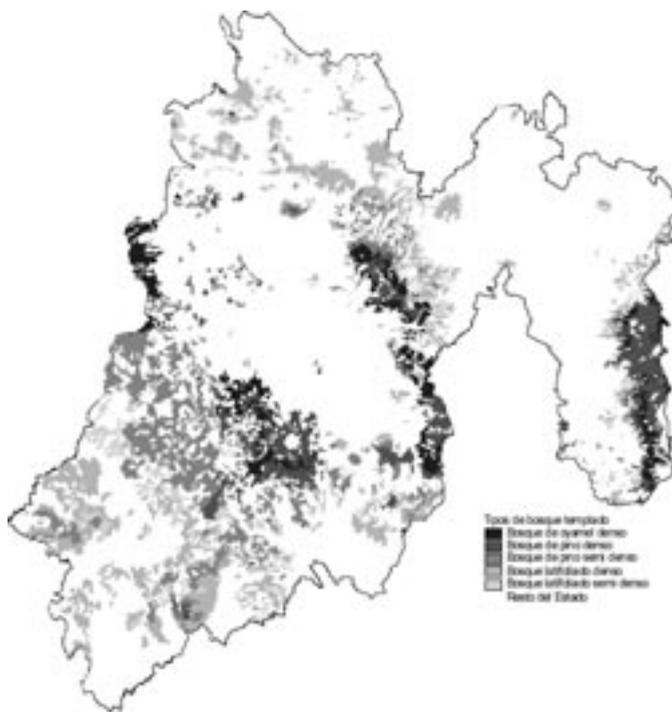


Figura 2. Distribución de los bosques templados en el Estado de México.

Tabla 2. Superficie de los principales tipos de cobertura forestal en el Estado de México.

Tipo de Cobertura	Superficie (ha)	(%)
Bosque cultivado	4.969,04	0,67
Bosque de cedro	895,20	0,12
Bosque de encino	199.953,84	26,81
Bosque de encino-pino	64.094,54	8,60
Bosque de oyamel	73.039,00	9,79
Bosque de pino	115.315,79	15,46
Bosque de pino-encino	151.510,79	20,32
Bosque de tascate	14.223,40	1,91
Bosque mesófilo de montaña	12.204,19	1,64
Selva baja caducifolia	109.494,53	14,68
Total	745.700,33	100,00

Fuente: Carta de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI (2000), escala 1:250 000.

Cálculo del C almacenado en el estrato arbóreo

El contenido de C almacenado en la biomasa arbórea de los bosques templados en el Estado de México se estimó con base en los índices de contenido de C reportados por Franco (2005) para el Parque Nacional Nevado de Toluca (Tabla 3). La obtención de dichos índices se basó en el cálculo del volumen de madera en 126 sitios de muestreo dasométrico, lo que permitió obtener, para el caso específico de las coníferas las siguientes ecuaciones:

$$H = -0,0027 * (D^2) + (0,5968 * D) + 0,5027$$

$$V = (\pi D^2/4) * (H * 0,7)$$

Donde:

H = altura estimada de cada árbol, estimada en metros

V = volumen en m³ estimado a partir de la altura del fuste

D = diámetro en metros obtenido en campo con cinta diamétrica

0,7 = Coeficiente Mórfo aplicable a este tipo de coníferas

Se calculó la biomasa almacenada por el estrato arbóreo:

$$BA = V * 0,49$$

Donde: 0,49 = factor de densidad de la madera

También se calculó entonces el contenido total de C almacenado en la biomasa aérea:

$$C_{BA} = PT (0,45)$$

Donde:

PT = peso total y 0,45 = factor de expansión

Tabla 3. Índice de contenido de C en la biomasa aérea de los bosques templados del Parque Nacional Nevado de Toluca.

Bosques templados del Estado de México	Mg C ha⁻¹
Bosque latifoliado denso	173,90
Bosque latifoliado semi denso	90,57
Bosque de oyamel denso	163,60
Bosque de pino denso	123,50
Bosque de pino semi denso	71,58

Fuente: Franco (2005).

En el caso de las latifoliadas Franco (2005), aplicó directamente la ecuación de peso total, reportada por Ayala (2001):

$$PT = 1,91 D^{1,782}$$

Donde: PT = peso total y D = diámetro en metros obtenido en campo con cinta diamétrica.

Para obtener los valores de superficie de cobertura forestal se utilizó la carta de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI (2000), escala 1:250,000, editada en formato digital (Fig. 2), que maneja un sistema de clasificación en función de la dominancia de las especies, lo cual indica el grado de importancia de cada una de las especies de la comunidad. Así, para los bosques mixtos se aplicó un índice que considera la presencia proporcional de las especies.

Para definir las categorías de densidad del arbolado se utilizó el sistema de clasificación del INEGI que considera: a) bosques densos a aquellos con alta cobertura de dosel, sin otra asociación, o asociado a otra categoría forestal no dominante; y b) bosques semidensos a aquellos donde la categoría forestal es dominante pero está asociada a una categoría no forestal (matorral, pastizal, agricultura; Franco *et al.* 2006b).

Estimación de los cambios de contenido de C

Para estimar los cambios en el contenido de C en el periodo 2000-2010 se plantearon dos escenarios: a) el mantenimiento de las tendencias actuales de aprovechamiento y explotación de los recursos forestales en el Estado de México y; b) el posible aumento en los almacenes de C como resultado de implementar medidas de gestión forestal; en particular que se detengan los procesos de deforestación y se reconviertan a bosques densos los bosques semidensos.

A los efectos de realizar los cálculos para ambos escenarios se utilizaron las tasas reportadas para el Parque Nacional Nevado de Toluca en términos de pérdida de los bosques de pinos y latifolidas, así como la tasa de recuperación del oyamel. Se utilizó una tasa anual de recuperación para el oyamel de 0,15 y tasas anuales de deforestación de 0,027 para las latifoliadas y de 1,27 para los bosques de pino (Franco *et al.* 2006a).

El planteamiento general para la estimación de los cambios en el C almacenado en el 2010 fue el siguiente:

$$C_{i_{2010}} = DC_i + R_i - P_i$$

Siendo:

$C_{i_{2010}}$ = Contenido de C de la cobertura i en el año 2010

DC_i = Incremento de C de la cobertura i en función del potencial de captura de C (PcC)

R_i = Incremento de C derivado de la recuperación forestal de la cobertura i

P_i = Pérdida de C derivada del cambio o deterioro de la cobertura i .

Los potenciales de captura de C utilizados fueron de 0,2311 Mg C ha⁻¹ para los bosques de pino y de 0,4471 Mg C ha⁻¹ para los bosques de oyamel y latifoliadas (Franco *et al.* 2006a).

Cálculo del valor económico

El cálculo económico consistió en el análisis comparativo entre los dos escenarios propuestos para el año 2010 aplicando los montos determinados en el programa PSA-CABSA (entre 50 y 100 \$ por Mg C; es decir, entre 4,6 y 9,3 U\$D de acuerdo con el tipo de cambio promedio del segundo trimestre de 2007). Se tomó como línea de base el comportamiento estimado del C almacenado a lo largo de los 10 años (2000-2010) considerando que persisten las condiciones imperantes de explotación y se estimaron los posibles incrementos derivados de implementar políticas de manejo y recuperación del bosque.

RESULTADOS

El contenido de C en el año 2000 dependió fundamentalmente de los índices de contenido de C y de la superficie total que abarcaban cada tipo de bosque templado (Fig. 3 y Tabla 4). El cálculo indicó que el bosque latifoliado semidenso presentaba el menor C almacenado total; en contrapartida del bosque latifoliado denso contenía los mayores almacenes de C. El resto de los bosques presentaron valores intermedios muy semejantes entre sí (Tabla 4).

Los valores de C almacenado en la biomasa de los bosques calculados para el año 2010 variaron según los escenarios considerados. En el caso de mantenerse las tendencias actuales de aprovechamiento y explotación de los recursos forestales similares a las que se manifiestan actualmente en el Parque Nacional Nevado de Toluca, se producirían importantes pérdidas de superficie boscosa en todos los tipos de bosque analizados, excepto en el bosque de oyamel denso (Tabla 4). Los bosques densos y semidensos de pino tendrían una disminución superior a las 33 mil hectáreas, con una pérdida de almacenes de C superior a los 3 Tg de C. En los bosques de latifoliadas la pérdida de superficie se compensaría con el mayor PcC y sería del orden de los 8 Tg de C (Tabla 4).

En el caso de la estimación del C almacenado si se aplican las políticas de reforestación y repoblación de los bosques semidensos (considerando que todos los bosques semidensos se transformaron en densos) se observó

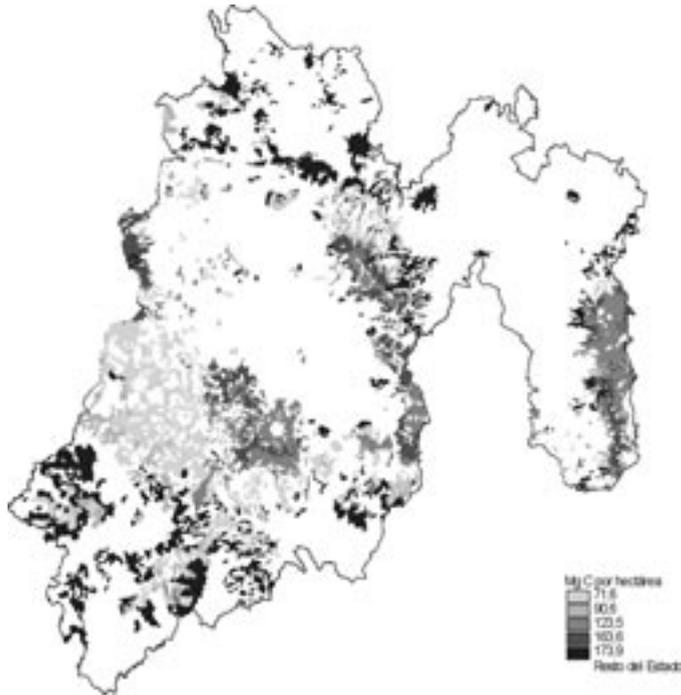


Figura 3. Contenido de C de los principales tipos de bosques templados del Estado de México.

que en el año 2010 se podría obtener un gran aumento en el almacenamiento de C en relación a los bosques sin políticas de recuperación (Tabla 5). Dada la gran superficie que abarcan los bosques semidensos de pino en el Estado de México ésta fue la categoría forestal que aportaría mayor almacenamiento de C en el 2010, seguidos por los bosques de latifoliadas, mientras que los bosques de oyamel tendrían una contribución significativamente menor (Tabla 5).

Las estimaciones del valor en pesos de la captura de C tanto para valores mínimos (50 \$) como máximos (100 \$) establecidos en el programa PSA-CABSA, dieron valores negativos en el escenario sin políticas de recuperación y positivos en el que se aplicaron las estimaciones de recuperación por manejo de los bosques (tablas 6 y 7). En ambos escenarios las menores diferencias entre estimaciones de bosques, con y sin políticas de recuperación, se obtuvieron en los bosques de oyamel.

Desde el punto de vista de la estimación económica, suponiendo procesos de deterioro similares a los del Nevado de Toluca, la pérdida de casi 3 Tg de C representaría, de acuerdo con los precios mínimos que fija el gobierno federal, un valor estimado superior a los 145 millones de pesos

Tabla 4. Contenido de C de la biomasa aérea en los bosques templados del Estado de México en el año 2000 y estimación del contenido de C para el año 2010 considerando las tendencias actuales de pérdida o recuperación de las zonas forestales.

Bosques templados del Estado de México	Superficie	Contenido de C	Deforestación	Superficie	Potencial	Contenido de C
	año 2000	año 2000	Reforestación ¹	año 2010	Captura de C	año 2010
	(ha)	(Mg C)	(ha)	(ha)	(Mg C)	(Mg C)
Bosque latifoliado denso	199.954	34.771.974	-540	199.414	89.158	34.767.274
Bosque latifoliado semi denso	64.095	5.805.042	-173	63.922	28.580	5.817.990
Bosque de oyamel denso	73.039	11.949.180	1.096	74.135	32.656	12.161.074
Bosque de pino denso	115.316	14.241.500	-14.645	100.671	23.265	12.456.117
Bosque de pino semi denso	151.511	10.845.142	-19.242	132.270	30.567	9.498.390
Total	603.915	77.612.838		570.411		74.700.845

¹ Los valores negativos indican la superficie perdida por deforestación y los positivos la superficie recuperadas por reforestación.

Tabla 5. Diferencias estimadas en el contenido de C de la biomasa aérea en los bosques templados del Estado de México sin recuperación y con recuperación mediante detención de la deforestación y reforestación de zonas forestales poco densas.

Bosques templados densos	Sin recuperación		Con recuperación	
	Contenido de C	Diferencia	Contenido de C	Diferencia
	año 2010	con el año 2000	año 2010	con el año 2000
	(Mg)	(Mg)	(Mg)	(Mg)
Bosques de latifoliadas	40.585.264	8.249	46.036.177	5.459.162
Bosques de oyamel	12.161.074	211.884	12.161.564	212.383
Bosques de pino	21.954.507	-3.132.135	33.014.798	7.928.156
Total	74.700.845	-2.911.993	91.212.539	13.599.701

mexicanos, es decir, poco más de 13 millones de dólares (Tabla 6). Por otra parte, si se lograra detener la deforestación y repoblar los bosques semidensos del Estado se lograría incrementar en más de 13 Tg de C los

Tabla 6. Diferencias estimadas en el contenido de C de la biomasa aérea en bosques templados del Estado de México (considerando que se detiene la deforestación y se redensifican las zonas forestales poco densas).

Bosques templados densos	Superficie	Carbono	Carbono	biomasa	Carbono	biomasa
(Estado de México)	bosques	biomasa	Sin recuperación		Con recuperación	
Años		2000	2010	Diferencia	2010	Diferencia
	(ha)	(Mg C)	(Mg C)	(Mg C)	(Mg C)	(Mg C)
Bosques de latifoliadas	264.049	40.577.016	40.585.264	8.249	46.036.177	5.459.162
Bosques de oyamel	74.135	11.949.180	12.161.074	211.884	12.161.564	212.383
Bosques de pino	266.827	25.086.642	21.954.507	-3.132.135	33.014.798	7.928.156
Total acumulado	605.011	77.612.838	74.700.845	-2.911.993	91.212.539	13.599.701

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 7. Estimación del valor de la captura de C en la biomasa aérea de los bosques templados en el Estado de México tomando como base 100 pesos mexicanos por Mg C (9.3 U\$D de acuerdo con el tipo de cambio promedio del segundo trimestre de 2007).

Tipo de Bosque templado	Mg C almacenado	valor en pesos	valor en U\$D*
	en 10 años		
	Proyección sin manejo forestal		
Bosques de latifoliadas	8.249	824.868	76.716
Bosques de oyamel	211.893	21.189.344	1.970.605
Bosques de pino	-3.132.135	-313.213.498	-29.128.856
Total	-2911.993	-291.199.286	-27.081.535

Tipo de Bosque templado	Mg C almacenado	valor en pesos	valor en U\$D	Diferencia en pesos	Diferencia en U\$D
	en 10 años				
	Proyección con políticas de conservación				
Bosques de latifoliadas	5.459.162	545.916.200	50.770.207	545.091.332	50.693.491
Bosques de oyamel	212.383	21.238.300	1.975.162	48956	4.557
Bosques de pino	7.928.156	792.815.600	73.731.851	479.602.102	4.4602.995
Total	1.3599.701	1.359.970.100	126.477.219	1.024.742.390	95.301.043

* Considerando 4.6 U\$D por MgC de acuerdo con el tipo de cambio promedio del segundo trimestre de 2007.

almacenes de C, lo que a los precios mínimos considerados representaría casi 680 millones de pesos mexicanos, es decir, más de 62 millones de dólares (Tabla 6).

Considerando el precio tope marcado por el programa federal de pago de servicios ambientales las cifras se duplican y de continuar los procesos de deterioro el valor económico por la pérdida de biomasa rondaría los 300 millones de pesos mexicanos, esto es, unos 27 millones de dólares. Asimismo, el supuesto incremento de biomasa como resultado de la reforestación de los bosques semidensos representaría un valor superior a 1.300 millones de pesos mexicanos, es decir, más de 126 millones de dólares (Tabla 7).

DISCUSIÓN

Desde el punto de vista de los valores estimados de C en la biomasa aérea de los bosques templados en el Estado de México se destacan los bosques densos de latifoliadas, distribuidos al norte y suroeste del Estado compuestos principalmente por quercinias (*Quercus* spp.) y, en menor medida, ailes (*Alnus* spp.). Estos bosques, por su gran extensión, acumulan cerca del 45% del total de C de los bosques templados del estado. De acuerdo con los datos publicados por Masera y otros (2001) los bosques de frondosas presentan las mayores densidades de C en suelo de los bosques sin manejo (del orden de 126 Mg C ha⁻¹). En este contexto, a pesar de la evidente necesidad de profundizar en el estudio y protección de este tipo de bosques, las políticas oficiales en el Estado de México tienden a privilegiar los proyectos de conservación y pago de servicios ambientales en los bosques de coníferas. Los bosques de oyamel (*Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham.) que en el estudio sobre el Parque Nacional Nevado de Toluca presentaron altos índices de contenido de C tiene, una distribución muy localizada en los grandes macizos montañosos. En términos generales, no se podrían esperar incrementos importantes en las superficies ocupadas por este tipo de bosque y, consecuentemente, una contribución significativa a los almacenes de C en los bosques templados del Estado. La distribución de los bosques de pino alcanza el 44% de los bosques templados en el Estado; sin embargo, más de la mitad de dichas superficies se encuentra sujeta a intensos procesos de intervención humana, lo que repercute directamente en la disminución de la densidad del arbolado. En estas condiciones los almacenes de C estimados para el año 2000 fueron relativamente bajos

Los bosques templados del Estado de México conservan cierta capacidad para capturar C en función de los procesos de regeneración natural del bosque y del crecimiento de los árboles, lo que se expresa en el PcC. A pesar de haber aplicado los valores de potencial de captura de C y

desforestación derivados del estudio del Parque Nacional Nevado de Toluca (lo que podría conducir a una sobreestimación) las expectativas actuales para la captura de CO₂ atmosférico de los bosques templados en el Estado de México se ven seriamente limitadas por los procesos de desforestación que están afectando, principalmente, a los bosques de pino. Esta disminución no podrá ser compensada por el incremento de los bosques de oyamel, suponiendo incluso que este proceso de reforestación se presente en todo el Estado. Como es posible observar en nuestros resultados se podría esperar una pérdida total cercana a los 3 Tg de C y la aplicación de medidas correctivas que permitan la recuperación de los bosques templados permitiría una captura superior a los 13 Tg de C.

En el contexto de la recuperación de los bosques nativos semidensos del Estado de México el tema del pago de los servicios ambientales cobra especial relevancia. Se tratan de bosques antropizados donde tienden a desarrollarse actividades agrícolas y ganaderas. La fijación del precio, por tanto, debe considerar el valor de uso que actualmente tienen dichas áreas y, necesariamente, el valor de no uso derivado de la recuperación del bosque (Franco y Rodríguez 2004). Así, pagar por el servicio de captura de C requiere considerar los requerimientos de los dueños o pesesionarios de los bosques. Bajo el concepto de servicio ambiental la población regional participa en la conservación de los recursos naturales y, como resultado de dicho esfuerzo, recibe una compensación o transferencia monetaria que le permite prescindir de la sobreexplotación del bosque. En este sentido más que plantearse la recuperación de los ecosistemas nativos es preciso proponer medidas de manejo forestal que permitan el uso racional y la redensificación del bosque.

Cuando se traducen las pérdidas o ganancias de C a los valores monetarios que considera el gobierno federal mexicano es evidente que, suponiendo que se presenta y mantiene la misma situación de deterioro y desforestación de los bosques de pino en el Nevado de Toluca para todo el territorio estatal, esto representaría una pérdida mínima que superaría los 145 millones de pesos, es decir, unos 13 millones de dólares. De acuerdo con el IPCC (2007) el costo social del C asciende, en promedio, a los 43 U\$D por Mg de C. Tomando esto en consideración las pérdidas estimadas de C en el Estado de México podrían superar los 125 millones de dólares. Como se ha mencionado previamente en el 2005 el gobierno federal destinó, a nivel nacional, un monto cercano a los 500 mil pesos mexicanos (cerca de 46 mil U\$D), para el pago de los servicios ambientales de captura de C y conservación de la biodiversidad. Si bien es cierto que el gobierno federal no asigna valor alguno a la pérdida de los ecosistemas, esta comparación permite observar lo limitado del programa de transferencias económicas. Es decir, lo que el gobierno y, en última instancia, la sociedad que éste representa están dispuestos a pagar por la conservación no compensa aquello que se está perdiendo.

Ahora bien, si se pretendiera aplicar el programa PSA-CABSA para realmente detener el proceso de deforestación en el Estado de México y conseguir la redensificación de los bosques templados en la entidad el desembolso alcanzaría los 62 millones de dólares, cifra muy similar a la acordada con el Banco Mundial para financiar el pago de servicios ambientales a nivel de todo el país. Estos estimados muy generales permiten corroborar la ineficacia de un programa gubernamental que, como en otros países iberoamericanos, intenta frenar el deterioro de los recursos forestales.

Un aspecto que queda sujeto a discusión es si los bosques de oyamel en todo el Estado de México presentan la misma tendencia de recuperación que en el Nevado de Toluca. En cualquier caso son bosques cuyo incremento se vería muy limitado por factores geográficos y, aún considerando su recuperación, se estima una pérdida total de 2,9 Tg de C.

Finalmente debe mencionarse que la estimación realizada se refiere únicamente al C contenido en el estrato arbóreo, mientras que para evaluar los procesos de captura-emisión sería preciso tomar en cuenta los cuatro compartimentos siguientes: vegetación aérea y subterránea; materia en descomposición; materia orgánica de suelos; y productos forestales (Ordóñez y Masera 2001). De acuerdo con Brown (2002) un proyecto de restauración forestal debería incluir, como mínimo, la cuantificación del C almacenado en el estrato arbóreo y en la materia orgánica edáfica, pero sería recomendable el análisis del sotobosque, las raíces y el suelo. En cualquier caso, aún en inventarios básicos de C, con errores medios estimados de hasta un 30%, es preciso realizar mediciones con baja intensidad de muestreo al inicio y al final del proyecto (Márquez 2000).

CONCLUSIONES

El ejercicio de estimación, a pesar de su nivel de generalidad y por consiguiente de cuestionable precisión, permitió corroborar la inviabilidad financiera del programa federal para el pago del servicio de captura de C en México. Asumir el pago del servicio de captura de C de los bosques templados en el Estado de México debería tomar en cuenta que el comportamiento de los almacenes de C es diferenciado, es decir, no sólo depende del potencial de captura de C de cada tipo de bosque, sino de condiciones extrínsecas tales como las tendencias de sobreexplotación. El pago del servicio ambiental tendría que basarse en estimaciones muy precisas y tomar en cuenta las prioridades de conservación en la región; ello implicaría considerar al menos dos escenarios: a) Promover la reforestación de zonas deforestadas (en cuyo caso sería pertinente priorizar la reintroducción de bosques latifoliados en las regiones agrícolas de bajo rendimiento);

y b) promover la recuperación de zonas forestales deterioradas (dando énfasis en la redensificación de los bosques, principalmente de pino). En ambos casos, introducir un programa de pago de servicios ambientales debería considerar en todas sus facetas, la presencia de la población local.

Por otra parte el pago por captura de C debería garantizar la adicionalidad y esto depende de muchos factores técnicos, sociales y económicos. De acuerdo con los lineamientos oficiales los precios que se fijan a la captura de C son por Mg de C adicionado, pero no existen los mecanismos de control adecuados para determinar con cierta precisión el monto de C que está siendo capturado. En estas circunstancias se desconoce el sentido de los precios que fija el gobierno federal. Bajo este enfoque el pago por servicios ambientales no es un instrumento económico para la conservación de los espacios naturales, sino un subsidio más para algunos propietarios de predios forestales.

AGRADECIMIENTOS

Este manuscrito fue elaborado con el apoyo de Ángel Rolando Endara Agramont, estudiante del Programa de Maestría y Doctorado en Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales de la U.A.E.M., a quien se agradece su valiosa colaboración. También se desea agradecer las oportunas observaciones realizadas por la Prof^a. A. Abril.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ayala R. 2001. Ecuaciones para estimar biomasa de pinos y encinos en la meseta central de Chiapas, Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Chapingo, Div. Ciencias Forestales (México). 70 pp.
- Brown S. 2002. *“Monitoring, Certifying and Commercializing Sequestered Carbon in Hillside Areas with Indigenous Rural Communities. Design and Implementation of Measuring and Monitoring Plans for LUCF Carbon Projects”*. Taller de Metodologías de Medición y Certificación de Captura de Carbono y su Comercialización. Colegio de Posgraduados, 18-22 de Junio de 2002, Oaxaca (México).
- Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (Conabio). 2003. *Sistema de Información Biótica (SNIB)*. <<http://www.conabio.gob.mx>>.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2001. Programa Estratégico Forestal para México 2025, Comisión Nacional Forestal, México. 189 pp.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2003. Entrega simultánea en 16 estados del primer pago por servicios ambientales. *Forestal*, Noviembre-Diciembre de 2003, Unidad de Comunicación Social de CONAFOR pp. 22-23. México.

- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2004. CGPP/ GSM/ Comité del Programa PSA-CABSA, en Sesión del 17 al 20 de Diciembre de 2004 <http://www.conafor.gob.mx/programas_nacionales_forestales/psa/documentos/cabsa/Resultados_2004.pdf>.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2005. CGPP/GSM/COMITÉ PSA-CABSA, en sesión décimoprimerá del 09 de Noviembre 2005 <http://www.conafor.gob.mx/programas_nacionales_forestales/psa/documentos/cabsa/Resultados_2005_Concentrado_Estatal.pdf>.
- Constanza R., R. d'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton y M. Van der Belt. 1998. The Value of Ecosystem Services: Putting the Issues in Perspective. *Ecological Economics*, 25: 67-72.
- De Groot R. 1994. Environmental Functions and Economic Value of Natural Ecosystems. *Investing in Natural Capital*. M. A. Jansson *et al.* (coords.). Island Press, Washington. 151-158 pp.
- Etchevers J., M. Acosta, C. Monreal, K. Quednow y L. Jiménez. 2001. Los stocks de carbono en diferentes compartimientos de la parte aérea y subterránea en sistemas forestales y agrícolas de ladera en México. *Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales*. Valdivia, Chile.
- Franco S. 2005. Estimación de la Captura de Carbono en el Estrato Arbóreo del parque Nacional Nevado de Toluca. *Reporte Técnico CONACYT*. Ref.: 37022-V. México.
- Franco S., H. H. Regil y J. A. B. Ordóñez. 2006(a). Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosques*. Instituto de Ecología A. C. 12: 17-28.
- Franco S., H. H. Regil, C. González y G. Nava. 2006(b). Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el periodo 1972-2000. *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. 61: 38-57. México.
- Franco S. y B. Rodríguez. 2004. La Valoración de Servicios Ambientales en el Estado de México. *La economía del Estado de México; hacia una agenda de investigación* (R. Mejía, comp.), El Colegio Mexiquense, A. C., Toluca (México). 287-323 pp.
- Gobierno del Estado de México (GEM). 2006. *Programa de Desarrollo Forestal Sustentable del Estado de México 2005-2025*. Secretaría de Desarrollo Agropecuario, Protectora de Bosques (PROBOSQUE), Gobierno del Estado de México. Toluca (México). 100 pp.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1997. *Conteo de Población y Vivienda, 1995*. Aguascalientes, México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2000. Marco Geoestadístico 2000. INEGI-DGG. *Superficies Nacionales y Estatales, 1999*. Aguascalientes (México).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. 2000. *Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Cambridge University Press, Cambridge.

- I.P.C.C. 2005. La captación y el almacenamiento de dióxido de carbono. Resumen para responsables de políticas, Informe del Grupo de trabajo III del IPCC (B. Metz, O. R. Davidson, H. de Coninck, M. Loos y L. Meyer, editores), OMM, PNUMA. 66 pp. <www.ipcc.ch/activity/SRCCS/ipcc%205p.pdf>
- I.P.C.C. 2007. Climate Change Mitigation . *AR δ of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. O. R. Davidson. Co-Chair, Working Group III. DTIE-UNEP, París (Francia). Junio 29, 2007.
- Jiménez H. 2001. *Desarrollo Sostenible y Economía Ecológica*. Síntesis, Madrid. 365 pp.
- Márquez L. 2000. *Elementos Técnicos para Inventarios de Carbono en Uso del Suelo*. Fundación Solar, Guatemala (Guatemala).
- Masera O., A. Cerón y J. Ordóñez. 2001. Forestry mitigation options for Mexico: finding synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 6: 291–312.
- Ordóñez J. 1999. *Captura de Carbono en un bosque templado: El caso de San Juan Nuevo, Michoacán*. INE, México. 74 pp.
- Ordóñez J. y O. Masera. 2001. La captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques*. Instituto de Ecología A. C., 7: 3-12 pp.
- The World Bank (WB) 2006. *Mexico: World Bank Approves \$60 Million For Environmental Services*. Press Release No:2006/333/LAC. The World Bank Group. <[http:// web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/NEWS/0,,contentMDK:20869381~menuPK:34463~pagePK:34370~piPK:34424~theSitePK:4607,00.html](http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/NEWS/0,,contentMDK:20869381~menuPK:34463~pagePK:34370~piPK:34424~theSitePK:4607,00.html)>.
- Toledo C. y A. Bartra. 2000. *Del círculo vicioso al círculo virtuoso. Cinco miradas al desarrollo sustentable de las regiones marginadas*. SEMARNAP, Plaza y Valdés, México. 294 pp.
- Zamora J. C. 2003. Estimación del contenido de carbono en biomasa aérea en el bosque de pino del ejido “La Majada”, municipio de Periban de Ramos, Michoacán. *Instituto Nacional de Ecología*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Facultad de Agrobiología, Morelia (México). <<http://www.ine.gob.mx/publicaciones>>.

CAPACIDAD DE SECUESTRO DE CARBONO Y EFECTO DE LAS PRÁCTICAS AGRONÓMICAS EN SUELOS DE LA REGIÓN PAMPEANA DE ARGENTINA

Juan A. Galantini¹ y Julio O. Iglesias²

¹Comisión de Investigaciones Científicas (C.I.C., Buenos Aires) y CERZOS; ²U.N.S. Bahía Blanca (Argentina). <jgalanti@criba.edu.ar>.

Resumen: Parte del aumento del CO₂ atmosférico de los últimos 150 años (6 al 25%) ha sido atribuido a la oxidación de la materia orgánica del suelo (MOS). Los manejos agronómicos apropiados permitirían volver a capturar ese carbono. El objetivo de este trabajo fue analizar los principales factores naturales y antrópicos que influyen sobre el balance de carbono en suelos de la región Pampeana. En estos suelos la textura, la profundidad del perfil y la irregularidad de la precipitación son las limitantes más importantes a la capacidad de secuestrar carbono orgánico (COS) que definen el potencial de cada sitio. Una de las estrategias de manejo para incrementar el secuestro de carbono es la siembra directa (SD). Si bien ésta tiene una capacidad muy variable para capturar el CO₂, en la región Pampeana se observaron aumentos desde el 6 al 15% del COS dentro de los primeros 10 años de SD, que pueden ser mayores o menores en función de la metodología de cálculo. La rotación de cultivos es otra forma eficiente de aumentar el COS, en especial cuando se incluyen rotaciones de pastos y leguminosas. Los efectos de la rotación de cultivos son importantes sobre las fracciones lábiles de la MOS. La aplicación de nitrógeno puede ser una herramienta importante para aumentar la captura del CO₂, siempre que se aumente la eficiencia en el uso del fertilizante. La mejor estrategia sería la combinación de las mejores prácticas agronómicas de manejo. Estas deberían adecuarse a las características del suelo y el clima, sin dejar de lado los aspectos sociales.

Palabras clave: Labranzas, Rotación de Cultivos, Fertilización, Captura de Carbono.

Capacity of Carbon sequestration and management effects in Pampean soils of Argentina

Abstract: Part of the atmospheric CO₂ increase observed during the last 150 years (6 to 25%) was attributed to soil organic matter (SOM) oxidation. Appropriate managements could be used to sequester the CO₂ evolved

from SOM oxidation. The objective was to evaluate the natural and management factors which modify carbon balance in the Pampean-District region soils of Argentina. In these soils, texture, soil deep and rainfall variability are the most important constraint of the soil sequester capacity. No tillage is one of the management practices to increase carbon sequestration. Its capacity to increase SOM is variable; however, in this region were found increases from 6 to 15%, depending on the calculation method. Crop rotation could be increase SOM, more over when pastures and legume were included. Crop rotation effects were mainly observed in the labile organic matter fractions. Nitrogen application is an important tool to increase soil organic carbon sequestration if its very low use efficiency could be increased. The best strategy to improve SOC sequestration is a combination of best practices, which must take into consideration soil characteristics, climatic regime, and social aspects.

Key words: Tillage, Crop rotations, Fertilization, Carbon sequestration.

INTRODUCCIÓN

El laboreo de los suelos vírgenes implica la remoción de una sustancial parte de la materia seca producida, la ruptura de los agregados y la aceleración de la oxidación de las fracciones orgánicas lábiles con aumento de los procesos erosivos (Rasmussen y Collins 1991). Generalmente lo anterior se refleja en una rápida pérdida inicial (10-20 años) del carbono orgánico edáfico (COS), estabilizándose lentamente en un nuevo equilibrio transcurridos 50-60 años.

De acuerdo con el porcentaje de pérdida de COS y el área cultivada global se ha estimado que del 6 al 25% del aumento del CO₂ atmosférico de los últimos 150 años (de 260 a 340 µg g⁻¹, esto es, 80 mg kg⁻¹ de aire) puede ser atribuido a la pérdida de la materia orgánica del suelo (MOS; Mullen *et al.* 1999). Por este motivo y por la capacidad que tienen los suelos de capturar o secuestrar carbono han cobrado importancia los estudios tendientes a evaluar las variaciones del contenido de COS y el efecto de las prácticas agronómicas.

El cambio en el contenido de COS producido por el laboreo es extremadamente variable (Mann 1985) y su cuantificación depende de factores tales como:

- Los cambios en la densidad aparente del suelo (Da) que puede contribuir a enmascarar o acentuar diferencias, según los resultados se expresen en concentración (g kg⁻¹) o en masa (kg C ha⁻¹) de COS (Ellert y Bettany 1995).
- La distribución de la MOS será diferente según el sistema de labranza utilizado, sea este un laboreo con reja, con cincel o siembra directa (SD). La estratificación observada en SD requiere

una cuidadosa determinación de las profundidades para comparar (Franzuebbers 2002).

- El contenido de material fino del suelo (principalmente la arcilla y el limo) influye sobre la capacidad de protección de la MOS (Galantini *et al.* 2004), por lo que los cambios en la textura pueden enmascarar los efectos del manejo.
- No toda la MOS se ve afectada de la misma manera, ya que las fracciones con menor capacidad de formar complejos órgano-minerales y aquellas físicamente no protegidas serán particularmente afectadas (Andriulo *et al.* 1990; Cambardella y Elliott 2002; Galantini *et al.* 2004).
- Los cambios dependerán del nivel de referencia o suelo de comparación utilizado, que puede ser un suelo virgen, una pradera o un sistema de producción diferente (Díaz Zorita *et al.* 2006).

Los resultados experimentales han conducido a la elaboración de modelos conceptuales con al menos tres compartimentos diferentes: La MOS estable, con edad media de cientos a miles de años; la lenta o intermedia, con tiempos de reciclado entre 20-50 años; y la activa o lábil, con reciclado rápido (1-5 años; Parton *et al.* 1987).

Si bien se reconoce que las pérdidas de MOS de la región pampeana han sido importantes, es escasa la información sobre su capacidad natural para capturar el carbono y sobre las prácticas de manejo agronómico más adecuadas para lograrlo. Por ello, se plantearon las hipótesis: (a) la capacidad de almacenamiento de C en los suelos de la región es naturalmente muy variable; y (b) el efecto de las prácticas agronómicas dependerá de cómo se las evalúen.

Los objetivos del presente trabajo fueron analizar los principales factores que influyen en la capacidad de capturar C en suelos y cuantificar la importancia de las diferentes prácticas de manejo agronómico sobre el balance neto de C en estos suelos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los resultados presentados corresponden a estudios desarrollados en el S y SO de la provincia de Buenos Aires (R. Argentina). El clima de la región es continental templado y la precipitación se concentra en otoño y primavera, con una estación seca a fines del invierno y otra semiseca a mediados del verano. Los suelos de la región son predominantemente francos a franco-arenosos y se caracterizan por un subsuelo con una costra calcárea (localmente llamada tosca) continua de profundidad variable (entre -0,20 a -1,50 m). Estas calizas de origen epigénico se depositaron durante la era

Cuaternaria amoldándose a los relieves preexistentes. La presencia en el subsuelo de estos materiales compactos, ricos en CaCO_3 constituye una de las limitantes más importantes que afectan la aptitud de los suelos de la región. Las características de los sitios estudiados se encuentran detalladas por Galantini (1994), Galantini y Rosell (1997, 2004, 2006), Galantini *et al.* (2006) e Iglesias *et al.* (2006).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. FACTORES QUE INFLUYEN SOBRE LA CAPACIDAD DE CAPTURA DE CARBONO

El nivel de MOS es influenciado por el clima, la topografía, el material parental, la vegetación y el tiempo (Jenny 1941). Dada las características de la región en estudio las limitantes más importantes a la capacidad de secuestrar COS podrían estar asociadas a la textura, la profundidad del perfil y la irregularidad de la precipitación.

1.1. Textura

El material fino del suelo, en especial las arcillas, favorecen la acumulación de la MOS debido a diferentes mecanismos de protección. Los principales serían la adsorción de la MOS sobre las partículas minerales (Oades 1988), su encapsulado entre arcillas (Tisdall y Oades 1982) o su ubicación dentro de poros pequeños, inaccesibles a los microorganismos (van Veen y Kuikman 1990). En suelos arenosos el principal mecanismo de protección sería la asociación de la MOS con los minerales arcillosos, mientras que en suelos de textura franca los diferentes mecanismos se producirían simultáneamente (Hassink *et al.* 1993). La textura influye sobre el ambiente físico modificando la distribución y continuidad del espacio poroso. La disminución de la macroporosidad, principalmente por falta de bioporos, la inestabilidad de los poros y su discontinuidad son aspectos claves en las regiones semiáridas, donde la sustentabilidad depende de la eficiencia en el uso de las escasas y erráticas precipitaciones (Iglesias *et al.* 2006). Estos factores modifican la disponibilidad de agua, la difusión de los gases y el movimiento de los organismos (Hassink *et al.* 1993). La interacción de estos procesos determina el contenido óptimo de agua en el suelo para la actividad biológica (Stott *et al.* 1986).

El incremento en el contenido de arcilla reduce el diámetro de los poros, limitando el espacio accesible a las bacterias, las cuales requieren poros de, por lo menos, tres veces su diámetro. En casos extremos el 95% del espacio poroso del suelo limitaría la actividad bacteriana (van Veen y Kuikman 1990, Verbene *et al.* 1990). Paralelamente, los espacios porosos reducidos disminuyen el acceso de los bacteriófagos a su fuente de alimento, reduciendo la mineralización del N bacteriano (Hassink *et al.* 1993).

En suelos de la región semiárida pampeana se observó una relación significativa entre el contenido de material fino y la concentración de COS (Buschiazzo *et al.* 1991; Galantini *et al.* 2004). Sin embargo, esta relación fue dependiente del grado de transformación de la MOS. El material orgánico protegido por asociación con la fracción mineral es amorfo y con alto grado de transformación (Hassink *et al.* 1993). Por otro lado, el material orgánico no protegido presente en la fracción arena consiste en residuos semitransformados con mayor relación C:N. En los suelos de la región semiárida Pampeana el COS humificado o asociado a la fracción mineral (COM) se encontró estrecha y significativamente relacionado al contenido de fracción fina (menor de 100 μm) del suelo, mientras que el menos transformado o particulado (COP) presentó una tendencia similar pero con mayor variabilidad (Galantini *et al.* 2004).

En una pastura con más de 25 años en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de Bordenave (63° 01' 20" W; 37° 51' 55" S; Argentina) con una alta variabilidad textural se calculó el contenido de COS hasta la capa de tosca (70-90 cm de profundidad). El rango de contenidos de COS fue desde 35 a 117 Mg C ha⁻¹, con una relación altamente significativa con la textura de cada sitio. Estos resultados mostraron la variabilidad a nivel de lote, donde el resto de los factores formadores permanecieron constantes y pusieron en evidencia la importancia de la textura en la estabilización de la MOS.

1.2. Profundidad del suelo

La profundidad del suelo influye marcadamente sobre la dinámica y el balance de agua, ya que limitan el volumen de suelo explorable por las raíces, la capacidad de almacenamiento de agua y la reserva de nutrientes disponibles para los cultivos. En suelos poco profundos existe una mayor dependencia del cultivo de la cantidad y la regularidad de las precipitaciones, así como del aporte externo de nutrientes. En estas condiciones la producción vegetal se ve limitada, disminuyendo la velocidad del ciclo de C y la capacidad de almacenamiento de ese C en el suelo. En estos suelos la capacidad de acumular COS es menor, como consecuencia de la menor posibilidad de exploración por las raíces y la mayor vulnerabilidad del cultivo a las deficiencias hídricas, especialmente frecuentes en la región semiárida para los cultivos de invierno (Galantini y Rosell 2006).

1.3. Humedad

La temperatura y la humedad son los dos factores climáticos más importantes que afectan los niveles de COS. El aumento de la precipitación favorece la mayor producción de materia seca con el consiguiente aumento de aporte de C al suelo. Por otro lado, el aumento de

la temperatura favorece el incremento de la actividad microbiana y la descomposición de la MOS. El nivel de equilibrio dependerá de la importancia relativa de ambos factores, siendo la relación precipitación, temperatura un buen índice para explicar el contenido de COS de las llanuras Pampeana y Chaqueña (Álvarez y Lavado 1998).

En un estudio sobre un transecto desde la región húmeda a la árida de la región Pampeana se observó una relación directa entre la precipitación y los niveles de MOS (Crespo y Rosell 1990). Sin embargo, tanto la cantidad como la distribución de las precipitaciones tendrían efecto directo sobre el COS (Galantini y Rosell 2006). Las lluvias durante el período con barbecho favorecerían la descomposición del material orgánico, mientras que las ocurridas durante desarrollo del cultivo suelen incrementar la producción.

2. ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA MOS

Uno de los problemas más importantes es determinar en qué medida las diferentes estrategias de manejo pueden modificar el almacenamiento de COS.

2.1. *Sistemas de labranza*

Las labranzas modifican la localización de la MOS a diferentes escalas, desde el de perfil (profundidad) como hasta el de unidades estructurales (agregados) del suelo (Balesdent *et al.* 2000), estimulando su descomposición al hacer accesibles materiales orgánicos previamente protegidos (Reicosky 1997; Álvarez 2001).

Los suelos de Argentina fueron afectados por la agricultura desde hace más de un siglo, principalmente por la tecnología y prácticas culturales de los inmigrantes europeos, muchas veces “no apropiadas” para las nuevas condiciones de suelos y climas argentinos.

Las prácticas inadecuadas causaron el deterioro del suelo, asociado a la pérdida de más de la mitad de la MOS original y a graves daños físicos que aumentaron los procesos de erosión hídrica y eólica (Miglierina *et al.* 1995). Una evaluación nacional (SAGyP 1995) indicó que el 40% (1.120.000 km²) de Argentina se encontraba afectado por procesos graves de degradación, llegando a 60% en las provincias más agrícolas y en las áreas marginales.

La siembra directa (SD) en Argentina se inició a partir de la década del 70 pero su expansión se aceleró los últimos años de la mano del cultivo de soja (*Glicine max*), superando el 70% de la superficie agrícola del país (AAPRESID 2007). Una característica de los sistemas en SD es la disminución de labranzas y el aporte de adecuada cantidad de rastrojos en la superficie del suelo. El cambio de un sistema con labranzas tradicionales a uno con SD produce una serie de modificaciones en el suelo que pueden ser caracterizadas

por distintas etapas, llegando a estabilizarse luego de 20 años (Moraes Sa 2003). Uno de los efectos más marcados de la SD es la redistribución de la MOS dentro del perfil. La suspensión del laboreo origina su estratificación, aunque condicionada por los factores naturales (suelo, clima, etc.) y por el manejo (aporte de residuos, fertilización, rotación, etc.), pudiendo utilizarse la aparición de la estratificación y apelmazamiento como indicador de calidad de suelo y del funcionamiento del sistema (Franzluebbers 2002).

La cobertura del suelo en SD permite controlar la erosión hídrica en tierras con relieve ondulado y la erosión eólica en los suelos limosos y franco-arenosos de las regiones semiáridas; mejora las propiedades físicas e hídricas edáficas disminuyendo el impacto de las gotas de lluvia (*splash*) e impidiendo la dispersión de la arcilla y el limo que reducen la infiltración; optimiza el sistema poroso, cambia el régimen térmico del suelo; etc. Todas estas modificaciones repercuten sobre el balance de C en el suelo.

El potencial de la SD para capturar el CO₂ atmosférico es muy variable, observando en la región Pampeana aumentos desde el 6 al 15% del COS (Díaz Zorita y Buschiazzi 2006; Galantini y Rosell 2006; Galantini *et al.* 2006; Steinbach y Álvarez 2006).

Analizando resultados obtenidos en 40 ensayos comparativos realizados en 20 localidades de la región Pampeana se ha visto que en promedio la SD aumentó el 14% la concentración y 17% la cantidad de COS (Díaz Zorita y Buschiazzi 2006; Galantini y Rosell 2006; Galantini *et al.* 2006; Steinbach y Álvarez 2006). El aumento de la densidad aparente en SD hace que las diferencias en el contenido de MOS sean mayores cuando se analiza la cantidad (Mg C ha⁻¹) en lugar de la concentración (g C kg⁻¹). El aumento promedio de los estudios mencionados fue alrededor de 3% (Tabla 1). Además, si la profundidad es fija y la Da distinta se estarían comparando masas de suelos diferentes y se confunde el verdadero efecto de la labranza (Ellert y Bettany 1995). En general, la comparación del contenido de COS

Tabla 1. Concentración y contenido de carbono orgánico edáfico (COS) y densidad aparente (Da) de suelos (0-20 cm) en labranza convencional (LC) y siembra directa (SD).

	LC	SD	Dif (%)
COS			
g C kg ⁻¹	19,2	22,0	14,3
Mg C ha ⁻¹	47,9	56,1	17,2
Da			
Mg C m ⁻³	1,26	1,29	2,7

LC: labranza convencional; SD: Siembra directa; Dif.: diferencia en porcentaje.

utilizando profundidades semejantes o masas equivalentes produce resultados muy distintos (Steinbach y Álvarez 2006). Sin embargo, uno de los supuestos básicos para la comparación de masas equivalentes es que el cambio de masa del suelo durante el período analizado es despreciable o semejante entre los tratamientos comparados. La diferente susceptibilidad a los procesos erosivos en SD y LC hace difícil que este supuesto se cumpla.

A modo de ejemplo, se utilizaron los datos de Galantini *et al.* (2006) para comparar la magnitud del cambio de la MOS con base en la concentración, la cantidad en una profundidad fija (0-20 cm), la cantidad en masas equivalentes (3058 Mg ha⁻¹) y la cantidad en el horizonte A (0-22 cm).

La diferencia entre la masa del horizonte A de ambos sistemas de labranza fue de 242 Mg C ha⁻¹ en el lapso de 18 años. Esto representa una pérdida anual mayor de 13 Mg C ha⁻¹ en LC respecto a la SD.

La comparación de las masas equivalentes estaría minimizando la diferencia entre sistemas de labranzas (6.8% a favor de la SD), respecto del verdadero cambio (14.3% a favor de la SD; Tabla 2).

Teniendo en cuenta la pérdida de suelo y su contenido medio de MOS, se podría estimar que la pérdida por erosión (>7 Mg C ha⁻¹) fue una parte del total (11,4 Mg C ha⁻¹). Es decir, más del 60% de la diferencia observada en el contenido de COS en SD fue como consecuencia de la menor erosión, mientras que la disminución de la oxidación y/o acumulación sólo representó cerca del 40% del COS acumulado. Posiblemente la mejor conservación de la humedad en SD, ampliamente documentada en ambientes semiáridos, genere condiciones adecuadas para una mayor descomposición orgánica que en LC.

Tabla 2. Comparación del efecto de los sistemas de labranza utilizando diferentes formas de evaluar los cambios.

Profundidad (cm)	Materia orgánica edáfica (MOS)							
	Concentración (g MOS kg ⁻¹)		Por superficie (Mg MOS ha ⁻¹)		Masa (Mg MOS ha ⁻¹)		Horizonte (Mg MOS ha ⁻¹)	
	SD	LC	SD	LC	SD	LC	SD	LC
0-5	42,4	32,2	26,74	17,91	26,74	17,91	26,74	17,91
5-10	30,1	31,4	21,65	21,20	21,65	21,20	21,65	21,20
10-20	25,3	25,5	36,33	34,66	36,33	34,66	36,33	34,66
20-22						5,52*	7,05	6,65
Total	30,8	28,7	84,71	73,77	84,71	73,77	91,77	80,42
Diferencias, %	7,3		14,8		6,8		14,3	

* Profundidad extra para llevar a masas equivalentes igual a 1,72 cm y contenido de C en 20-22 cm igual a 25,1 g C kg⁻¹. SD: Siembra directa; LC: labranza convencional.

2.2. Rotación de cultivos

La alternancia de diferentes cultivos ha sido una práctica útil para controlar plagas y enfermedades, evitar el empobrecimiento del suelo, diversificar la producción, *etc.* La intensificación y tecnificación agrícola han llevado paulatinamente al monocultivo, aumentando la dependencia de insumos como los fertilizantes y plaguicidas.

Las rotaciones de cultivos producen cambios significativos en el COS a largo plazo (Miglierina *et al.* 2000). La inclusión de pastos o verdeos de invierno consociados dentro de la rotación favorecen la acumulación del COS (Galantini 1994; Miglierina *et al.* 1995). Posiblemente, esta acumulación neta sería consecuencia de la inclusión de leguminosas, del mayor período vegetativo, del reciclado de nutrientes acelerado por la intervención animal y/o reducción de las labranzas.

Miglierina *et al.* (2000) compararon el monocultivo de trigo (TT), la alternancia de trigo con campo natural pastoreado (TP) y la rotación con leguminosas (TL) en la EEA del INTA de Bordenave (Argentina). A los 15 años de iniciado los sistemas de producción se observaron diferencias en los contenidos de C en la profundidad 0-21 cm (Tabla 3). El monocultivo con trigo fue el tratamiento con menores contenidos de COS, el TP fue conservador del COS pero de baja productividad, mientras que la rotación con leguminosas fue el de mayor producción y niveles de COS más elevados. Además, la eficiencia neta de la aplicación de fertilizantes (considerando las emisiones asociadas a la fertilización) fue mayor en TL. Grant *et al.* (2001)

Tabla 3. Contenido de COS (Mg C ha⁻¹) en un *Haplustol* bajo diferentes sistemas de producción.

Suelo	Sistema de producción					
	TT		TP		TL	
	nf	f	nf	f	nf	f
Profundidad (m)						
0 – 0,07	13,8 c	15,4 b	17,0 a	13,9 bc	17,2 a	17,9 a
0,07 – 0,14	12,8 d	14,5 c	15,8 b	17,6 a	15,8 b	18,3 a
0,14 – 0,21	13,6 b	13,8 ab	10,5 c	14,0 ab	11,0 c	15,1 a
0 – 0,21	40,2	43,7	43,3	45,5	44,0	51,3
Efectos:						
Por rotación	-3,1	-1,8	Manejo referencia		+0,7	+5,8
Por fertilizante	3,5 Mg C ha⁻¹ (8,7%)		2,2 Mg C ha⁻¹ (5,1%)		5,96 Mg C ha⁻¹ (13,5%)	

Datos de Miglierina *et al.* (2000); CO: Carbono orgánico; TT: monocultivo de trigo; TP: trigo – pastoreo del campo natural; TL: trigo – verdeos de invierno consociados; f y nf: fertilizados y no fertilizados, respectivamente.

también observaron que las prácticas de manejo que favorecen el almacenamiento de C en el suelo parecen interactuar positivamente entre ellas como en este caso; de esta forma la ganancia neta de C será mayor cuando se aplican combinadas.

En la misma EEA del INTA Bordenave se analizó el efecto de 9 años con 18 sistemas de producción comparados con suelos sin cultivar de similar textura, encontrando que la fracción orgánica lábil fue más sensible para evidenciar el efecto del manejo que la total (Galantini, 1994). La pérdida de COS promedio fue del 10% (en las rotaciones con pastura) hasta el 30% (rotaciones con cultivos anuales). La diferencia entre el contenido de COM en los suelos con pastos (COMp) y cultivados (COMc) fue pequeña, poniendo en evidencia que el principal mecanismo de protección de esta fracción es la formación de los complejos órgano-minerales (Figura 1). En cambio, las diferencias observadas en el contenido de C

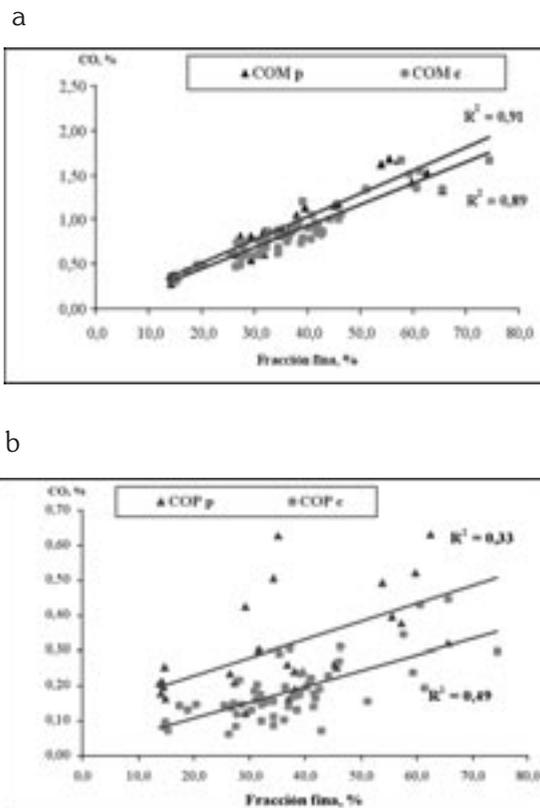


Figura 1. Variación de la concentración de COS (% en la profundidad 0-0,15 m) asociado a la fracción mineral (COM) y particulado (COP) en suelos con diferente contenido de fracción fina (0-100 μm) bajo pastos (p) o cultivos (c).

orgánico particulado (COP) al cultivar las pasturas destacan la importancia de la protección física como principal mecanismo de protección de esta fracción y la magnitud de las pérdidas en los suelos cultivados (Galantini 1994). El COP fue la fracción con pérdidas mayores en todos los sistemas de producción. Estos resultados confirman la importancia del COP como indicador sensible al efecto del sistema de producción, además de poner en evidencia su susceptibilidad a la degradación y la disponibilidad de los nutrientes mineralizables. En síntesis, todas las rotaciones producen una disminución significativa de esta fracción, pero aquellas con mayor intensidad de laboreo llegan a afectar a las fracciones más resistentes (Galantini y Rosell 1997).

2.3. Aplicación de fertilizantes

La aplicación de fertilizantes y abonos orgánicos produce un aumento de la producción y un aporte mayor de residuos al suelo. Sin embargo, para determinar el aporte neto de C al suelo se deben considerar las emisiones de CO₂ durante el proceso de fabricación, transporte y aplicación del fertilizante. En términos generales por cada mol de N aplicado se liberan 1,4 moles de C como CO₂ (Schlesinger 2000). En consecuencia, aplicaciones de altas dosis de N pueden resultar en un balance neto de CO₂ negativo (Schlesinger 2000). Teniendo en cuenta estas consideraciones y aplicándolas a resultados de ensayos de fertilización de la región semiárida Pampeana se encontró que el balance neto de C disminuyó al aumentar la dosis del nutriente aplicado, llegando a cero con 70 kg N ha⁻¹. En las condiciones estudiadas dosis mayores producirían un aumento del contenido del COS; sin embargo, el balance del sistema sería negativo. Además, teniendo en cuenta que la eficiencia de la aplicación del fertilizante nitrogenado es baja (33 al 50% a nivel mundial) y que el N es el elemento limitante de la actividad microbiana, todo el N aplicado pero no usado por el cultivo será utilizado para descomponer los materiales orgánicos del suelo o contaminar el ambiente. La fertilización es una poderosa herramienta para capturar C, siempre que se maneje eficientemente.

CONCLUSIONES

La capacidad de captura de carbono en los suelos de la región en estudio es altamente variable, dependiendo de su textura y su profundidad.

En esta región las principales estrategias de conservación y/o aumento del COS se basan en la siembra directa y en un adecuado esquema de rotación. En el largo plazo, la SD presentó alrededor del 15% más COS que la LC, principalmente como consecuencia de la menor pérdida por erosión. En ambientes semiáridos y subhúmedos la menor oxidación por

ausencia de labranza podría compensarse por una mayor actividad biológica estimulada por la mayor humedad presente en SD.

La inclusión de pastos o asociaciones gramíneas con leguminosas anuales para pastoreo pueden incrementar el aporte de C al suelo y, por tanto, el nivel de MOS, siempre que los nutrientes no sean limitantes y sean utilizados eficientemente.

No existe una única práctica para el manejo del cultivo y del suelo tendente a mejorar los procesos de biotransformación y almacenamiento de C en el suelo. La mejor estrategia sería la combinación de las mejores prácticas de manejo agronómico que deberían adecuarse a las características del suelo y el clima.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AAPRESID. 2007. Evolución de la siembra directa en Argentina. Último acceso Julio 2007. <<http://www.aapresid.org.ar/socios/nota.asp?did=1288>>.
- Álvarez R. y R.S. Lavado. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma*, 83: 127-141.
- Álvarez R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century Model. *Soil Use Manage.*, 17: 62-66.
- Andriulo A., J. Galantini, C. Pecorari y E. Torioni. 1990. Materia orgánica del suelo en la región pampeana. I. Un método de fraccionamiento por tamizado. *Agrochimica*, 34: 475-489.
- Balesdent J., C. Chenu y M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.*, 53: 215-230.
- Buschiazzo D.E., A.R. Quiroga y K. Stahr. 1991. Patterns of organic matter accumulation in soils of the semiarid Argentinian Pampas. *Z. Pflanzenem. Bodenk.*, 154: 347-441.
- Cambardella C.A. y E.T. Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 777-783.
- Crespo M.B. y R.A. Rosell. 1990. Change of properties of humic substances in an edaphic climosequence. *Agrochimica*, Vol. XXXIV: 193-200.
- Díaz Zorita M. y D. Buschiazzo. 2006. Chapter 16. En: *Carbon Sequestration in Soils of Latin America*, (eds.) R. Lal, R. Cerri, M. Bernoux, J. Etchevers y E. Cerri). The Haworth Press, Nueva York. Pp.: 383-403.
- Ellert B.H. y J.R. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.*, 75: 529-538.
- Franzluebbers A.J. 2002. Soil organic matter stratification as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.*, 66: 95-106.

- Galantini J.A. 1994. Modelos de simulación de la dinámica de la materia orgánica en suelos de la región semiárida bonaerense. *Tesis de Magister en Ciencias Agrarias*, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, pp 72.
- Galantini J.A. y R.A. Rosell. 1997. Organic fractions, N, P, and S changes in a semiarid Haplustoll of Argentine under different crop sequences. *Soil Till. Res.*, 42: 221-228.
- Galantini J.A. y R.A. Rosell. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Till. Res.*, 87: 72-79.
- Galantini J.A., N. Senesi, G. Brunetti y R. Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma*, 123: 143-152.
- Galantini J.A., J.O. Iglesias, C. Maneiro, L. Santiago y C. Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA) – INTA*, 35: 15-30.
- Grant R., N. Juma, J. Robertson, R. Izaurre y W. McGill. 2001. Long-Term Changes in Soil Carbon under Different Fertilizer, Manure, and Rotation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:205-214
- Hassink J., L.A. Bouwman, K.B. Zwart, J. Bloem y L. Brussaard. 1993. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. *Geoderma*, 57: 105-128.
- Iglesias J.O., J.A. Galantini, M.R. Landriscini y A.M. Miglierina. 2006. Cambios en el espacio poroso edáfico en dos sistemas de producción con trigo. XX *Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Salta-Jujuy. Resumen pág. 83.
- Jenny H., 1941, Factors in soil formation. McGraw-Hill, New York. 281 p.
- Mann L.K. 1986. Changes in soil carbon after cultivation. *Soil Sci.*, 142: 5, 279-288.
- Miglierina A.M., J.A. Galantini, J.O. Iglesias, R.A. Rosell y A. Glave. 1995. Rotación y fertilización en sistemas de producción de la región semiárida Argentina. II. Cambios en algunas propiedades químicas del suelo. *Revista Facultad Agronomía (U.B.A.)*, 15: 9-14.
- Miglierina A.M., J.O. Iglesias, M.R. Landriscini, J.A. Galantini y R.A. Rosell. 2000. The effects of crop rotations and fertilization on wheat productivity in the pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil Till. Res.*, 53: 129-135.
- Moraes Sa y J.C. 2003. Rastrojos: Alimento del suelo. X *Congreso Nacional de AAPRESID*, Rosario (Santa Fe, Argentina). Pp.: 135-138.
- Mullen R.W., W.E. Thomason y W.R. Raun. 1999. Estimated increase in atmospheric carbon dioxide due to worldwide decrease in soil organic matter. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 30: 1713-1719.
- Oades J.M. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochem.*, 5: 35-70.

- Parton W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole, y Ojima D.S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 1173-1179.
- Rasmussen P.E. y H.P. Collins. Long-term impacts of tillage, fertilizer, and crop residue on soil organic matter in temperate semiarid regions. *Adv. Agron.*, 45: 93-134.
- Reicosky D.C. 1997. Tillage induced CO₂ emission from soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49: 273-285.
- SAGyP. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (Consejo Federal Agropecuario (CFA). 1995. *El deterioro de las tierras en la República Argentina*. Alerta Amarillo. 287 pp.
- Schlesinger W.H. 2000. Carbon sequestration in soils: some cautions amidst optimism. *Agriculture Ecosys. Environ.*, 82: 121-127.
- Steinbach H.S. y C. Álvarez. 2006. Changes in Soil Organic Carbon Contents and Nitrous Oxide Emissions after Introduction of No-Till in Pampean Agroecosystems. *J. Environ. Qual.*, 35:3-13.
- Stott D.E., L.F. Elliott, R.I. Papendick y G.S. Campbell. 1986. Low temperature or low water potential effects on the microbial decomposition of wheat residue. *Soil Biol. Biochem.*, 18 577-582.
- Tisdall J.M. y J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, 33: 141-163.
- van Veen J.A. y P.J. Kuikman. 1990. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. *Biogeochem.*, 11: 213-233.
- Verberne E.L.J., J. Hassink, P. De Willigen, J.J.R. Groot y J.A. Van Veen. 1990. *Modelling organic matter dynamics in different soils*. Netherlands Agricultural Sci., 38: 221-238.

CAPACIDAD DE CAPTURA DE C DE SUELO DE CASTAÑARES DEL OESTE ESPAÑOL

M. Isabel González* y Juan F. Gallardo**

*Area de Edafología, Universidad de Salamanca, Salamanca 37080 y **C. S. I. C., Aptado. 257, Salamanca 37071 (España). E-mails: <mimg@usal> y <jgallard@usal.es>.

Resumen: El objetivo del trabajo fue conocer la variabilidad y potencialidad de captura de C de suelos de castañares de diferentes áreas del Centro-Oeste español, manejados como montes bajos o como productores de fruto (sotos). Se seleccionaron 25 castañares de Castilla y León y Extremadura, a diferentes altitudes y manejos, en los cuales se determinaron la profundidad de horizontes y los contenidos de C y N de los horizontes edáficos superficiales. Los resultados indicaron que el manejo incide fuertemente sobre los contenidos de C edáfico (más que la ubicación), variando el contenido de C en la superficie edáfica entre 4 y 93 mg C g⁻¹. El análisis de componentes principales mostró que los contenidos de C y N se alinean opuestamente con el manejo en el eje I, mientras que las agrupaciones comarcales se alinean conjuntamente con la altitud en el eje II. Por tanto, dado que dichos contenidos no dependen de la ubicación, si no que más bien del uso y manejo, se seleccionaron siete castañares extremeños en los que se determinó también la densidad aparente, con el fin de obtener los resultados referidos a Mg C ha⁻¹ y, de esta manera, evitar la dependencia de la profundidad del horizonte superficial (epipedón) considerado. Así, el máximo contenido de C edáfico encontrado (referido a los -80 cm de profundidad) fue de 430 Mg C ha⁻¹, valor que se supone de máxima potencialidad de captura de C (perteneciente a un suelo de un soto de castaño abandonado). Los suelos de sotos mal gestionados pueden tener valores tan bajos como 40 Mg C ha⁻¹, por lo que son sistemas agroforestales de relativo limitado interés respecto a la captura de C pero, paradójicamente, con mayor potencialidad de captura; se debería alcanzar al menos 150 Mg C ha⁻¹ mediante la implementación de una gestión adecuada.

Palabras clave: Captura de carbono, *Castanea sativa*, Ecosistemas forestales, Acumulación de C edáfico, Extremadura, Sotos, Monte bajo.

Capacity of C sequestration of chestnut forests located in Western Spain

Abstract: The aim of this work was to determine the variability and potential of C uptake from the soils of Sweet chestnut coppices in Central-Western Spain, managed as coppices (timber production) or orchards (fruit production). Twenty-five chestnut coppices in the Old Kingdom of León

and Extremadura (Western Spain) were selected; all had different altitudes and were under different management systems. At those sites, we determined the depth of soil horizons, bulk densities, and C and N contents of the epipedons. The results indicated that management exerts a strong effect on soil C contents (more than site); the soil C content of the epipedon varying between 4 and 93 mg C g⁻¹. Principle component analysis revealed that the soil C and N contents were aligned opposite to management on the first axis, while local groupings were aligned jointly with latitude on the second axis. Accordingly, since these contents do not depend on location, but rather on the use and management implemented, seven chestnut forests were chosen in Extremadura, in which the bulk density was also considered (results referred to Mg C ha⁻¹ and to a soil depth of -80 cm). Thus, the maximum soil C content was 530 Mg C ha⁻¹; this value is considered to be the maximum C-uptake potential of the chestnut soils. Orchard soils may have values as low as 40 Mg C ha⁻¹, indicating limitation in soil organic matter and then having potentiality of C uptake; at least 150 Mg C ha⁻¹ should be reached under an appropriate management regime.

Key words: Carbon uptake, *Castanea sativa*, Forest ecosystems, Soil C accumulation, Extremadura, chestnut orchards, chestnut coppices.

INTRODUCCIÓN

Existe un consenso mundial acerca de que las tasas actuales de uso de combustibles fósiles, que reflejan más o menos el bienestar y el desarrollo de la sociedad, llevaría hacia consecuencias inaceptables para el ser humano (Jandl 2001).

Según el protocolo de Kioto (Hagedorn *et al.* 2001) es prioritario y casi imprescindible reducir las emisiones de CO₂ a la atmósfera para evitar un cambio climático que amenaza la conservación de los ecosistemas actuales y la biodiversidad biológica, con consecuencias dramáticas para la vida en nuestro Planeta. En este contexto los ecosistemas forestales juegan un papel fundamental en la consecución de tales objetivos, favoreciendo la reducción de emisiones de gases invernadero, bien considerando la biomasa vegetal y, sobre todo, la captura de C realizada por la materia orgánica del suelo (MOS). Es conocido que el compartimento del suelo puede almacenar más de tres veces el equivalente al C contenido en la vegetación y, además, de forma más estable (Stevenson 1986). Este secuestro de C puede afectar al balance de C, así como el ciclo de otros bioelementos como el N (Schimel 1998; Oren *et al.* 2001) y controlar el contenido de CO₂ de la atmósfera (Gallardo y González 2005).

Los bosques son los mayores ecosistemas terrestres con capacidad para secuestrar C (Marek y Lal 2001), pero hay diversos factores que influyen sobre el mismo de manera que no todas las especies forestales tienen la misma capacidad de secuestro, influyendo también la densidad del arbolado

(Jandl 2001). Existe abundante bibliografía referente al almacenamiento de C en la biomasa forestal (Sampson 2001; Montagnini y Nair 2004), pero menos se refieren a los diversos manejos forestales (Unruh *et al.* 1993; Dixon 1995; Lal 2003).

El carbono orgánico edáfico (COS) es el principal componente del ciclo terrestre del C (Batjes 1996). Los suelos contienen globalmente más C que la cantidad total correspondiente a los vegetales y a la atmósfera. En consecuencia, los suelos son la mayor reserva de C y un importante sumidero (Swift 2001). Por ejemplo, en Europa Central se sustituyeron bosques secundarios de píceas (*Picea abies*) por caducifolios de haya (*Fagus sylvatica*), ya que estos últimos son más estables y tienen, además, una madera más densa (430 kg C m⁻³ en píceas y 680 kg C m⁻³ en haya) por lo que almacenan más C; sin embargo, la tasa de crecimiento es más lenta, aunque ese menor crecimiento se compensa con una mayor producción de biomasa total y permanencia del C en el sumidero (Schulze 2000).

Es interesante conocer las posibilidades de secuestro de C en bosques caducifolios para planificar su manejo y defender su conservación (Bravo *et al.* 2007). Gallardo y González (2004) midieron la capacidad de captura de un Monte bajo de castaños (*Castanea sativa*) característico del Oeste español, comprobando mediante el cálculo de los distintos flujos y del balance total de C en el ecosistema que, a pesar de la influencia que pueda presentar el manejo del bosque (y que se manifestó principalmente en la captura de C por parte de la biomasa vegetal), siempre se apreció una acumulación neta de C edáfico (4,72 Mg C ha⁻¹ a⁻¹). Al ser más estable el C edáfico es sumamente interesante conocer su variabilidad en un área suficientemente amplia de castañares del Oeste español (Rubio *et al.* 1997; Gallardo 2001) que incluye formaciones de las más meridionales de la Península Ibérica. El interés del estudio planteado radica también en la existente laguna observada sobre el tema a tenor de la bibliografía consultada.

El **objetivo** del presente trabajo, por tanto, fue conocer la variabilidad de potencialidad de captura de C por los suelos de castañares españoles del Centro Oeste español (principalmente dedicados a Monte bajos) y estimar, si no hubiera una variación significativa, su capacidad media o, si lo hubiera, el valor de la máxima capacidad de captura de C, considerando área de distribución, altitud y uso agronómico.

MATERIAL Y METODOS

Los castañares (*Castanea sativa* Mill) sobre los que se ha realizado el estudio se localizan en las provincias del Centro-Oeste de España, siendo los Montes cántabros el límite Norte y los de Toledo el límite Sur.

Según los datos del II Inventario Forestal Nacional (ICONA 1994) los castañares del antiguo Reino de León (León, Zamora y Salamanca) ocupan 171 km². De la provincia de León se consideran los situados en la comarca de El Bierzo y estribaciones meridionales de la Sierra de los Ancares, donde se mantienen ecosistemas de castaño en buenas condiciones y donde su aprovechamiento principal era mayormente el fruto (sotos). Las masas de la provincia de Zamora son pequeñas y dispersas, situadas al E y SE del Lago de Sanabria, más algunos restos en el centro de la provincia, como el de San Cebrián de Castro aquí considerado.

En la parte más meridional, que se corresponde con los límites entre Castilla y León y Extremadura, se han considerado dos áreas diferentes: Una entre las Sierras de Gata y Hurdes: Pinofranqueado, Cadalso, Puerto de Sta. Clara (P.S.C.) y San Martín de Trevejo (S.M.T.), situada hacia el Oeste de la provincia de Cáceres; y otra al Este, en los límites de las Sierras de Béjar y Hervás: Candelario (en el borde de la provincia de Salamanca) y valle del Ambroz con dedicación fundamental maderera (Monte bajo).

El número de parcelas por área seleccionada dependió de la abundancia de rodales y los distintos usos de los castañares (soto para producción de fruto, monte bajo para producción de madera y bosque mixto).



Figura 1. Localización de áreas y perfiles considerados.

Se seleccionaron 25 castañares de las regiones de León y Extremadura, distribuidos en cuatro áreas (Fig. 1) y a diferentes altitudes y manejos, en los que se determinaron los contenidos de C y N a distintas profundidades

según la morfología presentada por los suelos. Se eligió un perfil representativo de cada parcela, tomándose muestras compuestas de cada horizonte.

Para evaluar los contenidos de C y N referido a -80 cm de profundidad se consideró: a) profundidad de cada horizonte; b) contenido de C y N de cada horizonte; y c) densidad aparente de cada horizonte.

Los datos disponibles se agruparon en función de características ecológicas similares en cuatro áreas:

- Hervás y Guadalupe (provincia de Cáceres)
- Candelario (provincia de Salamanca)
- S.M.T., Pinofranqueado, Cadalso y P.S.C., Sierra de Gata (provincia de Cáceres)
- El Bierzo y San Ciprián (provincias de León y Zamora).

Las características ecológicas de estas áreas fueron publicadas precedentemente (Rubio *et al.* 1997; Gallardo *et al.* 2000; Rubio *et al.* 2002; Gallardo *et al.* 2005), presentándose un resumen de las mismas agrupadas en las cuatro áreas en la Tabla 1.

La altitud a la que se desarrollan estos castañares oscila entre 600 y 1100 m s. n. m., ocupando laderas de distintas pendientes (entre 10 y 40%); pero, en general, se encuentran en terrenos ondulados y situados predominantemente en la umbría.

Litológicamente predominan los sustratos ácidos. A pesar de la distancia existente entre los diferentes puntos considerados predominan los materiales metamórficos e ígneos (Rubio *et al.* 2002).

Desde el punto de vista pluviométrico presentan bastante variabilidad mostrándose los mínimos de lluvias anuales en la provincia de Zamora (693 mm a⁻¹) y los máximos en la Sierra de Gata (1.200 mm a⁻¹; Rubio *et al.* 2002).

Tabla 1. Características ecológicas de las zonas de estudio.

AREAS	Altitud (m s.n.m.)	Clima	Geología	Suelos (F.A.O. 2004)
Hervás	688	Mediterráneo continental, templado	Granitos, pizarras y grauvacas	<i>Umbrisoles cámbicos y Acrisoles órticos</i>
Candelario	1050	Supra-Mediterráneo	Esquistos y granitos arenizados	<i>Cambisoles y Umbrisoles cámbicos</i>
S.M.T./S ^a . Gata	950	Mediterráneo subhúmedo	Granito/granito calcoalcalino	<i>Leptosoles úmbricos</i>
El Bierzo	756	Mediterráneo subhúmedo	Cuarcitas, pizarras y areniscas	<i>Cambisoles órticos</i>

Los suelos presentan un horizonte húmico (*Ah*) más o menos desarrollado en función de la pluviometría y de la posición topográfica, con texturas sueltas, lo que implica buen drenaje y dominando las estructuras de migajosas a granulares (Gallardo 2001). En general se corresponden con las unidades *Leptosoles úmbricos* y *Umbrisoles cámbicos* (F.A.O. 2006) cuando la geomorfología lo permite.

No se consideró en los análisis el material orgánico que se encuentra sobre el suelo (horizonte *O*) debido a que no aparece un horizonte de hojarasca continuo y permanente en el tiempo en ninguna de las áreas consideradas.

Para realizar las agrupaciones planteadas y establecer las posibles relaciones existentes entre los perfiles considerados se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) entre las variables pertenecientes a cada uno de los grupos considerados y entre grupos; también se efectuó un análisis de componentes principales (A.C.P.) utilizando el programa S.P.S.S. 14.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Son suelos netamente ácidos, con pH oscilando entre 4,5 y 5,6. Los valores de C en los epipedones (horizontes *A*, alrededor de -40 cm) oscilaron entre 24 y 85 mg C g⁻¹ (Tabla 2).

Al representar las medias de los parámetros bioquímicos de dichos horizontes superficiales para las áreas consideradas se observa, como era de esperar, las mismas tendencias para todos ellos, observándose los valores más elevados para el área 3 (Sierra de Gata) como se aprecia en la Tabla 2.

En todos los grupos considerados los valores obtenidos para COS (Tabla 2) están dentro de las medias; en el caso del N edáfico existe mayor variabilidad como puede apreciarse en las desviaciones típicas presentadas.

Al aplicar el ANOVA para C y N del total de epipedones de los perfiles para los grupos seleccionados o áreas no se encontraron diferencias significativas entre ellos; la Tabla 2 recoge los valores medios obtenidos. En la misma Tabla 2 se puede observar también una baja razón C/N (<13) que indica una mayor dedicación a sotos, mientras que un valor alto (C/N >13) indica predominio de Monte bajo.

Al aplicar el A.C.P. hay que tener en cuenta que son pocos factores para intentar eliminar algunos de ellos; la disposición de los mismos se indica en la Fig. 2. Se observa que los contenidos en C y N se alinean opuestamente con el manejo en el **componente 1**, mientras que en las áreas ecológicas consideradas la altitud se alinea con el entorno respecto al **componente 2** en el que cobra importancia la pluviometría, tanto en el desarrollo del suelo como en el contenido en C del mismo (Stevenson 1986).

Tabla 2. Valores medios de los parámetros bioquímicos de las áreas de estudio.

AREAS		C (mg C g ⁻¹)	N (mg N g ⁻¹)	C/N
Hervás	Media	19,0	1,2	10,2
	Número	9	9	9
	Desv. típica	15,3	1,2	3,7
Candelario	Media	18,1	1,2	12,8
	Número	31	31	31
	Desv. típica	14,3	0,84	4,4
S.M.T./S^a. Gata	Media	30,2	1,9	15,6
	Número	21	21	21
	Desv. típica	24,2	1,5	4,12
El Bierzo	Media	16,3	2,7	10,9
	Número	22	22	22
	Desv. típica	15,0	4,0	4,6
Total	Media	21,0	2,0	13,0
	Número	83	83	83
	Desv. típica	18,1	2,3	4,6

Se puede considerar, entonces, que dado que los contenidos de COS en las distintas zonas no depende de la situación de las citadas áreas de los castañares, sino más bien del uso y manejo empleado, es conveniente estudiar con más detenimiento la influencia de los distintos usos o manejos de una sola área.

Con ese criterio se seleccionaron siete castañares de la zona de Extremadura en los que se determinó, además del C y N, la densidad aparente de los suelos (con el fin de obtener los resultados referidos a Mg C ha⁻¹ y, así, evitar la dependencia de la profundidad del horizonte superficial considerado, al integrarse éstos siempre referidos a una misma profundidad de -80 cm). Los datos obtenidos se exponen en la Tabla 3.

Como se observa en la citada Tabla 3 los valores de los contenidos en COS varían ampliamente en sotos, desde 40 hasta 430 Mg C ha⁻¹, que habría que atribuir a un manejo y uso distinto; pero, en general, son más elevados que los referidos por Kimble *et al.* (2002; de 49 a 186 Mg C a⁻¹) para suelos forestales de U.S.A.

Cuando se consideran todos los perfiles estudiados se aprecia claramente que los valores de COS alcanzados en los castañares manejados como Monte bajo se encuentran próximos a 150 Mg C ha⁻¹, exceptuando un perfil del P.S.C. (Sierra de Gata) con valores más altos debido probablemente a que el castaño se encuentra mezclado con rebollo (*Quercus pyrenaica*), pudiéndose atribuir el citado mayor contenido de C encontrado al manejo como bosque mixto.



Figura 2. Distribución de los componentes principales.

Consecuentemente, se pueden considerar tres grados o intensidades potenciales de captura de C según el uso, apreciándose una mayor capacidad representada por sotos antiguos (abandonados), seguido de Montes bajos puros o mezclados con otras especies (en general, rebollos) y, por último, un soto con evidente mal manejo. Por tanto, los contenidos de C de los sotos son muy variables, debido a que cada uso lleva implícito distinta respuesta del suelo en función de la movilización del mismo (laboreo), disponibilidad de nutrientes o carga ganadera cuando son pastoreados. Todo ello está de acuerdo con lo afirmado por Peichl *et al.* (2006) de que es conveniente considerar los distintos manejos del suelo para valorar la distinta capacidad de captura de C. En todo caso, el manejo debería conseguir capturar, al menos, 150 Mg C ha⁻¹ mediante una gestión adecuada del ecosistema.

Al calcular los parámetros bioquímico en estas unidades (Mg C ha⁻¹) la relación C/N no refleja el manejo de los sotos.

No obstante, tanto los valores de COS de sotos (si están bien manejados) como los de Montes bajos (expresados en Mg C ha⁻¹ suelo) indican que ambos sistemas son interesantes desde el punto de vista de sumideros de CO₂ y deberían considerarse en un potencial mercado de venta de bonos de C (Protocolo de Kyoto; Bravo *et al.* 2007); un mal manejo, con valores de COS bajos, paradójicamente, indicaría alta capacidad de capturar C con respecto a la situación actual.

Usos y manejos	Área	Dap (Mg m ⁻³)	COS (Mg C ha ⁻¹)	NOS (Mg N ha ⁻¹)	C/N
Soto abandonado	Pinofranqueado	1,17	431	23,4	18,4
Soto	Candelario	1,17	209	14,5	14,4
Monte bajo	S.M.T. 1	1,08	156	9,97	15,6
Monte bajo	S.M.T. 2	0,55	158	11,4	13,7
Soto	Hervás 29	1,05	40,1	3,43	11,7
MB + pinos	Hervás 28	0,87	152	9,69	14,7
MB + rebollo	P.S.C./S ^a . Gata	0,55	267	17,6	9,7

Tabla 3. Contenido en C y N en Mg ha⁻¹ en los siete perfiles considerados en Extremadura (MB = Monte bajo; Dap: Deunidad aparente Superficial).

CONCLUSIONES

El uso o manejo de los castaños condicionan la potencialidad de captura de C por el suelo mucho más intensamente que la localización geográfica del área donde los castaños se encuentren instalados. Acumulan mayores cantidades de COS aquellos suelos que tienen escaso aprovechamiento (antiguos sotos abandonados), donde se encontraron un máximo contenido de C edáfico (referido a -80 cm de profundidad) tan alto como 430 Mg C ha⁻¹. El valor más bajo (40 Mg C ha⁻¹) se encontró en un soto sobre-explotado con probable pastoreo ganadero. En todo caso se deberían gestionar los castaños, sean sotos o Montes bajos, de tal manera que, al menos, se mantenga un contenido de COS de 150 Mg C ha⁻¹.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Unión Europea y al M^a de Educación y Ciencia español la ayuda económica recibida mediante varios Proyectos para la realización de estudios sobre el castaño. También se agradece a la Dra. M. Belén Turrión sus oportunas observaciones y a D. Jesús Hernández la ayuda técnica.

BIBLIOGRAFÍA

- Batjes N.H. 1996. Total C and N in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.*, 47:151-163.
- Bravo F. (coordinador), J.F. Gallardo *et al.* 2007. *El papel de los bosques en la mitigación del cambio climático*. Fundación Gas Natural, Barcelona. 316 pp.
- Dixon R.K. 1995. Agroforestry land-use change in industrialized nations: a case study from north-eastern Germany. *Agrofor. Syst.*, 31:157-168.
- F.A.O. 2006. *World reference base for soil resources*. World Soil Resources Reports 103. F.A.O., Roma. 113 pp.
- Gallardo J.F. 2001. Distribution of chestnut (*Castanea sativa* Mill.) forest in Spain: possible ecological criteria for quality and management (focusing on timber coppices). *For. Snow Landsc. Res.*, 76.3: 477-481
- Gallardo J.F. y M.I. González. 2004. Sequestration of C in a Spanish chestnut coppice. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.*, vol extra.: 108-113.
- Gallardo J.F. y M.I. González. 2005. Carbon sequestration in a Spanish chestnut coppice. *Acta Hort.*, 609: 201-207.
- Gallardo J.F., M. Rico y M.I. González. 2000. Some ecological aspects of a chestnut coppice located at the *Sierra de Gata* mountains (Wester Spain) and its relationship with a sustainable management. *Ecol. Mediterranea*, 26: 53-69.
- Hagedorn F., S. Maurer, P. Egli, P. Blazer, J.B. Bucher y R. Siegwolf. 2001. C sequestration in forest soils: effect of soil type, atmospheric CO₂ enrichment, and N deposition. *Eur. J. Soil Sci.*, 52: 619-628.
- ICONA. 1994. *II Inventario Forestal Nacional: León, Zamora, Salamanca, Avila, Madrid y Toledo*. ICONA, M°. A. P. A., Madrid.
- Jandl R. 2001. *Mediciones de tendencias en el tiempo del almacenamiento de carbono en el suelo. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales*. Universidad de Valdivia, Chile.
- Kimble J.M., R. Birdsey, L. Heath y R. Lal. 2002. *The potential of U.S. forest soils to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect*. C.R.C. Press, Boca Ratón, Florida.
- Lal R. 2003. Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environ. Manage.*, 33: 528-544.
- Marek K.J. y R. Lal. 2005. Soil organic C sequestration rates in two long term no till experiments in Ohio. *Soil Sci.*, 170: 280-291.
- Montagnini F. y P.K.R. Nair. 2004. Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agrofor. Sys.* 61: 281-298.
- Oren R, D.S. Ellsworthl, K.H.J. Sen, N. Phillips, C.M. Beewers, K.V.R. Schäfer, H. MacCarthy, G. Aendrey, S.C. McNulty y G.G. Katul 2001 Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere. *Nature*, 411: 469-472.

- Peichl M., N.V. Thevathasan, A.M. Gordon, J. Hussy y R.A. Abohassan. 2006. Carbon sequestration potential in temperate tree-based intercropping systems, southern. Ontario Canada. *Agrofor. Syst.*, 66: 243-257.
- Rubio A., A. Escudero y J.M. Gandullo. 1997. Sweet chestnut silviculture in an ecological extreme of its range in the West of Spain (Extremadura). *Ann. Sci. For.*, 54: 667-680.
- Rubio A., O. Sánchez Palomares, V. Gómez, D. Graña, R. Elena y A. Blanco. 2002. Autoecología de los Castaños de Castilla (España). *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.*, 11: 373-393.
- Shimel D. 1998. The C equation. *Nature*, 393: 208-209.
- Schulze E.D, C. Wirth y M. Heirmann. 2000. Managing forest after Kyoto. *Science*, 289: 2058-2059.
- Sampson R.N. 2001. Agroforestry as a carbon sink. pp 2-8. En: W. der Shroe y J.K. Kort (edt.), *Temperate agroforestry: Adaptive and mitigative soles in a changing Physical and Socio-economic climate*. Proc. of the 7th Biennial Conf. on Agroforestry in North America and 6th Ann. Conf. of the Plains and prairie forestry association August 13-15, 2001 Regina, Saskatchewan (Canadá). 342 pp.
- Stevenson F.J. 1986. *Cycles of soil*. John Wiley & Sons, New York. 380 pp.
- Swift R. 2001. Sequestration of C by soil. *Soil Sci.*, 166: 9-25.
- Unruh J.D., R.A. Houghton y P.A. Lefevre. 1993. Carbon storage in agroforestry. An estimate for sub-Sahara Africa. *Climate Res.*, 3: 39-52.

CAPTURA DE C EN TERRENOS AGRÍCOLAS REFORESTADOS CON *Pinus radiata* EN EL NORTE DE ESPAÑA

C. Pérez Cruzado, P. Mansilla Salineiro, R. Rodríguez Soalleiro
y A. Merino

Unidad de Gestión Forestal Sostenible, Escuela Politécnica Superior, Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela, Lugo 27002 (España). <amerino@lugo.usc.es>.

Resumen: El objetivo del presente trabajo fue evaluar la evolución de la captura de C en biomasa arbórea y suelos en plantaciones de *Pinus radiata* establecidas sobre tierras agrícolas. Para ello se estudiaron 40 parcelas agrícolas, en las que parte de su superficie fue reforestada con esta especie. El estudio incluyó repoblaciones de diferentes edades, lo que permitió valorar la evolución del C a lo largo de la rotación. La reforestación de terrenos agrícolas con *P. radiata* supuso una captura media en la biomasa arbórea de 9 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, que es sensiblemente superior a las tasas registradas en plantaciones sobre terrenos forestales para la misma especie. En plantaciones adultas el 40% de esta biomasa corresponde a restos de corta y raíces, que son susceptibles de permanecer sobre el terreno después del aprovechamiento. El mantillo comienza a acumularse a partir de los 5 años de la repoblación, siendo la cantidad máxima de C acumulado en este compartimento de 50 Mg C ha⁻¹ (1,6 Mg C ha⁻¹ a⁻¹). La ganancia neta de C en el suelo mineral comienza después de 17-20 años de la reforestación y se limita a los primeros 15 cm. Aunque el suelo captura C a un ritmo inferior que la biomasa (entre 0,5 y 3 Mg C ha⁻¹ en 40 años) hay que considerar que, a diferencia de ésta, se trata de una ganancia neta mientras no haya un cambio de uso.

Palabras clave: Reforestación; Captura de carbono; Biomasa, Materia orgánica del suelo.

C sequestration in agricultural lands reforested with Pinus radiata in northern Spain

Abstract: The aim of the present study was to assess changes in C capture in tree biomass and soils in *Pinus radiata* plantations established on agricultural land. For this, 40 agricultural plots that were partly reforested with this species were examined. The study included repopulated stands of different ages, which enabled assessment of the changes in C throughout the rotation. The mean C capture in the tree biomass in the reforested agricultural land was 9 Mg C ha⁻¹ yr⁻¹, which is much higher than

the amounts registered in plantations of the same species established on forest land. In mature plantations 40% of the biomass corresponded to logging remains and roots, which tend to be left on the land after timber harvesting. The humus layer began to accumulate 5 years after establishment of the stands, and the maximum amount of C accumulated in this compartment, reached after 20-25 yr, was 50 Mg C ha⁻¹ (1.6 Mg C ha⁻¹ yr⁻¹). The mineral soil began to show a net gain in C, restricted to the upper 15 cm, 20 yr after reforestation. Although the rate of C capture was lower in the soil than in the biomass (between 0.5 and 3 Mg C ha⁻¹), it must be considered noticeable that a net gain is achieved if there is no change in land use.

Key words: Reforestation; C accumulation; Biomass; Soil organic matter.

INTRODUCCIÓN

Puesto que los terrenos agrícolas funcionan, en general, como emisores de gases con efecto invernadero y los forestales como acumuladores de carbono, el aumento de la superficie forestal contribuye a fijar parte del CO₂ atmosférico. Las recuperación de la superficie forestal en Europa a lo largo de las últimas décadas ha conseguido aumentar las reservas de C tanto en la biomasa arbórea, como en el suelo (Liski *et al.* 2002). Los datos recientes muestran que los sistemas forestales de Europa están almacenando entre 9-12% de las emisiones antropogénicas de CO₂, mientras que el almacenamiento de C en los suelos supone, de momento, el 3% de estas emisiones (Liski *et al.* 2002). El C acumulado en el sumidero edáfico, en forma de materia orgánica edáfica (MOS), tiene una gran importancia debido a la elevada estabilidad de los compuestos en los que se retiene. La existencia de compuestos bivestrales como los ácidos fúlvicos y húmicos ocasionan que los tiempos de permanencia del C en estas formas estables sea de entre 1000 y 3000 años (Carballas *et al.* 1980).

España es uno de los países que más han contribuido a incrementar la superficie forestal en Europa, lo que se debe en buena parte al abandono de banbechos, viñedos y otras tierras agrarias que se encontraban en situación de marginalidad. En el marco del programa nacional de reforestación de tierras agrarias se han repoblado 600.000 ha desde 1994. El proceso de reforestación ha sido especialmente importante en el Norte del país, donde la superficie forestal aumenta a un ritmo anual de 1,5%, fundamentalmente como consecuencia de la reforestación de terrenos agrícolas con especies de rápido crecimiento, como son el *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, siendo esperable que esta tasa, al menos, se mantenga con la proliferación de plantaciones energéticas. En el período de 11 años, transcurridos entre el segundo y el tercer inventarios forestales (1986 y 1997), este proceso se estima que ha supuesto un aumento del almacenamiento de C en biomasa arbórea del 50% (Xunta de Galicia 2001).

Las características del suelo influyen en la capacidad de secuestro del sistema, influyendo, por una parte, sobre la producción primaria (captura de C en biomasa y en el suelo modulado por la cantidad de hojarasca) y sobre la constante de mineralización en el suelo (textura y estructura, que afectan a la porosidad).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la evolución de la captura de C en biomasa arbórea y suelos en plantaciones de *P. radiata* establecidas sobre tierras agrícolas abandonadas. Esta información es útil para el desarrollo de estrategias que potencien la captura de C en proyectos de reforestación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características generales de la zona

Para la realización de este trabajo se eligieron 40 parcelas localizadas en las provincias de Lugo y A Coruña (Norte de España), encontrándose la ubicación de las mismas entre las coordenadas geográficas: Norte 42,86018°-43,62648° y Oeste 7,32857°-8,08591°.

Las parcelas se localizan en una zona climática homogénea, con temperaturas anuales entre 12-14 °C y la amplitud térmica anual entre 12,5-14,5 °C y una estacionalidad pluviométrica moderada, con una precipitación anual 800-1200 mm a⁻¹ y un balance hídrico anual de 200-600 mm a⁻¹.

Los suelos de las parcelas se desarrollan sobre dos tipos de materiales geológicos, granitos y esquistos-pizarras, materiales que representan el 91% de la región. Los tipos de suelos más frecuentes fueron los *Regosoles úmbricos* y *Cambisoles húmicos* (RGu-C-Mu) sobre material geológico de partida granítico y los *Cambisoles húmicos* y *Regosoles úmbricos* (CMu-RGu) en las ensayos establecidos sobre pizarras y esquistos (F.A.O., 1998).

Características de las parcelas

Estas parcelas se sitúan en áreas donde inicialmente toda la superficie se dedicaba a uso agrícola y que, posteriormente, parte de ella fue reforestada con *P. radiata*. De este modo cada una de las parcelas consta de una subparcela en la que se mantiene el uso agrícola y otra en la que se practicó reforestación. Se seleccionaron casos suficientes para abarcar el mayor rango de edades de plantación posible hasta 40 años, que suele ser la rotación más prolongada para esta especie en la región. Los cultivos más frecuentes en la subparcela agrícola fueron maíz forrajero, cereal o pradera intensiva. El uso actual de la parte forestal fue en todos los casos plantación de *P. radiata* D. Don, con unas densidades iniciales de 1700 pies ha⁻¹.

Medidas dasométricas y estimación del C contenido en la biomasa arbórea

En cada una de las subparcelas se establecieron dos áreas homogéneas y representativas de forma circular y de 10 m de radio. Dentro de la subparcela forestal se midieron el diámetro y la altura de todos los pies mediante una forcípula con precisión de mm y un hipsómetro Vertex III (Häglof 1999).

Para la determinación del C contenido en la biomasa forestal se emplearon las ecuaciones de biomasa y los contenidos medios observados para cada fracción para esta especie por Balboa (2005) para la biomasa aérea y por Montero *et al.* (2005) para la biomasa radicular (Tabla 1). Aunque existen otras ecuaciones que, para alguna de las fracciones consideradas, tienen un mayor poder explicativo de la variabilidad (pues incluyen otras variables explicativas, como el diámetro de copa, que están muy correlacionadas con el contenido en biomasa en estas fracciones) se considera que estas ecuaciones son adecuadas para aplicarlas en las parcelas medidas puesto que se puede considerar constituyen la misma población (Cunia 1987). Hay autores que han observado que el uso de ecuaciones alométricas para estimar la cantidad de C acumulado en la biomasa arbórea contenida en un rodal es más adecuado que los factores de expansión de biomasa (Solla-Gullón *et al.* 2006b), método muy comúnmente empleado.

Tabla 1. Ecuaciones utilizadas para la cuantificación de la biomasa forestal por fracciones de la plantación de *Pinus radiata* ajustadas por Balboa (2005) y Montero *et al.* (2005) y concentraciones de C observadas para cada fracción.

Componentes	Ecuaciones de biomasa	r ²	Contenido de C (mg C g ⁻¹)
Madera	$W=0,0123 \cdot d^{1,6042} \cdot h^{1,4131}$	0,960	0.504
Corteza	$W=0,0036 \cdot d^{2,6564}$	0,920	0.541
Ramas gruesas	$W=1,937699+0,001065d^2 \cdot h$	0,660	0.513
Ramas finas	$W=0,0363 \cdot d^{2,6091} \cdot h^{0,9417}$	0,810	0.525
Ramillos	$W=0,0078 \cdot d^{1,9606}$	0,690	0.532
Acículas	$W=0,0423 \cdot d^{1,7141}$	0,790	0.527
Raíces	$W=_{e}(0,309544^2/2) \cdot e^{-2,78485 \cdot d^{2,14449}}$	0,939	0,497

En este Estudio no se ha tenido en cuenta el C capturado por el sotobosque, que puede ser especialmente importante a edades tempranas de la plantación, ya que su estudio requiere un análisis específico dada la cantidad de variables ambientales y de gestión de las que depende el tipo de especies vegetales y la cobertura de este estrato.

Toma de muestras y análisis de mantillo y suelo mineral

En cada una de estas áreas se fijaron cinco puntos donde se tomaron muestras de suelo mineral a tres profundidades (0-5 cm, 5- 15 cm y 15-30 cm) mediante tubos 8 cm de diámetro y -20 cm de profundidad. Las muestras se secaron en una estufa a 40 °C hasta peso constante y se tamizaron a 2 mm. Se determinó la pedregosidad, por gravimetría, la concentración de C orgánico total mediante un autoanalizador CNS-2000 (LECO, St Joseph, Michigan, EE. UU). Para la determinación del contenido total de C en el suelo a cada profundidad considerada se tuvo en cuenta la concentración de C, la densidad aparente (D_a ; estimada mediante cilindros metálicos de 100 cm³ en cinco puntos por parcela) y la pedregosidad.

Para la determinación del C acumulado en el mantillo se tomaron muestras en cinco puntos elegidos aleatoriamente dentro de las áreas de la subparcela forestal. Mediante unas cubetas cuadradas de 30 x 30 cm² se recogió todo el matillo que abarcaban las mismas, posteriormente secó en estufa a 60 °C y se pesó. El contenido en C de las muestras se determinó mediante el contenido medio establecido por Balboa (2005) para esta especie (46,9%) en el área de estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calidad de estación de las plantaciones

La capacidad de un sistema forestal para capturar C en forma de biomasa está directamente relacionada con la producción primaria neta, la cual se puede caracterizar mediante el índice de sitio (Cieszewski *et al.* 2000). Para calcular la calidad de estación de las parcelas estudiadas se ajustó una curva de calidad según el modelo propuesto por Bertalanfy (1949, 1957) y estudiado por Richards (1954) para el total de las parcelas. El modelo ajustado (Bertalanfy-Richards) se recoge en la Ecuación 1, mientras que la curva de calidad ajustada junto con las relaciones altura dominante-edad de las parcelas se muestran en la Fig. 1.

$$H_o = 30.2441 \cdot (1 - e^{-0.117 \cdot t})^{2.1784} \quad \text{Ecuación 1}$$

Las plantaciones estudiadas presentaron índices de sitio considerablemente elevados (entre 20 y 27 m a los 20 años), siendo el valor medio de 24,3 m a los 20 años, lo cual estaría muy cerca de la calidad I (IS = 25m a la edad de referencia de 20 años) de las curvas ajustadas por Diéguez-Aranda *et al.* (2005) para *P. radiata* en el norte de España. El índice de sitio medio observado en las parcelas muestreadas es sensiblemente superior al registrado para masas de *P. radiata* sobre suelos forestales, con un valor entre 13 y 25 m a los 20 años (Sánchez-Rodríguez 2001).

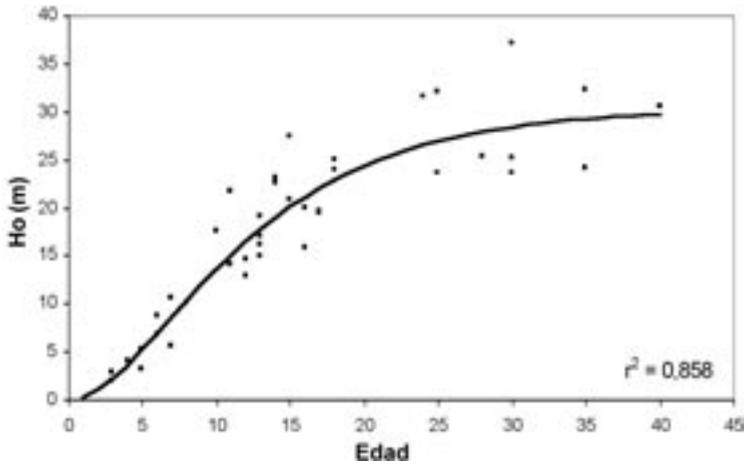


Figura 1. Relación altura dominante–edad de las parcelas de ensayo y curva ajustada según el modelo de Richards-Chapman.

Contenidos de C en biomasa arbórea

En la Fig. 2 se representa la evolución del C acumulado en la biomasa arbórea, la cual fue calculada a partir de las ecuaciones de Balboa (2005) y Montero *et al.* (2005) y de las concentraciones medias de C de las diferentes fracciones arbóreas en la región de estudio.

Se observa que, a partir de los 13 años de la reforestación, las plantaciones seleccionadas mostraron una gran variabilidad en el contenido de C capturado en la biomasa, lo que responde a los diferentes tratamientos silvícolas practicados. Las tasas medias de captura de C en biomasa arbórea a edades avanzadas (30-40 años) fue de 9,6 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para las parcelas sobre esquistos-pizarras y de 8,6 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para las masas sobre granitos. La menor precisión de ajuste obtenida en las parcelas sobre granitos puede ser debida a la mayor variabilidad observada en cuanto al índice de sitio en estas parcelas con respecto a las parcelas asentadas sobre esquistos y pizarras (Fig. 3).

Los valores observados de acumulación de C en biomasa fueron sensiblemente superiores a los observados en plantaciones adultas de *P. radiata* sobre terrenos forestales de la zona, que varían entre 3,9 y 5,5 Mg C ha a⁻¹ (Merino *et al.* 2003, 2005; Balboa *et al.* 2006a). Estas diferencias pueden responder en parte a los distintos tratamientos silvícolas pero, sobre todo, a las mejores condiciones de fertilidad sobre las que se asientan estas masas.

Aunque una comparación directa con otros sistemas forestales es difícil de realizar por las distintas edades, tasas de crecimiento y labores silvícolas (entre otros factores) conviene realizar una valoración de las cantidades de

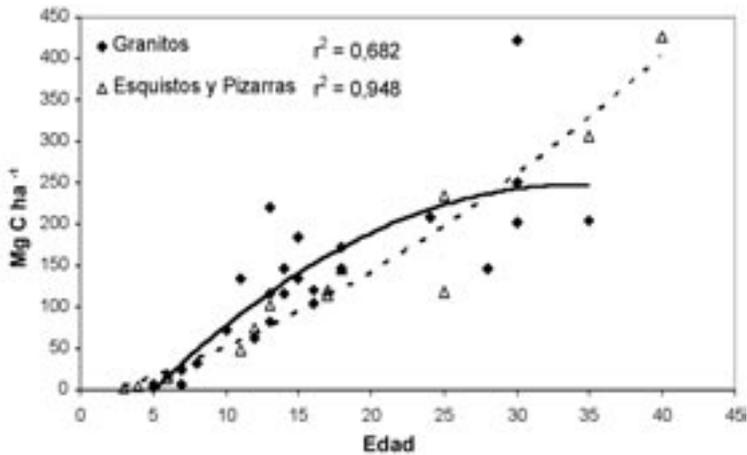


Figura 2. Evolución con la edad de los contenidos de C (Mg C ha^{-1}) de la biomasa arbórea total (madera, corteza, ramas gruesas, ramas finas, ramillos, acículas y raíces).

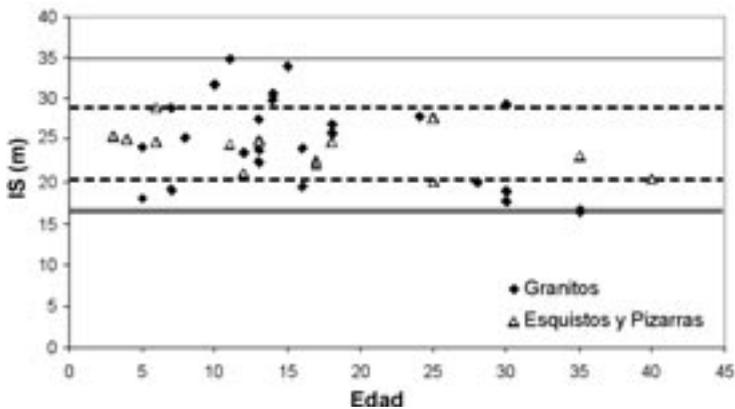


Figura 3. Índices de sitio estimados para cada parcela según las curvas ajustadas por Diéguez-Aranda *et al.* (2005) para *Pinus radiata* en el Norte de España.

C capturadas por estas masas con respecto a las de otro tipo de masas forestales del Norte de España. Los contenidos totales de C en biomasa arbórea en las plantaciones de edades avanzadas (>30 años), entre 200 y 420 Mg C ha^{-1} , son comparables a las cantidades acumuladas por plantaciones de otra especie de rápido crecimiento, como el eucalipto (200-400 Mg C ha^{-1} , edades entre 18-25 años; Merino *et al.* 2005; Solla-Gullón *et al.* 2006a). También son similares a los registrados en bosques naturales y seminaturales de *Fagus sylvatica* L. (150 y 325 Mg C ha^{-1} ; Merino *et al.* 2007) y a los de bosques seminaturales de *Quercus robur* L. (80-250 Mg C ha^{-1} ;

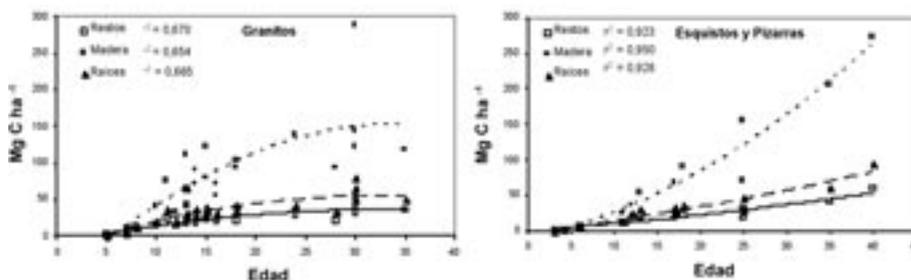


Figura 4. Evolución con la edad de plantación del C acumulado en las diferentes fracciones arbóreas.

Balboa *et al.* 2006b). Hay que considerar, no obstante, que el C capturado en estos sistemas naturales permanece más tiempo estable, no sólo porque estos bosques se aprovechan parcialmente (se realizan extracciones parciales de individuos), sino porque también su madera se destina a muebles de prolongada vida.

La Fig. 4 muestra la evolución de las diferentes fracciones con la edad, aspecto que es importante de cara a realizar una gestión silvícola que potencie la retención de C en el sistema. La fracción arbórea que más C captura es la madera (3,7-4,3 Mg C ha⁻¹ a⁻¹, para las masas sobre granitos y esquistos-pizarras), seguida de raíces (1,2 Mg C ha⁻¹ a⁻¹, para ambos materiales) y el conjunto de restos (ramas y acículas; 0,8-0,9 Mg C ha⁻¹ a⁻¹). Estos datos muestran que si, después de la corta, se mantienen los restos y los tocones permanecerá en el terreno una cantidad de C entre 60 y 150 Mg C ha⁻¹, parte del cual se podrá incorporar posteriormente al suelo mineral en forma de MOS, si bien esta ganancia de MOS dependerá de las labores posteriores y de las condiciones climáticas (Dixon *et al.* 1994).

Ganancia de C en el mantillo

La formación del mantillo es de una importancia trascendental en la dinámica del C de un ecosistema forestal como fuente de MOS, además de reservorio de nutrientes a medio plazo (Vesterdal *et al.* 2002). La cantidad de mantillo en los pinares europeos llega a un equilibrio en función de las características climáticas, siendo la temperatura media anual y el déficit de agua los factores más influyentes (Kurz-Besson *et al.* 2005). En la Fig. 5 se recoge la evolución de los contenidos de C en el mantillo de las parcelas de ensayo con la edad. En estas plantaciones el mantillo aparece a una edad de entorno a 5 años, coincidiendo con la tangencia de copas en la mayoría de las masas. Como se puede apreciar, los contenidos tienden a estabilizarse en valores en torno a 50 Mg C ha⁻¹, tanto en las parcelas asentadas sobre esquistos-pizarras o granitos, a una edad de 20-25 años.

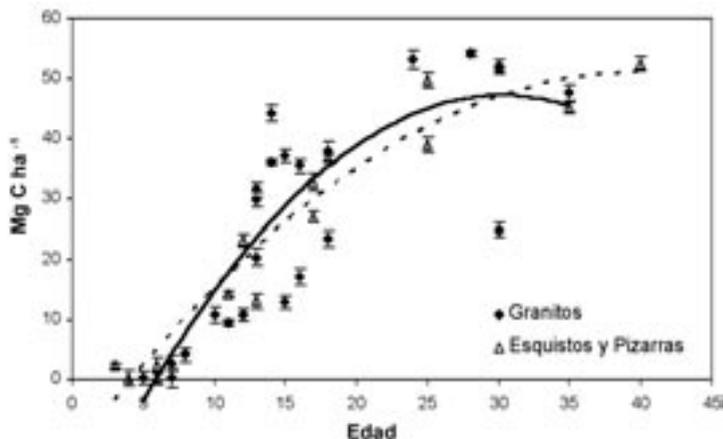


Figura 5. Cantidad de C acumulado en el mantillo (Mg C ha^{-1}) en función de la edad de plantación y del material de partida.

Los contenidos en C en el mantillo observados en el presente Estudio, a edades avanzadas, son superiores al valor medio de plantaciones adultas de *P. radiata* sobre suelos forestales que ha sido cifrado en $33,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Merino *et al.* 2005), lo que podría deberse a la mayor producción de hojarasca por la superior producción. También son superiores a los observados sobre *E. globulus* sobre terrenos forestales (17 Mg C ha^{-1} ; Merino *et al.* 2005) y terrenos agrícolas (28 Mg C ha^{-1} ; Solla-Gullón *et al.* 2006a); son también superiores a los observados en bosques de *F. sylvatica* (10 Mg C ha^{-1} ; Merino *et al.* 2007) y *Q. robur* del Sur de Europa ($18 - 25 \text{ Mg C ha}^{-1}$; Balboa *et al.* (2006a). Una causa de este mayor contenido de C en el mantillo en estas plantaciones puede ser la menor tasa de descomposición de la hojarasca como consecuencia de la menor concentración en Ca y otros nutrientes, así como por la menor insolación en estas hojarascas debido a su naturaleza perenne. Para el intervalo de edad considerado se observó una tasa de acumulación media de C en mantillo de $1,6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. No existen diferencias claras entre las cantidades encontradas sobre los diferentes tipos de suelo.

Captura de C en el suelo mineral

Los suelos de las subparcelas agrícolas presentaron mayores densidades aparentes que los suelos reforestados (Fig. 6), probablemente debido a la compactación derivada de las labores agrícolas y, como se ve más abajo, a los menores contenidos de materia orgánica edáfica (MOS), lo que también implica una menor porosidad.

La Fig. 7 muestra las concentraciones de C para tres profundidades de suelo y tipo de material de partida. La variabilidad en las concentraciones

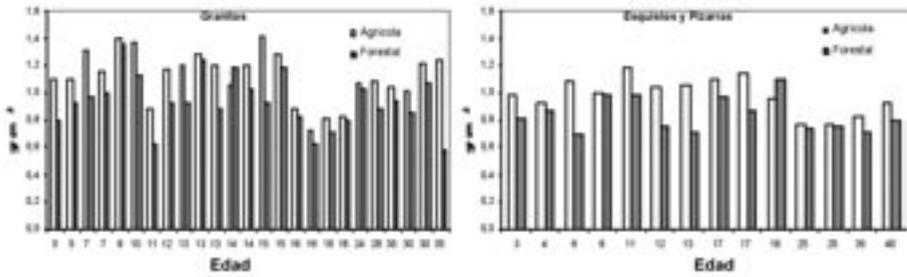
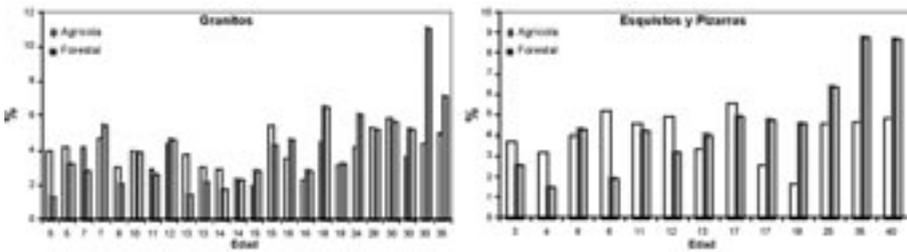
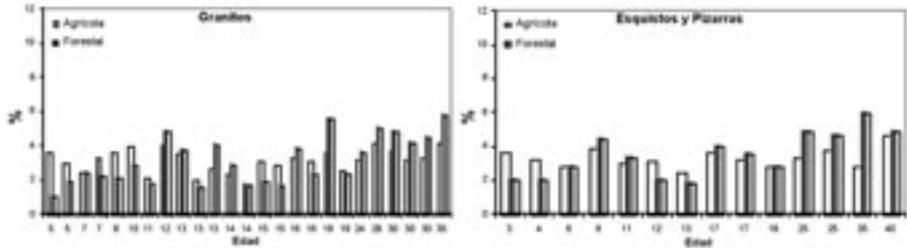


Figura 6. Densidad aparente (DA) observada en los ensayos para la profundidad de 0 – 5 cm.

Profundidad: 0-5 cm



Profundidad: 5-15 cm



Profundidad: 15-30 cm

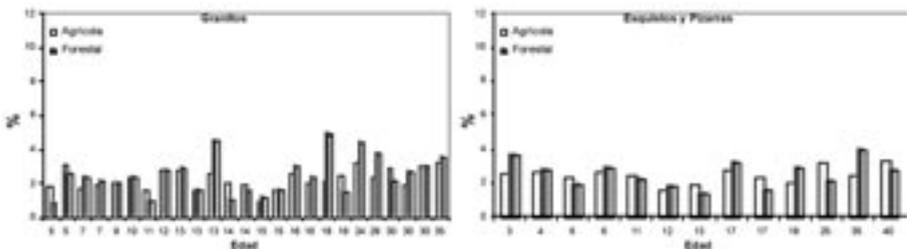
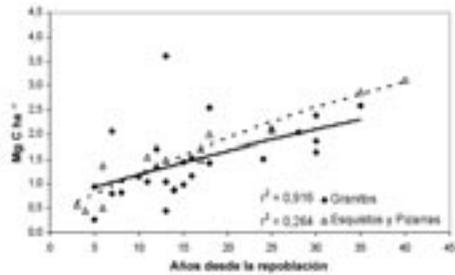
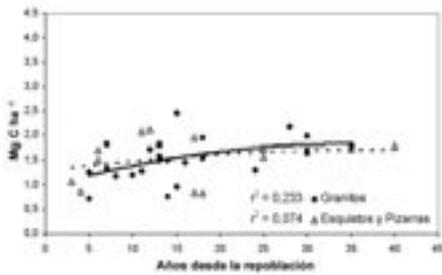


Figura 7. Concentración de COS (%) a diferentes profundidades según material de partida.

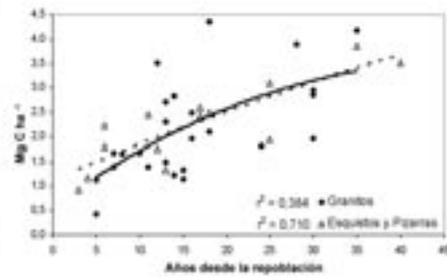
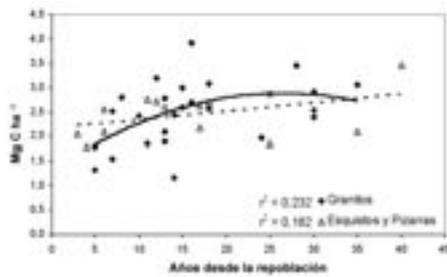
Subparcelas agrícolas

Subparcelas forestales

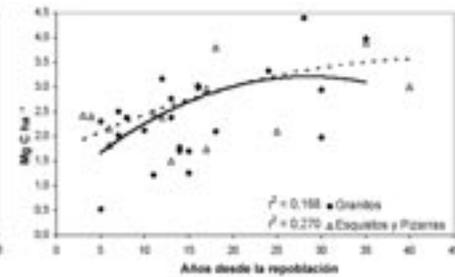
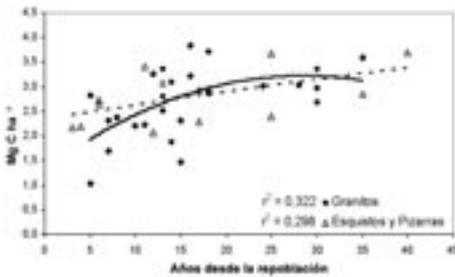
Profundidad: 0-5 cm



Profundidad: 5-15 cm



Profundidad: 15-30 cm



Profundidad: 0-30 cm

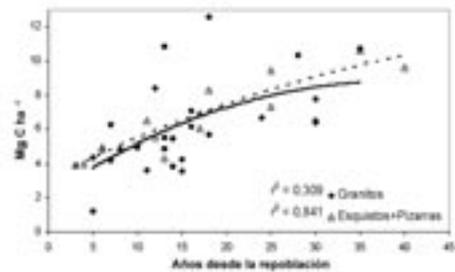
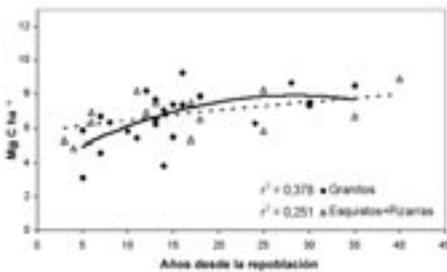


Figura 8. Contenidos de COS de las subparcelas agrícolas y forestales según el material de partida para las distintas profundidades considerados.

de C orgánico edáfico (COS) entre las diferentes subparcelas agrícolas responde a las diferentes labores y tratamientos. Hay que considerar que aunque se supuso como hipótesis de partida en el momento de la toma de muestra el contenido de COS en la subparcela agrícola es igual al que existía en el momento de la reforestación. Esto puede ser cierto si el tipo de cultivo y las técnicas de preparación hubieran sido similares, lo que ocurre en la mayoría de los casos. De hecho, estudios similares han constatado ligeros cambios los contenidos de COS en suelos agrícolas a lo largo del tiempo (Römkens *et al.* 1999; Falkengren-Grerup *et al.* 2005).

En un primer análisis de los resultados de los contenidos de COS se aprecia que, a edades tempranas (menos de 7 años), las concentraciones de COS en las subparcelas agrícolas son mayores que en las forestales. Los niveles de ambos tipos de parcelas sólo se compensan a edades intermedias (7-15 años). A partir de los 18 años la mayor parte de las parcelas reforestadas presentan mayor concentración de COS que las agrícolas (Fig. 7). En esta misma Figura también se aprecia que este efecto es más acusado en los subhorizontes más superficiales del suelo.

La Fig. 8 muestra la relación que presentaron los contenidos de COS con la edad de la reforestación para las subparcelas agrícolas y forestales. El supuesto incremento a lo largo del tiempo (no estadísticamente significativo) que se observa en las subparcelas agrícolas puede deberse a la inclusión de pradera en los sistemas agrícolas, lo que ha sido más frecuente durante la última década.

En las subparcelas reforestadas, a pesar de la importante variabilidad que muestran, se puede comprobar que los contenidos de COS tienden a aumentar con la edad de la reforestación. El incremento significativo ($p < 0,05$) de los contenidos de C del horizonte superficial del suelo (epipedón) con la edad sería debido a los aportes de C a través de la hojarasca, así como a la reducción de las elevadas tasas de descomposición de MOS, características de suelos agrícolas (Vesterdal *et al.* 2002). Esta menor descomposición de la MOS de los suelos reforestados puede deberse a la mayor acidez, disponibilidad de nutrientes y aireación por ausencia de laboreo y menor temperatura del suelo.

La ganancia de COS como resultado de la reforestación se estimó mediante la diferencia entre los contenidos de COS en la subparcela reforestada y los contenidos de COS de la subparcela agrícola en el momento del muestreo (Fig. 9). A pesar de la variabilidad de los resultados y a la incertidumbre del diseño experimental sobre las ganancias reales de C (se asume que el contenido de COS en la subparcela agrícola es estable), esta Figura revela la existencia de tres fases en la dinámica de acumulación de COS tras la reforestación. En una primera fase los contenidos de COS de los suelos reforestados son inferiores a los agrícolas (valores negativos en la Fig. 9). Posteriormente, entre 7 y 15 años se aprecia una ligera recuperación del contenido COS en

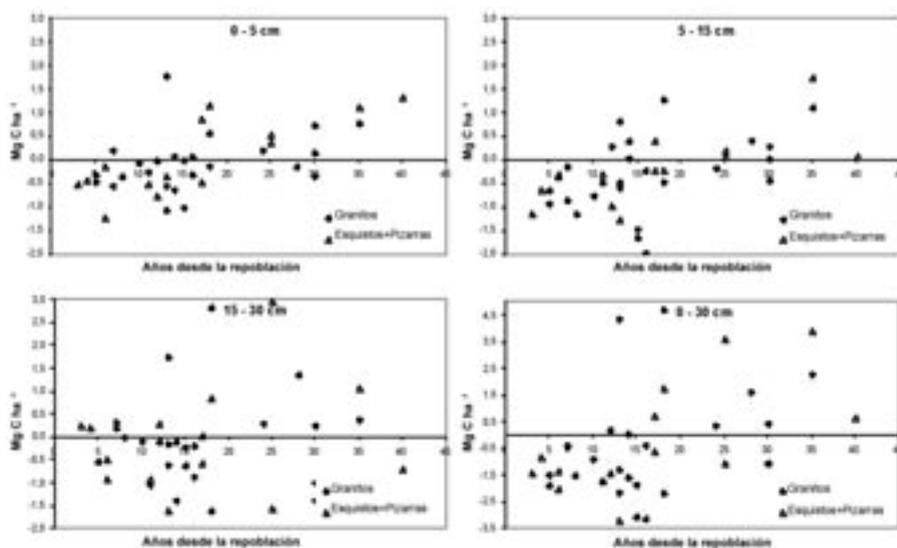


Figura 9. Diferencia en el contenido de COS minerales en los pares de subparcelas (forestal – agrícola) en cada profundidad estudiada.

los suelos reforestados. Por último, a partir de los 20 años la mayor parte de las parcelas mostraron una ganancia neta bastante variable, que oscila entre 0,5 y 4 Mg C ha⁻¹. Aunque las diferencias entre los dos tipos de suelos considerados no son importantes los mayores incrementos en los suelos sobre pizarras-esquistos pueden deberse a los mayores aportes de hojarasca en respuesta a las superiores producciones y también en la mayor abundancia de granulometría fina en los suelos citados que en los suelos sobre granitos, mas arenosos.

Tendencias similares han sido descritas por otros autores bajo climas diferentes y otras especies forestales (Parfitt *et al.* 1997; Romanyá *et al.* 2000; Vesterdal *et al.* 2002; Solla-Gullón *et al.* 2006a). La posible causa de la pérdida inicial puede ser que la hojarasca que se deposita sobre estos suelos en un momento inicial de la reforestación es escasa y fácilmente degradable (Schimel *et al.* 1985), dada la importante actividad microbiana en respuesta a las óptimas condiciones de fertilidad (mayor pH y niveles disponibles de nutrientes) del suelo de cultivo. La tangencia de copas, que supone la aparición de mantillo y una menor temperatura edáfica, junto con la progresiva acidificación del suelo, serían los causantes de la reversión de este efecto (Kurz-Besson *et al.* 2005).

La ganancia de MOS está influenciada, además de por la velocidad de mineralización, por los aportes de material vegetal lo que, a su vez, está determinado por la producción primaria (Lugo y Brown 1993). Por este motivo resulta lógico pensar que las mayores ganancias de MOS podrían corres-

ponder a las parcelas donde la producción arbórea sea mayor. En este sentido se ha intentado relacionar el índice de sitio con las ganancias de COS sin haberse encontrado tendencias claras. El motivo de esta falta de relación se debe a la importante variabilidad de las parcelas (diferentes densidades, técnicas silvícolas, *etc.*), pero también al estrecho margen que presentan las parcelas en cuanto al índice de sitio (todas ellas presentan producciones muy elevadas), lo que no permite obtener una variabilidad de casos suficientes para el análisis de correlación.

La acumulación media de COS para ambos materiales litológicos de partida alcanzó valores de 2 Mg C ha⁻¹ a una edad de 40 años. Estos valores fueron similares a los observados para *Q. robur* (2 Mg C ha⁻¹), e inferiores a los observados para *Picea abies* (9 Mg C ha⁻¹) tras reforestación de zonas agrícolas en centro Europa (Vesterdal *et al.* 2002). Existen otros estudios que muestran tasas de acumulación de C superiores a las descritas en éste ensayo en climas más fríos (Hamburg, 1984; Richter *et al.* 1999) y también sobre clima mediterráneo (Paul *et al.* 2002). Por el contrario, la bibliografía recoge también casos de descensos de C en el suelo tras la transformación de pastizales a plantaciones de coníferas (Guo y Gifford 2002; Turner y Lambert 2000).

Captura de C en el sistema

Con el objeto de describir la dinámica del C en una masa forestal a lo largo de su rotación se han ajustado una serie de ecuaciones para los distintos compartimentos estudiados (Tabla 2; Fig. 10). Aunque los modelos empleados en el ajuste no son los más apropiados para modelizar este tipo de fenómenos, cabe decir que sólo tienen como objetivo la descripción, a grandes rasgos, de la dinámica de captura de C en cada uno de los compartimentos estudiados, permitiendo por tanto evaluar la consecución del objetivo de fijación de C en las condiciones de manejo de estas plantaciones.

Tabla 2. Ecuaciones ajustadas del contenido en C observado en función de la edad para el total de los ensayos muestreados. C: contenido en carbono en Mg C ha⁻¹; t: edad de la plantación; n.s. = sin datos.

Componentes	Ecuaciones	r ²	p
Madera	$C = -0,0001t^2 + 6,3153t - 26,018$	0,753	< 0.01
Restos de corta	$C = -0,0081t^2 + 1,5778t - 2,3573$	0,7512	< 0.01
Mantillo	$C = -0,037t^2 + 3,1955t - 13,379$	0,680	< 0.05
Raíces	$C = -0,0161t^2 + 2,6493t - 6,6598$	0,747	< 0.01
Suelo mineral	$C = -0,0007t^2 + 0,231t - 4,324$	0,234	n.s.

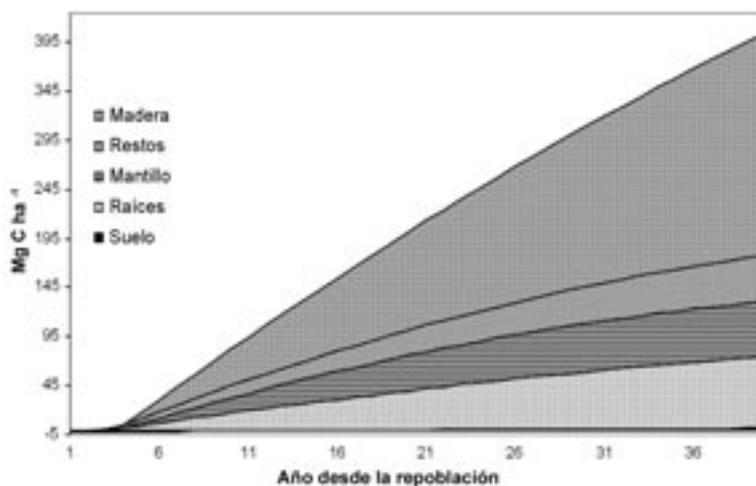


Figura 10. Evolución con la edad del contenido de C de los distintos sumideros considerados para el total de las parcelas muestreadas.

Los resultados obtenidos muestran que la biomasa arbórea representa el 90% del C capturado en los terrenos agrícolas reforestados. Es preciso destacar que aunque la acumulación de COS es más gradual que en la biomasa vegetal, éste se incorpora en compuestos orgánicos de elevada estabilidad y resistentes a la degradación (ácidos fúlvicos y húmicos); así, el tiempo de permanencia del C contenido en las sustancias humificadas se estima entre 1000 y 3000 años (Carballas *et al.* 1980).

Para un turno de corta razonable para esta especie (25-30 años, según Rodríguez *et al.* 2002) se comprueba que se consiguen capturar 300 Mg C ha⁻¹ en el total de los compartimentos, de los cuales 1,5 Mg C ha⁻¹ corresponden a la ganancia neta ocurrida en el suelo (Fig. 10).

Agradecimientos.- El presente trabajo se ha realizado en el marco de un proyecto financiado por la Unión Europea (Programa INTERREG IIIB Espacio Atlántico) y el Instituto de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria del Gobierno de España. Los autores agradecen a Dña. Montserrat Gómez Dopazo, del Centro de Apoyo Científico de la Universidad de Santiago, por su labor analítica.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Balboa M. 2005. Biomasa arbórea y estabilidad nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster*, *Eucalipus globulus* y *Quercus robur* en Galicia. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.
- Balboa M., J.G. Álvarez-González, R. Rodríguez-Soalleiro y A. Merino. 2006a. Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural regimes. *For. Ecol. Manage.*, 63: 557-565.
- Balboa M., A. Rojo, J.G. Álvarez-González y A. Merino. 2006b. Carbon and nutrient stocks in mature *Quercus robur* L. stands in NW Spain. *Ann. For. Sci.* 63: 557-565.
- Bertalanfy L.V. 1949. Problems of organic growth. *Nature*, 163: 156-158.
- Bertalanfy L.V. 1957. Quantitative laws in metabolism and growth. *Q. Rev. Biol.*, 32: 217-231.
- Carballas M., T. Carballas, F. Guitián y A. Cabaneiro. 1980. Organic-metallic complexes in Atlantic humiferous soils. *Ana. Edaf. Agr.*, 39: 1033-1043.
- Cieszewski C.J., R.L. Bailey, B.E. Borders, G.H. Brister y B.D. Shiver. 2000. Base age invariance and inventory projections. En: Hansen, M., T. Burk (edt.). *Proceedings of An International Conference on the Inventory and Monitoring of Forested Ecosystems, Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century*, August 16–20, 1998, Boise Centre on the Grove, Boise, Idaho (USA).
- Cunia T. 1987. Estimating tree biomass regressions and their error. Proceedings of the workshop on tree biomass regression functions and their contribution to the error of forest inventory estimates, Syracuse, New York, May 26–30, 1986. USDA Forest Service. *Gen. Tech. Re.*, 117: 79–87
- Dieguez-Aranda U., H.E. Burkhart y R. Rodríguez-Soalleiro. 2005. Modeling dominant height growth of radiata pine (*Pinus radiata* D. Don) plantations in north-western Spain. *For. Ecol. Manage.*, 215: 271-284.
- Dixon R.K., S. Brown, R.A. Houghton, A.M. Solomon, M.C. Trexler y J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Sci.* 263: 185–190.
- Falkengren-Grerup U., D.J. Brink y J. Brunet. 2005. Land use effects on soil N, P, C and pH over 40-80 years of forest growth on agricultural soils., *For. Ecol. Manage.*, 225: 74-81
- F.A.O.-UNESCO. 1998. Clasificación de suelos F.A.O. Base de Referencia de los Suelos del Mundo. *Wold Reference for Soil Resource*. F.A.O., Roma.
- Guo L.B. y R.M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Gl. Ch. Biol.*, 8: 345-360.
- Häglöf. 1999. *User's guide Vertex III and transponder T3*. Estocolmo.
- Hamburg S.P. 1984. Effects of forest growth on soil nitrogen and organic matter pools following release from subsistence agriculture. *Forest Soils and Treatment Impacts*. University of Tennessee, Knoxville.

- Kurz-Besson C., M.M. Coûteaux, B. Berg, J. Remacle, C. Riveiro, J. Romanyá y J.M. Thiéry. 2005. A climate response function explaining most of the variation of the forest floor needle mass and the deedle decomposition in pine forests across Europe. *Plant Soil.*, 285: 97-114.
- Liski J., D. Perruchoud y T. Karjalainen. 2002. Increasing carbon stocks in forest soils of western Europe. *For. Ecol. Manage.*, 169: 159-175.
- Lugo A.E., y S. Brown. 1993. Management of tropical soils as sinks or sources of atmospheric carbon. *Plant Soil.*, 149: 27-41.
- Merino A., C. Rey, J. Brañas y R. Rodríguez-Soalleiro. 2003. Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.*, 12: 85-98.
- Merino A., M. Balboa, R. Rodríguez-Soalleiro, y J.G. Álvarez-González. 2005. Nutritional exports under different harvesting regimes in southern Europe. *For. Ecol. Manage.*, 207: 325-339.
- Merino A., C. Real, J.G. Álvarez-González y M.A. Rodríguez-Guitián. 2007. Forest structure and C stocks in natural *Fagus sylvatica* forest in southern Europe: The effects of past management. *For. Ecol. Manage.* (en prensa)
- Montero G., R. Ruiz-Peinado y M. Muñoz. 2005. *Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles*. Monografías del INIA. Serie Forestal nº 13.
- Parfitt R.L., H.J. Percival, R.A. Dahlgren y L.F. Hill. 1997. Soil and solution chemistry under pasture and radiata pine in New Zealand. *Plant Soil.*, 191: 279-290.
- Paul K.I., P.J. Polglase, J.G. Nyakuengama y P.K. Khanna. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manage.*, 168: 241-257.
- Richards F.J. 1959. A flexible growth function for empirical use. *J. Exp. Bot.*, 10: 290-300.
- Richter D.D., D. Markewitz, S.E. Trumbore y C.G. Wells. 1999. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest. *Nature*, 400: 56-58.
- Rodríguez, R., F. Sánchez, J. Gorgoso, S. Castedo, C. López y K. Gadow. 2002. Evaluating standard treatment options for *Pinus radiata* plantations in Galicia (north-western Spain). *For.*, 75: 273-284.
- Romanyá J., J. Cortina, P. Falloon, K. Coleman y P. Smith. 2000. Modelling changes in soil organic matter after planning fast-growing *Pinus radiata* D. Don on Mediterranean agricultural soils. *Eur. J. Sci.*, 51: 627-641.
- Römkens P.F.A.M., J. Van Der Pfligt y J. Hassink. 1999. Soil organic matter dynamics after the conversion of arable land to pasture. *Biol. Fert. Soils.*, 28: 277-284.
- Sánchez-Rodríguez F. 2001. *Crecimiento y producción de Pinus radiata en Galicia*. Tesis Doctoral. Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela.
- Schimel D.S., D.C. Coleman y K.A. Horton. 1985. Soil organic matter dynamics in paired rangeland and cropland toposequences in North Dakota. *Geoderma*, 36, 201-214
- Solla-Gullón F., R. Rodríguez-Soalleiro, A. Merino, P.N. Mansilla-Salinero, C. Pérez-Cruzado y P. Álvarez-Álvarez 2006. Secuestro de carbono en plantaciones de

- Eucalyptus* spp establecidas en terrenos agrícolas en el norte de España. II Simposio Iberoamericano del *Eucalyptus globulus*. Huelva.
- Solla-Gullón F., P. Álvarez, M.A. Balboa, R.J. Rodríguez-Soalleiro y A. Merino. 2006. Growing stock-based assessment of the carbon stock in a pilot zone of Northern Spain. Comparison of biomass equations and biomass expansion factors. IUFRO Div. 4 *International Meeting Managing Forest Ecosystems: the Challenges of Climate Change*, 3-7 Abril de 2006, Palencia (España).
- Turner J. y M. Lambert. 2000. Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *For. Ecol. Manage.*, 133: 231-247.
- Vesterdal L., E. Ritter y P. Gundersen. 2002. Change in soil organic carbon following afforestation on former arable land. *For. Ecol. Manage.*, 169: 137-147.
- Xunta de Galicia. 2001. *O monte Galego en cifras*. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.

“SOIL-CV SDSS”: UN SISTEMA GEOESPACIAL DE APOYO AL MODELAJE DE LA DINÁMICA DEL CARBONO Y OTROS GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SUELOS DE PAISAJES NATURALES E INTERVENIDOS A MÚLTIPLES ESCALAS

Raúl Ponce Hernández

Environmental and Resource Studies Program and Department of Geography, Trent University, Peterborough, Ontario (Canadá). <rponce@trentu.ca>.

Resumen: La capacidad de predicción de la dinámica del carbono, sus gases y otros gases del llamado “efecto invernadero” (GEI) es fundamental en la determinación de las reservas de C en paisajes naturales e intervenidos a múltiples escalas, así como en la planificación de acciones de mitigación de las concentraciones del C atmosférico, una de las causas del calentamiento global y el cambio climático. El presente trabajo describe la arquitectura, estructura y el funcionamiento de “SOIL-CV”, un sistema geoespacial de soporte de decisiones (SDSS) y modelaje de la dinámica del carbono y de otros GEI. SOIL-CV SDSS es un conjunto de algoritmos computacionales ligados a un grupo selecto de modelos de uso común y de alto calibre (DNDC, SQUAF, CENTURY, RothC) mediante interfaces gráficas para el usuario que proveen una serie de funciones, desde soporte a la decisión de selección del modelo más apropiado para el estudio de la dinámica del C y GEI, hasta el acceso y operación del modelo, procesamiento de datos y producción de resultados en forma gráfica y geoespacial en mapas. El usuario es guiado paso a paso por el SOIL-CV a través de la selección del modelo más adecuado dada una condición ecológica, gas, elemento o compuesto a modelar, objetivos específicos del modelaje, requerimientos de salidas gráficas geoespaciales en mapa, abundancia y calidad de datos para abastecer al modelo y el nivel tecnológico y experiencia del modelador. SOIL-CV SDSS accede al modelo seleccionado y opera el procesamiento de datos ligando las salidas de resultados de manera integrada a un sistema de información gráfica (ArcGIS). SOIL-CV está diseñado en base al concepto de “Proyecto”, el cual permite la obtención de múltiples simulaciones para su comparación y contraste en series de tiempo en hojas de cálculo como Excel, y en sistemas geoespaciales de información como ArcGIS, permitiendo con ello análisis geoespacial subsecuente. Las capacidades de SOIL-CV se ilustran con un ejemplo aplicado a un área de suelos tropicales en México.

Palabras clave: Modelos de simulación, Mitigación, Cambio climático, Captura de carbono, Sistemas de Información Geográfica, Materia orgánica del suelo.

Soil-CV SDSS: A Spatial Decision Support System for modelling Carbon dynamics and other Green-House-Gases (GHG) in soils of natural and intervened landscapes at multiple scales

Abstract: The capability for predicting the fate and dynamics of carbon and other greenhouse gases (GHG) is essential to the assessment of actual stocks and projected C sequestration rates in soils and biomass in both, natural in intervened landscapes at multiple scales, for the purpose of implementing mitigation measures. This paper describes the architecture, structure and functions of “SOIL-CV” a spatial decision support system (SDSS) for modeling the fate and dynamics of C and other GHGs. SOIL-CV is a suite of computer programming algorithms that are linked to a select group of high-end commonly-used simulation models (DNDC, SQUAF, CENTURY, RothC), through user-graphic interfaces that provide a range of decision-support, processing and output functions to the user, from selecting the most appropriate model for carbon dynamics or other GHG, to the access and operation of the model, data processing, output and presentation of results in tabular, graphical and spatial (map) formats. Step-by-step guide is provided to users for the selection of the most appropriate model for a given ecological condition, and particular circumstances involving the element or compound to model, the specific objectives of the modeling exercise, graphical and geospatial output requirements, quality and availability of data for model parameterization, and the technological level and experience of the modeler. SOIL-CV is designed around the concept of “Project”, which allows for multiple simulation runs and the ability to combine and contrast modeling results in time-series and geospatially through spread sheets and direct link to ArcGIS™ (geographical information system). SOIL-CV capabilities and functions are illustrated by selecting a model to use and by its application and modeling results in an area of tropical soils in Mexico.

Key words: Simulation models, mitigation, climate change, C sequestration, geographical information systems, C, soil organic matter, decision support system.

INTRODUCTION

Deliberate land-use changes aiming at enhancing the sequestration of CO₂ in biomass or soil organic matter have the potential to remove a significant amount of C and other GHG from the atmosphere over the short and medium term. Modelling tools for the assessment of C stocks and sequestration potentials in both biomass and soils are essential for the inventory and monitoring in both, current and potential land use systems, part of any efforts at mitigation of greenhouse gases (GHG) causing climate change.

Counting with standard methodologies and modeling tools for reliable baseline assessment, monitoring and verification activities represents a technical challenge and require a range of decisions whose importance rests on averting possible inconsistency of results and variable accuracy and precision of baseline and monitoring assessments. The variability of assessment methods and models and their associated uncertainties may become an important obstacle to reliable assessment of baselines and project monitoring, and therefore to the issuance of carbon credits in transactions involving “sinks” projects. Moreover, the wide range of ecosystems and situations of data, technology, background knowledge, objectives and technical ability of project proponents require that those decisions are supported, particularly as it concerns to the selection of the most suitable methodologies and modelling tools (SOMNET 1999; OECD 2002; Ponce-Hernández 1999; 2004; Easter *et al.* 2007),

Land management has significant effects on the inter- and intra-annual variability of carbon stocks in soil inorganic and organic matter. For C accounting in agro-ecosystems it is essential to predict the fate of C in litter, crop residues, and manures added to the soil, and to be able to formulate scenarios of land use and land use change that may affect C sequestration. Modelling tools that provide such predictive capabilities at multiple scales are needed.

Models for the fate and turnover of C in organic matter, as well as those of N, P, and S elements and compounds in soils and vegetation already exist. Their development, use and testing in a wide range of ecosystems and circumstances of use are well documented and established (Ponce-Hernandez, 2004). The European Soil Organic Matter Network, SOMNET (1999), published a systematic review of simulation models, their characteristics, ecosystems where they have been successfully applied and types of model applications. Amongst the most recent efforts to develop such modelling tools, the Global Environment Facility Soil Organic Carbon (GEFSOC) Modeling System (Easter *et al.* 2007) has been proposed for regional scale modelling and spatially-explicit output of soil C stocks and changes, using two process-based models (RothC and Century) and an empirical method (The IPCC Method). GEFSOC however is demanding in terms of knowledge and computing skills and does not provide support for user-friendly model selection according to a set of key criteria such as climate, soil type, management, scale of modelling and data availability. Based on the systematic review by SOMNET (1999), on key criteria and on the frequency of use as revealed by a survey of the specialized literature, it is possible to pre-select a suite of models for customization as part of a user-friendly modelling decision support system, within a modelling frame or tool. The description and testing of a user-friendly modelling spatial decision support system is the main objective of the work reported in this paper. This model-base provides decision support to users

concerning model selection, access, data input, parameterization, runs, data processing and automated model-GIS linkage for map output. The system is intended for use in studies of soil carbon sequestration, soil fertility dynamics including other GHG compounds.

DESCRIPTION OF MODEL COMPONENTS OF THE SOIL-CV SPATIAL DECISION SUPPORT SYSTEM

The systematic review of soil organic matter turnover models published by the European Soil Organic Matter Network, SOMNET (1999), provided the starting point for the selection of a suite of models for customization into what has been termed as "SOIL-CV". "CENTURY" (Parton *et al.* 1992), "RothC-26.3" (Jenkinson and Raynier 1977; Jenkinson *et al.* 1987; Jenkinson 1990; Jenkinson *et al.* 1992; Coleman and Jenkinson, 1995), "DNDC" (Li *et al.* 1992a) and "SQUAF" (Young *et al.* 1987; 1998) were selected as suitable models for customization into a spatially-explicit modelling decision support system. Models in the final suite have common characteristics: they are frequently-used in the published literature, they cover a wide range of applicability conditions, ecological and technological, land use types, degrees of simplicity/complexity and sophistication, and input/output requirements. The models selected represent extremes in a gradient of accessibility, ease of use and detail. CENTURY being the most detailed but structurally complex, and RothC-26.3 being the easiest of access and operation. RothC-26.3 is a model that allows for the effects of soil type, temperature, moisture content, and plant cover on the SOM turnover process using a monthly time step to calculate total organic carbon (Mg C ha^{-1}), microbial biomass carbon (Mg C ha^{-1}) and ^{14}C on a time scale of years to centuries (Jenkinson *et al.* 1987; Jenkinson 1990; Jenkinson *et al.* 1991; Jenkinson *et al.* 1992; Coleman and Jenkinson 1995). RothC-26.3 needs few inputs and these are easily obtainable. However the outputs it provides are also a few.

The CENTURY model, on the other hand, simulates the long-term dynamics of C, N, P, and S for different plant-soil systems with a range of plant production sub-models linked to a common soil organic matter (MOS) sub-model, which simulates the flow of C, N, P, and S through plant litter and the different pools in the soil. The model runs use a monthly time step (Parton *et al.* 1992) and the model can be very specific in terms of processes being modelled, the possible outputs, and consequently it could be highly demanding in terms of input variables and parameters. DNDC is a process-oriented simulation model of soil C and N biogeochemistry (Li *et al.* 1992a). The Denitrification-Decomposition (DNDC) model is a process-oriented computer simulation model of soil C and N biogeochemistry. The model consists of two components. The first

consisting of the soil climate, crop growth, and decomposition sub-models, predicts soil temperature, moisture, pH, redox potential (Eh), and substrate concentration profiles driven by ecological drivers such as climate, soil, vegetation, and anthropogenic activity. The second consists of the nitrification, denitrification, and fermentation sub-models, which predicts NO, N₂O, N₂, CH₄ and NH₃ fluxes based on the modeled soil environmental factors. Classical laws of physics, chemistry, and biology, as well as empirical equations generated from laboratory studies are employed in the model to parameterize each specific biogeochemical reaction. The entire model forms a bridge between C and N biogeochemical cycles and the basic ecological drivers. In DNDC, soil organic carbon (SOC) resides in four pools: plant residue or litter, microbial biomass, active and passive humus. The daily decomposition rate for each pool is regulated by pool size soil clay content, N availability, soil temperature and moisture, and depth soil profile. Agricultural practices simulated in DNDC are crop rotation, tillage, fertilization, manure amendment, and irrigation.

The SCUAF model (Young *et al.* 1987, 1998) is a process–response computer model which predicts ‘Soil Changes Under AgroForestry’ by examining the effects on soils of specific land use systems under given environmental conditions. It is designed to include the distinctive features of agroforestry. The user specifies the physical environment, the land use system, the initial soil conditions, the initial rates of plant growth, and the rates of operation of soil-plant processes. The model provides an annual simulation of changes in soil conditions and properties and the effects of soil changes upon plant growth and harvest. The soil conditions and processes covered are the rate and effects of soil erosion, soil organic matter, represented as C, plant nutrients (N and P), and tree/crop competition for nutrients. Besides conventional crop harvest, the harvest may include crop residues and harvests of fruit, fodder, or wood from trees. SCUAF is primarily intended for simulation over periods of the order of 10–20 years, for the assessment of land use sustainability within the medium term. The model simulates and outputs changes in soil C, N, P, rates of erosion, and the effects of these on plant growth and harvest. It can be used to investigate erosion, land degradation, nutrient cycling (including competition between trees and crops), C sequestration (plant and soil), and sustainability of the land use modelled. The major advantage of SCUAF is its ease of operation to anyone familiar with basic soil-plant relationships, including nutrient cycling.

SOIL-CV ARCHITECTURE AND SPATIAL DECISION SUPPORT SYSTEM

The SOIL-CV system software customization was developed to provide the main following functions: a) An easy-access graphic user interface to all modules covering all aspects of the system, including easy input/output modules, model runs, and seamless integration to a GIS; b) Decision support system for model selection; c) Seamless integration to data input and parameterization of the model selected; d) Selection of spatially explicit output from model runs; e) Model run seamlessly integrated; f) Selection of spatially-explicit outputs and seamless integration to GIS (ArcGIS™) for tabular, graphic and map output.

The development consists of a “wrapper” application or “shell” that provides common functionality for all models. The common functionality encompasses user input, model interface, model output management, an interface to a spreadsheet environment (Excel™), and an interface to ArcGIS. The modular components of the SOIL-CV system are:

1. **Decision Support System.** This is a sort of knowledge-base program that contains knowledge to support decisions for model selection encapsulated in an elaborate hierarchy of questionnaires presented through a user-friendly graphic user interface (GUI). At the end of a decision tree there is a suggestion of the kind of model that is deemed the most suitable to the situation of ecology, scale of application, management, objectives, data availability, and output desired. From this interaction users can select the most appropriate model to their modeling circumstances.

2. **Model Interface.** This module is an interface for each of the four models part of SOIL-CV. It controls the data input and the passing of such data from the front end to the model selected. Through this interface the model is also run and calculations are performed. The interface allows for the selection of output formats.

3. **Model Output Management.** This module creates back-end functions that collect the output from the user-selected model. The back-end system will allow the user to add and delete the output files from the output management system. The management system provides unique identification for each output file and allows for the user to add a symbolic name to each file.

4. **Output Interface to spreadsheets.** This module is an interface to transfer the user selected output (from the model output management system) to Excel for either further processing or for numerical and/or graphical display.

5. **Output Interface to ArcGIS.** This module creates an interface to transfer the user selected output (from the model output management system) to ArcGIS for spatially-explicit display of modeling results. The

relationship between the decision support system, the GUI and all other modules is part of the architecture of SOIL-CV as shown in Fig. 1. The GUIs and their relationship to data and input/output management structures and files is shown in Fig. 2.

The initial screen of the model provides three types of options: (1) select directly a model, (2) enter the decision support system, or (3) enter a project control module.

Concerning the project control module, the true power of Soil-CV is its concept of “Projects”. Projects allow for recurrent model runs, group, run and save multiple (as many as necessary) model simulations separately, where each simulation run could denote a new geographical location. The output from these simulations can then be analyzed in Excel or in ArcGIS.

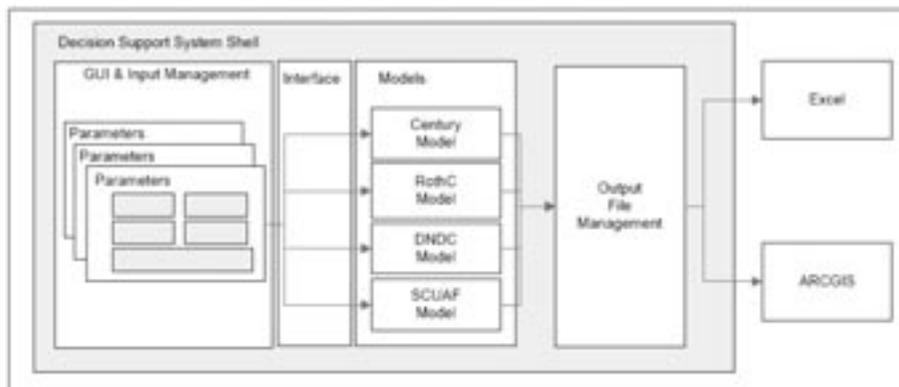


Figure 1. Architecture and modular structure of SOIL-CV SDSS.

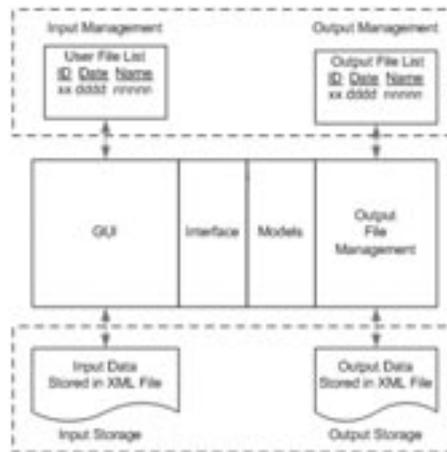


Figure 2. Graphical User Interfaces, data and input/output management structures in SOIL-CV.

THE SOIL CV DECISION SUPPORT SYSTEM (DSS)

The DSS is a tool designed to help novice users in modeling soil C and nutrients to determine which model is best suited for the situation of ecosystem, landscape, scale, data availability, experience and expected outputs. The knowledge-base to support decisions for model selection is encapsulated in a hierarchy of questionnaires presented to the user through a user-friendly GUI. At the end of this decision tree there is a suggestion of the kind of model that is deemed the most suitable to the modeling situation. For each question, there are between two and five possible answers, represented by radio buttons. Once the DSS determines the model which best suits user needs, the name of the model chosen is displayed by the DSS allowing the user to access the model through a “Go To Model” button.

The DSS is written in Visual Basic 6 and it is an “editable” knowledge base through a so called “DSS Editor”, accessible only to a user with manager privileges. The DSS Editor allows for changes in the hierarchy of questions and decision paths resulting from the answers to such questions. The DSS Editor, once the knowledge is coded, creates a hidden file and populates the program with the questionnaire and decisions based on answers ready for a user modeler. The knowledge that goes into the model selection process is reflected into the logical structure of the hierarchy in the questionnaire, which can be seen in Fig. 3. A sample of the functional capabilities of the DSS as presented to the user can be seen in Fig. 4 and the seamless access and operation of a model selected are illustrated in Fig. 5, through the reached decision to use the DNDC model for C modeling.

TESTING THE SOIL CV SDSS WITH FIELD DATA IN BACALAR, MEXICO

The SOIL-CV SDSS software developed and shown in Figs. 4 and 5 above, was used to examine the possibility of C sequestration under agroforestry in Bacalar (México), through modelling land use and management scenarios. The Bacalar area is a lowland tropical sub-humid portion of the coastal karstic flatlands in the eastern seaboard of the Yucatán Peninsula of Mexico. The area is under slash-and-burn agriculture (SABA). The most productive soils and therefore preferred by the local population for SABA are *Chromic Luvisols* (“*K’ankab*” soils in local Mayan language). The area of study and the spatial distribution of its soils are shown in Fig. 6.

Arresting shifting SABA would reduce emissions and promote C sequestration in soil and biomass contributing to greenhouse gas mitigation efforts. The SOIL-CV DSS was used to select the most suited model for agro-forestry as intended land use, such as illustrated in Fig. 7. The results showed that the most suitable model is the SCUAF model.

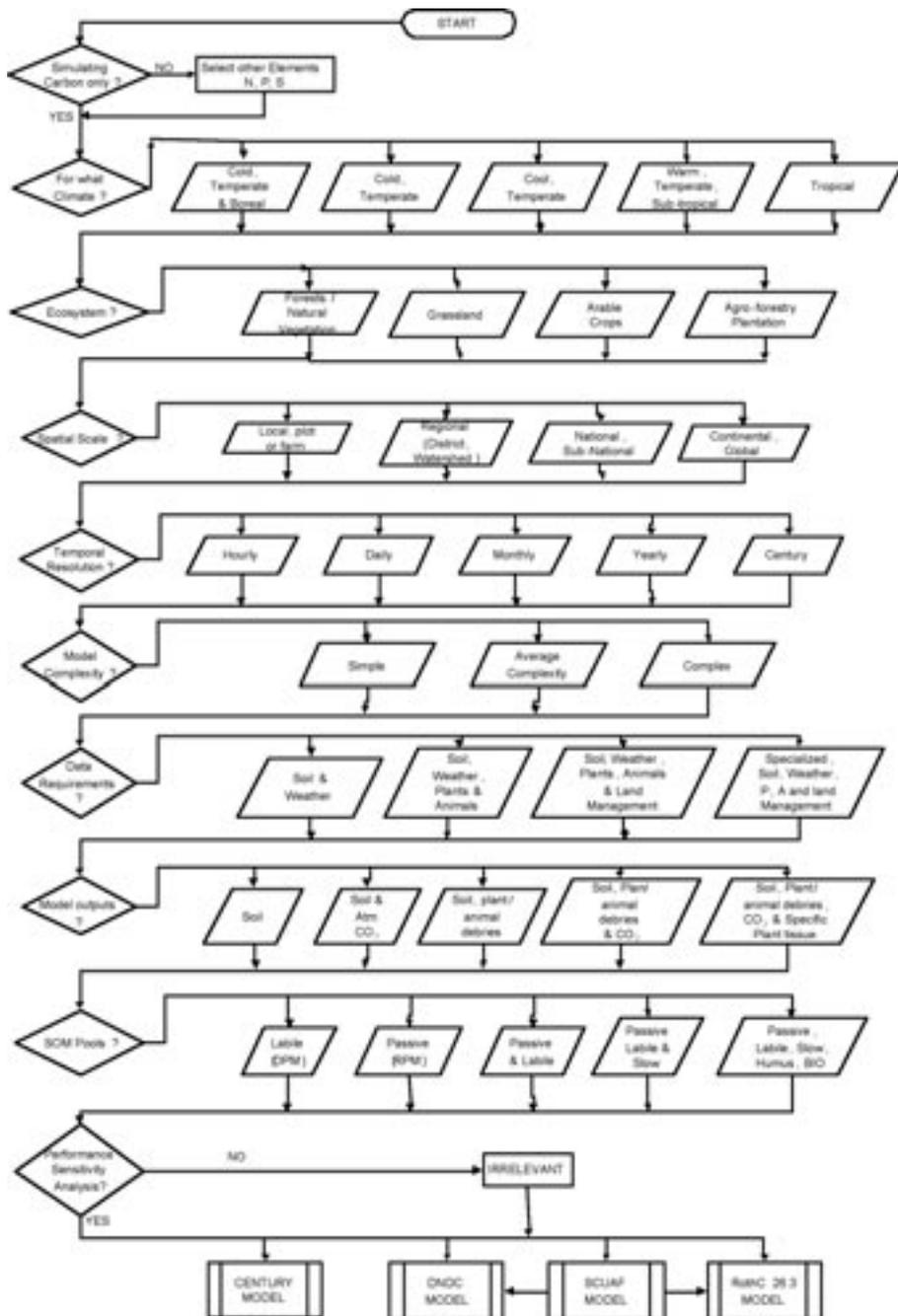


Figure 3. Logical structure of the Decision Support System programmed into SOIL-CV.



Figure 4. Illustration of the functionality of the DSS in SOIL-CV.

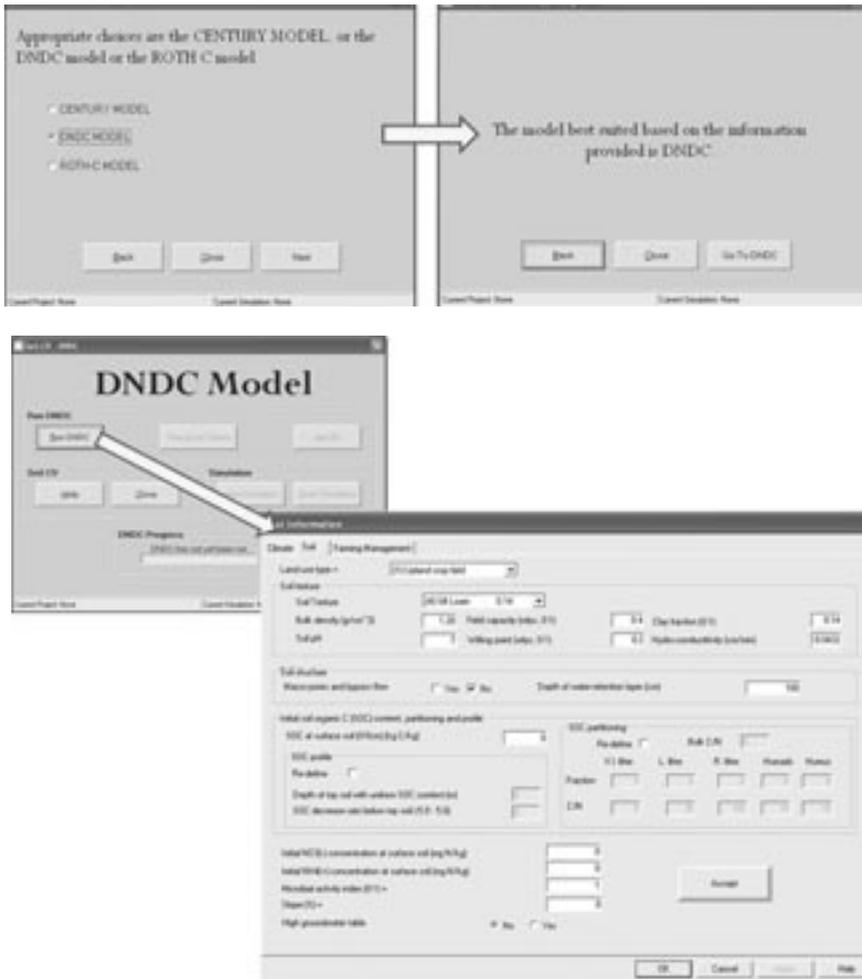


Figure 5. Illustration of model selection (DNDC model, in this case, after a number of steps not shown in this figure) through the DSS and seamless access and operation of the model in SOIL-CV.

Once the SCUAF model was selected through the DSS, model access, data input and model parameterization processes were performed through the SOIL-CV interface. These are shown in Figs. 8 and 9, below. Modeling scenarios for arresting and stabilizing shifting slash-and-burn agriculture were developed through agro-forestry land use options that included a range of organic matter management strategies in the Bacalar area. Figures 8 and 9 show how the SOIL-CV software was used to run the model and create these scenarios.

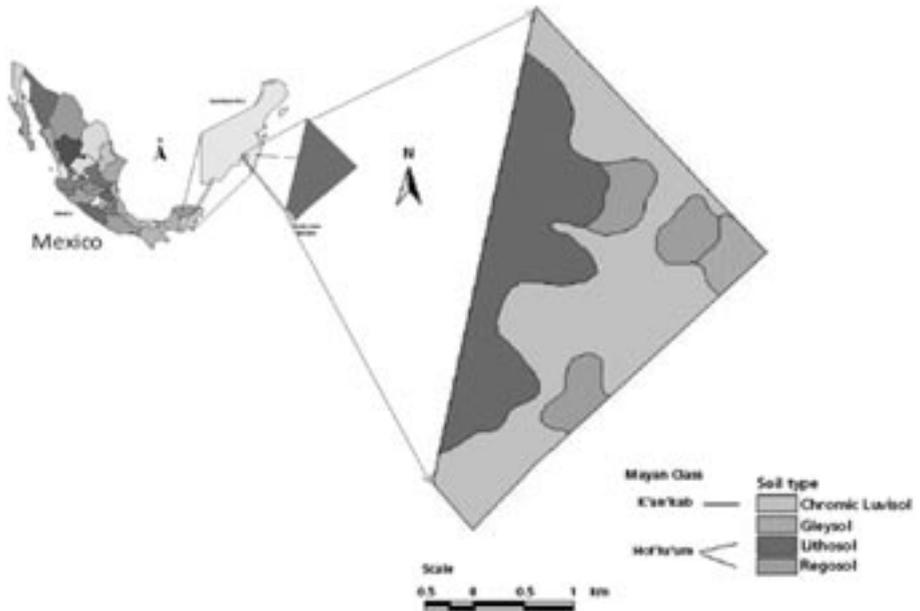


Figure 6. Spatial Distribution of soils in the Bacalar Study area, Mexico.

MODELLING SCENARIOS WITH AGRO-FORESTRY SOLUTIONS FOR STABILIZING SHIFTING SLASH-AND-BURN AGRICULTURE IN BACALAR, MEXICO

The predominance of shifting cultivation through SABA in the Bacalar study area created the need for investigating the relationships between SOM and crop yields, in particular, maize yields. Agro-forestry land uses that include management of organic matter residues were examined through modelling scenarios with SCUAF, and looked at their effect on the sequestration of carbon in soils through SOM turnover. The central role of SOM in determining crop yields was exploited by examining their relationship and then creating a production function. Available data on crop yields and SOM (Hernandez-Xolocotzi *et al.* 1995) from the area allowed for the computation of regression equations as quadratic polynomials for such production function. Fig. 10 displays the scatter plot of yields *vs.* SOM in *Chromic Luvisols* (*K'an'kab*) in Bacalar, Mexico, together with the quadratic equation, its coefficient of determination (R^2) and its statistical significance.

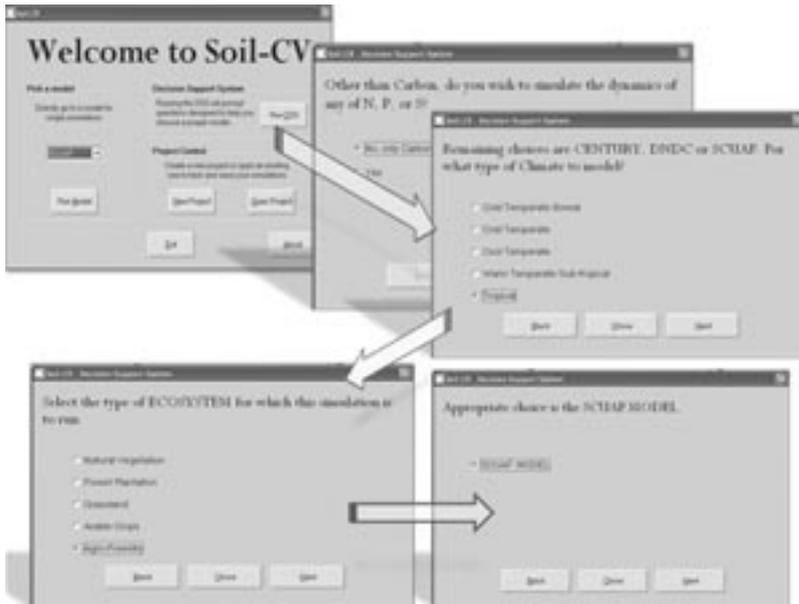


Figure 7. Selection of the SCUAF model for testing SOIL-CV in Bacalar (Mexico) through the DSS.

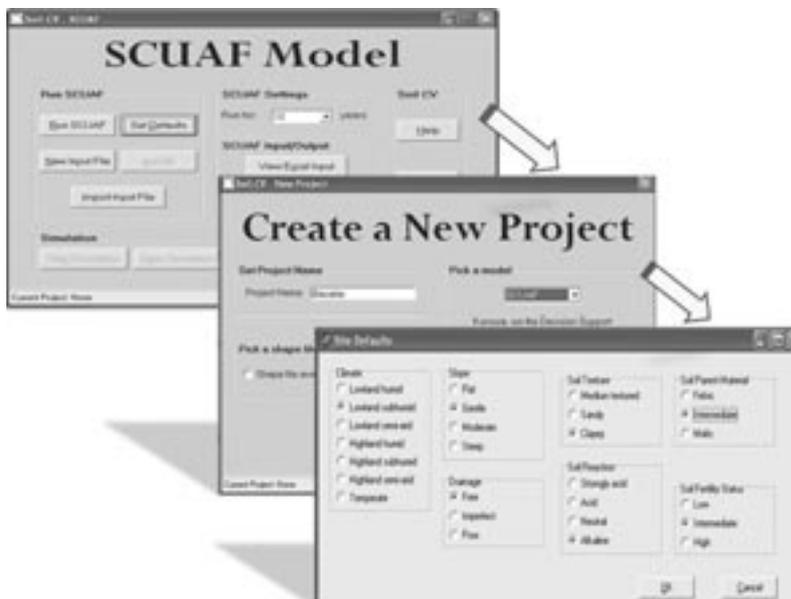


Figure 8. SCUAF model run within the SOIL-CV SDSS for modelling C sequestration in Bacalar, Mexico.



Figure 9. Data input and parameterization of the SCUAF model within the SOIL-CV SDSS for modelling carbon sequestration in Bacalar, Mexico.

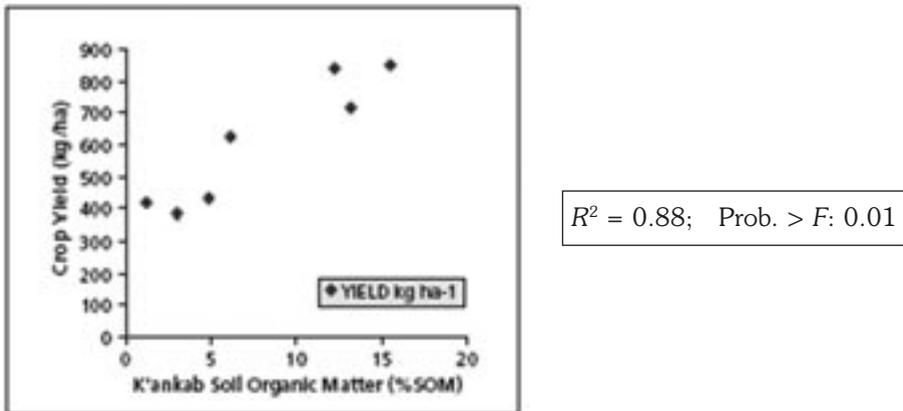


Figure 10. Scatter plot showing the relationship between SOM and crop (maize) yields and fitted regression equation as a quadratic polynomial for such production function, including coefficient of determination (R^2) and its statistical significance in Bacalar, Mexico.

A variety of modelling scenarios combining agro-forestry with SOM management were developed for the soils in Bacalar. These scenarios were based on recommended practices by published work (Ponce-Hernández, 2004). Readers are referred to that publication for details of the agronomic and socio-economic circumstances of the SABA system in the Yucatán Peninsula, as well as of the soils part of the modeling exercise. It was considered beyond the scope and aim of this paper to include them here, given the focus on the introduction of the modeling tool.

In total, 56 scenarios represent the most likely and viable combinations of SOM management and land cover types, predominantly agro-forestry. These scenarios were modelled using SCUAF from the SOIL-CV SDSS interface in order to find the best scenario that would stabilize shifting cultivation SABA by making continuous cropping possible. As yields decline after the second year of cropping in the same plot to a level of 0–25 percent of the second year, farmers are forced to shift cropping to a new plot by slashing and burning the vegetation before planting. Considerable amounts of organic matter are needed to be managed judiciously in order to avoid crop yield decline while achieving the accrual or sequestration of C in the soil. The scenarios were designed with this consideration in mind. Results of the most relevant scenarios on *Chronic Luvisols (K'ankab)*, which are the most productive soils in Bacalar, are shown in Table 1. The scenarios were coded to reflect their SOM management, land cover type and soil type and the predicted total SOC for the 12-year period (Table 1).

It can be seen from the results in Table 1 below that with additions of minimal amounts of organic inputs from crop residues (farm yard manure FYM) the fractions of SOM and total C decreased from 116.29 to 81.26 Mg ha⁻¹ over the 12-year period for a continuous annual crop of maize, beans, and squash in association with no additions of organic residues (scenario kmsb). The only scenario of land use and organic matter management that achieves C sequestration is SK15, which includes crops and orchards as an agro-forestry system. The sequestration of C in these soils is modest (about 5.06 Mg C ha⁻¹ in a 12-year period).

Nevertheless, it represents gains and accrual of SOM in the soil, which changes from 125.83 to 132.00 Mg C ha⁻¹. The scenario consists of an initial slash-and-burn event followed by continuous annual cropping of maize, beans, and squash, with the addition of 25.8 Mg C ha⁻¹ as FYM. Up to three subsystems of the farming system (orchard, forest, and crop residues) are needed. The sub-systems of the agro-forestry farming system scenario achieving C sequestration is shown in Fig. 11.

Table 1. Modelled scenarios of SOM dynamics and C sequestration from combinations of cropping and agro-forestry land use and organic matter additions in Bacalar (Mexico).

Scenario Code	Soil Type	Cropping & organic matter management	SOIL CARBON (Mg C ha ⁻¹)	
			Current	Projected to 2012
kjkl	<i>Cromic Luvisol (K'ankab)</i>	Successional forest in fallow (Kelenche, Hubche)	116.29	73.48
kmzz	<i>Cromic Luvisol (K'ankab)</i>	Corn (maize) with continuous cropping in the same plot	116.29	66.33
kmsb	<i>Cromic Luvisol (K'ankab)</i>	Corn, beans & squash in continuous cropping	116.29	81.26
kfsb	<i>Cromic Luvisol (K'ankab)</i>	Corn, beans & squash in continuous cropping + 2 Mg C ha ⁻¹ as FYM	116.29	86.05
Sk 15	<i>Cromic Luvisol (K'ankab)</i>	Corn, beans, squash & orchards in continuous cropping + 25.8 Mg C ha ⁻¹ as FYM	116.29	121.35

The amounts of organic C as organic matter residues are achievable through slash-and-mulch of forest re-growth (instead of slash-and-burn) after the first year and in subsequent years adding to the organic residues from the orchard as litter and debris, and from crop residues. From the production function in Fig. 10, it can be shown that the gains in SOM through C sequestration in the SK15 scenario (i. e., 5.06 Mg C ha⁻¹) for the 12 year period, can be translated into gains equivalent to 539.78 Kg ha⁻¹ of corn grain for the same period (i. e., about 45 Kg C ha⁻¹ of corn grain gains per year). The added benefit of increasing crop yields is the mitigation of atmospheric CO₂, global warming and climate change. These findings support the notion that in order to achieve C sequestration in soils, there must be a critical mass of organic inputs that are required to be added to the soil for microbial processes to take on and begin the organic C accrual process. The spatially explicit output from the SOIL-CV SDSS for these scenarios is shown through ArcGIS display in Fig. 12.

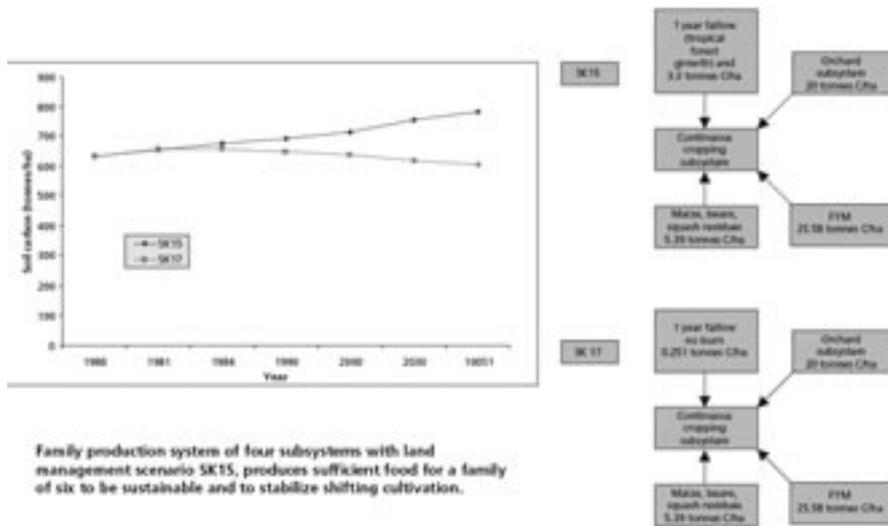


Figure 11. Agro-forestry farming system scenario SK15 achieving C sequestration in Bacalar, Mexico.

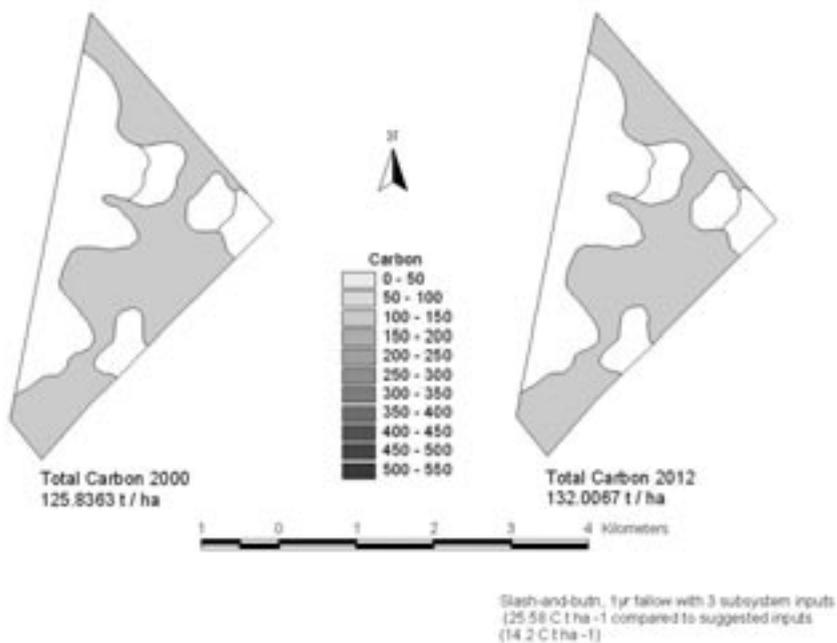


Figure 12. Spatial distribution of carbon sequestration in a *Chromic Luvisol* soil from an agro-forestry system to stabilize slash-and-burn agriculture in Bacalar, Mexico.

CONCLUSIONS

The SOIL-CV Spatial Decision Support System for modelling the fate of SOM turnover and C sequestration in soils fills an important gap represented by the need to count with a decision support tool that not only integrates seamlessly guidance for model selection through a knowledge base in the form of questionnaires, but also allows for seamless access and operation of the model selected and the output of spatially explicit, numeric and graphical modelling results. SOIL-CV represents considerable advantages for users and modelers of all kinds, over the stand-alone use of single models, which are not of common use to projects intending to implement C sinks through land use changes. The seamless integration of a decision support system for model selection based on a knowledge base, makes modelling of SOM turnover and C sequestration scenarios more accessible and less intimidating to novice modelers and C sinks project proponents.

The usefulness of the SOIL-CV software customization system introduced in this paper was demonstrated through its application in both model selection, data processing with the selected model, and computation of spatially explicit modelling scenarios, output through ArcGIS for the slash-and-burn agriculture (SABA) of Bacalar, Mexico. From a practical perspective, it was possible to achieve multiple runs of the selected model (SCUAF), enabling a search and finding the scenario of land use and organic matter management that achieves C sequestration in the most productive soils in Bacalar, formulating with this a possible solution to slash-and-burn shifting cultivation whose ramifications include not only the avoided emissions from burning, but also the mitigation of atmospheric CO₂ through C sequestration in soils and the potential co-benefit of increasing crop yields. The release of the software tool to the modelling community is expected to be a welcome development for C sinks project developers.

REFERENCES

- CENTURY. 1992. Soil Organic Matter Model Environment, Technical Documentation, Agroecosystem Version 4.0, *Colorado State Univeristy*, Fort Collins, Colorado 80523 (USA).
- Coleman K. & Jenkinson, D.S. 1995. RothC-26 3. A model for the turnover of carbon in soil: model description and users guide. ISBN 0951 4456 69.
- Coleman K. & Jenkinson, D.S. 1995. RothC-26 3. A model for the turnover of carbon in soil. In: *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets*. Ed: D.S. Powlson, P. Smith & J.U. Smith, *NATO ASI Series I*, Volume 38, Springer-Verlag, Heidelberg. Pp.:

237-246.

- Easter M., K. Paustian, K. Killian, S. Williams, T. Feng, R. Al-Adamat, N.H. Batjes, M. Bernoux, T. Bhattacharyya, C.C. Cerri, C.E.P. Cerri, K. Coleman, P. Falloon, C. Feller, P. Gicheru, Kamoni, E. Milne and D.K. Pal. 2007. The GEFSOC soil carbon modelling system: A tool for conducting regional-scale soil carbon inventories and assessing the impacts of land use change on soil carbon. Article in Press, *Agric. Ecosyst. Environ.*, doi:10.1016/j.agee.2007.01.004.
- FAO. 1998. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A premier. *FAO Forestry Paper 134*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO. 1999. Prevention of land degradation, enhancement of carbon sequestration and conservation of biodiversity through land use change and sustainable land management with a focus on Latin America and the Caribbean. *Proceedings of a FAO/IFAD Expert Consultation*, IFAD, Rome.
- Hernández-Xolocotzi E., E. Bello, and S. Levy. 1995. *La milpa en Yucatán I*. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Mexico.
- IPCC (2003) Good Practice Guidance for land use, land use change and forestry. *Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Greenhouse Gas Inventory Programme*. Kanagawa, Japan.
- Jenkinson D.S. and Rayner, J.H. 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123: 298-305.
- Jenkinson D.S., Hart, P.B.S., Rayner, J.H., and Parry, L.C. 1987. Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted. *INTECOL Bulletin*, 15: 1-8.
- Jenkinson D.S. 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical transactions of the Royal Society*, B. 329, 361-368.
- Jenkinson D.S., Harkness, D.D., Vance, E.D., Adams, D.E., and Harrison, A.F. 1992. Calculating net primary production and annual input of organic matter to soil from the amount and radiocarbon content of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 24(4): 295-308.
- Li C., S. Frolking, and T.A. Frolking. 1992a. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events, 1, Model structure and sensitivity. *J. Geophys. Res.*, 97: 9759-9776.
- Li C., S. Frolking, and R. Harriss (1994) Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils. *Global Biogeochemical Cycles* 8 (3): 237-254
- Mac Dicken K.G. 1998. A Guide to monitoring Carbon Storage in forestry and agroforestry projects. *Winrock International Institute for Agricultural Development*. USA.
- OECD. 2002. Soil organic carbon and agriculture: developing indicators for policy analyses. *Proceedings of an OECD expert meeting*. Ottawa, October 2002. Organization for Economic Cooperation and Development and Agriculture and Agri-Food, Canada.

- Parton W.J., R. McKeown, V. Kirchner, D. Ojima. 1992. *CENTURY Users' Manual*, Natural Resource Ecology Laboratory, Colorado State University, Ft. Collins (USA).
- Ponce-Hernández R. 1999. Assessing the carbon stock and carbon sequestration potential of current and potential land use systems and the economic rationality of land use conversions. In: *World Soil Resources Report 86*, pp 77-92. FAO, Rome.
- Ponce-Hernandez R. 2004. Assessing carbon stocks and modelling win-win scenarios of carbon carbon sequestration through land use changes. FAO, Rome.
- SOMNET. 1999. <<http://saffron.res.bbsrc.ac.uk/cgi-bin/somnet-models>>.
- Winrock International Institute for Agricultural Development, 1998. A Guide to monitoring Carbon Storage in forestry and agroforestry projects. *Winrock International Institute, Forest Carbon Monitoring and Verification Services*, USA.
- Young A., R. J. Cheadle and P. Muraya. 1987. The potential of agroforestry for soil conservation. Part III. Soil Changes Under Agroforestry (SCUAF): a predictive model. *ICRAF Working Paper No. 44*. ICRAF, Nairobi.
- Young A., K. Menz, P. Muraya, and C. Smith. 1998. SCUAF Version 4: A model to estimate soil changes under agriculture, agroforestry and forestry. *ACIAR Technical Reports Series No. 41*. 49 pp.

MARCO METODOLÓGICO PARA LA EVALUACIÓN DE LA CAPTURA DE CARBONO EN SUELOS Y BIOMASA Y OTROS SERVICIOS AMBIENTALES INCLUIDOS EN CONVENCIONES GLOBALES: BIODIVERSIDAD Y DEGRADACIÓN DE TIERRAS, CON ESTUDIOS DE CASO EN MÉXICO Y CUBA.

Raúl Ponce Hernández¹ y Rebecca L. Dixon²

¹ *Environmental and Resource Studies Program and Department of Geography, Trent University, Peterborough, Ontario (Canadá). <rponce@trentu.ca>*

² *Renewable Energy Section, Lands and Water Branch, Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario (Canadá).*

Resumen: La determinación de las reservas de carbono en paisajes naturales e intervenidos es esencial para la planificación de acciones de mitigación de las concentraciones de C atmosférico, siendo una de las causas del calentamiento global y el cambio climático. El presente trabajo describe un marco metodológico para la evaluación de la captura de C actual y potencial en suelos y biomasa en paisajes, además de otros servicios ambientales que son objeto de convenciones globales, tales como la biodiversidad y la degradación de las tierras. El abordaje metodológico de la propuesta se basa en el uso intensivo de modelos de simulación de la dinámica del C de la materia orgánica del suelo y en el uso de teledetección, sistemas digitales de información geográfica y datos y observaciones en el terreno, tanto para la determinación de la biomasa aérea y de las reservas de C, como para la evaluación de otros servicios ambientales de importancia, que son objeto también de convenciones globales como la de la biodiversidad, la de degradación de tierras y el combate contra la desertificación. Se demuestra la utilidad del marco metodológico propuesto mediante resultados obtenidos de su uso en estudios de caso, uno en México y otro en Cuba. Se concluye que acciones de mitigación del calentamiento global mediante la captura de C atmosférico a través de cambios de uso de las tierras deben incluir consideraciones de cómo otros conceptos ambientales, tales como la biodiversidad y la degradación de las tierras serían afectados por cambios en el paisaje. Las metodologías de evaluación, tanto de reservas y potencial de C, como de evaluación de la biodiversidad y la degradación de las tierras pueden compatibilizarse y armonizarse de manera sinérgica, aumentando eficiencias y reduciendo costos de implementación.

Palabras clave: Mitigación, Cambio climático, Captura de carbono, Servicios ambientales, Modelos de simulación, Biomasa aérea, Materia orgánica del suelo.

Methodological framework for the assessment of Carbon sequestration in soils and biomass in the presence of other environmental services related to global conventions: Biodiversity and land degradation, with case studies from Mexico and Cuba.

Abstract: Essential to mitigation actions of atmospheric carbon concentrations and global warming through C sequestration from land use changes, is the assessment of actual stocks and projected C sequestration rates of soils and biomass in natural in intervened landscapes. A methodological framework for the assessment of C stocks and sequestration potentials through land use changes, in the presence of other environmental services subject of global environmental conventions, such as biodiversity and land degradation and desertification, is introduced in this paper. The methodological approach is reliant on intense use of simulation modeling of C dynamics in soils and biomass, remote sensing and GIS techniques, supported by field measurements and observations sufficient and necessary, not only for C stock and sequestration assessments, but also for the simultaneous assessments of biodiversity and land degradation. The usefulness of the methodological framework is shown with results of its application to two case studies in Mexico and Cuba, respectively. It is concluded that any mitigation actions involving C sequestration through land use changes should necessarily include considerations of how other environmental services and concepts, such as the conservation of biodiversity and the prevention of land degradation, will be affected by the land use changes to be introduced. It is also concluded that the assessment methodologies, both of C stocks and sequestration as well as those for biodiversity and land degradation are amenable to be made synergistically compatible and harmonious so that efficiencies and cost reductions from field measurements and field campaigns can be achieved.

Key words: Mitigation, Climate change, Carbon sequestration, Environmental services, Simulation models, Biomass, Soil organic matter.

INTRODUCCIÓN

Los métodos y procedimientos para actividades relacionadas con la evaluación de las reservas y el potencial de captura de carbono, tanto en biomasa como en el suelo, han llegado a ser de uso común debido a la relevancia de los esfuerzos de mitigación de los gases de efecto invernadero (GEI) causantes del calentamiento global de la atmósfera, incluidos en la Agenda ambiental global. La urgencia con la que tales medidas de mitigación son requeridas ha promovido la emergencia de una variedad de métodos y procedimientos. Actualmente no existen métodos normalizados (*standard*) para el inventario y monitoreo de las reservas de C en sistemas

de uso de las tierras (actual y potencial) que se ajusten a todas las situaciones ecológicas, de abundancia de datos y de tecnología y, por tanto, el Panel de Metodologías del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) de la Convención Marco de Cambio Climático Global (CMCCG) de la ONU ha emprendido tal labor. La variabilidad de métodos de evaluación disponibles y las incertidumbres asociadas con éstos puede representar un obstáculo importante para la evaluación y monitoreo y, por tanto, para la emisión de créditos de C en transacciones relacionadas con el establecimiento de proyectos de “sumideros” de C. Cambios deliberados del uso de las tierras con motivo de mejorar la captura de CO₂ en biomasa o en el suelo poseen el carácter de reducir una cantidad significativa de C de la atmósfera a corto y medio plazo. Sin embargo, el desafío metodológico de contar con metodologías comunes normalizadas y con rigor científico demanda la existencia de un marco metodológico para actividades de evaluación, monitoreo y verificación que sea confiable y, a la vez, flexible y viable para muchas circunstancias de tecnología, tipo de uso de las tierras y disponibilidad de datos.

Dentro del MDL los proyectos de sumidero de C intentarán implementar cambios de uso de las tierras que busquen la acumulación rápida de créditos de C, tanto en biomasa como en la materia orgánica del suelo (MOS), lo que puede traer impactos negativos para la biodiversidad y, más aún, puede acelerar la degradación de las tierras. La selección de un uso de las tierras basada, por ejemplo, en el monocultivo de especies arbóreas con alta eficiencia en acumulación de biomasa con propósitos de ganancias rápidas de créditos de C puede resultar en degradación de las tierras y, una reducción considerable de la biodiversidad del área de implementación del Proyecto. El Secretariado de la Convención de Biodiversidad de la ONU (2003) advirtió acerca del potencial que tienen la reforestación, mediante cambios de uso de las tierras, en contribuir (ya sea positiva o negativamente) a la conservación y mejora de la biodiversidad. Por otro lado, es clara la importancia del tipo de cobertura de las tierras en la prevención o el aceleramiento de la degradación de las tierras. Las tasas de erosión, por ejemplo, pueden variar en extremo, dependiendo de la remoción o permanencia de la cobertura vegetal en un espacio sujeto a cambios de uso de las tierras. Por tanto, dependiendo del cambio de uso de las tierras que se tenga en mente las actividades del Proyecto pueden simultáneamente contribuir positiva o negativamente a lograr las metas de convenciones y acuerdos globales tales como el Protocolo de Kioto y su MDL, la Convención de la Biodiversidad (CBD) y la Convención para el Combate a la Desertización (CCD) mediante la prevención de la degradación de las tierras. Acciones que promuevan la captura de C, la conservación de la biodiversidad y la prevención de la degradación de las tierras son factibles y posibles, por lo que se espera que tengan efectos ambientales adicionales y positivos en los ecosistemas (F.A.O. 1999).

El presente trabajo describe un marco metodológico para la evaluación simultánea de las reservas y el potencial de captura de C, la evaluación del *status* de la diversidad vegetal y la determinación del estado de degradación de la tierra mediante el uso de indicadores observados y medidos en el campo y las proyecciones resultantes del uso de modelos utilizando Sistemas de Información Geográfica (SIG) y técnicas de teledetección. El marco metodológico permite el inventario de las reservas de C en biomasa y en el suelo, y la generación de escenarios de potencial de captura de C resultantes de cambios de uso y manejos de la tierra, sin dejar de observar sus efectos sobre la biodiversidad vegetal y la degradación de las tierras. Se presentan los resultados de la aplicación práctica del marco metodológico en dos áreas piloto, una en México y otra en Cuba. Se demuestra también con ello la utilidad que el marco metodológico y sus herramientas tienen en la identificación y generación de escenarios favorables de cambios de uso y manejo de las tierras en las áreas estudiadas.

DESCRIPCIÓN DEL MARCO METODOLÓGICO

El marco metodológico propuesto consiste en métodos para la evaluación del estado presente de las reservas de C en sistemas de uso de las tierras (es decir, biomasa aérea y subterránea y MOS), de la biodiversidad vegetal y la degradación de las tierras, y de los potenciales de captura de C debido a tales cambios de uso de las tierras. El marco metodológico es de estructura modular. Los principales componentes modulares son: (1) la estimación de las reservas de C en biomasa aérea y subterránea; (2) La estimación de reservas y potencial de captura de C en el suelo a través del tiempo mediante el modelaje de la dinámica de la MOS; (3) la evaluación del *status* de la biodiversidad vegetal en el uso de las tierras actual mediante índices comúnmente usados y calculados a partir de datos obtenidos en el terreno; (4) la evaluación del estado de degradación química, física y biológica de la tierra mediante indicadores; (5) la identificación de escenarios de uso y manejo de las tierras que representan captura de C y que, simultáneamente, mejoran la biodiversidad vegetal y previenen la degradación de las tierras.

ESTIMACIÓN DE LAS RESERVAS DE CARBONO EN EL USO ACTUAL DE LAS TIERRAS

Los métodos en el marco metodológico se enfocan hacia los tres reservorios principales: Biomasa aérea, biomasa subterránea y MOS. Estos métodos se ilustran gráficamente en la Fig. 1. Las reservas de C en la biomasa se estiman en todos los subcompartimentos del ecosistema sin importar el tipo de cobertura presente en el momento de la evaluación.

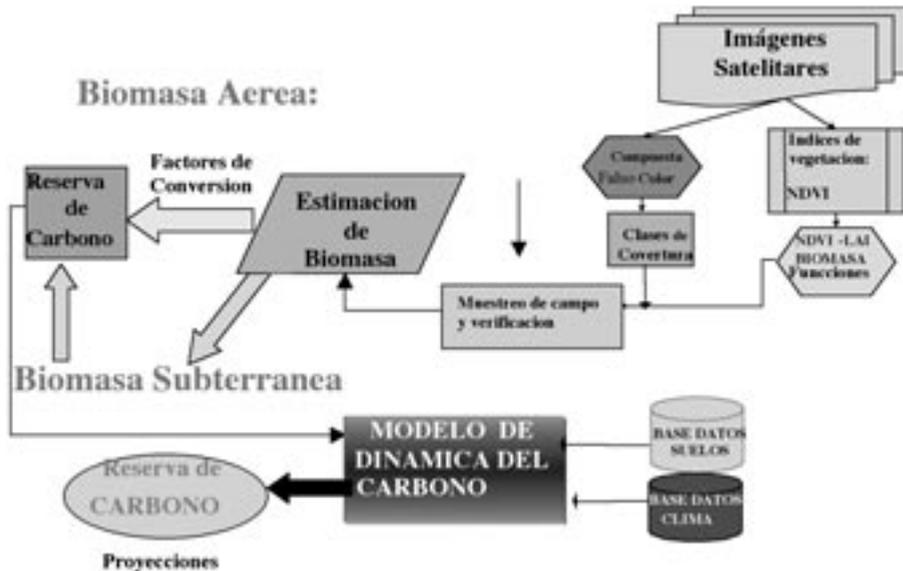


Figura 1. Procedimientos para la evaluación de reservas de C con el uso actual de las tierras.

Por tanto, se consideran parte del inventario la biomasa aérea y subterránea de árboles, arbustos, vegetación de bajo porte, mantillo, materia caída y residuos, así como la capa herbácea del suelo y dentro del suelo (raíces). Se determinan mediante medidas convencionales de inventario forestal, pero las mediciones no se restringen a bosques, dado que en una área de estudio puede existir un mosaico de usos de la tierra que incluya bosques, áreas de cultivo, pastos y terrenos en descanso (barbechos). El total de biomasa aérea y subterránea representada en estos reservorios y, en términos generales, su estimación no representan problemas metodológicos (Brown 1997). La teledetección satelital ha demostrado ser extremadamente útil en inventarios regionales y locales de C y sus flujos (Ahern *et al.* 1991; Running, *et al.* 1994; Foody *et al.* 1996; Fazakas *et al.* 1999; Ponce-Hernández 1999; Nelson *et al.* 2000; Houghton *et al.* 2001; Friedl *et al.* 2002; Ponce-Hernández 2004). En evaluaciones locales la teledetección ha demostrado ser útil en la estimación de biomasa mediante relaciones cuantitativas entre índices de bandas espectrales (por ejemplo: NDVI, GVI, *etc.*) para medidas de biomasa o sus representaciones (por ejemplo: el Índice de Área Foliar, LAI). Las clases de vegetación derivadas de interpretación de imágenes satelitales se pueden también usar como marco para la estratificación y el muestreo y ubicación en el terreno de los sitios de medición de la biomasa, indicadores de la degradación de las tierras y la identificación de

especies vegetales. Estas clases de vegetación, una vez cartografiadas, pueden servir para el escalamiento y generalización de estimaciones mediante interpolación espacial.

Se sugiere una estrategia multipropósito de muestreo en el terreno, como parte del marco metodológico, para lograr eficiencias en la recolección de datos y para minimizar costos. Los mismos sitios (Fig. 2) que son usados para mediciones de biomasa aérea también pueden ser utilizadas para estimar de la biodiversidad y la observación de los indicadores de degradación de las tierras. Se utilizan cuadrantes regulares de muestreo anidados entre sí, de dimensiones $10 \times 10 \text{ m}^2$, $5 \times 5 \text{ m}^2$ y $1 \times 1 \text{ m}^2$ (Fig. 2).

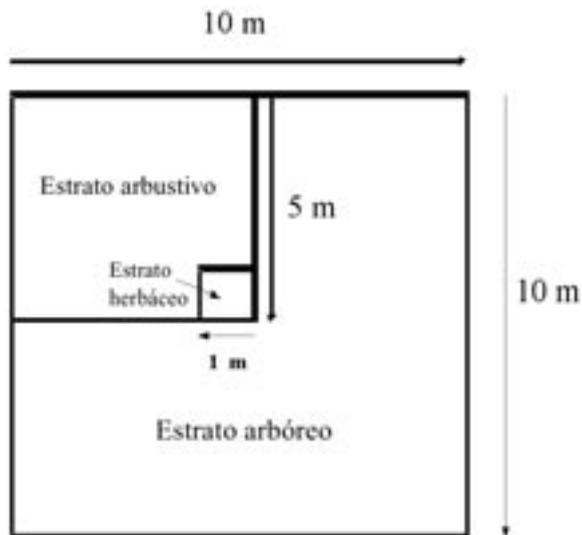


Figura 2. Cuadrantes de muestreo para la evaluación de biomasa, biodiversidad y degradación de las tierras.

Los cuadrantes anidados se usan como unidades de muestreo para la estimación de biomasa, biodiversidad y degradación de las tierras. Las dimensiones de los cuadrantes representan un equilibrio entre las recomendaciones prácticas, la exactitud esperada y otras consideraciones prácticas de tiempo y esfuerzo en la recolección de datos. Los cuadrantes mayores ($10 \times 10 \text{ m}^2$) se usan para las mediciones morfométricas de árboles (tronco, copa y trozos grandes de madera muerta), identificación de especies y conteos de individuos para la evaluación de la biodiversidad; también para la observación de indicadores en el terreno y de la degradación de las tierras. Los cuadrantes medios (es decir, $5 \times 5 \text{ m}^2$) se usan para medidas morfométricas del estrato arbustivo, madera muerta de dimensiones reducidas y para la identificación y conteo de especies arbustivas. Los cuadrantes más reducidos (es decir, $1 \times 1 \text{ m}^2$) se usan para el muestreo de la

biomasa de especies herbáceas, pastos y raíces, hojarasca y residuos, los cuales son subsecuentemente secados y pesados para determinar las cantidades de biomasa viva y muerta. Se usa un esquema de muestreo estratificado al azar, con probabilidad de ubicación de sitios de muestreo en el campo de manera proporcional, dentro de los polígonos de cobertura de las tierras. El número de sitios por polígono debe ser proporcional a las dimensiones del polígono.

El volumen de la biomasa aérea se estima a partir de las mediciones en cuadrantes mediante cálculos que son convencionales en la práctica forestal (es decir: altura, diámetro a la altura del pecho, área basal, dimensiones de la corona y densidad de la madera). Se utilizan ecuaciones alométricas predictivas basadas en ajuste mediante regresión por mínimos cuadrados para estimar la biomasa. Estos modelos (Brown *et al.* 1989) son práctica usual debido a su amplia aplicabilidad (F.A.O. 1998). La lista completa de ecuaciones alométricas seleccionadas para el marco metodológico puede encontrarse en Ponce-Hernández (2004). La biomasa subterránea se estima a partir de la biomasa de raíces como una función de la biomasa aérea mediante métodos no destructivos y relaciones raíz/tallo que son convencionales para tipos de vegetación similares y coeficientes de conversión (Ponce-Hernández 2004). Para agroecosistemas la estimación de biomasa se hace en la fracción de residuos de cosecha que se adiciona al suelo y que no es retirada, usada como forraje o alimento animal, o algún otro uso, descontando la fracción cosechada. En el marco metodológico se usan modelos de crecimiento del cultivo (De Wit *et al.* 1978; Van Diepen *et al.* 1989; Jones *et al.* 1991) para estimar proyecciones de biomasa a futuro, siempre que se requieran.

EVALUACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Dado que la biodiversidad es un concepto multiescalar complejo e inclusivo, operacionalmente y para propósitos de levantamientos rápidos en el terreno y considerando que las evaluaciones de captura de C se centran sólo en los efectos directos en la diversidad de plantas, únicamente la diversidad de plantas se considera en el marco metodológico, en lugar de considerar la biodiversidad en su sentido más amplio (es decir, la diversidad de especies vegetales y animales desde nivel genético hasta nivel de habitats y paisajes enteros).

Existe un gran número de índices cuantitativos (Magurran 1988) que ofrecen información acerca de los diferentes aspectos de la biodiversidad de paisajes. De entre éstos, tres índices se usan en el marco metodológico: el número total de especies presente o la “riqueza” de especies (S); la abundancia relativa de las especies dado por el Índice de Diversidad de Simpson (D); y la homogeneidad o dominancia de las especies, dado por

el Índice de Información de Shannon (H). Estos índices son convencionales en la literatura de Ecología de paisajes (Whittaker 1972; Magurran 1988). Se identifican y cuentan las especies de plantas. La diversidad alfa y beta de las plantas (Whittaker 1972) se determina mediante el cálculo de índices convencionales a partir de levantamientos en el terreno y conteos de especies (Hernández-Stefanoni y Ponce-Hernández 2004). En algunas instancias, debido a limitaciones prácticas, no es posible recolectar, para propósitos de identificación, plantas con todos los componentes morfológicos necesarios para su identificación taxonómica-botánica en el herbario. Por tanto, se utiliza el conocimiento empírico tradicional de los habitantes locales se utiliza para la identificación de especies usando los nombres vernáculos o populares.

El método de combinación de cuadrantes de Pielou (Magurran 1988) se usa para el cálculo del número de muestras necesarias en el paisaje para poder producir estimaciones confiables del estado de la biodiversidad en el área (es decir, el número de muestras para el cual la curva de un índice de diversidad llega a ser asintótica al eje del número de muestras). En la práctica, dado que los sitios de muestreo son multipropósito, el número final de sitios de muestreo se alcanza mediante transigencias y concesiones entre la exactitud de estimación de los índices de biodiversidad y otras consideraciones relacionadas con la estimación de la biomasa y la evaluación de la degradación de las tierras. El marco metodológico incluye enlaces a un SIG a partir de una plantilla personalizada para el cálculo de los índices de biodiversidad por cada cuadrante de muestreo, permitiendo observar la variabilidad geoespacial de tales índices, ya sea mediante la interpolación geoespacial de estimaciones puntuales o mediante la generalización de valores promedio de cuadrantes a unidades cartográficas representando clases de vegetación.

EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE LA TIERRA

El marco metodológico adopta un enfoque paramétrico semicuantitativo para la evaluación de la degradación de las tierras, usando un conjunto de variables indicadoras (metodología *FAO/UNEP, F.A.O.* 1978; Proyecto *LADA*, Ponce-Hernández y Koochafkan 2004) que están directamente relacionadas con procesos físicos, químicos y biológicos de la degradación de las tierras. La evaluación tiene como objetivo obtener una impresión del presente estado de la degradación de las tierras de manera expedita, bajo costo y utilidad, sin necesidad de conocimiento experto en modelaje y con poca demanda de datos. Mediante la observación de indicadores de clima, suelo, topografía y, factores humanos en cualquier situación del terreno se pueden proponer índices compuestos de indicadores de degradación física, química y biológica, cuya distribu-

ción espacial en el paisaje puede ser representada en un mapa. La Tabla 1 muestra un conjunto parcial de indicadores de degradación biológica usados en el marco metodológico para este tipo de evaluación. El conjunto completo de indicadores de degradación física, química y biológica usados en el marco metodológico se puede encontrar en Ponce-Hernández y Koohafkan (2004).

Tabla 1. Ejemplo de indicadores de degradación biológica de las tierras que se centran en la pérdida de materia orgánica del suelo (MOS).

PROCESOS	FACTORES			
	Clima	Suelos	Topografía	Factor humano
Pérdida de MOS	<p>Pérdida de Humus (%/año) = $HI / 10$; donde: $HI = e^{ct_1} + e^{ct_2} + 2e^{ct_3}$ t_1 = temperatura del mes más cálido (C°) t_2 = temperatura del mes más frío t_3 = temperatura media anual</p> <p>Coef. de mineralización del Humus (K_2): $K_2 = 1/2e^{0.1065t}(P/PET)$</p> <p>Para ($P < PET$) para $P > PET$ entonces: $P/PET = 1$ para $t < 0$ entonces $t = 0$. t = temperatura media del periodo P = precipitación media del periodo PET = Evapotranspiración potencial</p> <p>Contenido de Humus en equilibrio (B): $B = m(K_1/K_2)$; K_1 es coeficiente de humificación m = adición anual de materia orgánica (incluyendo residuos de cultivo y estiércoles)</p>	<p>Textura: Arena > Arcilla</p> <p>$K_2 = 1200 / (A + 200)(C + 200)$</p> <p>A = Arcilla (%) C = $CaCO_3$ (%)</p> <p>$5,0 < pH < 7,5$ poco efecto</p>	N.A.	<ul style="list-style-type: none"> - Cobertura del suelo y sombra (afecta la temperatura del suelo) - Relación C/N de cultivos en el TUT - Adiciones de materia orgánica - Si la MOS decrece o es mineralizada más rápidamente de lo que es adicionada (como residuos orgánicos al suelo), entonces hay degradación biológica

Otros indicadores de degradación física incluyen erosión hídrica y eólica del suelo, compactación y encostramiento; de la degradación química incluyen: extracción de nutrientes, acidificación, salinidad y presencia de sustancias tóxicas orgánicas e inorgánicas.

CARTOGRAFIA DE LOS RESULTADOS DE EVALUACION DE LAS RESERVAS DE CARBONO, BIODIVERSIDAD E INDICES DE DEGRADACION EN EL USO ACTUAL DE LAS TIERRAS

Los totales de las reservas de C para un determinado uso se derivan de la adición de C por la biomasa y el COS, de la siguiente manera:

$$\text{Carbono acumulado}_{(\text{total})} = \text{C biomasa (aerea y subterranean)} + \text{COS}$$

La conversión de biomasa a C se logra mediante coeficientes convencionales dependientes de las especies que se reportan en la literatura publicada (Mac Dicken 1998). El COS se estima de datos analíticos de muestras tomadas en los citados cuadrantes, con el apoyo de datos reportados en las memorias de levantamientos de suelos del área de estudio. La conversión de material orgánica del suelo (MOS) a carbono orgánico del suelo (COS), cuando los valores de COS no se reportan en la literatura y los análisis de laboratorio no son posibles, se puede lograr mediante factores de conversión convencionales. Por ejemplo:

$$\text{COS} = 0,57 \times \text{MOS}$$

La cartografía de las reservas de C en el paisaje se logra mediante: (a) sobre-escalamiento de estimaciones a partir de promedios de sitios cuadrantes dentro de los polígonos de cobertura del suelo, (b) sobre-escalamiento de estimaciones de C y biomasa mediante interpolación espacial usando técnicas geoestadísticas, en particular, las varias formas de *Kriging*; (c) tomando ventaja de la presencia de covariables de la biomasa o de estimaciones de C (por ejemplo relaciones de bandas espectrales de imágenes satelitares, tales como *NDVI* o *GVI*), o ya sea por interpolación mediante *co-kriging*, o bien una función de transferencia lograda mediante el ajuste de un modelo de regresión que convierta los valores de *NDVI* o *GVI* en estimaciones de C en el paisaje. La suma total de estimaciones por píxel, polígono o clase de biomasa, proporciona el total de biomasa para toda una cuenca o área de estudio. El conjunto de procedimientos de escalamiento, parte del marco metodológico, se ilustra en la Fig. 3.

MODELAJE DE LA DINÁMICA DEL C DEL SUELO

La gestión y manejo de las tierras tiene efectos significativos en la variabilidad inter- e intra-anual de las reservas de C en la materia orgánica e inorgánica del suelo. Para efectos de inventario de C en agroecosistemas es esencial poder predecir el destino final del C de la hojarasca, residuos de cultivo y estiércoles incorporados en el suelo, y poder formular escenarios de cambios de uso de las tierras que puedan afectar la captura de C. Los modelos de simulación de la dinámica de la MOS se usan en este marco

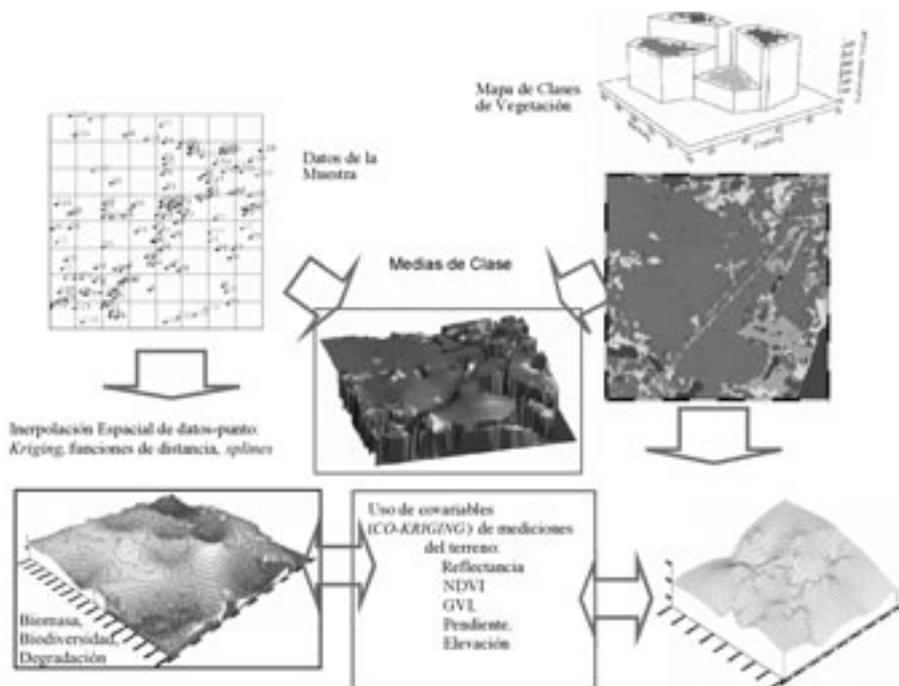


Figura 3. Procedimiento de escalamiento de estimaciones de biomasa, carbono, biodiversidad y degradación de tierras.

metodológico para hacer predicciones del destino final de materiales orgánicos incorporados al suelo.

La Red Europea de la MOS (SOMNET 1999) ha publicado una revisión sistemática de los modelos más usados de simulación de la MOS. Con base a criterios y otra información clave se seleccionaron los modelos “CENTURY” y “RothC-26.3” como parte del marco metodológico. Estos modelos representan extremos en un gradiente de accesibilidad, facilidad de uso y detalle, siendo CENTURY el más detallado, pero estructuralmente complejo. RothC-26.3 es un modelo que permite incluir los efectos del tipo de suelo, temperatura, contenido de humedad y cobertura vegetal en el proceso de descomposición de la materia orgánica, usando un intervalo mensual para el cálculo de C orgánico del suelo (COS; Mg C ha⁻¹), C en biomasa microbiana (Mg C ha⁻¹) y ¹⁴C en una escala de tiempo de meses a siglos (Jenkinson *et al.* 1987; Jenkinson 1990; Jenkinson *et al.* 1992; Coleman y Jenkinson 1995b). RothC-26.3 requiere pocos datos de entrada que se pueden obtener fácilmente.

El modelo CENTURY, por otra parte, simula a largo plazo la dinámica de C, N, P, y S para diferentes sistemas suelo-planta, con diferentes sub-modelos de producción vegetal ligados a un submodelo común de la descomposición

SOIL-C es un conjunto de programas y algoritmos que presentan al usuario una jerarquía de menús de entrada y salida para datos de sitio, gestión de datos y selección de salidas del modelo a un SIG mediante interface invisible al usuario.

Mediante el cómputo de las llamadas “celdas suelo-clima” (CSC), las cuales son píxels indexados a tablas de atributos conteniendo todos los parámetros de suelo y clima necesarios para correr el modelo, tales CSC resultan de la interpolación espacial de datos puntuales de valores de estaciones meteorológicas de variables requeridas por el modelo y provenientes también de datos de perfiles de suelos. Estas capas de información se sobreponen en el SIG bajo un sistema de georeferencia común.

RESULTADOS DE LA APLICACIÓN DEL MARCO METODOLÓGICO EN EL TERRENO

Se seleccionaron dos áreas contrastantes (Fig. 5), para la aplicación del marco metodológico, una en México y la otra en Cuba.



Figura 5. Estudios de Caso: Texcoco, México (izquierda) y Urbano Noris, Cuenca del Cauto, Cuba (derecha).

La cuenca del río Texcoco es una superficie agrícola seca del subtrópico de altura, en una área vecina a la Ciudad de México. Urbano Noris es una área productora de azúcar en planicies tropicales de la cuenca del río Cauto en la Provincia de Olguín (Cuba). En ambas áreas de estudio se cartografiaron, mediante teledetección satelital, las unidades de cobertura de las tierras y se ubicaron los sitios de muestreo en cuadrantes, tal como es sugerido por el marco metodológico (Fig. 6). Las estimaciones de biomasa aérea y subterránea se calcularon en los sitios en cuadrantes y fueron interpoladas espacialmente. Las estimaciones de biomasa y contenidos de C fueron derivados por cada polígono en toda el área de estudio, resultando así estimaciones de las reservas de C con el uso actual de las tierras.

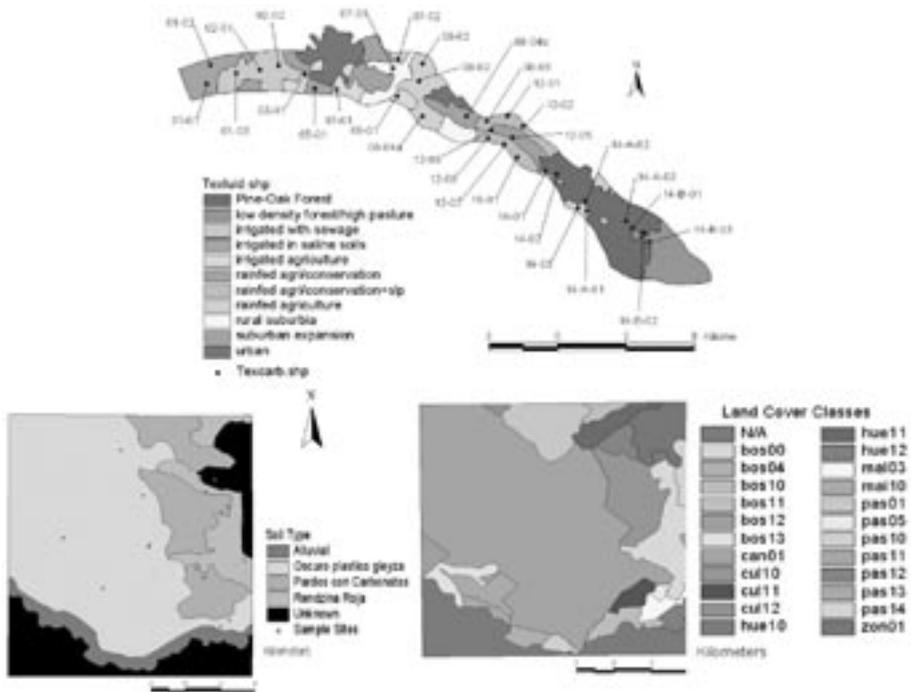


Figura 6. Ubicación de los sitios de muestreo en cuadrantes de las unidades de cobertura de la Cuenca de Texcoco, México (arriba) y en las unidades de suelos de Urbano Noris (abajo-izquierda) y sobre las unidades de cobertura de las tierras (abajo-derecha), donde: “bos”= tipos de sucesión forestal; “cul”= asociaciones de cultivos; “hue”= huertos; “mai”= maíz; “pas”= pastos.

La dinámica de la MOS fue simulada mediante el sistema *SOIL-C* y su interface al modelo *CENTURY v 4.0*. En paralelo los mismos datos fueron sometidos al modelo *RothC 26.3*, el cual se corrió para los usos potenciales de las tierras pre-seleccionados mediante un análisis de aptitud para las tierras en estudio.

RESULTADOS DEL ESTUDIO DE LA CUENCA DE TEXCOCO (MÉXICO)

Los modelos se corrieron aplicados un periodo de 12 anualidades (2000-2012) para cada Tipo de Utilización de las Tierras (TUT) seleccionado según el análisis de aptitud. Las fracciones de MOS, incluyendo el C total y las pérdidas por CO_2 a la atmósfera, se incluyen en el modelo. Los resultados fueron tabulados y las tendencias de las diferentes fracciones de MOS fueron graficadas *versus* el tiempo. La Tabla 2 muestra los resultados

de la simulación de la dinámica de la MOS para tres TUT, entre los seleccionados (alfalfa, avena y cebada, en ese orden) en diferentes polígonos de unidades de tierras. En la Tabla 2 tales combinaciones de unidad de tierras-TUT son denominadas “escenarios” para efectos de modelaje.

Tabla 2. Simulación de la dinámica de la MOS con el modelo *CENTURY* desde la interface de *SOIL-C* para el periodo (2000-2012) para escenarios que incluyen TUT con cultivos de alfalfa, avena y cebada, en orden descendente.

Escenario	Partición	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alfalfa	TotC	3685.979	2720.74	3021.938	4407.509	4887.585	5264.932	5534.828	5879.99	6203.337	6481.257	6595.729	6826.396	6919.858
	orgC	1168.831	1168.243	1169.396	1170.098	1171.284	1172.758	1174.84	1178.748	1182.783	1188.784	1198.857	1192.874	1195.901
	sumC	1434.229	1587.743	1695.268	1902.802	2162.578	2437.844	2717.639	3010.295	3380.79	3860.845	3891.718	4090.939	4269.301
	sumC(t)	10	6.3386	83.1074	109.1415	123.1638	118.5793	119.7779	126.1633	5.2679	43.482	110.2148	114.122	116.8872
	StreamC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Avena	TotC	3685.979	2648.58	3070.958	2912.343	2648.493	2833.844	2749.197	2729.255	2883.265	2983.981	2888.088	2643.073	2643.857
	orgC	1168.831	1157.814	1148.244	1135.536	1119.898	1104.84	1088.981	1072.472	1058.385	1037.957	1020.13	1001.866	983.5297
	sumC	1434.229	1421.115	1495.411	1514.798	1515.627	1523.796	1478.849	1457.892	1442.207	1428.88	1442.879	1448.059	1447.821
	sumC(t)	10	4.7317	1.4874	1.8198	2.0489	1.3743	1.9103	1.8708	1.7634	2.2928	1.8013	2.23	1.8272
	StreamC	0	0.0195	0	0	0.014	0	0	0.0026	0	0.0029	0	0.0188	0.0129
Cebada	TotC	3685.979	2621.987	2398.844	2189.809	2012.72	1886.583	1732.153	1611.089	1499.92	1406.972	1328.896	1224.983	1146.552
	orgC	1168.831	1149.086	1125.848	1099.242	1069.894	1039.456	1007.824	974.8458	941.8823	907.2474	873.2845	838.2836	805.5484
	sumC	1434.229	1344.421	1208.178	1058.734	917.8648	805.8911	709.8788	619.9214	544.3121	482.8545	429.2172	379.5559	332.0298
	sumC(t)	10	4.2078	0.2572	0.0153	0.0009	0.0001	0	0	0	0	0	0	0
	StreamC	0	0.0098	0	0	0.0006	0	0	0.0003	0	0.0002	0	0.001	0.0006

Se observa en la Tabla 2 que los cereales son superados por las leguminosas (alfalfa), en términos de captura de C. Esto no debe sorprender si se considera la dinámica de las interacciones del C y N en las leguminosas. Después de un incremento inicial, el suelo bajo cultivo de cebada baja en su contenido de C después del segundo y tercer ciclo, más rápidamente que la avena, la cual mantiene incremento en C total (“totC”) un poco más largo, declinando en un periodo más tardío. Estos escenarios fueron corridos sin adiciones de materia orgánica, residuos o estiércoles, es decir, “la situación usual”. Un patrón similar se observa para el maíz (*Zea mays*) bajo agricultura de temporal y sin fertilización (Fig. 7) al final del segundo ciclo y algunas de las fracciones de MOS aún en el primer ciclo donde la disminución de la MOS ocurre. Tales TUT son típicamente emisores netos de C, según se deduce de los resultados del modelo. El mejor escenario, en términos de eficiencia de captura de C, se obtuvo con alfalfa bajo irrigación (Fig. 8). Los resultados del modelaje muestran, para alfalfa bajo irrigación (Fig. 8), que hay un incremento inicial de C muy gradual al inicio del periodo, seguido de incrementos más significativos después del tercer ciclo. Esto demuestra el efecto tanto de las interacciones carbono/nitrógeno (típico de leguminosas), como la importancia del abastecimiento de N y de la humedad del suelo en la actividad microbiana causante de la descomposición y mineralización de la MOS. La distribución espacial de este TUT se muestra en el mapa de Fig. 9, dentro de la Cuenca de Texcoco, ilustrando así las capacidades de *SOIL-C* para elaboración de mapas con SIG.

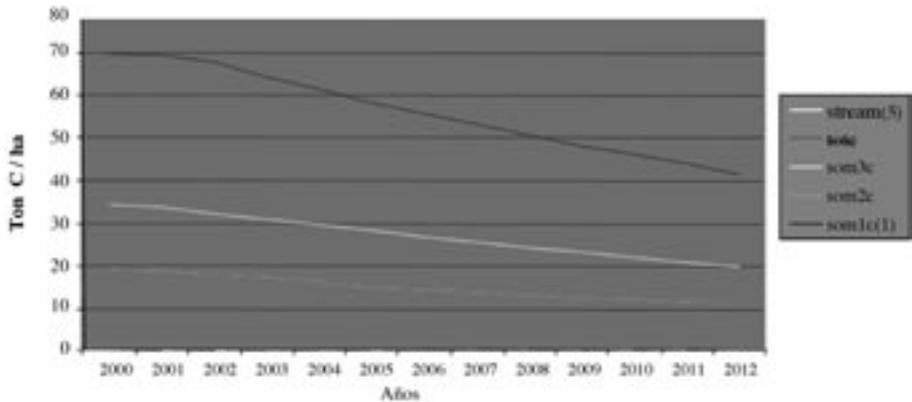


Figura 7. Dinámica de la materia orgánica del suelo en un cultivo de maíz de temporal y sin fertilizantes en Texcoco (México).

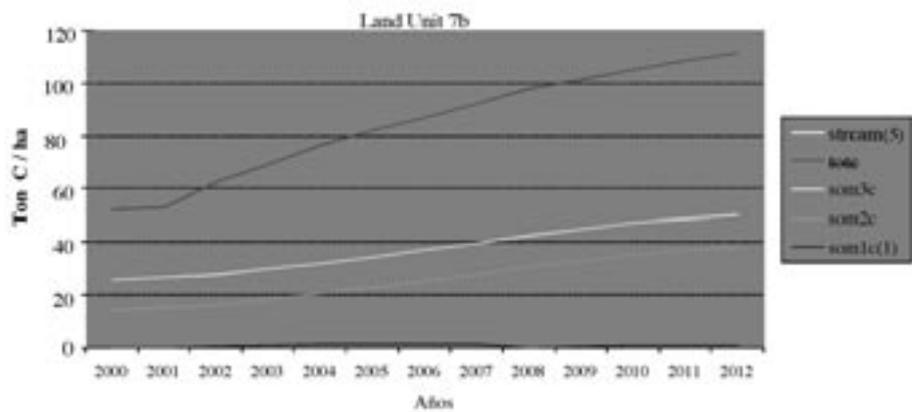


Figura 8. Dinámica del C edáfico bajo alfalfa con irrigación y captura de C en la Cuenca de Texcoco (México).

RESULTADOS DEL ESTUDIO DEL MUNICIPIO DE URBANO NORIS, CUENCA DEL RIO CAUTO (CUBA)

La área estudiada está en el Municipio de Urbano Noris el cual está incluido dentro de la Provincia de Holguín al Norte de la Cuenca del Río Cauto (Fig. 5). El cultivo de caña de azúcar es el uso de las tierras más importantes, pero existe también cultivos de maíz, frijol, tabaco, cítricos, café y ganado extensivo. También existen huertos familiares de traspatio.

Los suelos dominantes son oscuros, plásticos, gleizados y los marrones con carbonatos (concreciones de CaCO_3), además de Rendzinas rojas. Los suelos oscuros son preferidos para la producción de azúcar, el cultivo

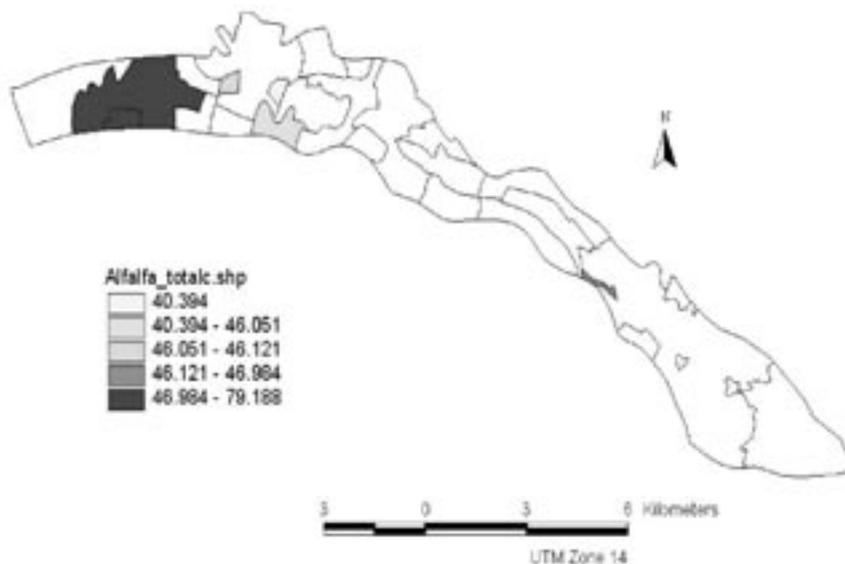


Figura 9. Distribución espacial de captura de C en suelos con alfalfa irrigada en la cuenca del río Texcoco (México).

más importante económicamente. Los suelos aluviales de las márgenes del río Cauto están cubiertos por bosques en diferentes estados de sucesión, huertos y varios tipos de pastos. El número total de sitios de muestreo realizados en este área de estudio fue 47. La ecuación alométrica de regresión usada fue la designada como *FAO-1*, para la estimación de la biomasa a partir de medidas de árboles en el terreno (Brown 1997). Los datos de cosecha y rendimiento de los cultivos se usaron como base para la estimación de la biomasa aérea en terrenos agrícolas. La Fig. 10 muestra la distribución espacial de las estimaciones de la biomasa total y el C por cuadrante y por tipo de cobertura de las tierras o TUT.

Los valores de COS bajo el uso actual de las tierras por cada cuadrante de muestreo fueron calculados y proyectados usando los modelos *RothC-26.3* y *CENTURY*. La Tabla 3 muestra una lista de los escenarios modelados y de los resultados proyectados entre 2000 y 2012.

Los resultados en la Tabla 3 indican que la captura de C en suelos ocurre principalmente bajo caña de azúcar y pastos (escenarios: “nmp1” y “fyc2”), pero sólo cuando la tasa anual de insumos de C orgánico es mayor a 2 Mg C ha⁻¹ en forma de estiércoles y residuos (FYM; véase escenario fyp1). El escenario representando “la situación usual” es un emisor neto de gases de carbono. Las figuras 11 y 12 ilustran este punto con resultados de los modelos de simulación llevados a formato de mapas usando la interface *SOIL-C*.



Figura 10. Biomasa total y C de biomasa por tipo de vegetación (suma de biomasa aérea y subterránea en Mg C ha⁻¹) en Urbano Noris, Cuenca del Río Cauto (Cuba).

En cuanto a la distribución geoespacial de los índices de biodiversidad el número de especies encontrado (#sp), el Índice de Diversidad de Simpson (SDI) y el Índice de Información de Shannon (SII) por cuadrante de muestreo, se calcularon y promediaron por tipo de cobertura de las tierras o por TUT. La representación geoespacial de la variabilidad de tales índices de biodiversidad en el área de Urbano Noris, Río Cauto (Cuba), se muestra en la Fig. 13. Los resultados indican que la diversidad de plantas más grande (número de especies, su abundancia y uniformidad o dominancia) ocurre en los espacios que aún permanecen como bosques en las riberas de los ríos y sus bordes, y en las pendientes ligeras y moderadas en el área estudiada. Los huertos llamados localmente como “quimbombos” contribuyen a la diversidad de plantas, pero en un menor grado que los bosques residuales en los bordes de los ríos y las pendientes. Existen especies menos dominantes en tales áreas y, por tanto, hay más uniformidad en el paisaje y más abundancia de individuos por especie. Esto no sorprende, dado que el resto del área estudiada está dedicada casi exclusivamente al monocultivo de la caña de azúcar. Otros cultivos están también en sistemas de monocultivo o no tienen un número alto de especies. A manera de coincidencia, las mismas áreas con diversidad más alta son también las áreas con las reservas de C en biomasa más altas. Tales áreas capturan C eficientemente, si no se les perturba, aún sin adiciones extra de materia orgánica.

Como resultado inevitable e inmediato es evidente que tales áreas residuales de bosques son susceptibles a la degradación y, por tanto, deben ser protegidas en todos los sentidos; es decir, en el mantenimiento de las reservas de C la conservación de la biodiversidad y la prevención de la degradación de las tierras.

Tabla 3. Escenarios modelados y proyectados al 2012. La captura de C ocurre en pastos y caña de azúcar con adiciones de 2 Mg C ha⁻¹ de residuos orgánicos (FYM).

Escenario	Suelo	Vegetación/ tipo de cobertura	Actual (2000) (Mg C ha ⁻¹)	Proyectado (2012) (Mg C ha ⁻¹)
Nmb1	C183 – Rendzina roja	Bosque/Ribera	107,01	101,43
Nmb4	C006 – Aluvial	Bosque/Ribera	59,60	56,43
Nmb5	C166 – Pardos con carbonatos	Bosque/Ribera	75,22	64,47
Nmp1	C069 – Oscuro plástico gleyzado	Pastos	55,81	58,02
Nmp6	C166 – Pardos con carbonatos	Pastos	75,70	68,13
Nmc1	C118 – Oscuro plástico gleyzado	Caña azúcar, anual 7 ciclos de cultivo	84,14	75,88
Nmc2	C030 – Oscuro plástico gleyzado	Caña azúcar, anual por 7 ciclos de cultivo	64,59	57,94
Nmc3	C010 – Oscuro plástico gleyzado	Caña azúcar, anual por 7 ciclos de cultivo	65,86	52,42
Nmc4	C115 – Oscuro plástico gleyzado	Caña azúcar, anual por 7 ciclos de cultivo	65,53	57,12
Fyp1	C069 – Oscuro plástico gleyzado	Pastos + 2 Mg C/ha/año FYM	55,81	65,55
Fyp6	C166 – Pardos con carbonatos	Pastos + 2 Mg C/ha/año FYM	75,70	75,18
Fyc1	C118 – Oscuro plástico gleyzado	Caña azúcar, anual por 7 ciclos de cultivo + 2 Mg C/ha/año FYM	84,14	81,39
Fyc2	C118 – Oscuro plástico gleyzado	Caña azúcar, anual por 7 ciclos de cultivo + 2 Mg C/ha/año FYM	64,59	65,45
Fyc3	C030 – Oscuro plástico gleyzado	Caña azúcar anual 7 ciclos de cultivo + 2 Mg C/ha/año FYM	65,86	64,60
Fyc4	C010 – Oscuro plástico gleyzado	Caña de azúcar, anual 7 anual + 2 Mg C/ha/año FYM + 2 Mg C/ha/año FYM	65,53	62,64

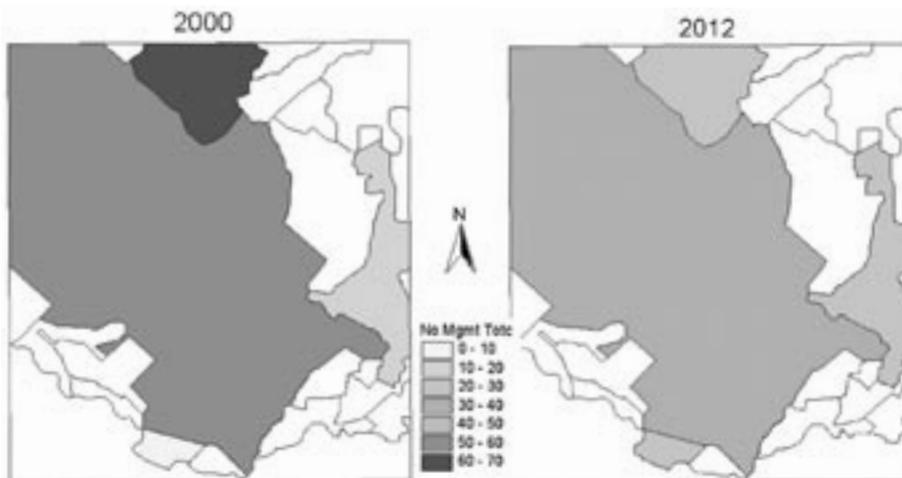


Figura 11. Estado actual (referido al año 2000) proyección al 2012 del contenido en COS en Urbano Noris, Río Cauto (Cuba) con ninguna adicción orgánica según el modelo *CENTURY*.

Si la captura de C es el único criterio para evaluar la efectividad de las áreas por este concepto, entonces los suelos oscuros, plásticos y gleyzados bajo cultivo de caña de azúcar o bajo pastos son los mejores suelos para ser utilizados como sumideros de C, siempre y cuando se implementen estrategias de gestión y manejo de materia orgánica que sean apropiadas. Por tanto, las medidas de gestión y manejo de las tierras que contribuyen a la captura de C, simultáneamente contribuyen a conservar la biodiversidad y a la prevención de la degradación de las tierras.

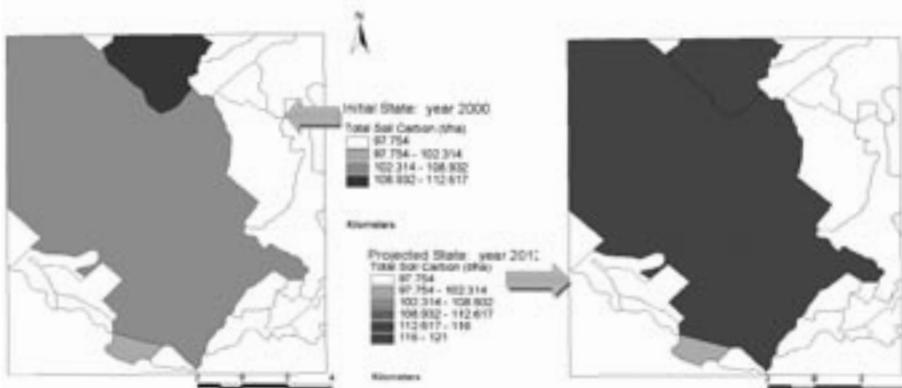


Figura 12. COS y C capturado en el año 2000 y proyección al año 2012 con el manejo actual (caña de azúcar y pastos) y con adicciones de 2 Mg C ha⁻¹ de residuos orgánicos, según el modelo *CENTURY* en el municipio Urbano Noris, Río Cauto (Cuba).

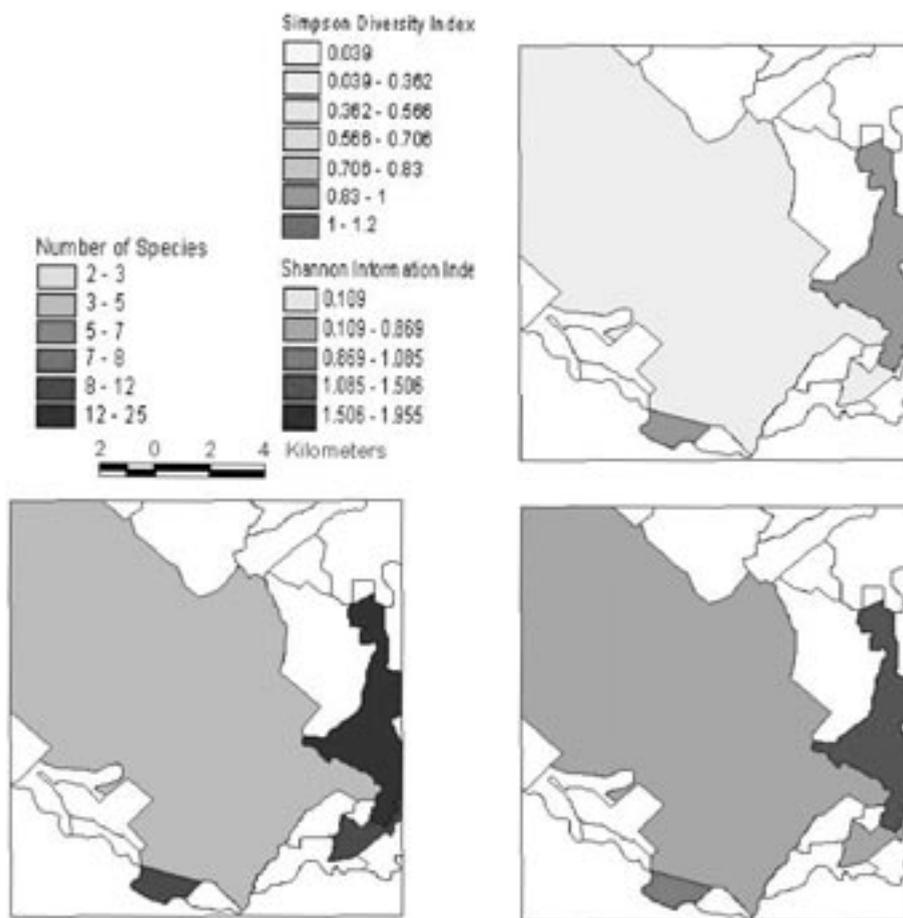


Figura 13. Distribución geoespacial de índices de biodiversidad a partir de sitios cuadrantes individuales en Urbano Noris, Río Cauto (Cuba).

CONCLUSIONES

Las acciones de mitigación de los gases de efecto invernadero y, en particular, de los gases de los compuestos del C, el calentamiento global de la atmósfera y el cambio climático necesitan también incluir otras preocupaciones ambientales íntimamente relacionadas con éstas, tales como la biodiversidad y la degradación de los recursos. Se necesitan urgentemente las metodologías que permitan simultáneamente actuar en la evaluación de todos estos aspectos (correlacionados con la gestión y manejo del ambiente y los recursos).

El presente trabajo introduce un marco metodológico que armoniza sinérgicamente procedimientos para la evaluación simultánea de todos

estos aspectos ecológicos. La metodología seleccionada utiliza los modelos de simulación disponibles, información geográfica o geoespacial y técnicas de teledetección satelitar.

Los estudios expuestos demuestran que es posible lograr eficiencias en el el trabajo, de campo y en la recolección de datos en el terreno, mediante la evaluación simultánea de todos los aspectos (reservas de C, biodiversidad y degradación de las tierras). El modelaje y el procesamiento de datos son herramientas de gran ayuda en la identificación de los escenarios de cambio de uso de las tierras que, simultáneamente, logran maximizar la captura de C, minimizan los impactos sobre la biodiversidad y permiten la prevención de la degradación de las tierras.

Los resultados del modelaje para el ejemplo mejicano mostraron que la captura de COS puede mejorarse mediante la adecuación de las interacciones C/N a través de la introducción de leguminosas, demostrando la importancia de la presencia de N y humedad edáfica adecuada sobre la actividad microbiana, la MOS y su acumulación.

Para el caso cubano los resultados mostraron que la captura de COS ocurre fundamentalmente en suelos pesados arcillosos bajo cultivos de caña de azúcar y pastos, pero sólo cuando las adiciones orgánicas superan los 2 Mg C ha⁻¹. El escenario de “la situación usual” es una emisión neta de CO₂.

La biodiversidad se incrementa en los bosques residuales; por tanto, la captura de C como biomasa forestal y hojarasca también ayudaría a prevenir la degradación de las tierras.

BIBLIOGRAFÍA

- Ahern F., T. Erdle, D. Maclean e I. Kneppack. 1991. A quantitative relationship between forest growth rates and Thematic Mapper reflectance measurements. *International J. Remote Sensing*, 12 (3): 387-400.
- Brown S.A.J. y A.E Lugo. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with application to forest inventory data. *For Sci.*, 35 (4): 881-902.
- Brown S.A.J. 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. *FAO Forestry Paper – 134. Food and Agriculture Organization*, Roma.
- CENTURY. 1992. Soil Organic Matter Model Environment, Technical Documentation, Agroecosystem Version 4.0, *Colorado State Univeristy*, Fort Collins (USA).
- Coleman K. y D.S. Jenkinson. 1995a. RothC-26 3. A model for the turnover of carbon in soil: model description and users guide. ISBN 0951 4456 69.
- Coleman K. y D.S. Jenkinson. 1995b. RothC-26 3. A model for the turnover of carbon in soil. En: “*Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets*”. D.S. Powelson, P. Smith y J.U. Smith (ed.), *NATO ASI Series I*, Volume 38, Springer-Verlag, Heidelberg. Pp.: 237-246.

- De Wit C.T., J. Goudriaan, H. H. van Laar, P. de Vries, F.W.T. Rabbinge, R. van Keulen, H., Louwerse W., Sibma, L. y C. De Jonge. 1978. Simulation of assimilation, respiration and transpiration of crops. *Centre for Agricultural Publishing and Documentation (PUDOC)*, Wageningen (Holanda).
- Fazakas Z., M. Nilsson y H. Olsson. 1999. Regional forest biomass and wood volume estimation using satellite data and ancillary data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 98-99: 417-425.
- F.A.O. 1978. Methodology for assessing soil degradation. *Report on the FAO/UNEP expert consultation*. 25-27 Enero 1978. F.A.O., Roma.
- F.A.O. 1998. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer. *FAO Forestry Paper 134*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- F.A.O. (1999). Prevention of land degradation, enhancement of carbon sequestration and conservation of biodiversity through land use change and sustainable land management with a focus on Latin America and the Caribbean. *Proceedings of a FAO/IFAD Expert Consultation*, IFAD, Roma.
- Foody M., G. Palubinskas, M. Lucas, P. Curran y M. Honzak. 1996. Identifying terrestrial carbon sinks: Classification of successional stages in regenerating tropical forest from Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, 55: 205-216.
- Friedl M., D. McIver, J. Hodges *et al.* 2002. Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment*, 83: 287-302.
- Hernández-Stefanoni J. L. y R. Ponce-Hernández. 2004. Mapping the spatial distribution of plant diversity indices in a tropical forest using multi-spectral satellite image classification and field measurements. *Biodiversity and Conservation*, 13: 2599-2621.
- Houghton R., K. Lawrence, J. Hackler y S. Brown. 2001. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology*, 7: 731-746.
- I.P.C.C. 2003. Good Practice Guidance for land use, land use change and forestry. *Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Greenhouse Gas Inventory Programme*. Kanagawa, Japón.
- Jenkinson D.S. y J.H. Rayner. 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123: 298-305.
- Jenkinson D.S., P.B.S. Hart, J.H. Rayner L.C. y Parry. 1987. Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted. *INTECOL Bulletin*, 15: 1-8.
- Jenkinson D.S. 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical transactions of the Royal Society*, B 329: 361-368.
- Jenkinson D.S., D.D. Harkness, E.D. Vance, D.E. Adams y A.F. Harrison. 1992. Calculating net primary production and annual input of organic matter to soil from the amount and radiocarbon content of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 24: 295-308.

- Jones C.A., P.T. Dyke, J.R. Williams, J.R. Kinery, V.W. Benson y R.H. Griggs. 1991. EPIC: an operational model for evaluation of agricultural sustainability. *Agricultural Systems*, 35: 341-350.
- Mac Dicken K.G. (1998) A Guide to monitoring Carbon Storage in forestry and agroforestry projects. *Winrock International Institute for Agricultural Development (USA)*.
- Magurran A.E. (1988) Ecological Diversity and its Measurement. *Princeton University Press*, Princeton (USA).
- Nelson B., D. Kimes, W. Salas y M. Routhier. 2000. Secondary forest age and tropical forest biomass estimation using thematic mapper imagery. *Bioscience*, 50: 419-431.
- Parton W.J., R. McKeown, V. Kirchner y D. Ojima. 1992. *CENTURY Users' Manual*, *Natural Resource Ecology Laboratory*, Colorado State University, Ft. Collins (USA).
- Ponce-Hernández R. 1999. Assessing the carbon stock and carbon sequestration potential of current and potential land use systems and the economic rationality of land use conversions. En: *World Soil Resources Report 86*, pp 77-92, F.A.O., Roma.
- Ponce-Hernández R. 2004. Assessing carbon stocks and modelling win-win scenarios of carbon carbon sequestration through land use changes. *F.A.O.*, Roma.
- Ponce-Hernández R. y P. Koohafkan. 2004. Methodological framework for land degradation assessment in drylands (LADA): a simplified version. *LADA Virtual Centre. Food and Agriculture Organization of the United Nations*, Roma. <<ftp://ftp.fao.org/agl/agll/lada/LADA-Methframwk-simple.pdf>>.
- Running S. W., T. R. Loveland y L. L. Pierce. 1994. A vegetation classification logic based on remote sensing for use in global scale biogeochemical models. *Ambio*, 23: 77-81.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity*. 2003. Interlinkages between biological diversity and climate change: advice on the integration of biodiversity considerations into the implementation of the UNFCCC and its Kyoto Protocol. *CBD Technical Series No. 10*. Montreal (Canadá).
- SOMNET. 1999. <<http://saffron.res.bbsrc.ac.uk/cgi-bin/somnet-models>>.
- Van Diepen C. A., J. Wolf, H. van Keulen y C. Rapoldt. 1989. WOFOST: a simulation model of crop production. *Soil Use and Management*, 5: 16-24.
- Whittaker R.A. 1972. Evolution and measures of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251.
- Winrock International Institute for Agricultural Development. 1998. A Guide to monitoring Carbon Storage in forestry and agroforestry projects. *Winrock International Institute, Forest Carbon Monitoring and Verification Services (USA)*.