## EMISIONES DE GASES CON EFECTO INVERNADERO EN ECOSISTEMAS IBEROAMERICANOS

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

Editores:
Julio Campo Alves y Marta E. Conti

SiFyQA, Salamanca (2009)

#### IMAGEN DE PORTADA:

Visión espacial de incendios en el complejo litoral del río Paraná; se observan quemas y emisiones de áreas insulares del Predelta del Paraná. Composición color RGB, Bandas 4, 5 y 3 del sensor MMRS del satélite argentino SAC-C (CONAE). Fecha: 3 Abril de 2008. Procesamiento de imagen: Walter SIONE (U.A.D.E.R., Paraná, R. Argentina). En la parte inferior derecha se sitúa el gran Buenos Aires, fuertemente afectado por los humos de las quemas de los pajonales del Predelta.

#### FOTOGRAFÍAS DE CONTRAPORTADA:

- Arriba: Efecto de los incendios sobre la atmósfera: Emisión de humo constituido por gases con efecto invernadero, aerosoles, partículas finas y productos químicos diversos. Autora: M. Inmaculada PAZ ANDRADE (Univ. de Santiago de Compostela, España).
- Debajo: Incendio gallego de matorral de tojo y brezos. Autora: Tarsy CARBALLAS FERNANDEZ (C.S.I.C., Galicia, España).

#### FOTOGRAFÍAS DE SOLAPAS:

- Emisiones de una central térmica y una fábrica de fertilizantes aneja. Autor: Juan F. GALLARDO LANCHO (C.S.I.C., Salamanca, España).
- Quema controlada de campos de trigo en las cercanías de Temuco (Chile). Fecha: Abril de 2008. Autor: Christian PRAT (I.R.D., Francia).

#### COMENTARIOS (Juan F. GALLARDO, SiFvOA):

Gran parte de las emisiones de gases con efecto invernadero (GEI) son naturales (mineralización de la materia orgánica, volcanes, humedales, manglares, rumiantes, termitas, etc.), incluidos los fuegos espontáneos recurrentes de praderas y formaciones forestales de áreas con dos estaciones marcadas (temporal y sequía); luego se consideran parte integrante del ciclo biogeoquímico terrestre.

Lo que preocupa a la civilización actual son las emisiones extraordinarias de GEI producidas por su propia dinámica y actividades. Entre ellas se encuentran los fuegos provocados (que, en general, tienen un transfondo y problemática económicosocial que, al no solucionarse de acuerdo a una de las partes, recurren al incendio como una manera drástica de conseguir sus propósitos de manera expeditiva). También algunas actividades agroganaderas han usado y usan el fuego como parte del manejo tradicional del sistema (por ejemplo, quema de rastrojos); precisamente se buscan nuevos manejos que eviten la quema como parte integrante del mismo (v. g., agricultura sin labranza) que, obviamente, tampoco están libres de ocasionar otros problemas ambientales (v. g., abuso de herbicidas).

Las actividades industriales (que en parte son un índice de nivel de vida) también llevan implícitas emisiones de GEI, no sólo en mayor cantidad, si no que con efectos aún más perjudiciales al desprenderse óxidos de nitrógeno y azufre, además de compuestos xenobióticos (entre otros). De ahí que mayores niveles de vida llevan implícitos mayores emisiones de GEI, por más que se pretenda dulcificar el panorama "deslocalizando" (exportando a otros países menos desarrollados) las industrias más contaminantes para decir que se emite menos (el planeta Tierra es uno) o comprando derechos para seguir emitiendo impunemente (bonos de captura de carbono).

El Protocolo de Kioto es, por ello, una solución ingenua que se decanta por energías "limpias" (hídrica, eólica y solar), penalizando las "sucias" (energías fósiles) y dejando en el limbo a la energía nuclear, que es la verdaderamente emergente en este debate. Es ingenua porque no ataca el fondo del problema (no emitir, cosa imposible en las sociedades actuales), si no que reparte las emisiones y las posibles capturas de GEI entre el Norte y el Sur: Es imposible capturar tanto  $\mathrm{CO}_2$  como se emite actualmente, sin pensar que el incremento de las emisiones de GEI es un proceso imparable si no se detienen los niveles de vida, ni se congela (al menos) la población mundial. La consecuencia es que, por esta situación (o problemática sin solución por el momento), se ha roto el movimiento ecologista en dos: Ecologistas tradicionales (que atacan no sólo la energía nuclear, si no que también las energías "limpias", pues proclaman que atentan contra animalitos, sean peces o aves) y Neoecologistas (que defienden claramente la energía nuclear como única alternativa actual viable para frenar las emisiones de GEI en un mundo cada vez más exigente de energía y "buena vida").

Las fotografías que se muestran en portada, contraportada y solapas pretenden realizar un somero repaso a algunas de las casuísticas aquí citadas.

#### Juan F. GALLARDO LANCHO (Coord.)

# EMISIONES DE GASES CON EFECTO INVERNADERO EN ECOSISTEMAS IBEROAMERICANOS

### Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental

<www.sifyqa.org.es>

Editores de este volumen:

Julio Campo Alves y Marta E. Conti

SOCIEDAD IBEROAMERICANA DE FÍSICA Y QUÍMICA AMBIENTAL SALAMANCA (ESPAÑA)

#### COORDINADOR DE LA OBRA

Juan F. GALLARDO LANCHO (Presidente SiFyQA).

#### **EDITORES**

Julio CAMPO ALVES y Marta Elvira CONTI

#### REVISORES

Han actuado como revisores (por pares) anónimos de los artículos publicados los científicos siguientes: Adriana ABRIL, Ferrán BALLESTER, Julio CAMPO ALVES, Marta E. CONTI, G. César DIAZ TRUJI-LLO, Jorge D. ETCHEVERS BARRA, José Luis FERNÁNDEZ TURIEL, Juan A. GALANTINI, Leopoldo GALICIA, Juan F. GALLARDO LANCHO, Felipe GARCIA OLIVA, Lidia GIUFFRE, Elena GOMEZ, M. Isabel M. GONZÁLEZ HERNÁNDEZ, Mirta GONZÁLEZ, J. Manuel MURILLO CARPIO, Alejandro O. CONSTANTINI, Francisco J. REY, Cristina SIEBE y Mª. Belén TURRION NIEVES.

Esta Obra es producto de la Red RiFyQA (Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental) y del apoyo del Ministerio de Ciencia e Innovación.

© 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.: 978-84-937437-0-9 Depósito legal: S. 1123-2009

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

Impreso en España Printed in Spain

#### BREVES Curricula DE AUTORES Y EDITORES

#### Pablo G. ACEÑOLAZA

Licenciado (1991) y Dr. en Botánica (1996) por la Universidad Nacional de Tucumán (UNT, R. Argentina). Investigador del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de Argentina (CONICET) y docente de las Universidades Nacional y Autónoma de Entre Ríos. Estancia pos-doctoral en la Universidad de Melbourne (Australia). Ha desempeñado diferentes funciones de gestión académica y universitaria. Su línea de trabajo está vinculada a la Ecología, cartografía de la vegetación y ciclos de materia orgánica y nutrientes. Dirección actual: CICyTTP-CONICET, Materi y España, Diamante 3105 (Entre Ríos, R. Argentina). Telf. y FAX: +54.343.4983086/7. Correo electrónico: <a chromosomeroma.

#### Aurelio BÁEZ PÉREZ

Investigador Titular C del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias en el Campo Experimental Bajío. Profesor del Instituto Tecnológico de Roque en Celaya, Guanajuato (Méjico). Realizó sus estudios de postgrado e investigación con especialidad en Edafología en el Colegio de Postgraduados de Montecillo (Méjico). Dr. Ingeniero agrícola con especialidad en agrosistemas por la Universidad Nacional Autónoma de México. Dirección actual: km. 6.5 carretera Celaya-San Miguel de Allende, Colonia Roque, Celaya 38110 (Guanajuato, Méjico). Telf.: 52.55.61.153 23, ext. 310. Correo electrónico: <pbaez@colpos.mx> y <baez.aurelio@inifap.gob.mx>.

#### **Enrique CABRERA VICENCIO**

Master en Estadística Matemática, Universidad de Valparaíso. Experto en Modelos lineales y Estadística Multivariante. Dirección: Avda. Gran Bretaña 1091. Playa Ancha Valparaíso (Chile). Telf.: +56.32.2508326; FAX: +56.32.2508322. Correo electrónico: <enrique.cabrera@uv.cl>.

#### Julio CAMPO ALVES

Investigador Titular en el Instituto de Ecología de la Universidad Nacional Autónoma de México. Graduado en Ciencias Biológicas y Magíster en Ciencias por la Universidad de la República (Montevideo, Uruguay). Doctor en Ecología en la Universidad Nacional Autónoma de México. Con diversas publicaciones nacionales e internacionales principalmente sobre ecosistemas forestales subtropicales y tropicales. Dirección postal: Instituto de Ecología, A. P. 70.275, UNAM, México D.F. 04510 (Méjico). Telf.: +52.55.56229027; FAX: +52.55.56161976. Correo electrónico: <icampo@ecologia.unam.mx>.

#### Tarsy CARBALLAS FERNÁNDEZ

Profesora de Investigación (Doctora "Ad Honorem"; CSIC-IIAG), Académica Numeraria (Academia de Farmacia de Galicia) y Presidenta do Consello Asesor de I+D+I de Galicia: ex-Directora del IIAG y ex-Vicepresidente Comisión II de la I.U.S.S. Doctora en Farmacia y Licenciada en Química (U.S.C.); D.E.A. en Pédologie (Université de Nancy, Francia). Chargé de Recherche (CNRS, Centre de Pédologie Biologique, Nancy, Francia); Profesora de la U.S.C. (España) y/o invitada en Centros/Universidades europeas e iberoamericanas. Especialista en materia orgánica del suelo. Creó y dirigió el Grupo de Bioquímica del Suelo (1980-2004). Coordinadora de proyectos europeos (INCO) y Directora o participante en más de 35 proyectos españoles sobre: Química, Bioquímica y Cartografía de Suelos; Reciclado de residuos orgánicos; Prevención y extinción de incendios forestales (modelos de predicción de zonas de riesgo y de gestión de recursos y suelos quemados), Recuperación de suelos (impacto, protección, restauración) y Secuestro de C en suelos. Más de 250 publicaciones (artículos, libros, etc.). Recibió numerosos premios. Fue miembro de numerosas Comisiones nacionales e internacionales. Dirección postal: IIAG-CSIC, Apartado 122, Santiago de Compostela 15780 (España). Telf.: +34.981590958; FAX: +34.981592504. Correo electrónico: <tcf@iiag.csic.es>.

#### Ignacio A. CIAMPITTI

Ingeniero Agronomo, Master Science en Ciencias del Suelo (Universidad de Buenos Aires, R. Argentina). Research Assistant at Purdue University (Ph. Dr. Candidate). Asistente agronómico del International Plant Nutrition Institute, Programa Latinoamérica, Cono Sur. Ayudante de primera de la Cátedra de Edafología, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (R. Argentina). Primer Premio del Congreso de Jóvenes Investigadores de la Asociacion de Universidades del Grupo Montevideo (San Miguel de Tucumán, Argentina). Primer Premio de Excelencia Agronómica Dow Agro-Sciences, Facultad de Agronomía, Univ. Buenos Aires (Argentina). Beca Incentivo otorgada por la Univ. de Buenos Aires (Facultad de Agronomía). Assistanship Position otorgada por Purdue University (EE. UU. de Norteamérica). Con diversas publicaciones nacionales e internacionales. Correo electrónico: <iciampit@purdue.edu>.

#### Esteban Ariel CIARLO

Egresado de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (R. Argentina) y Dr. por la misma Universidad (2008), siendo la temática de su Tesis: "Controles bióticos y abióticos de las emisiones de gases nitrogenados desde suelos agrícolas y ganaderos". Docente con dedicación exclusiva de la Cátedra de Edafología, Facultad de Agronomía (U. B. A., Argentina) desde 1998. Ha participado en comités de dirección para trabajos de intensificación para acceder al título de grado y es miembro del comité director de tesis de posgrado. Ha publicado 12 artículos en revistas nacionales e internacionales. Ha participado como autor en más de 20 congresos locales e internacionales. Evaluador invitado de revistas científicas internacionales (v. g.: J. Environ. Qual. o Water, Air & Soil

*Pollut.*). Dirección: Dpto. Recursos Naturales y Ambiente, Facultad Agronomía (UBA); Av. San Martín 4453, Buenos Aires 1417 DSE (R. Argentina). Telf. y *FAX*: +54.11.4524.8057. Correo electrónico: <*ciarlo@agro.uba.ar*>.

#### Marta Elvira CONTI

Ms. Sci. en Fertilidad de Suelos. Prfa. Titular de Edafología; Investigadora Independiente del CONICET. Directora de cursos de posgrados en la Escuela Para Graduados de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA; R. Argentina) y de la Universidad Federal de Río de Janeiro (Brasil). Directora del Programa Binacional de Centros de Posgrados Asociados Argentina-Brasil. Directora de becarios y tesistas de Maestría y Doctorados. Autora de numerosos trabajos en revistas nacionales e internacionales. Dirección: Dpto. Recursos Naturales y Ambiente, Facultad Agronomía (U.B.A.); Av. San Martín 4453, Buenos Aires 1417 DSE (R. Argentina). Telf. y FAX: +54.11.4524.8057. Correo electrónico: <conti@agro.uba.ar>.

#### Luc DENDOOVEN

Ph. Dr. por la Universidad Católica de Lovaina (1990). Investigador 3C, Departamento de Biotecnología y Bioingeniería, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (Méjico). Sus líneas de investigación son Ecología de suelos y Biotecnología Ambiental. Ha publicado 116 artículos y 13 capítulos de libro. Correo electrónico: <dendoove@cinvestav.mx>.

#### Marcelo CORRAL FUENTES

Licenciado en Meteorología. Trabaja en Recursos Atmosféricos en la Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA). Dirección: Avda. Pedro Montt 1992, Valparaíso (Chile). Telf.: +56.32.2508067; FAX: +56.32.2508062. Correo electrónico: <mcorral.rm@conama.cl>.

#### Montserrat DÍAZ RAVIÑA

Dra. en Biología, Universidad de Santiago de Compostela (España). Investigadora del IIAG-CSIC y de la Universidad de Vigo, con estancias de 3 años y medio en Gran Bretaña (Rothamsted Experimental Station, The Scottish Crop Research Institute y Lund University). Investigadora Científica del CSIC y Prof. de Universidad. Ex-Jefe del Departamento de Bioquímica del Suelo del IIAG-CSIC. Actualmente Tesorera de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. Revisora de revistas internacionales. Especialista en Ecología Microbiana, principalmente en la respuesta de la microbiota edáfica (masa, actividad y diversidad) frente a diferentes procesos de degradación y prácticas de conservación de suelos y búsqueda y utilización de bioindicadores de calidad del suelo. Ha publicado más de 50 trabajos en diversas revistas de prestigio nacional e internacional en las áreas de Microbiología y Ciencia del Suelo. Dirección postal: IIAG-C.S.I.C., Aptado. 122, Santiago de Compostela 15780 (España). Tel: +34.981590958; FAX: +34.981592504. Correo electrónico: <mdiazr@iiag.csic.es>.

#### Jorge D. ETCHEVERS BARRA

Ph. Dr. y Ms. Sci. en North Dakota State University (USA); Ingeniero Agrónomo, Universidad de Concepción (Chile); Profesor-Investigador Titular de Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo; Jefe del Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental; experto en la relación del C edáfico con el cambio climático y en recuperación de suelos afectados por degradación. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km. 36,5 Carretera México-Texcoco, Texcoco 56230 (Estado de México, Méjico). Telf. y FAX: +52.595.9511475. Correo electrónico: <jetchev@colpos.mx>.

#### Enzo FACCILONGO FORNO

Médico del Instituto de Seguridad del Trabajo. Trabaja en salud ocupacional. Dirección: C/ 1/2 Oriente 1175, Edificio Plaza O'Higgins, Viña del Mar (Chile). Telf.: +56.32.2262130. FAX: +56.32.2699346. Correo electrónico: <efaccilongo@ist.cl>.

#### Gustavo F. FLORES GARCÍA

Biólogo Agropecuario (Universidad Autónoma de Tlaxcala, Méjico 1988). Investigador por la Universidad Autónoma de Tlaxcala y Gobierno del Estado de Tlaxcala en Varios Proyectos Científicos de investigación sobre suelos deteriorados (tepetates), financiados principalmente por la Unión Europea, CONACYT, instituciones locales y Gobierno del Estado de Tlaxcala (Méjico). Docente de la Universidad Autónoma de Tlaxcala de Edafología y Conservación de Suelos, entre otras. Dirección actual: Calle 8, Nº. 307, Colonia Xicohtencatl, Tlaxcala (Tlaxcala, Méjico). Telf. móvil: +42.246.1283013. Correo electrónico <garci76@hotmail.com>.

#### Leopoldo GALICIA SARMIENTO

Investigador del Departamento de Geografía Física, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México (Méjico). Dr. en Ecología (2001); desarrolla las líneas de investigación de biogeoquímica regional y cambio de uso de suelo en bosques templados. Dirección postal: Instituto de Geografía-UNAM, Circuito Universitario Exterior S/N. Ciudad Universitaria. México D.F. 04510 (Méjico) Teléfono: +52.55.56223022; FAX: +52.55.56232880. Correo electrónico: < lgalicia@igg.unam.mx>

#### 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.). Presidente de la Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Ha desarrollado proyectos europeos y españoles sobre Biogeoquímica ambiental, Ecología forestal y rehabilitación de suelos, algunos desarrollados en Iberoamérica. Ha publicado más de 228 artículos y varios libros. Prof. de Investigación del C.S.I.C. y Prf. de Universidad. Profesor Visitante o de

Postgrado de varías 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., IRNA, Aptado. 257, Salamanca 37071 (España). Telf.: +34.923272206; FAX: +34.923219609. Correo electrónico: <jgallard@usal.es>.

#### Ana María GAMBOA CÁCERES

Estudiante de doctorado del Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México. Maestra en Restauración Ecológica (UNAM, 2005). Bióloga de la Universidad Nacional de Colombia (2001). Líneas de trabajo: Dinámica del C edáfico en ecosistemas templados y restauración de suelos tropicales. Dirección postal: Departamento de Geografía Física, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior, Ciudad Universitaria, A. P. 20-850. México D. F. 04510, (Méjico). Teléfono.: +52.55.56230222 (45507); FAX: +52.55.56224317. Correo electrónico: <gcana1996@yahoo.com.mx>.

#### 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 (Méjico). 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, Méjico). Telf.: +52.443.3222715; FAX: +52.443.3222719. Correo electrónico: <fgarcia@oikos.unam.mx>.

#### Leónidas Osvaldo GIRARDIN

Director del Programa de Medio Ambiente y Desarrollo de la Fundación Bariloche. Investigador del CONICET (R. Argentina). Miembro de la Junta Ejecutiva de la T.F.I.B. de Inventarios Nacionales de GEI (INVGEI) del I.P.C.C. Economista especializado en Medio Ambiente y Cambio Climático. Estudios de Postgrado en Economía; Economía de la Energía y Políticas Ambientales. Doctorando de la Universidad de Buenos Aires (Argentina). Docente de Grado y Postgrado en diversas Universidades argentinas. Representante para América Latina y Caribe (AlyC) en el Grupo de Expertos en Transferencia de Tecnología (EGTT) de la CMNUCC (2002-05). Colaborador y Revisor de Diversos Documentos del I.P.C.C. Revisor de Comunicaciones Nacionales sobre Cambio Climático de Países Anexo I y No Anexo I de la CMNUCC. Miembro de la Junta Directiva de las RINGO acreditada ante la CMNUCC y Presidente de la misma (2004–06). Coordinador del Estudio Regional sobre Economía del Cambio Climático en Sudamérica (ERECCS, CEPAL). Coordinador del INVGEI 2000 y Revisor de los INVGEI 1990; 1994 y 1997 (Argentina). Colaborador en la Redacción y en Equipos de Trabajo en los componentes de Vulnerabilidad; Adaptación y Mitigación y de diversos Estudios de Mitigación de GEI en Argentina y el Exterior. Dirección: Fundación Bariloche.

Programa de Medio Ambiente y Desarrollo, Piedras 482 2º H, Ciudad Autónoma de Buenos Aires 1070 (R. Argentina). Telf. y FAX: +54.11.43312021. Correo electrónico: <a href="mailto:korganization@fundacionbariloche.org.ar">korganization@fundacionbariloche.org.ar</a> y <a href="mailto:korganization@fundacionbariloche.org.ar">korganization@fundacionbariloche.org.ar</a> y <a href="mailto:korganization@fundacionbariloche.org.ar">korganization@fundacionbariloche.org.ar</a> y <a href="mailto:korganization">korganization@fundacionbariloche.org.ar</a> y <a href="mailto:korganization@fundacionbariloche.org.ar">korganization@fundacionbariloche.org.ar</a> y <a href="mailto:korganization">korganization@fundacionbariloche.org.ar</a> y <a href="mailto:korganization">korganization@fundacionbariloche.org.ar</a> y <a href="mailto:korganization">korganization</a> y <a href="mail

#### Martín G. GONZÁLEZ

Ingeniero (2003) y Dr. en Ingeniería (2008) por la Universidad de Buenos Aires (Argentina), con mención Summa cum laude. Trabaja en investigación y desarrollo de fuentes láser, métodos para control de polución, modelos numéricos y métodos de procesamiento de señales (wavelets, redes neuronales, elementos finitos y de volumen), nuevas técnicas de espectroscopia fotoacústica y fototérmica. Desarrolla tareas de docencia en la Facultad de Ingeniería de la U.B.A. (2004). Actualmente becado por el D.A.A.D. alemana para realizar una estadía postdoctoral en la Technische Universität München (Alemania). Dirección actual: Laboratorio Láser, Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires, Paseo Colón 850, Buenos Aires 1063 (R. Argentina). Telf. +54.011.43430891 (int. 224). Correo electrónico: <mggonza@fi.uba.ar>.

#### Mathieu HAULON

Ingeniero Agrónomo y Maestro en Ciencias en Agricultura y MedioAmbiente (2001), Escuela Superior de Agricultura de Purpan (Francia). *Ph. Dr.* en Ciencias Agrarias (2008) por la Facultad de Agronomía y Medio Ambiente de la Universidad de Giessen (Alemania). Actualmente encargado de proyectos en la consultoría *SAFEGE* (Francia) en temas de desarrollo rural y conservación de suelos y agua. Correo electrónico: <mathieu.haulon@gmail.com>.

#### M. Eliana HIDALGO LILLO

Dra. en Química por la Univ. de Valparaíso. Desarrolla investigaciones sobre fotoquímica y fotofísica de compuestos de origen natural y fotoestabilidad de fármacos, filtros solares de origen natural, especies reactivas de oxígeno en sistemas biológicos, relación entre estrés oxidativo y patologías, capacidad antioxidante de sustancias orgánicas y biomonitores de contaminación oxidativa. Dirección: Avda. Gran Bretaña 1111, Playa Ancha, Valparaíso (Chile). Telf.: +36.32.2508067; FAX: +56.32.2508062. Correo electrónico: <maria.hidalgo@uvach.cl>.

#### Claudia I. HIDALGO MORENO

Dra. en Ciencias, Universidad de Nancy y O.R.S.T.O.M. (Francia). Profesora Investigadora Asociada del Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecilllo. Experta en Mineralogía de suelos y en relación del C edáfico con el cambio climático. Dirección postal: km. 36,5 Carretera México-Texcoco, Texcoco 56230 (Estado de México, Méjico). Telf. y *FAX*: +52.595.9511475. Correo electrónico: <hidalgo@colpos.mx>.

#### Agustín MERINO GARCÍA

Profesor Titular de la Universidad de Santiago de Compostela (1998-). Dr. 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). Telf.: +34.982.285900; *FAX*: +34.982.285926. Correo electrónico: <a href="mailto:agustin.merino@usc.es">agustin.merino@usc.es</a>.

#### Andrés MITCHELL

Ingeniero electrónico, Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires (R. Argentina). Realizó su Tesis de Grado (2008) en el CEILAP (CITEFA-CONICET) sobre "Espectrómetro fotoacústico basado en láser de  ${\rm CO_2}$  para medición de trazas gaseosas en mezclas multicomponentes". Ayudante de Cátedra en la Facultad de Ingeniería (2006). Consultor en B.P.G. Ingeniería S.R.L (2007), diseñando un hardware y programando un firmware simulador de barcos y aviones. Actualmente es Asistente de ingeniería en Elster Medidores S. A. (ex-ABB). Dirección actual: CEILAP-CITEFA-CONICET, J.B. de La Salle 4397, V. Martelli 1603 (R. Argentina). Telf.: +54.11.47098100 (int.1205). Correo electrónico: <mitchell.andres@gmail.com>.

#### Lidia OTERO

Doctora en Ingeniería de la Facultad de Ingeniería, de la Universidad de Buenos Aires (2007). Ingeniera Electrónica (1998), Universidad del Ejército, Escuela Superior Técnica (R. Argentina). Profesora de Física (1993) y de Matemática y Astronomía (1995), Instituto Superior del Profesorado "Joaquín V. González". Investigadora en el CEILAP (CITEFA-CONICET, Argentina) en temas vinculados con sensores activos y pasivos de aerosoles y vapor de agua. Profesora Titular y asesora del área de Física de la Universidad del Ejército. Distinciones obtenidas: "Diploma Reconocimiento al Mérito", Escuela Superior Técnica, al mejor promedio de egreso del año 1998. "Premio a los Mejores Egresados de Carreras de Ingeniería de Universidades Argentinas", Academia Nacional de Ingeniería. "Diploma Reconocimiento al Mérito", Universidad del Ejército, Escuela Superior Técnica. "Premio COPITEC" (Consejo Profesional de Ingeniería de Telecomunicaciones, Electrónica y Computación) 2007". "Diploma de Honor", "Premio Tte. Gral. D. Pablo Riccheri" otorgado por el Ejército argentino. Correo electrónico: < lotero@citefa.gov.ar>.

#### Alejandro L. PEURIOT

Licenciado en Ciencias Físicas (1976), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires (R. Argentina). Realizó una pasantía de un año en el Laboratorio Laser de la *Université Paris XIII*. Especialista en láseres de

colorantes y espectroscopía de alta resolución. Ingresó al Grupo Láser de CITEFA en 1975; construyó láseres líquidos sintonizables de  $\rm N_2$ ,  $\rm CO_2$  TEA y de Ti:Zafiro y diseñó cavidades inestables y con acoplamiento difractivo. Trabajó en espectroscopía multifotónica y, actualmente, en fotoacústica. Publicó 24 trabajos internacionales y 56 nacionales de su especialidad. Dirección actual: CEILAP-CITEFA-CONICET, J.B. de La Salle 4397, V. Martelli 1603 (R. Argentina). Telf. y FAX: +54.011.4709-8100. Correo electrónico: <a href="mailto:capeuriot@citefa.gov.ar">capeuriot@citefa.gov.ar</a>.

#### **Christian PRAT**

Edafólogo, Investigador del Institut de Recherche pour le Développement (Francia). Miembro del equipo "RIVER" (rivières, erosion, contaminants) del 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). Dr. 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, Domaine Universitaire Cedex 9, Grenoble 38041 (Francia). Telf.: +33.4.76514962; FAX: +33.4.76825014. Correo electrónico: <christian.prat@ird.fr>.

#### Elio Antonio PRIETO GONZÁLEZ

Médico especialista en Genética, Centro de Altos Estudios en Ciencias de la Salud, Univ. Abierta Interamericana (R. Argentina). Ha investigado en evaluación del daño al ADN y su relación con la carcinogénesis ambiental, antioxidantes (como antigenotóxicos) y su repercusión del empleo de antioxidantes (como amifostina, carcinina y extractos naturales en los mecanismos de reparación del ADN), evaluación de la cinética de reparación del ADN frente a lesiones oxidativas mediante el ensayo cometa, factores de riesgo en las malformaciones congénitas, educación para la prevención del daño al ADN y enfoque bioético de la genotoxicidad. Dirección: Avda. Montes de Oca 745, Buenos Aires 1270 (Argentina). Telf.: +54.11.43015248 y +54.11.43015240; FAX: +54.11.43015240. Correo electrónico: <a href="mailto:<a href="mailto:ambiengrup@yahoo.com">ambiengrup@yahoo.com</a>.

#### Eduardo Jaime QUEL

Licenciado en Física, Universidad Nacional de La Plata (Argentina, 1962), *Dr. en Sciences Physiques*, *Université de Louvain* (Bélgica) y Universidad Nacional de La Plata (Argentina, 1970). Director del CEILAP (CITEFA-CONICET, R. Argentina). Profesor Titular ordinario de la Escuela de Posgrado de la Univ. Nacional de San Martín (Argentina); Profesor Titular de Optoelectrónica en la Facultad Regional Buenos Aires, Universidad Tecnológica Nacional (F.R.B.A., U.T.N.) y de Física III en el Instituto Tecnológico de Buenos Aires (I.T.B.A.). Ha presentado trabajos en congresos nacionales e internacionales y publicado en revistas nacionales e internacionales. Miembro de la Comisión del Doctorado en Ingeniería de la F.R.B.A., U.T.N. y del I.T.B.A.. Director del Proyecto "Fortalecimiento de Estudios de la

Capa de Ozono en Sudamérica" financiado por la JICA (Japan Internacional Cooperation Agency), periodo 2004-07 y su continuación UV03PATAGONIA (2007-11). Ha ocupado numerosos cargos en comisiones asesoras y de evaluación. Dirección: C/ Juan B. de la Salle 4397, Villa Martelli B1603ALO (Buenos Aires, Argentina). Telf.: +54.11.47098100 (int. 1410 y 1217). Correo electrónico: <equel@citefa.gov.ar>.

#### Marcelo M. RAPONI

Bioingeniero, Universidad Nacional de Entre Ríos (2002). Realiza estudios de postgrado (doctorado en Ingeniería) en la Universidad Tecnológica Nacional (R. Argentina) sobre el tema «Sensado remoto de gases traza estratosféricos empleando la técnica DOAS (Differential Optical Absorption Spectroscopy)». Investigador del Instituto Antártico Argentino, Dirección Nacional del Antártico (2008). Participó en la campaña de verano 2008 en la base Marambio (Antártida) analizando el contenido en columna vertical de  $\mathrm{NO}_2$  estratosférco mediante un espectrómetro DOAS. Continúa actualmente con tareas científicas en el CEILAP (CITEFA-CONICET, Argentina). Docente auxiliar en la cátedra Procesamiento Digital de Imágenes de la Tecnicatura de Diagnóstico por Imágenes, Universidad Nacional de San Martín (desde el año 2003). Dirección: C/ Juan B. de la Salle 4397, Villa Martelli B1603ALO (Buenos Aires, Argentina). Telf. +54.11.47098100 (int. 1410 y 1217). Correo electrónico: <mrapni@citefa.gov.ar>.

#### Guillermo SANTIAGO

Ingeniero electromecánico, Orientación Electrónica, Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires. Dr. en Ingeniería, Facultad de Ingeniería, U.B.A. (R. Argentina). Actualmente Prf. Asociado interino, dedicación exclusiva, Departamento de Física, Facultad de Ingeniería, U.B.A. Realiza investigaciones sobre desarrollo de varios láseres de CO2 continuos y pulsados para distintas aplicaciones, en particular como bisturí y destinado a procesamiento de materiales de 2000 W de potencia continua; estudio de nuevos resonadores inestables destinados a láseres de gran volumen activo; estudio de los efectos del perfil de ganancia sobre el haz de salida en láseres bombeados óptimamente; detección de trazas de contaminantes por métodos optoacústicos con láseres continuos y pulsados. Dirige tesis de grado y posgrado de Ingeniería. Dirección actual: Laboratorio Láser, Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires, Paseo Colón 850, Buenos Aires 1063 (R. Argentina). Telf.: +54.11.43430891 (int. 224). Correo electrónico: <gsantia@fi.uba.ar>.

#### Vinisa SAYNES SANTILLÁN

Estudiante de doctorado del Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México (Méjico). Bióloga de la Universidad Nacional Autónoma de México (2004). Líneas de trabajo: Cambio ambiental global, Ciclo del C y Dinámica de la materia orgánica del suelo. Dirección Postal: Instituto de Ecología, Circuito Universitario s/n. Ciudad Universitaria. México D.F. 04510 (Méjico). Telf.: +52.55.56229037; FAX: +52.55.56161976. Correo electrónico: <viniss@yahoo.com>.

#### Ma. Cristina SERAFINI

Ingeniera Agrónoma, Especialista en Percepción Remota. Directora del Programa de Investigación y Desarrollo en Teledetección. Docente e investigadora en Teledeteccion aplicada al estudio de los recursos naturales. Dpto. de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján (R. Argentina). Dirección postal: Rutas 5 y Ex-7 Luján 6700 (Buenos Aires, Argentina). Tfono: +54.2323.423171. Correo electrónico: cproditel@mail.unlu.edu.ar>.

#### Walter F. SIONE

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Entre Ríos, Argentina). Especialista en Teledetección, S.I.G. y Cartografía Temática (Universidad de Alcalá de Henares y Universidad Católica de Chile). Doctor en Ciencias Aplicadas (Universidad Nacional de Luján, Argentina). Líneas actuales de trabajo: Determinación de áreas quemadas con sensores de baja resolución espacial, emergencias ambientales, estudios de cobertura de suelo y detección de cambios. Profesor Adjunto de la Universidad Autónoma de Entre Ríos (R. Argentina). Director del Centro Regional de Geomática (CEREGeo) dependiente de la Facultad de Ciencia y Tecnología. Docente en grado y posgrado de la Universidad Nacional de Luján. Dirección postal: CEREGEO, FCYT/UADER, Edificio de la Escuela Normal "José María Torres". C/ Urquiza y Corrientes, Subsuelo, Paraná (R. Argentina) Telf.: +54.343.4228859. Correo electrónico: <sione@ciudad.com.ar>.

#### Verónica SLEZAK

Dra. en Ciencias Físicas por la Universidad de Buenos Aires (R. Argentina). Realizó tareas de investigación en el Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones en el CITEFA (CONICET, R. Argentina). Ha trabajado en el desarrollo de láseres de CO<sub>2</sub> y temas de espectroscopía láser en gases, como multifotónica, optogalvánica, de fluorescencia y fotoacústica. Dicta cursos de postgrado en la Universidad Tecnológica Nacional. Dirige Tesis de Grado y doctorado sobre temáticas de Ingeniería y Física. Publicó más de 56 artículos en revistas indexadas, tres capítulos de libro y ha editado un libro de láseres y aplicaciones. Ha presentado más de 75 trabajos a congresos nacionales e internacionales. Dirige proyectos financiados por el CONICET y el Ministerio de Ciencia y Técnica (R. Argentina). Dirección actual: CEILAP-CITEFA-CONICET, J.B. de La Salle 4397, V. Martelli 1603 (R. Argentina). Telf.: +54.11.47098100 (int.1205). Correo electrónico: <vslezak@citefa.gov.ar>.

#### Miguel Ángel TABOADA

Ingeniero Agrónomo y Magister en Ciencias del Suelos de la Universidad de Buenos Aires (R. Argentina). Dr. por el *I. N. P.*, Toulouse (Francia). Profesor Asociado de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (Argentina). Investigador Independiente Conicet/I.B.yF. Dirección: Dpto. Recursos Naturales y Ambiente, Facultad Agronomía (U. B. A.); Av. San Martín 4453, Buenos Aires 1417 DSE (R. Argentina). Correo electrónico: <mtaboada@agro.uba.ar>.

#### Héctor Francisco del VALLE

Ingeniero Agrónomo, Doctor en Agronomía (Universidad Nacional del Sur, R. Argentina) y Master en Ciencias Edafológicas Maestro en Ciencias en Edafología (Colegio de Postgraduados de Montecillo, Texcoco (Méjico), Investigador Independiente del Centro Nacional Patagónico (CENPAT, CONICET, Argentina). Jefe del Centro de Recepción de Imágenes Satelitales (CRIS) de la CONAE (Comisión Nacional de Actividades Espaciales) y del CENPAT (Argentina). Miembro del Consejo Editor del ("International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation", Elsevier). Participante en diferentes proyectos de la Comunidad Espacial Europea (European Space Agency) y de las Agencias de Cooperación Técnica (GTZ, DFD/DLR) y Universidades alemanas de Munich y Bayreuth. Actual docente de la Universidad Nacional de la Patagonia (R. Argentina), Cátedra de Sensores Remotos. Profesor de cursos de Postgrado. Consultor externo en Sistemas de Información Geográfica (SIG) y Teledetección, INTA-GTZ (Convenio Argentino-Alemán). Consultor externo de Recursos Naturales del Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas (IICA, Costa Rica) y GTZ (Alemania). Miembro de Jurados de Tesis doctorales, de Magister, Licenciaturas (Geología, Biología) y concursos docentes. Líneas de trabajo: Ecología del paisaje, disturbios naturales e impactos antropogénicos, erosión edáfica, desertificación, aplicaciones de los sensores remotos, sistemas de información geográfica y modelización ambiental. Más de 70 publicaciones en revistas nacionales e internacionales. Dirección: Boulevard Almirante Brown 2915, Puerto Madryn 9120 (Chubut, Argentina). Tfono.: +54.296.5451024; FAX: +54.296.551543. Correo electrónico: <delvalle@cenpat.edu.ar>.

#### María Soledad VÁSQUEZ-MURRIETA

Dra. en Ciencias, Especialidad Biotecnología (2005), Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (CINVESTAV). Licenciatura (1994) y Maestría (2000) en Ingeniería Bioquímica Industrial, Universidad Autónoma Metropolitana. Consultora ambiental. Tuvo estancias de investigación en la Facultad de Agricultura y Ciencias Biológicas Aplicadas de la Universidad de Gante (Bélgica, 2004) y Posdoctoral en el Instituto de Ecología de la UNAM de México (2006-2008). Imparte cursos en los Departamentos de Química y Bioingeniería de la Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología, Instituto Politécnico Nacional (2000-). Actualmente es Profesora Investigadora A a tiempo completo, Programa de Contratación de Personal Académico por Excelencia al Departamento de Microbiología de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del I.P.N. Candidata a miembro del Sistema Nacional de Investigadores (Méjico). Correo electrónico: <murrieta@hotmail.com>.

#### **Gerd WERNER**

Ing. Agrónomo (1962), actualmente jubilado. Trabajó en el Instituto de Geología y Dpto. de Edafología del Estado alemán de Hessen (1963-1968). Con estudios complementarios de Ciencias Agronómicas y Edafología en la Universidad alemana de Giessen (1968–1974). Ex-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 Méjico con

la Fundación Alemana para la Investigación Científica (FAIC y DFG). Colaborador de proyectos científicos del Instituto de Edafología, Instituto de Investigaciones en Zonas Tropicales y Centro de Investigaciones para el Desarrollo Internacional y del Medio Ambiente (Univ. de Giessen, Alemania) sobre rehabilitación de suelos. Docente de Universidad Autónoma de Tlaxcala (Méjico; 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. Correo electrónico: <Gerd. Werner@agrar.uni-giessen.de>.

#### Elian WOLFRAM

Licenciado (2000) y Dr. en Física (2006) por la Universidad Nacional de La Plata (R. Argentina). Investigador del CEILAP (CITEFA-CONICET, Argentina). Se ha especializado en sensores remotos atmósféricos (láser y radiómetros, en particular en el rango UV). Docente de las Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Buenos Aires. Durante su formación de postgrado ha realizado estadías en el *I.S.A.C.* (Roma, Italia), en el *NIES* (Tsukuba, Japón) y en el *Goddard Spatial Flight Center* (*NASA*, *USA*). Ha presentado comunicaciones en congresos y posee publicaciones, tanto nacionales como internacionales. Dirección: C/ Juan B. de la Salle 4397, Villa Martelli B1603ALO (Buenos Aires, Argentina). Telf.: +54.11.47098100 (int. 1410 y 1217). Correo electrónico: <ewolfram@citefa.gov.ar>.

#### Nicolás M. ZAJAREVICH

Ingeniero en Electrónica, Facultad Regional Haedo de la Universidad Tecnológica Nacional (Argentina). Actualmente realizando Tesis doctoral sobre "Desarrollos de sistemas fotoacústicos, mejoras en la adquisición y procesamiento de las señales provenientes de trazas gaseosas de múltiples componentes" en el CEILAP (CITEFA, CONICET) de la U.T.N. (Argentina). Becario de doctorado (2007) de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANP-CyT). Auxiliar de Proyectos en CITEFA (2008). Ayudante de Laboratorio de la Cátedra Física III en el Instituto Tecnológico de Buenos Aires (2007). Dirección: Juan Bautista de La Salle 4397, Villa Martelli B1603ALO (R. Argentina). Telf.: 54.11.47098100 (int. 1205). Correo electrónico: <nzajarevich@citefa.gov.ar>.

#### Lisandra Pamela ZAMBONI

Licenciada en Biodiversidad (Universidad Nacional del Litoral, Argentina; 2003). Egresada de la VIII. Maestría en Conservación y Gestión del Medio Natural (Universidad Internacional de Andalucía, España, 2009). Miembro del Centro Regional de Geomática (CEREGeo-FCyT, Universidad Autónoma de Entre Ríos) y docente de la cátedra Ecología en la carrera de Licenciatura en Biología de la Universidad Autónoma de Entre Ríos (R. Argentina). Desarrolla actividades de investigación en ciclos de C y nutrientes y en aplicación de herramientas de teledetección. Dirección actual: C/Blas Parera 2149, Paraná 3100 (Entre Ríos, R. Argentina). Telf.: +54.343.4246233. Correo electrónico: pamelazamboni@gmail.com>.

#### ÍNDICE

Presentación	21
Prólogo	23
Pérdida de Carbono por erosión hídrica y emisiones de ${\rm CO_2}$ en tepetates habilitados para la agricultura. A. Báez Pérez, J.D. Etchevers Barra, M. Haulon, G. Werner, G. Flores y C.I. Hidalgo Moreno	25
Restauración de ecosistemas forestales quemados de Galicia (N.O. de España): Aplicación de residuos orgánicos e impacto de los retardantes de Ilama. T. Carballas, A. Martín, S.J. González-Prieto y M. Díaz-Raviña	49
Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEIs) asociadas con la producción de cultivos de granos y sus prácticas de manejo. I.A. Ciampitti, E.A. Ciarlo, M.E. Conti y C. Snyder	73
Agricultura y emisiones de $N_2O$ : Experiencias en Mollisoles pampeanos argentinos. E. Ciarlo, I. Ciampitti y M.E. Conti	99
Flujos de $\mathrm{CO}_2$ edáfico en un transecto de bosques de pino-encino afectados por actividad antrópica en la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico). S. Covaleda, C. Prat, F. García-Oliva, J.D. Etchevers, J.F. Gallardo y F. Paz	123
Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en la R. Argentina. L.O. Girardin	155
Ozono troposférico y estrés oxidativo sistémico en agricultores de la Quinta Región de Valparaíso (Chile). M.E. Hidalgo, P. Olivares, R.Cornejo, E. Fernández, M. Corral, E. Cabrera, E. Faccilongo y E.A. Prieto	171
Espectroscopía fotoacústica aplicada a la medición de gases resultantes de la combustión. A. Mitchell, M.G. González, G.D. Santiago, N. Zajarevich, A.L. Peuriot y V.B. Slezak	193
Sensores remotos atmosféricos basados en sistemas LIDAR y espectrora- diómetro DOAS: Aplicación a detección de gases con efecto invernadero. E. Quel, L. Otero, M. Raponi y E. Wolfram	219

Consecuencias del manejo forestal y el cambio de uso del suelo sobre las emisiones potenciales de ${\rm CO_2}$ edáfico en dos regiones de bosques templados de México. V. Saynes Santillán, A.M. Gamboa Cáceres, J.D. Etchevers, J. Campo y L. Galicia	235
Aplicación de la teledetección en la estimación de las emisiones extraordinarias de ${\rm CO}_2$ por quemas de áreas insulares en el complejo litoral de Río Paraná (R. Argentina). W. Sione, P. Aceñolaza, L.P. Zamboni, H.F. del Valle, M.C. Serafini y J.F. Gallardo Lancho	255
Emisiones directas de Óxido Nitroso de los suelos agrícolas argentinos. M.A. Taboada	273
Flujos de $N$ y emisión de $N_{\rm 2}$ O edáficos en bosques estacionalmente secos de Yucatán (Méjico). S. Vásquez-Murrieta, L. Dendooven y J. Campo	287

#### **PRESENTACIÓN**

Siempre es una satisfacción presentar un nuevo libro, independientemente de la temática que aborde. A demanda de algunos socios de la **SiFyQA** esta vez el contenido versa sobre la problemática de las **emisiones de gases con efecto invernadero** (G.E.I.), tema de gran actualidad, dado que su incremento en la atmósfera es causa del efecto invernadero y, por ello, del supuesto cambio climático. De los trabajos enviados a esta llamada se han seleccionado trece trabajos con temáticas que, aunque giran en torno de las emisiones de los G.E.I., abordan aspectos muy distintos de los mismos.

Si se agrupan los trabajos seleccionados por países encontramos que dominan los trabajos procedentes de la **R. Argentina** (7), seguidos de los de **Méjico** (3); **Chile** y **España** han contribuido con una comunicación cada país. Pero quizás más interesante sea una clasificación por temáticas.

Un primer manuscrito (**GIRARDIN**) versa sobre la estimación de emisiones de G.E.I. en la R. Argentina en base a inventarios oficiales; mientras que otro (**CIAMPITTI y col.**) trata sobre las emisiones de G.E.I. motivadas por la actividad agrícola (concretamente producción cerealista) argentina.

Tres trabajos de procedencia mejicana giran sobre las emisiones específicas de CO<sub>2</sub> (BAEZ y col., COVALEDA y col., y SAYNES y col.), en concreto sobre pérdida de C orgánico del suelo por exceso de emisiones en suelos volcánicos o de laderas del altiplano central de Méjico; los dos últimos abordan implícitamente la casuística de un mal manejo forestal o conversión de bosques en agrosistemas, tan característico en países en desarrollo con avances de la frontera agrícola.

Tres trabajos argentinos tratan sobre metodologías para detectar G.E.I. El primero (QUEL y col.) trata sobre aplicación de sensores remotos en la determinación de G.E.I.; el segundo (MITCHELL y col.) utiliza la espectroscopia fotoacústica para esa detección; el tercero (SIONE y col.) aplica la tedetección para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> durante las alarmantes quemas de pajonales del Predelta del río Paraná durante el primer semestre de 2006.

Otros dos trabajos argentinos y uno mejicano tratan sobre emisiones de óxidos de N; el primero (CIARLO y col.) versa sobre las emisiones que se suceden en los Mollisoles, tan abundantes en la Pampa argentina; el segundo (TABOADA) discute los datos existentes sobre emisiones de estos gases nitrogenados en los suelos agrícolas argentinos; y el tercero (VÁSQUEZ y col.) efectúa un seguimiento de las emisiones de  $N_2$  y  $N_2$ O en bosques subtropicales mejicanos.

El trabajo chileno (**HIDALGO** y col.) intenta encontrar posibles relaciones entre la presencia de ozono y salud humana; mientras que un último trabajo español (**CARBALLAS** y col.) expone técnicas de protección de bosques contra el fuego (tan alarmantes este año 2009 en el solar hispano), usando

incluso substancias retardantes de la propagación del incendio forestal (uno de las principales causas de las emisiones de GEI a la atmósfera en ciertos países).

En resumen, estimo que los trece capítulos realizan un buen repaso a diferentes aspectos y casuísticas que giran en torno de la emisiones de G.E.I. en diferentes países de lengua hispana que pueden ser de mucho interés para el lector, tanto sea versado sobre el tema, como que quiera acercarse a la realidad de hasta cuanto motiva en algunos países iberoaméricanos este concreto problema ambiental.

Indico finalmente que los Ministros de Medio Ambiente este año están contentos con los datos de emisiones de G.E.I., pero no tanto los de Economía y/o Hacienda, que ven con desesperación la grave tragedia financiera que se abate sobre el Planeta. Pero igual tragedia es si se solucionara la crisis económica mundial y comenzáramos de nuevo a emitir sin freno, sin poder existir solución en el marco socioeconómico que nos toca vivir (considerado inviable un "socialismo" o un "ecologismo" que no sea capitalista y consumista): Si crecemos económicamente emitimos más intensamente; si dejamos de emitir, abocamos hacia otra recesión económica con masivos despidos de mano de obra.

Así que los propios actores sociales buscan con anhelo su propio camino hacia la degradación planetaria: Estamos en una de las muchas paradojas sociales tragicómicas, como la de los obreros que se niegan a cerrar la fábrica de armas donde trabajan, que a su vez los ametrallarán (a ellos o a sus compañeros) si se rebelaran socialmente; o al ecologista que está empleado en una central nuclear y que, obviamente, se suma a la manifestación contra su cierre (y seguro despido, obviamente ocultado tras un apropiado pasamontañas). Mala solución, si la hay, existe a esta cruel paradoja socioeconómicoambiental.

Y todo ello sin contar con el imparable crecimiento demográfico, pero esto es ya otra historia de aún más difícil solución.

Juan F. GALLARDO LANCHO.
Presidente de la SiFyQA.
Trujillo, a treinta de Agosto de 2009.

#### **PRÓLOGO**

#### Ecosistemas de Iberoamérica: Potencial de emisiones (y sumidero) de gases con efecto invernadero

#### Agustín Merino García

Vice-Presidente del Instituto Europeo del Bosque Cultivado. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela. Lugo 27002 (España). <a gustin.merino@usc.es>.

Me corresponde hacer la presentación de este libro, dándoseme la oportunidad de reflejar, en breve texto, algunas consideraciones acerca de unos de los más importantes aspectos que afectan al medio ambiente y, por extensión, a la convivencia en el Planeta.

A pesar de que la mayor parte de la información que se recibe se refiere al  ${\rm CO_2}$ , este gas sólo contribuye en un 50 % al cambio climático global. El resto se debe al incremento de las concentraciones de otros gases con efecto invernadero (G.E.I.). Además, buena parte de los aumentos que experimentan el  ${\rm CO_2}$ ,  ${\rm CH_4}$  o el  ${\rm N_2O}$  atmosférico tienen su origen en los ecosistemas terrestres. De hecho, la mitad del incremento de  ${\rm CO_2}$  y la mayor parte de los incrementos de  ${\rm CH_4}$  y  ${\rm N_2O}$  se producen como resultado de la actividad de organismos (especialmente en los suelos). Por este motivo, la gestión agrícola y forestal juega un papel principal en el calentamiento global.

La actividad humana sobre los ecosistemas que más ha contribuido a incrementar la concentración de G.E.I. en la atmósfera es la transformación de los ecosistemas naturales en terrenos agrícolas. En este sentido la desforestación de más del 70 % de los bosques europeos (de lo cual pocas veces se habla) ha generado la liberación de ingentes cantidades de  ${\rm CO_2}$  procedentes de la biomasa y de los suelos. El fuerte incremento de la concentración de metano atmosférico se atribuye también a la desforestación. Por otra parte, hay que considerar que los suelos forestales tienen una influencia directa sobre el  ${\rm CH_4}$  atmosférico debido a que eliminan este gas a través de su oxidación por microorganismos; de hecho, es el principal mecanismo de su regulación en la atmósfera.

Los diferentes informes muestran que las emisiones de gases con efecto invernadero que emiten los países iberoamericanos son relativamente pequeñas en relación con la enorme superficie de la región y su gran número de sus habitantes. A pesar de contribuir sólo con un  $7\,\%$  a la emisión de G.E.I. la región sufre importantes pérdidas económicas (hasta más del  $10\,\%$  del P.I.B. de algunas regiones) y ambientales (plagas en bosques, deshielo de glaciares de la cordillera andina y de la Patagonia) atribuibles al cambio climático provocados en otras áreas del Planeta (principalmente, los países desarrollados del Norte).

A diferencia de Europa y América del Norte las emisiones de G.E.I. en Iberoamérica no responden a la quema de combustibles fósiles, sino que proceden de la desforestación, de la agricultura intensiva y de la sustitución de bosques naturales por plantaciones forestales. De todo esto se infiere que la conservación de los sistemas naturales en la región (bosques, praderas, humedales, glaciares) supone no sólo una contribución al equilibrio de gases atmosférico, sino que también una oportunidad para contribuir al desarrollo sostenible de la región, tal como promueve el Mecanismo de Desarrollo Limpio propiciado por el Protocolo de Kyoto (1998).

Además, los ecosistemas de esta región también pueden generar productos vegetales que puedan emplearse como sustitutos de los combustibles fósiles. Si bien, todo ello tiene que ser cuidadosamente regulado para evitar que, con ese motivo, se justifiquen la producción de cultivos energéticos a costa de los alimentos para la población, tal como ha sido denunciando por la *FAO*.

En la Península Ibérica una de las grandes oportunidades para contribuir a la captura de C es la reforestación de tierras agrícolas marginales, así como la restauración de bosques y humedales degradados. De hecho, desde 1994. la política española de transformación de tierras agrarias ha aumentado, la superficie forestal en unas 600.000 ha.

Otros datos recientes muestran que el incremento de la superficie de los sistemas forestales de Europa está realmacenando (como biomasa o como materia orgánica edáfica) entre el  $10~\rm y$  el  $15~\rm \%$  de las emisiones antropogénicas de  $\rm CO_2$ . El abandono de la agricultura de montaña también está favoreciendo la recuperación de masas forestales fragmentadas, lo que también repercute sobre la conservación de suelos y aguas (incluso especies).

Otra de las medidas para contribuir al equilibrio de gases que se está planteando en la península Ibérica es el aprovechamiento de restos de corta en plantaciones forestales madereras. De hecho esta biomasa se emplea como energía térmica para calefacciones y para favorecer procesos industriales. Sin embargo, una práctica de este tipo a gran escala es de dudosa rentabilidad económica (y también energética, puesto que la energía que se emplea para extraer esta biomasa del monte es superior a la que se genera mediante su combustión).

El presente libro recopila importantes aportaciones sobre la repercusión de gestión de suelos sobre la dinámica de G.E.I. Se proporcionan ejemplos de cómo la gestión forestal y agrícola afectan al flujo de gases que intercambia el suelo, así como otras importantes contribuciones sobre potentes técnicas de medición de emisión de G.E.I. Algunos de los artículos se centran en conocer con más detalles los procesos biológicos generadores de G.E.I. que acontecen en el suelo. Todos estos trabajos no sólo aportan avances en el conocimiento de este importante aspecto ambiental, sino que también van a facilitar la toma de decisiones por parte de gestores y autoridades. Sólo el análisis conjunto de todas las partes implicadas en los sistemas hace posible que los conocimientos generados en las investigaciones sean aplicadas y puestas en valor.

Santiago de Compostela, a veinte y uno de Julio de 2009

## PÉRDIDA DE CARBONO POR EROSIÓN HÍDRICA Y EMISIONES DE CO<sub>2</sub> EN TEPETATES HABILITADOS PARA LA AGRICULTURA

## Aurelio Báez Pérez<sup>1</sup>, Jorge D. Etchevers Barra<sup>1</sup>, Mathieu Haulon<sup>2</sup>, Gerd Werner<sup>2</sup>, Gustavo Flores<sup>3</sup> y Claudia I. Hidalgo Moreno<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Km. 36.5 Carretera México-Texcoco 56230 Montecillo, Estado de México, México. (Dirección actual: INIFAP, Campo Experimental Bajío. Carretera Celaya-San Miguel Allende km 7.5, C.P. 381100, Celaya, Guanajuato, Méjico). <sup>2</sup>Justus-Liebig-University of Giessen. Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Heinrich-Buff-Ring 26-32 (IFZ), Giessen, D-35392 (Alemania). <sup>3</sup>Universidad Autónoma de Tlaxcala. Centro de Investigación en Ciencias Biológicas, km 10.5 Autopista Tlaxcala-San Martín, 90120 Ixtacuixtla, Tlaxcala (Méjico). Correo electrónico: celectrónico: celectrónico: celectrónico: Colpos.mx>

Resumen: Se evaluó la pérdida de C orgánico edáfico (COS) ocasionada por efecto de la mineralización de la materia orgánica y la erosión hídrica en tepetates (tobas volcánicas endurecidas por procesos geológicos v pedológicos) habilitados para la producción agrícola. Los tepetates en su estado nativo prácticamente carecen de COS, por lo cual, al roturarlos se transforman en un almacén potencial para secuestrar el C atmosférico; sin embargo, la tasa de acumulación de este elemento es baja, aún después haber sido cultivados por décadas y de haberles adicionado frecuentemente abonos orgánicos. Poco se conoce de la manera como se pierde el C en los tepetates habilitados para la agricultura. Se realizó seguimiento durante dos años de seis parcelas (alguna de ellas instrumentadas) con 14 años tras haber sido incorporadas a la producción agrícola y dos adicionales que se roturaron ex-profeso al inicio de este estudio (en 2002). En las primeras se evaluaron por duplicado los siguientes tratamientos: (a) tradicional (Tr), como el que hacen los productores de la zona, consistente en cultivos anuales con bajo nivel de insumos inorgánicos y retiro de los esquilmos de cosecha; (b) un segundo denominado tradicional mejorado (TM), con cultivos asociados de gramíneas-leguminosas, donde los residuos de cosecha fueron retirados y se hizo un uso moderado de agroquímicos; (c) un tercer manejo consistió en un tratamiento orgánico (Or), con cultivos asociados gramíneas-leguminosas, en los que sólo se utilizaron fuentes orgánicas como fertilizante (compostas). Las dos parcelas adicionales, roturadas al inicio de este experimento para observar los cambios en las etapas iníciales de la recuperación en los aspectos de interés fueron sujeto: (a) del mismo manejo tradicional (RT) y (b) del mismo manejo orgánico (RO) arriba descritos. Como referencias se consideraron dos ecosistemas naturales: Un pastizal natural (Pn) y un matorral natural (Mn); y, como testigo, un lecho de tepetate expuesto (TE) sin ningún manejo. Se evaluó la tasa de emisión de CO2 (TEC) mediante un sensor infrarrojo EGM-4 PP-system, la temperatura del suelo de 0 a -15 cm de profundidad y la humedad volumétrica mediante un TDR (Time Domain Reflectometry) que fue previamente calibrado. La pérdida de COS por efecto de la erosión hídrica se midió solamente en una repetición de Tr, TM, Or y en RT y RO; dichas parcelas fueron equipadas previamente con vertederos y tangues de almacenamiento para medir el volumen de escurrimiento y la masa de sedimentos arrastrados. La TEC fue de tres a cinco veces mayor en los meses más lluviosos (Julio a Octubre) comparada con los meses más secos (Diciembre a Marzo). Ésta se relacionó estrechamente con la HV en los distintos tratamientos (r = 0.78 a 0.90). Pn y Mn, ecosistemas naturales, mostraron la TEC más alta con alrededor de 1,4 y 2,0 g cm<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> respectivamente, durante el mes más húmedo y menos de 0,5 g cm<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> durante los meses más secos. En los tepetates cultivados la TEC fluctúo de 0,5 a 1,0 g cm² h-1 durante los meses más húmedos y disminuyó hasta alrededor de 0,1 g cm<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> durante los meses más secos (Diciembre a Abril). La menor TEC correspondió al tepetate con sólo trazas. Los ecosistemas Pn y Mn presentaron alrededor de 3 % de COS, mientras que los tepetates cultivados no contenían más 0.5 % de este elemento. El tepetate sólo presentó trazas de COS. Estos resultados sugieren que un mayor contenido de C en el suelo implicó mayor potencial de mineralización de este elemento. En este experimento la TEC no se relacionó con la temperatura del suelo. El COS asociado a la erosión hídrica en las parcelas de tepetate cultivado fluctúo entre 17 a 85 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, presentando RO v RT una erosión hasta más del doble que las parcelas que tenían previamente 14 años de cultivo. De manera global la pérdida del COS se relacionó linealmente con el volumen de sedimentos arrastrados ( $R^2 = 0.74$ ), de igual forma que con el volumen de escurrimiento ( $R^2 = 0.84$ ). De manera global el COS contenido en las aguas de escurrimiento fluctúo de 10 a 15 kg C ha-1 año-1, mientras que el COS contenido en la masa de sedimentos y en los sedimentos en suspensión fue mayor de 40 kg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

Palabras clave: Secuestro de C, suelos deteriorados, cambio climático global.

## Loss of Carbon by CO<sub>2</sub> emissions and water erosion in Tepetates ameliorated for agriculture

Abstract: An evaluation was made of the loss of soil organic C (SOC) caused by the mineralization of organic matter and water erosion in tepetates (volcanic tuffs hardened by geological and pedological processes) ameliorated for agricultural production. The tepetates that have emerged after the loss of soil covering them as a result of erosion practically have no SOC in their original state; so when they are broken up and used for cultivation they turn into a potential store for sequestering atmospheric C; however, the rate of C accumulation is low, even after decades of being subject to cultivation and frequently treated with organic manures. Little is known about the way in which C is lost in tepetates ameliorated for agriculture. Six plots were closely monitored for two years, some of them instrumented, and which had been incorporated to agricultural production 14 years ago, and another two that were broken up ex-profeso at the beginning of this study in 2002. In the first ones, the following treatments

were evaluated in duplicate: (a) traditional (Tr), like the one practiced by local farmers consisting in annual crops with a low level of inorganic inputs and the removal of harvest residues; (b) anothere known as improved traditional (TM), with crops associated with grasses-leguminous plants where harvest residues were removed, with a moderate use of agrochemicals; (c) an organic treatment (Or) with associated crops of grasses-leguminous plants for which only organic fertilizers were used (composts). The two additional plots, broken up at the start of the experiment to observe changes in the initial stages of recovery in the points of interest, were subjected to: (a) the same traditional management (RT) and (b) the same organic management (RO) described above. Two natural ecosystems were considered as references: a natural pastureland (Pn), a natural scrub (Mn); and a layer of exposed tepetate (TE) with no management as control. The CO<sub>2</sub> (TEC) emission rate was measured with an infrared EGM-4 PP-system sensor, the soil temperature at the 0 to -15 cm depth, and the volumetric moisture with a TDR (Time Domain Reflectometry) previously calibrated. The SOC loss by water erosion was measured only in one repetition of Tr, TM, Or, RT, and RO, in plots previously equipped with outlets and storage tanks to measure the run-off volume and the mass of dragged sediments. The TEC was three to five times higher during the highly rainy months (July to October) compared to dryer months (December to March). It was closely related to the HV in the different treatments (r = 0.78 to 0.90). The Pn and Mn natural ecosystems showed the highest TEC of about 1.4 and 2.0 g cm $^{-2}$  h $^{-1}$  respectively, during the most rainy month and less than 0.5 g cm<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> during the driest months. In the cultivated tepetates, TEC ranged from 0.5 to 1.0 g cm<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> during the wetter months and decreased down to around  $0.1 \text{ g cm}^2 \text{ h}^{-1}$  during the drier months (December to April). The lowest TEC corresponded to TE where only traces of CO<sub>2</sub> were recorded. The ecosystems Pn and Mn presented about 3 % of SOC, while cultivated tepetates had no more than 0.5 % of this component. The TE exhibited only traces of SOC. Results suggest that the higher content of C in the soil entailed its greater potential of mineralization. In this experiment the TEC was not associated with soil temperature. The SOC associated with water erosion in the tepetate-cultivated plots ranged from 17 to 85 kg C ha<sup>1</sup> year<sup>1</sup>, with RO and RT displaying an erosion of more than twice that of plots that had previously undergone 14 years of cultivation. At a global level, the loss of SOC was related in a linear way to the volume of dragged sediments ( $R^2 = 0.74$ ), and the run-off volume ( $R^2 = 0.84$ ); and the SOC content in the run-off waters fluctuated from 10 to 15 kg C ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, while the SOC content in the sediment mass and sediments in suspension was above 40 kg C ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>.

Key words: Carbon sequestration, deteriorated soils, Global Climate Change.

#### INTRODUCCIÓN

Una limitación seria para la producción agrícola en el Estado de Tlaxcala (Méiico), es el alto grado de degradación que presenta la mayoría de sus suelos. En numerosas zonas del citado Estado la superficie se encuentra gravemente afectada por el afloramiento de una capa endurecida conocida localmente como tepetate, lo cuál indica un proceso de erosión irreversible (Foto. 1). Los tepetates son tobas volcánicas endurecidas por procesos geológicos o pedológicos (Miehlich, 1992; Quantin et al., 1992; Quantin et al., 1993; Hidalgo, 1995; Etchevers et al., 2006) y cubren una superficie de más de 3 millones de hectáreas en el eje neovolcánico transversal (Zebrowski, 1992). Estas capas se ubican principalmente en el piedemonte y en las laderas donde ha habido actividad volcánica en el pasado. En el Estado de Tlaxcala se ha estimado que 54 % de su superficie (más de 200 000 ha) presenta algún tipo de tepetate en el perfil y más de una quinta parte de su territorio exhibe erosión hídrica y exposición de estas capas endurecidas (Werner, 1992). Sin embargo, con inversiones moderadas los tepetates pueden constituir una importante reserva de tierra si se roturan y acondicionan para el establecimiento de plantas (Báez et al., 2007).



Fotografías 1. (a) Volcanes Popocatépetl e Iztaccíhuatl, área de influencia de la zona de estudio. (b) Evidente deterioro del suelo por efecto de la erosión hídrica: Afloramiento del tepetate t2. (c) Cárcava que evidencia un severo deterioro del entorno ecológico en la zona mejicana estudiaba.

Los tepetates han sido objeto de diversos estudios en los últimos años. Se ha caracterizado su potencial para uso agrícola, pecuario y forestal y realizado experimentación para aumentar su productividad agrícola (Báez et al., 1997; Fechter-Escamilla et al., 1997; Navarro y Flores, 1997; Quantin et al., 2003). En sus condiciones naturales los tepetates son materiales casi desprovistos de C y N (Etchevers et al., 1992). Como es sabido, el carbono orgánico del suelo (COS) es un elemento indispensable para el mejoramiento de las propiedades químicas, físicas y biológicas de los suelos. Báez et al. (2002) estudiaron la acumulación de COS en parcelas con tepetate habilitado para la agricultura y sometido a diversos manejos agrícolas y tiempo de cultivo; estos autores concluyeron que los tepetates poseen potencial para acumular C, particularmente en los primeros años (10 a 20 años) después de

su incorporación a la producción agrícola, y que la cantidad de C acumulada era dependiente del manejo. La tasa de acumulación de este elemento es, sin embargo, baja, aún cuando se incorporen frecuentemente abonos orgánicos y se hayan cultivado por décadas (Báez et al., 2002). La matriz mineral de los tepetates está constituida generalmente por vidrio volcánico y materiales amorfos y presentan con frecuencia textura franca (Quantin et al., 1992). La baja acumulación de COS en los tepetates cultivados podría relacionarse con los procesos lentos de estabilización de la materia orgánica. Esta última al estabilizarse se asocia principalmente con la fracción menor de 50  $\mu m$  (limo+arcilla; Hassink, 1994; Hassink and Whitmore, 1997). La pérdida de COS en forma de dióxido de carbono (CO $_2$ ), como consecuencia de la mineralización, estaría más relacionada con la acumulación en fracciones ligeras y lábiles después de alcanzada la saturación de la capacidad de secuestro de C en la fracción arriba señalada (Stewart et al., 2008), a la cual hay que adicionarle la que provocaría la erosión hídrica.

La erosión hídrica es la principal causa de la degradación de los suelos en el Estado de Tlaxcala (Alvarado-Cardona, 2002). Dicho mecanismo es responsable de parte de la pérdida de C que estos suelos experimentan. El afloramiento de capas de tepetate también es común en otros estados en el eje neovolcánico transversal, como son los de México, Puebla, Hidalgo, Querétaro y Michoacán (Méjico). En el caso de los tepetates del Estado de México, donde se ha realizado la mayor cantidad de investigación científica, Prat et al. (1997) reportaron que era posible reducir considerablemente la tasa de erosión en parcelas habilitadas para la producción agrícola (0,1 a 2,0 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) con obras de conservación de suelo y el empleo de cultivos con amplia cobertura vegetal. Fechter-Escamilla et al. (1997) y Haulon et al. (2007) mostraron pérdidas de sedimentos en tepetates cultivados del Estado de Tlaxcala del orden de 8,0 a 20 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Como se señaló más arriba, la pérdida de suelo por erosión hídrica, implica la pérdida de COS asociado a los sedimentos que son arrastrados y al que se encuentra disuelto en el agua de escurrimiento (carbono orgánico disuelto). Los primeros son comúnmente enriquecidos con COS de baja densidad y su concentración puede ser de 5 a 32 veces mayor que el promedio global del suelo (Sterk et al., 1996). Aquellos autores también mencionaron que la mayoría de los sedimentos transportados contienen la fracción lábil del COS, la cual, es fácilmente mineralizable. Debido a lo anterior la erosión del suelo es una fuente neta de CO<sub>2</sub> y de otros gases.

El propósito de este estudio fue evaluar la pérdida de C en tepetates cultivados con diversos sistemas de manejo, por efecto de la mineralización de la materia orgánica del suelo (flujo de CO<sub>2</sub>) y por la erosión hídrica.

#### MATERIALES Y MÉTODOS

#### Sitio de estudio

El sitio de estudio se localiza en el ejido de Tlalpan, Hueyotlipan (Estado de Tlaxcala, Méjico), aproximadamente a 70 km de la cuenca del río Texcoco. El sitio fue seleccionado por ser representativo de los tepetates de la zona, dado que los autores realizaron estudios científicos en el pasado y poseen parcelas instrumentadas para realizar mediciones de interés (Werner, 1992; Fechter-Escamilla *et al.*, 1997). Tlalpan se localiza al Noroeste del Estado a los 19º 20' N y 98º 20' O, a una altitud de 2600 s.n.m., en la vertiente oriental del eje neovolcánico transversal (Fig. 1). El clima de la zona es templado sub-húmedo: C (w1) (w) (García, 1981). La temperatura media anual es de 14 °C, con una máxima de 19 °C y una mínima de -2 °C. La precipitación media anual es de 543 mm año<sup>-1</sup>, concentrada principalmente en verano, pero con una distribución de las lluvias muy irregular (Fechter-Escamilla *et al.*, 1997).

#### Geología y suelos

En el sitio de estudio se encuentra situado en un piedemonte donde se evidencia la presencia de materiales volcánicos como andesitas, riolitas, basaltos y tobas y brechas volcánicas o diversas asociaciones de éstas. Werner (1992) mencionó que sedimentos lacustres, fluviales y fluvioglaciares que se formaron en el Mioceno-Plioceno, durante el Terciario, se elevaron hasta 2600 m de altitud debido a movimientos telúricos. Durante el Cuaternario los sedimentos lacustres fueron cubiertos paulatinamente por cenizas volcánicas producidas por la actividad volcánica. Después de la sedimentación de las diferentes capas de tobas, que dieron origen a los tepetates, se desarrolló predominantemente un *Cambisol*.

El Estado de Tlaxcala forma parte del aparato volcánico denominado Eje Neovolcánico transversal mejicano.

#### Tepetates

Los tepetates que se evaluaron en el presente estudio correspondieron a las capas t2 (Fotografías 2), con poco o nada de carbonatos de calcio. La denominación t2 (tepetates de la serie 2) deriva de su asociación con los criterios estratigráficos de tobas T1, T2 y T3 propuesto por Miehlich (1992). La serie T2 tiene una edad aproximada entre 12.000 y 15.000 años, mientras que la serie T3 tiene más de 20.000 años (Werner, 1992).

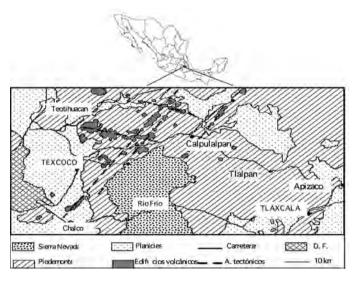


Figura 1. Localización de la zona de estudio (Quantin et al., 1993).

#### Vegetación

Por su ubicación geográfica y clima la vegetación natural en Tlalpan correspondería a un bosque de pino-encino; sin embargo, en la mayoría de los casos el paisaje se encuentra fuertemente perturbado por las actividades humanas, principalmente por la agricultura y ganadería. La pocas especies arbóreas que dominan actualmente son: sabino (Juniperus deppeana Steudel), encino (Quercus spp), ocote (Pinus spp. y Cupressus dística L.), pirul (Schinus molle L.) y tepozán (Buddleia cordata Kunth). Cuando la densidad arbórea es relativamente baja se asocian otras especies arbustivas como: Uña de gato (Mimosa biuncifera Benth) y chicalote blanco (Argemone mexicana L.). Son comunes también especies como maguey pulquero (Agave spp.), varias especies de nopales (Opuntia spp.), abrojo (Adolphia infesta Kunth, Meisn), capulín (Prunus serotina subsp. capuli Cav.), tejocote (Crataegus mexicana Moc. Sessé) y zacate lobero (Lycurus phleoides Kunth).



Fotografías 2. (a) Exposición de tepetate t2 por efecto de erosión hídrica. (b) Acondicionamiento del lecho de tepetates para cultivo. (c) Parcelas experimentales.

#### Las parcelas experimentales

Las evaluaciones del presente experimento comenzaron en el ciclo primavera-verano de 2004 en dos grupos de parcelas (Tabla 1).

El primer grupo, constituido por seis parcelas, habían sido habilitadas en el año 1988 y cultivadas los primeros 8 años de manera experimental con diversos cultivos (maíz, frijol, haba); 6 años después se sembró maíz en monocultivo y en los años recientes (tras 2002) estas parcelas fueron tratadas con manejos sugeridos para efectuar evaluaciones agronómicas sobre tepetates habilitados: (a) el considerado tradicional (Tr), es decir, como el que hacen los productores de la zona (consistente en cultivos anuales con bajo nivel de insumos inorgánicos y retiro de los esquilmos de cosecha); (b) el tradicional mejorado (TM), con cultivos asociados (gramínea-leguminosa), donde los residuos de cosecha fueron retirados y con un uso moderado de agroquímicos; y (c) el tercer manejo consistió en un tratamiento orgánico (Or), con cultivos asociados (gramínea-leguminosa), en los que sólo se utilizaban fuentes orgánicas como fertilizante.

Las dos parcelas adicionales del segundo grupo fueron roturadas en 2002 para observar los cambios en las etapas iníciales de la recuperación en los aspectos de interés: (a) una se sometió al mismo manejo tradicional arriba descrito (RT); y (b) la otra al manejo orgánico (RO). El objetivo de estos tratamientos fue observar los cambios tempranos que se producían después de la roturación del tepetate.

Como referencias se consideraron dos ecosistemas naturales: Un pastizal natural (Pn) sobre un *Cambisol* con una cobertura permanente de vegetación, donde predominaban las siguientes especies: pata de gallo (*Cynodon dactylon* L.) asociado con trébol (*Trifolium spp.*) y carretilla (*Medicago polimorfa* L.); un matorral natural (Mn) sobre un *Cambisol*, donde predomina las siguientes especies vegetales: uña de gato (*M. biuncifera* Benth) asociado con zacate lobero (*L. pleoides* Kunth), como especies dominantes; y, por último, un lecho de tepetate expuesto (TE) sin vegetación y ningún tipo manejo.

En el sitio experimental, y durante los años 2004 y 2005, se efectuaron registros diarios de temperatura y humedad con una estación meteorológica automatizada *MultiLog*.

#### Monitoreo de la emisión de CO<sub>2</sub>

Durante los ciclos de cultivo de 2004 y 2005 se midió la tasa de emisión de  ${\rm CO_2}$  (TEC) en las parcelas experimentales descritas anteriormente. Se utilizó un sensor infrarrojo EGM4 PP-system que contaba con una cámara especial para detectar este gas de efecto invernadero y un sensor para registrar la temperatura del suelo. En cada ocasión se registró de manera aleatoria la TEC en 10 puntos por parcela. Se hizo una medición por mes durante los meses más secos (Noviembre a Abril) y de 2 a 4 mediciones por mes durante los meses más húmedos (Mayo a Octubre). Se registró la temperatura del suelo de 0 a -15 cm de profundidad. Las evaluaciones se efectuaron entre las 11:00 a.m. y las 14:00 p.m. (Foto. 3).

Tabla 1. Parcelas experimentales de tepetate cultivado en el ejido de Tlalpan, Tlaxcala.

	2005	Г	Г	$\vdash$	$\vdash$	Г	$\vdash$	Г	H
Cultivos	2004	M+F	M+F	M+F	M+F	M+F	M+F	M+F	M+F
	2003	Av+V	Av	Av+V	Av+V	Av	Av+V	Av	Av+V
	2002	N+N	Η	V+V	H+V+Bv	I	H+V+Bv	I	H+V+Bv
Años de	cultivo	16	16	16	16	16	16	2	2
dosis de fertilización	2005	74-23-00	61-23-00	76-23-00	3 Mg ha <sup>-1</sup> (Co)	65-23-00	3 Mg ha <sup>-1</sup> (Co)	67-23-00	4 Mg ha <sup>-1</sup> (Co)
	2004	90-40-00	80-00-00	90-40-00	$2~\mathrm{Mg~ha^{-1}}$ (ES)	81-00-00	3 Mg ha <sup>-1</sup> (ES)	81-00-00	3 Mg ha <sup>-1</sup> (ES)
	2003	23-60-00	23-00-00	23-60-00	15 Mg ha <sup>-1</sup> (EF)	23-00-00	15 Mg ha <sup>-1</sup> (EF)	23-00-00	15 Mg ha <sup>-1</sup> (EF)
	2002	60-100-34	23-00-00	60-100-34	3 Mg ha <sup>-1</sup> (Co)	23-00-00	3 Mg ha <sup>-1</sup> (Co)	23-46-00	23-46-00
Área	m <sup>2</sup>	1450	1200	1300	1400	1240	230	230	5 RO 330
rat.		TM	Tr	TIM	Or	Tr	Or	RT	RO
L			2	1	3	2	3	4	2

Av: avena (Avena sativa L.), Bv: barrera viva; Co: composta, EF: estiércol fresco, ES: estiércol seco, RO: recién roturado con manejo orgánico, RT: redicional mejorado, Tr: tradicional, F: frijol, H: haba (Vicia faba L.), M: maíz, V: veza (Vicia sativa L.), T: trigo. 16 y 2 años de cultivo al inicio de las evaluaciones presentadas en este documento.

#### Monitoreo de la humedad volumétrica y calibración del TDR

Simultáneamente a la monitorización de la TEC se efectuaron mediciones de humedad volumétrica (HV) de 0 a -15 cm de profundidad. Se utilizó un sensor *TDR* (*Trase Systems modelo 6050X1*) previamente calibrado. El funcionamiento de este equipo se basa en la medición de la constante dieléctrica del suelo para proporcionar resultados de HV.

Yu (1999) mencionó que el contenido de arcilla en los suelos puede influir en la determinación de HV que se mide con el *TDR* y Jackson (2004) recomienda verificar la calibración de este equipo en cada tipo de suelo en específico y para las condiciones en que se vaya a utilizar, aunque estén calibrados de fábrica. Por tanto, para calibrar el *TDR* se midió la HV en los tepetates y suelos de referencia con el método del cilindro (gravimétricamente) y se relacionó con resultados de HV obtenidos mediante un *TDR*. En el primero, se utilizaron cilindros de 98,2 cm³ y para el segundo se midió la humedad de 0-15 cm de profundidad en 55 sitios elegidos al azar y con un amplio intervalo de humedad. Para la medición con el *TDR* se utilizaron varillas de 0-15 cm y se registraron mediciones de HV de manera directa en los mismos puntos donde se midió la HV con los cilindros.

#### Medición de residuos de cosecha

Se evaluó la cantidad de residuos de cosecha que se incorporaron a los diferentes tratamientos después de que los esquilmos del cultivo precedente fueron retirados en 2004 y 2005. Esta medición se efectuó antes de realizar el barbecho, el cual se hizo en Mayo, antes del establecimiento de los cultivos durante el ciclo primavera-verano. Se midieron ocho secciones de 1 m² por parcela, escogidas al azar y se recolectó todo el material vegetal (esquilmos + arvenses) que se encontraba en la superficie delimitada por 1 m². Las muestras fueron secadas en una estufa a 70 °C durante 72 h para determinar su peso seco.

#### Monitoreo de la erosión y escurrimiento

El volumen de escurrimiento y la masa de sedimentos arrastrados se midió después de cada evento de lluvia, con repetición. Las parcelas de los tratamientos Tr, TM, Or, RT y RO fueron equipadas con un vertedero y un contenedor de aproximadamente 10 m³ a la salida de éste, el cual estaba conectado a una báscula especial para registrar el peso de los sedimentos en húmedo. Cuando el escurrimiento sobrepasaba la capacidad del contenedor una veinteava parte del excedente se colectaba en otro contenedor de 1 m³.

Se colectaron tres muestras de 1 L cada una, después de cada evento de lluvia que provocó escurrimiento. Para calcular la masa total de sedimentos en seco, se colectaron también tres muestras de sedimento de aproximadamente 1 kg, donde se determinó la humedad (Foto. 3). Las muestras de agua

y sedimento fueron transportadas al laboratorio puestas en refrigeración a 4 °C y posteriormente analizadas.



Fotografías 3. (a) Detector de humedad TDR y medidor de emisión de  $CO_2$  del suelo EGM-4 empleados en el presente estudio. (b) Parcelas equipadas con vertederos y tanques de recolección de sedimentos y agua de escurrimiento. (c) Tanque recolector lleno después de evento de lluvia erosiva.

#### Monitoreo de pérdida de COS por efecto de la erosión hídrica

En las muestras de agua colectadas en el campo, después de homogeneizarlas perfectamente, se tomó una alícuota de  $100\,\mathrm{mL}$  de la suspensión y se centrifugó a  $3500\,\mathrm{rpm}$  durante  $15\,\mathrm{min.}$ , para asentar los sedimentos en suspensión. Se reposaron en un cuarto frío a  $4\,^{\circ}\mathrm{C}$  durante  $48\,\mathrm{h}$  y después se evaluó directamente el C disuelto en el agua en el módulo especial para líquidos de un analizador automatizado para C total (TOC-5050A Shimatzu). A los  $900\,\mathrm{mL}$  restantes de la muestra de agua se les adicionó  $5\,\mathrm{mL}$  de un floculante ( $\mathrm{K_2SO_4}$ ,  $\mathrm{Al_2(SO_4)_3}$ ,  $24\mathrm{H_2O}$ ) para precipitar los sedimentos en suspensión. Se eliminó el agua y se secó el sedimento en una estufa a  $110\,^{\circ}\mathrm{C}$  durante  $24\,\mathrm{h}$ . Posteriormente se molió hasta malla  $100\,\mathrm{y}$  se midió el C en el módulo de sólidos del equipo TOC-5050A. De las muestras de sedimento de  $1\,\mathrm{L}$  se tomaron tres submuestras de aproximadamente  $10\,\mathrm{g}$  cada una y se procedió de igual forma que el caso anterior.

Para calcular la cantidad de C asociado a la erosión hídrica se consideró la suma de los siguiente factores: concentración de C disuelto en el agua por volumen total del escurrimiento + concentración de C asociado a los sedimentos en suspensión por el peso de sedimentos en suspensión contenidos en el volumen total del escurrimiento + concentración de C asociado a la masa de sedimentos por peso de la masa de sedimentos arrastrados.

#### Análisis de datos

Para el análisis de la TEC se utilizó la media ponderada y el error estándar de 10 mediciones realizadas en cada evaluación por tratamiento. Para el análisis de C asociado a la erosión hídrica, debido a la naturaleza del expe-

rimento, no se contaron con medias. Se presenta el resultado directo de la media poblacional.

#### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Antes de analizar los resultados de pérdida de COS por efecto de la emisión de  ${\rm CO}_2$  y erosión hídrica es necesario resaltar algunas características de la precipitación pluvial que se registró durante los años en que se efectuó este estudio.

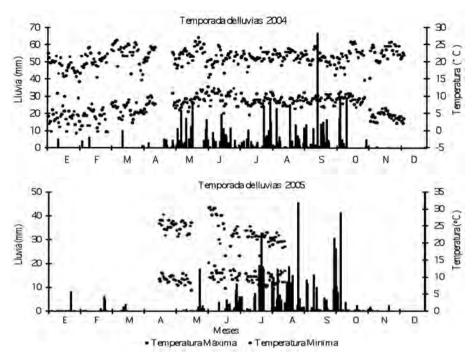
#### Distribución de las lluvias y temperatura

La precipitación pluvial y la temperatura registradas durante 2004 y 2005 en el sitio experimental de Tlalpan (Tlaxcala) se presenta en la Fig. 2. La precipitación anual durante el primer año de evaluaciones (2004) fue 751 mm<sup>-1</sup>, distribuida en 114 eventos pluviales. Durante el segundo año, la lluvia acumulada fue 601 mm<sup>-1</sup>, repartida en 130 eventos pluviales. La distribución de las lluvias varió de un año a otro, siendo más irregulares durante 2005. En 2004 más del 95 % de la lluvia se concentró entre Mayo a Noviembre. Se registró un evento extraordinario (de cerca 70 mm) el 17 de Septiembre. lo que representó 9 % de la cantidad total de lluvia. En 2005 el 90% de la lluvia se concentró de Julio a Noviembre. A fines de Mayo se registró una lluvia importante (de cerca de 20 mm), y después hubo una seguía intraestival prolongada, que abarcó hasta fines de Julio. Esta distribución pluvial impidió el establecimiento de maíz en las parcelas experimentales, el cual había sido programado para el último año de experimentación (por lo que se sembró trigo, un cultivo de ciclo más corto). Durante ese año ocurrieron tres eventos de lluvia mayores: 26 de Julio y 15 de Octubre (de alrededor 30 mm), y una lluvia mayor de 45 mm el 31 de Agosto. Las lluvias de Septiembre a Noviembre en esta zona se generan frecuentemente en la temporada de huracanes.

Durante 2005 la temperatura media anual fue de  $14.3\,^{\circ}$ C. Las temperaturas extremas más bajas se registraron durante Enero, Febrero, Noviembre y Diciembre. En 2005 solamente se tomaron datos de temperatura de Abril a Agosto.

#### Calibración del TDR

La relación entre la HV calculada por el método del cilindro y mediante el TDR (55 evaluaciones), mostró una estrecha relación entre ambas (p<0,05). Las lecturas con el TDR proporcionaron resultados semejantes a los obtenidos con el método del cilindro. La pendiente mostró una desviación de 3 % de la línea de 45°. Este pequeño error se consideró despreciable para las evaluaciones de humedad que se efectuaron en el presente estudio.



**Figura 2.** Distribución de la precipitación pluvial y temperatura en las parcelas experimentales de tepetate cultivado en Tlalpan (Tlaxcala, Méjico).

Concentración de C orgánico en los sustratos evaluados

En la Fig. 3 se muestra la concentración de C en los sustratos evaluados en Tlalpan en función de los diferentes manejos recientes.

Los tratamientos de referencia Mn y Pn tuvieron las mayores concentraciones de COS, en tanto que el TE mostró la menor. El resto de los tratamientos tuvo concentraciones de C mayores que este último, pero inferiores al  $1\,\%$  C. Sin embargo, los tratamientos Or y TM fueron los manejos que mayor C aportaron al sustrato.

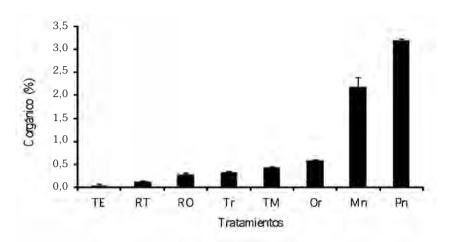


Figura 3. Concentración de C en las parcelas experimentales de Tlalpan (Tlaxcala, Méjico). TE: Tepetate expuesto, Tr: Tradicional, TM: Tradicional mejorado, Or: Orgánico. RT: Recién roturado con manejo tradicional, TO: Recién roturado con manejo orgánico, Mn: Matorral natural, Pn: Pastizal natural.

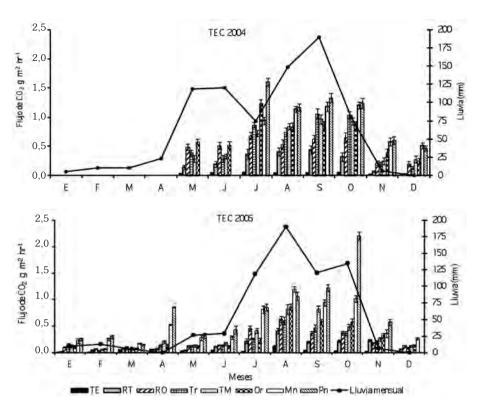
## Emisión del CO, edáfico

En la Fig. 4 se muestran los resultados mensuales de la TEC en los tratamientos evaluados durante 2004 y 2005.

El tepetate desnudo (TE), que sólo tenía trazas de COS, fue la parcela que mostró la TEC más baja. Los tratamientos RT y RO del tepetate con 2 años de cultivo mostraron una TEC hasta 10 veces mayor que el TE. De los tratamientos impuestos al tepetate roturado con 16 años de cultivo al iniciar estas evaluaciones Or y TM tuvieron la mayor TEC.

La pradera nativa (Pn), cuyo suelo tuvo una concentración de COS mayor de 3 %, mostró durante los meses más secos (Diciembre a Marzo) una TEC que alcanzó hasta el doble que la del tratamiento Or, mientras que en los meses más húmedos esta diferencia aumentó hasta el triple. Esto se explica, en parte, porque la producción de biomasa en los ecosistemas naturales Pn y Mn es mayor que en los sistemas agrícolas, ya que cuentan con vegetación durante todo el año y se incorporan residuos al suelo constantemente, lo que favorece la actividad biológica durante todo el año. En contraste, en los sistemas de producción agrícola la siembra se practica regularmente en hileras, se combaten las malezas y, además, se retiran los rastrojos (más aún en Tr). La actividad biológica, por tanto, disminuye drásticamente durante la época seca.

La tendencia general evidenció que la TEC aumentaba a medida que la concentración de COS era mayor. De manera general se observó que el flujo de  ${\rm CO}_2$  aumentaba o disminuía de acuerdo al patrón de distribución de las lluvias. Esto indica que la humedad en el suelo es un factor que influye directamente en esta variable.



**Figura 4**. Tasa de emisión de CO<sub>2</sub> (TEC) en 2004 y 2005 en tepetates cultivados de Tlalpan (Tlaxcala, Méjico). TE: Tepetate expuesto, Tr: Tradicional, TM: Tradicional mejorado, Or: Orgánico. RT: Recién roturado con manejo tradicional, RO: Recién roturado con manejo orgánico, Mn: Matorral natural, Pn: Pastizal natural.

Estos resultados siguieren que la acumulación de COS en los tepetates cultivados es baja porque la actividad biológica y los ingresos de COS al sistema son limitados. Sólo cuentan con vegetación aproximadamente la mitad del año, se retiran los rastrojos de las cosechas y el grado de desecación edáfica que experimentan durante la época seca restringe la respiración al mínimo. La oxidación del C orgánico, tanto en ecosistemas naturales como en sistemas agrícolas, es constante y para lograr un incremento importante en el suelo se requiere que el ingreso de C al suelo sea mayor que las pérdidas (Lal, 2004). Sin duda, la retirada de residuos de cosecha limita la acumulación de COS en los tepetates cultivados. Lograr que la tasa de acumulación de COS en estos sustratos sea mayor que la tasa de pérdida del mismo requiere de otras estrategias adicionales además de la incorporación de residuos orgánicos. Los sistemas de labranza reducida, el empleo de cultivos de amplia cobertura vegetal y la aplicación de técnicas de conservación de suelo son alternativas para disminuir las pérdidas de COS por mineralización y erosión.

En la Tabla 2 se presentan los resultados de la cantidad de esquilmos de cosecha que ingresaron en los tratamientos correspondientes a los tepetates cultivados durante los 2 años de evaluaciones. RT tuvo el menor ingreso de residuos orgánicos aéreos (equivalentes a menos de 0,8 Mg C ha¹ durante los dos años de evaluaciones). Los demás tratamientos tuvieron un ingreso de éste elemento alrededor de tres veces mayor.

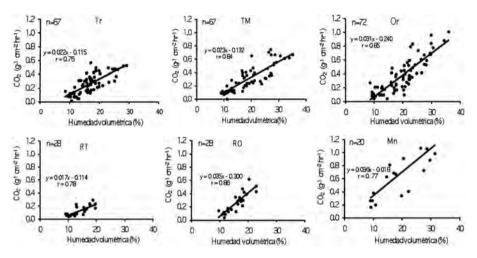
La TEC se relacionó positivamente con la HV en todos los tratamientos (p <0,05; Fig. 5). Durante el periodo de observación el contenido de humedad edáfica no excedió la capacidad de campo y, aunque el coeficiente de escurrimiento durante las lluvias más intensas fue mayor del 50 % del agua caída (en RT alcanzó más de 70 %), menos de la mitad de la lluvia logró infiltrarse en el suelo. La formación de costras superficiales es la principal causa del escurrimiento; según Lauffer et al. (1997) el sellamiento de poros por el impacto de las gotas de lluvia en la superficie del suelo sería la principal causa de este fenómeno (Foto. 4). La humedad favorece la actividad microbiana en el interior del suelo; ésta a su vez actúa en la degradación de la materia orgánica (MOS) del mismo, produciéndose así flujo de  $CO_2$ .

Cabe señalar una observación de interés; cuando los sustratos se humedecían tras un periodo de sequía estival la TEC aumentaba drásticamente. El fenómeno es aparentemente similar a la histéresis que exhiben las ganancias y pérdidas de humedad del suelo. Esto puede explicarse porque después de un período de sequía largo la actividad microbiana disminuye. Cuándo se reanudan las lluvias, la humedad que incide sobre los restos de materia orgánica seca favorece drásticamente la actividad microbiana que ataca cualquier residuo carbonáceo disponible en el suelo (Rastogi et al., 2002).

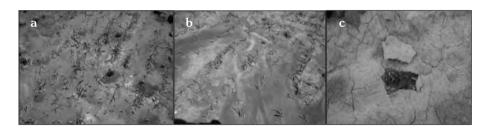
La temperatura del suelo (de 0 a -15 cm) de profundidad fluctuó de manera global entre 13 y 19 °C durante el horario en que se registraron las observaciones; por ello en este experimento no se observó ninguna relación (p > 0.05) entre la TEC y la temperatura edáfica.

**Tabla 2**. Cantidad de esquilmos de cosecha + arvenses incorporada con los tratamientos de los tepetate cultivado durante los ciclos primavera-verano de 2004 y 2005 en Tlalpan (Tlaxacala, Méjico).

	2004 (avena+veza)	2005 (maíz+frijol)	Total				
Tratamiento	Residuos de cosecha + hierbas (Mg MS ha <sup>-1</sup> )						
Tr	$3,3 \pm 0,4$	1,6 ±0,2	4,8				
TM	$2.8 \pm 0.2$	$2.0 \pm 0.3$	4,8				
Or	$3,4 \pm 0,3$	$1,7 \pm 0,2$	5,1				
RO	$3,9 \pm 0,3$	$1,4 \pm 0,1$	5,4				
RT	$1,2 \pm 0,1$	$0.5 \pm 0.1$	1,7				



**Figura 5.** Relación entre emisión de CO<sub>2</sub> y humedad volumétrica en los tepetates evaluados de Tlalpan (p<0,05).



Fotografías 4. (a) Efecto de lluvia sobre superficie del tepetate cultivado y el cultivo en RT después de un aguacero intenso. (b) Evidente escurrimiento del agua por escasa cobertura vegetal. (c) Costras superficiales que indican una estructura inadecuada del tepetate cultivado en RT.

# Pérdida de COS por efecto de erosión hídrica

El número de eventos de lluvia que provocaron escurrimiento en las parcelas experimentales de tepetate dependió de la intensidad de las lluvias, del tipo tratamiento y tipo de cultivo. Debido a lo anterior hubo fluctuaciones entre un año y otro. En 2004, cuando se sembró maíz asociado con frijol, se registraron 15 escurrimientos en TM (la parcela que tuvo la erosión más baja), y 22 escurrimientos en RT (donde se registró la mayor erosión). La pérdida de sedimentos fue de 2,3 y 16,2 Mg MS ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabla 3). En 2004 la masa de sedimentos arrastrados por los escurrimientos en TM, RT y RO fue el doble que la registrada en 2005, cuando se sembró trigo en monocultivo; mientras que en Or y Tr ésta diferencia fue más del triple. Estas discrepancias de erosión entre un año y otro se deben, por una parte, al volumen

de lluvia (que fue 751 mm a¹ en 2004 y 601 mm a¹ en 2005); pero también a la energía cinética de éstas y a la cobertura vegetal que proporcionaron los cultivos (Foto. 4). En 2004 la energía global acumulada de lluvia fue de 147 MJ ha¹, mientras que en 2005 fue de 110 MJ ha¹. Prat (1997) mencionó que la carga de sedimentos arrastrados por los escurrimientos pueden depender más de la intensidad de las lluvias que del volumen de las mismas. En 2004 más del 50 % de la erosión fue ocasionada sólo por dos aguaceros (20 de Mayo y 18 de Septiembre) y en 2005 ocurrió algo similar (26 y 28 de Julio). El cultivo de trigo podría proporcionar una mayor protección al suelo contra la energía cinética de las gotas de lluvia por ser un cultivo que se siembra con mayor densidad y tener una mejor distribución del área foliar. Estos resultados coinciden con lo reportado por Fechter-Escamilla *et al.* (1997).

**Tabla 3**. Erosión y pérdida de C en parcelas experimentales de Tlalpan (Tlaxcala, Méjico).

Tratamiento	NE	MS	SS	VE	MS	SS	VE	Total
		Mg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>		mm ha <sup>-1</sup>		C (kg ha-1 a-1)		
Temporada de Iluvias 2004								
TM	15	2,3	2,0	58	18	15	5	38
Tr	16	5,6	4,0	99	36	27	8	71
Or	17	4,2	3,6	82	29	28	8	65
RT	22	16,2	9,2	207	40	30	17	87
RO	21	10,2	7,0	146	41	31	13	85
Temporada de lluvias 2005								
TM	11	1,1	0,8	27	8	7	2	17
Tr	12	1,3	0,8	39	11	8	3	22
Or	17	1,4	0,8	31	13	7	2	22
RT	18	8,6	7,1	177	27	36	12	75
RO	19	5,5	5,0	149	24	33	11	68

NE: número de escurrimientos, MS: masa de sedimentos arrastrados, SS: sedimentos en suspensión, VE: volumen de escurrimiento.

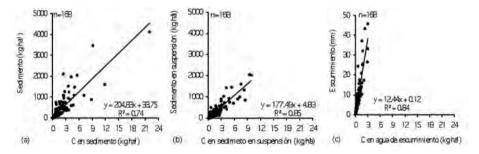
De manera global la pérdida del C por efecto de la erosión hídrica se relacionó linealmente con el volumen de sedimentos arrastrados (p < 0.05), con el volumen de escurrimiento (p < 0.05) y con la cantidad de sedimentos en suspensión (p < 0.05) (Fig. 6). Durante 2004 las parcelas recién roturadas (RT y RO) presentaron 18 a 56 % más pérdida de COS ocasionado por la erosión hídrica (con respecto a los demás tratamientos), mientras que en 2005 esta diferencia fue de hasta tres veces. El tratamiento tradicional mejorado (TM) fue el que presentó menor pérdida de COS en ambos años. Las lluvias más intensas provocan una menor infiltración y aumentan el coeficiente de escurrimiento, con una mayor carga de sedimentos. Este efecto fue mayor en

los tepetates roturados más recientemente (como RT y RO) que en Tr, TM y Or, los cuales después de 16 años de cultivo presentaron cierto mejoramiento en su estructura física (Prat, 2002).

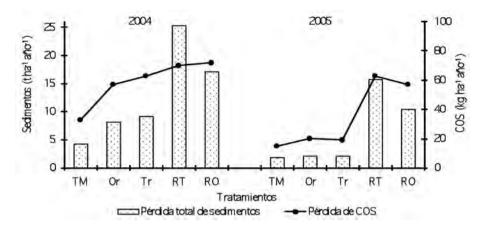
En contraste, el sustrato recién fragmentado es altamente erosionable por acción de las lluvias ya que se encuentra completamente suelto. Por ello la importancia de construir terrazas y obras de conservación de suelo como bordes altos, pendientes suaves o curvas de nivel, etc., fundamentales para reducir al mínimo la erosión hídrica. El escurrimiento y la pérdida de sedimentos implican no sólo la pérdida de COS, si no que también posibilidad de que se pierdan fertilizantes si éstos se hubiesen adicionado, adelgazamiento de la capa roturada, deterioro de la parcela y poco éxito en el establecimiento de cultivos.

El COS asociado con los sedimentos totales (masa de sedimentos arrastrados + sedimentos en suspensión) fluctuó de 20 kg C ha $^{-1}$  año $^{-1}$  en TM (con la menor erosión), a más 60 kg C ha $^{-1}$  año $^{-1}$  en RT y RO (donde se registraron las mayores erosiones; Fig. 7). El comportamiento global fue semejante al del sedimento explicado anteriormente. Durante el primer año de evaluaciones hubo 38 kg C ha $^{-1}$  a $^{-1}$  de COS en TM y más de 80 kg C ha $^{-1}$  a $^{-1}$  en el tratamiento recientemente roturado con manejo tradicional (RT). En 2005 la pérdida de COS fue alrededor de 65 % menor en TM, Or y Tr respecto al año anterior; mientras que en TC y RO fue 13 y 19 % menor.

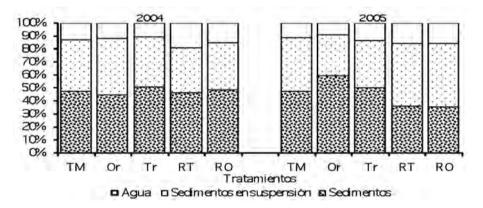
El COS transportado por la erosión hídrica se distribuyó entre la masa de sedimentos y en los sedimentos en suspensión. El C que se encontraba disuelto en el agua de escurrimiento sólo significó entre el 10 y el 15 % del total (Fig. 8).



**Figura 6**. Erosión en parcelas experimentales de tepetate cultivado en Tlalpan (Tlaxcala): a): Relación entre pérdida de sedimento y pérdida de COS; b): Relación entre sedimento y pérdida de COS. c): Relación entre volumen de escurrimiento y pérdida de COS.



**Figura 7**. Pérdida total de sedimentos (masa de sedimentos arrastrados + sedimentos en suspensión) y COS por efecto de la erosión hídrica en parcelas experimentales de Tlalpan (Tlaxcala, Méjico).



**Figura 8**. Distribución del COS en sedimentos, sedimentos en suspensión y agua de escurrimiento en parcelas experimentales de Tlalpan (Tlaxcala, México).

El COS asociado a los sedimentos en suspensión fue elevado debido al volumen del escurrimiento con el cual se relacionó estrechamente ( $R^2 = 0.85$ ; p < 0.05). Fue evidente que los tratamientos recientemente roturados (RT y RO) fueron más sensibles a la erosión hídrica que aquellos que contaban con 16 años de cultivo al iniciar este experimento. En RO y RT el volumen de escurrimiento alcanzó los 150 y 200 mm ha $^{-1}$  año $^{-1}$  respectivamente, lo cual fue de dos a seis veces mayor que lo registrado en los demás tratamientos.

Estos resultados sugieren que el coeficiente de infiltración en dichos tratamientos fue bajo (aproximadamente 50 %), por lo cual la pérdida de sedimentos y el COS asociados a éstos fue más elevado. Prat et al. (1997)

y Fechter-Escamilla et al. (1997) reportaron coeficientes de escurrimiento mayores al 50 % en tepetates cultivados recientemente roturados, señalando que en dicho fenómeno había una mayor influencia por la intensidad de las lluvias que por el volumen de las mismas. Esto se debe también a que el tepetate recién roturado no proporciona condiciones adecuadas para la infiltración de agua de lluvia ni para la necesaria aireación de las raíces de los cultivos, debido a formación de costras en la superficie con las primeras lluvias erosivas (Lauffer et al. 2007). 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 (V. sativa) logran romperlas y emerger, aunque con dificultad. Las costras reducen el número de plantas durante la emergencia y afectan el desarrollo de éstas a lo largo del ciclo de cultivo; también aumentan la intensidad de los escurrimientos y el arrastre de sedimentos (Báez et al., 2007).

Es importante señalar que la concentración promedio de COS asociado a los sedimentos arrastrados fue de 3,3 a 5,2 veces mayor que el COS contenido en el suelo. Este resultado sugiere que el contenido de COS en el horizonte superficial del suelo es significativamente más alto que en el resto del perfil, debido a la mayor acumulación de COS en superficie.

### **CONCLUSIONES**

La emisión de  ${\rm CO}_2$  en los tratamientos evaluados varió en función de la humedad volumétrica del suelo, con la cual se relacionó estrechamente (r variable entre 0.67 a 0.86).

La temperatura del suelo de 0 a -15 cm de profundidad varió de manera global en el rango 13 y 19  $^{\circ}$ C. Sin embargo, no se observó ninguna relación entre ambas variables.

La humedad volumétrica promedio más alta en los primeros -15 cm de profundidad, durante la época de lluvias fue de  $38\,\%$  y la más baja, durante la estación seca, fue de alrededor del  $10\,\%$ .

La tasa de emisión de  ${\rm CO}_2$  más alta se presentó en los ecosistemas naturales: Mn y Pn, con alrededor de 1,4 y 2,0 g cm $^{-2}$  h $^{-1}$  respectivamente durante los meses más húmedos (Julio y Octubre) y menos de 0,5 g cm $^{-2}$  h $^{-1}$  durante los meses más secos (Diciembre a Marzo). En los tepetates cultivados esta variable se ubicó en el intervalo 0,5 a 1,0 g cm $^2$  h $^{-1}$  durante los meses más húmedos y disminuyó hasta alrededor de 0,1 g cm $^2$  h $^{-1}$  durante los meses más secos.

La TEC fue mayor en los sistemas agrícolas donde se adicionó composta.

Estos resultados sugieren que mayor contenido de COS en el suelo implica un mayor potencial de mineralización de este elemento; esto obliga a implementar manejos agrómicos que aumentan los flujos de C al suelo, pero sin que aumenten drásticamente las emisiones edáficas del  ${\rm CO_2}$  (en este caso, tratamiento orgánico, alternativamente, el mejorado).

La pérdida de COS por efecto de la erosión hídrica fue distinta de un año a otro; ésta dependió del volumen del escurrimiento y de la masa de sedimentos erosionados. En TM (que fue el tratamiento que tuvo la erosión más baja), se perdieron 38 y 17 kg C ha $^{\!-1}$  año $^{\!-1}$  de C en 2004 y 2005 respectivamente. En RT (que fue el tratamiento con la erosión más alta) la pérdida de COS fue de 87 y 75 kg C ha $^{\!-1}$  año $^{\!-1}$  de un año a otro. El C contenido en las aguas de escurrimiento fluctúo de 10 a 15 kg ha $^{\!-1}$  año $^{\!-1}$ , mientras que el C contenido en la masa de sedimentos y en los sedimentos en suspensión fue mayor de 40 kg C ha $^{\!-1}$  año $^{\!-1}$ .

La pérdida de COS se relacionó de manera exponencial con la pérdida de sedimentos y el volumen de escurrimiento; por tanto, la erosión hídrica es un factor importante en la pérdida de COS en los sistemas agrícolas.

Agradecimientos: Agradecemos al proyecto REVOLSO (Proyecto europeo no, ICA4-CT-2001-10052) y al CONACYT el financiamiento otorgado para realizar esta investigación.

# BIBLIOGRAFÍA

- Alvarado-Cardona M. 2002. Diagnóstico de la erosión hídrica en el estado de Tlaxcala. Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios Sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Instituto Politécnico Nacional, México D.F.
- Báez A., E. Ascencio-Zapata, C. Prat y A. Márquez, 1997. Análisis del comportamiento de cultivos en tepetate t3 incorporado a la agricultura de temporal, Texcoco, México. En: III Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos. Zebrowski, C., P. Quantin y G. Trujillo (eds.). ORSTOM, Quito (Ecuador). Pp: 296-310.
- Báez A., J. D. Etchevers, C. Prat, A. Márquez y E. Ascencio-Zapata. 2007. Manejo agronómico de los suelos endurecidos (tepetates) del eje neovolcánico de México. En: *La captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamerica-nos*. Gallardo-Lancho, J. F. (ed.). Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Salamanca, España, pp. 69-84.
- Báez A., J. Etchevers, C. Hidalgo, C. Prat, V. Ordaz y R. Núñez. 2002. C orgánico en tepetates cultivados de México. Agrociencia 36:643-653.
- Covaleda S., S. Pajares, M. Haulon, A. Báez, J. F. Gallardo-Lancho, J. D. Etchevers, G. Werner y S. Marinari. 2007. Secuestro de C en tepetates habilitados para la agricultura en el estado de Tlaxcala (México). En: *La captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamericanos*. Gallardo-Lancho, J. F. (ed.). Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Salamanca (España). Pp. 123-147.
- Etchevers B., J. D., L. Cruz H., J. Mares A. y C. Zebrowski. 1992. Fertilidad de los tepetates I. Fertilidad actual y potencial 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. R. Lal (ed.) *Encyclopedia of Soil Science*. Marcel Dekker, New York. Pp: 1745-1748.
- Fechter-Escamilla E.U., A. Verea y G. Werner. 1997. Erosión hídrica en un suelo volcánico endurecido (tepetate t3) en bloque de Tlaxcala, México. En: *III Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo (eds.). *ORSTOM.*, Quito (Ecuador). Pp: 351-358.
- Fechter-Escamilla E.U., F. Tehózol y P. Muñoz. 1997. Maíz bajo labranza reducida en un suelo volcánico endurecido (tepetate t3) rehabilitado en Tlaxcala, México. En: *III Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo (eds.). *ORSTOM*, Quito (Ecuador). Pp: 217-323.
- García E., 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen, Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 16-21.
- Hassink J. 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. Soil Biology & Biochemistry 26:1221-1231.
- Hassink J., y A. P. Whitmore. 1997. A model of the physical protection of soil organic matter in soils. *Soil Science Society of America* J. 61:131-139.
- Haulon G. Werner, G. Flores-García, A. Vera-Reyes, y P. Felix-Henningsen. 2007. Assessment of erosion rates during rehabilitation of hardened volcanic soils (tepetates) in Tlaxcala. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 24: 498-509.
- Hidalgo C. 1995. Étude de horizons indurés à comportement de fragipan, appelés tepetates, dans les sols volcaniques de la vallée de México. Tesis doctoral. ORSTOM. París.
- Jackson S. H. 2004. *In situ* calibration of time domain reflectometry sensors in multiple soils. *Comm. Soil Science & Plant Analysis*. 35: 865-878.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science 304:1624-1627.
- Lauffer M., Y. Leroux, C. Prat y J. L. Janeau. 1997. Organización superficial de los tepetates cultivados, Texcoco (México). En: *III simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo (eds.). *ORSTOM*, Quito (Ecuador). Pp. 443-456.
- Miehlich G. 1992. Formation and properties of tepetate in the central highlands of Mexico. *Terra* 10 (Número especial): 136-144.
- Navarro H. y D. Flores. 1997. Manejo agronómico diferencial de la asociación maízhaba en tepetate de quinto año de uso agrícola. En: *III Simposio Internacional:* Suelos Volcánicos y Endurecidos. C. Zebrowski, P. Quantin, y G. Trujillo (eds.). ORSTOM, Quito (Ecuador). Pp: 287-295.
- Oropeza J.L., Ríos, B. y Salazar J.D., 1997. Uso de modelos matemáticos de erosión hídrica para la optimización de la rehabilitación de tepetates con fines agrícolas, En: C. Zebrowski, P. Quantin, G. Trujillo (eds.), En: *III Simposio Internacional.* Suelos Volcánicos y Endurecidos. ORSTOM, Quito (Ecuador). Pp.: 384-396.
- Prat, C., A. Báez y A. Márquez. 1997. Erosión y escurrimiento en parcelas de tepetate t3en Texcoco, México. En: *III Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. Zebrowski, C., P. Quantin y G. Trujillo (eds.). *ORSTOM*. Quito (Ecuador). Pp: 371-383.

- Prat C. 1997. Análisis de las características de las precipitaciones de 1992 a 1995 en San Miguel Tlaixpan, Texcoco, México. En: III Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos. C. Zebrowsk, P. Quantin, y G. Trujillo, (eds.). ORSTOM, Quito (Ecuador). Pp: 359-370.
- Prat C., V. Ordaz, y J. A. Rugada, 2002, Impacto de la roturación y del manejo agronómico de un tepetate sobre su estructura: *Terra* 21: 109-115.
- Quantin P., C. Zebrowski, M. Delaune y C. Hidalgo 1992. El material original de los tepetates t2 y t3 de la región de Texcoco (México): ¿loess o cinerita? *Terra* 10 (Número especial): 378-382.
- Quantin P., H. Arias, J. Etcheverst, R. Ferrera-Cerrato, K. Olechko, H. Navarro, G. Werner y C. Zebrowski. 1993. Tepetates de México: Caracterización y habilitación para la Agricultura. *Terra* 10 (Número especial): 1-25.
- Rastogi M., S. Singh, y H. Pathak. 2002. Emission of carbon dioxide from soil. *Current Science* 82: 510-517.
- Sterk G., L. Herrmann y A. Bationo. 1996. Wind-blown nutrient transport and soil productivity changes in southwest Niger. Land Degradation & Development 7: 325-335.
- Stewart C. E., A. F. Plante, K. Paustian, R. T. Conant, y J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 379-392.
- Werner G. 1992. Suelos volcánicos endurecidos (tepetates) en el Estado de Tlaxcala: Distribución, rehabilitación, manejo y conservación. *Terra* 10 (Número especial): 318-331.
- Yu C., W. Warrick y M. H. Conklin 1999. Derived functions of tome domain reflectometry for soil moisture measurements. *Water Resour. Res.* 35: 1789-1796.
- Zebrowski C. 1992. Los suelos volcánicos endurecidos en América Latina. *Terra* 10 (Número especial): 15-23.

# RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FORESTALES QUEMADOS DE GALICIA (N.O. DE ESPAÑA): APLICACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS E IMPACTO DE LOS RETARDANTES DE LLAMA

#### T. Carballas, A. Martín, S. J. González-Prieto y M. Díaz-Raviña

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG-CSIC), Apartado 122, E-15780 Santiago de Compostela (España). <tcf@iiag.csic.es>.

Resumen: En las últimas décadas se incrementó notablemente en España el número de incendios forestales, produciendo en la mayoría de los casos, elevados daños económicos y ecológicos, entre ellos un descenso a medio y largo plazo en la calidad del suelo y una enorme pérdida irreversible de suelo (no cuantificada) por erosión post-incendio. Este problema es particularmente acusado en Galicia ya que, con una superficie que representa el 5,8 % de la de España, soporta el 55 % del número total de incendios, quemándose, en algunos años, más de 300.000 ha. A pesar de que en los últimos años disminuyó la superficie quemada la situación es alarmante, ya que más de un 45 % de la superficie forestal ha sido afectada por este proceso de degradación que provoca la destrucción de la cubierta vegetal y la degradación física, química y biológica del suelo. El objetivo de este trabajo fue exponer someramente los resultados de diversos estudios llevados a cabo desde 1990 en el I.I.A.G.-CSIC orientados hacia: a) la búsqueda de técnicas de protección y/o restauración de los ecosistemas afectados por incendios forestales haciendo especial hincapié en el uso de residuos orgánicos; y b) el impacto de los retardantes de llama usados en la extinción sobre las propiedades del suelo y el desarrollo post-incendio del sistema suelo-planta. Para la realización de estos estudios se utilizaron muestras de suelos guemados desarrollados sobre rocas ácidas y bajo vegetación de bosque o matorral, en un clima templado-húmedo, representativos de los ecosistemas más afectados por incendios forestales no controlados de diversa severidad en la Comunidad de Galicia. El seguimiento de la restauración se realizó mediante el análisis de diversas propiedades físicoquímicas, químicas y biológicas del suelo y la planta, muestreando los suelos quemados y los correspondientes controles no quemados, inmediatamente después del incendio o de guemas controladas y, periódicamente, a lo largo de determinados periodos de tiempo. Los resultados de las experiencias realizadas indicaron que la técnica más eficaz para la protección y/o recuperación de suelos afectados por incendios forestales es la implantación temporal de una cubierta vegetal herbácea, para que cubra toda la superficie y se desarrolle rápidamente, sembrando a voleo, sin ninguna preparación del terreno, una mezcla de leguminosas y gramíneas en mayor proporción, preferentemente autóctonas, aunque pueden emplearse numerosas herbáceas. Estas plantas desarrollan rápidamente su parte aérea y sus raíces, dando lugar a la rápida formación de una cubierta vegetal, que fijan la capa de cenizas y retienen los nutrientes en los órganos de las plantas,

favorecen la formación de la estructura y protegen el suelo contra la erosión. La adición al suelo de residuos orgánicos ricos en fibras y en microorganismos en el momento de la siembra potencian la acción favorable de la vegetación, acelerando el crecimiento de la fitomasa, la regeneración de la microbiota, de su biomasa y de su actividad biológica, que fomenta la agregación y la estabilidad estructural, estimula la nodulación y produce la detoxificación de las sustancias tóxicas generadas durante el quemado, aumentan la cesión de nutrientes necesarios para la revegetación y el buen funcionamiento del ecosistema y, sobre todo, protegen el suelo contra la acción erosiva de la lluvia, conservando el suelo para la implantación de la vegetación arbórea. El residuo más eficaz fue la gallinaza sólida a su dosis óptima (2-4 Mg ha<sup>-1</sup> suelo), siguiéndole en eficacia el purín de vacuno. Los restos de la vegetación herbácea, a su senescencia, se incorporan al suelo y, con ellos, los nutrientes retenidos que, junto con los aportados por el residuo orgánico, aumentan las reservas de C y nutrientes del suelo quemado y alimentan la vegetación arbórea, recuperándose así el ciclo biológico de los nutrientes en el sistema: Suelo afectado por el incendio-vegetación herbácea-vegetación arbórea. Los resultados de las experiencias realizadas con los agentes retardantes de llama, usados con frecuencia en la extinción de los incendios forestales (espumante, firesorb, polifosfato amónico) sugieren que, a pesar de que a dosis normales de campo no tienen efectos adversos sobre la población microbiana, deben ser aplicados con precaución, particularmente aquellos ricos en N y P, tales como el polifosfato amónico, dado que pueden retrasar la recuperación de la vegetación post-incendio y/o incrementar las pérdidas de nutrientes por lavado y erosión y, por consiguiente, aumentar considerablemente el riesgo de eutrofización de las aguas superficiales y subterráneas.

Palabras clave: Suelos forestales; suelos quemados; residuos orgánicos; retardantes de llama; protección del suelo; recuperación del suelo.

# Restoration of burnt forest ecosystems from Galicia (N. W. of Spain): Organic wastes amendment and impact of the fire fighting chemicals

Abstract: In Spain the number of forest fires has dramatically increased, provoking important economical and ecological damages, such as decreases in soil quality and dramatic irreversible losses of soil, never quantified, by post-fire erosion. This problem is particularly important in Galicia (NW of Spain), whose surface that represents 5.8 % of the Spanish surface, supports 55 % of the total number of fires, more than 45 % of the forest surface being affected by destruction of the vegetation cover and soil physical, chemical and biological degradation. The aim of this work is focused on: i) the searching for soil protection and/or restoration techniques to be applied in ecosystems affected by forest fires, making special emphasis in the use of organic wastes; and ii) the

impact of fire fighting chemicals on soil properties and post-fire soilplant system development. Soils developed on acid rocks, under forest vegetation, in a humid-temperate climate, which are the most affected by forest wildfires in Galicia, were tested. Control of restoration was made by analysing chemical and biological properties of soils and plants, in samples collected from burnt soils and the corresponding unburnt control soils, immediately after wildfires or controlled fires, and periodically over a time period. Results showed that the most effective technique for the protection and/or reclamation of burnt soils is the implantation of a herbaceous vegetation cover: that covers the whole surface and develops rapidly, by sowing, without any land preparation, a mixture of leguminous and gramineous in more proportion. These plants rapidly developed their aerial part and roots, giving rise to a plant cover, which fix the ash layer and retains the nutrients in the plant organs, favours structure formation and protects the soil against erosion. Addition to the burnt soil of organic wastes rich in fibres and microorganisms at the sowing, enhances the favourable action of vegetation, accelerates phytomass growing, regeneration of microbiota, its biomass and activity, which promotes aggregation and structural stability, stimulates nodulation and detoxification of toxic substances generated during the fire, increases liberation of nutrients needed for ecosystem revegetation and good functioning, and protects the soil against the eroding action of the rain, maintaining the soils for reforestation. The most efficient organic waste was poultry manure at optimum dose (2-4 Mg ha<sup>-1</sup> soil). At herbaceous plants senescence, plant debris and fixed nutrients incorporates into the soil, which together with those supplied by the organic waste, increases C and nutrient pools of burnt soil and feed tree vegetation, thus recovering the biological nutrients cycling in the system. Results of the experiments carried out with fire fighting chemicals (foaming agents, Firesorb, ammonium polyphosphate) suggest that although at normal field doses they have not adverse effects on microbial population, they have to be applied with precaution particularly those rich in N and P, such as ammonium polyphosphate, because they can retard the recovery of post-fire vegetation and/or increase the loss of nutrients by lixiviation and erosion, dramatically increasing the risk of surface and ground waters eutrophication.

Key words: Forest soils; burned soils; organic wastes; fire fighting chemicals; soil protection; soil reclamation.

# INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales constituyen una de las principales causas de desforestación de los bosques y, por tanto, de la degradación de los suelos y pérdida de calidad de los mismos, provocando graves daños ecológicos y enormes pérdidas económicas. Este problema ampliamente extendido por todo el mundo en los últimos años, aunque con mayor incidencia en las zonas mediterráneas, es particularmente acusado en Galicia que constituye una de las

zonas de la UE con mayor incidencia de incendios (Carballas 2007). Así, entre 1968 y 2006 se produjeron más de 220.000 incendios, cerca del 90 % de los cuales fueron de origen antrópico bien por negligencia o intencionadamente, y se quemaron 1.711.000 ha de las cuales 700.000 ha de superficie arbolada y 1.011.000 ha de monte raso, alcanzando la superficie anual quemada más de 300.000 ha, en algunos casos (Carballas 2003, 2007). Dada la magnitud del problema en Galicia desde 1990 éste ha sido abordado por el Grupo de Bioquímica del Suelo (Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia) desde diversas perspectivas que abarcan la prevención y la extinción de los incendios forestales, el impacto de los mismos sobre los ecosistemas forestales y la posterior restauración de estos ecosistemas, habiendo añadido en los últimos años otro importante aspecto de la lucha integral contra los incendios forestales, la de la eficacia de los retardantes de llama usados para la extinción y el impacto de los mismos en la restauración de los ecosistemas suelo-planta afectados por incendios.

Inicialmente las investigaciones se centraron en evaluar los efectos a corto, medio y largo plazo de incendios forestales no controlados de diferente severidad sobre el ecosistema edáfico, contemplando tanto parámetros físicos v químicos como biológicos. Así, se demostró que los incendios en los suelos de Galicia: a) al destruir la vegetación, eliminan la cubierta vegetal que protege el suelo contra la erosión y disminuye o desaparece la intercepción del agua de lluvia, favoreciendo la escorrentía y la erosión post-incendio; b) interrumpen el ciclo biológico de los nutrientes; c) en general producen importantes pérdidas de materia orgánica edáfica (MOS) que afectan preferentemente a la fracción más lábil (C y N hidrosoluble, aminoácidos, azúcares, N hidrolizable no identificado, lípidos, carbohidratos, celulosa, MOS no humificada, ácidos fúlvicos y húmicos), permaneciendo en el suelo guemado las fracciones más recalcitrantes al ataque microbiano (lignina, humina, N orgánico residual no hidrolizable), como consecuencia de lo cual, además de disminuir la capacidad de retención de agua del suelo, disminuye o se ralentiza después del incendio la actividad metabólica (mineralización del C v del N) v. consecuentemente, la liberación de nutrientes disponibles para el desarrollo de la vegetación; d) el pH aumenta sólo ligeramente debido al elevado poder de amortiquación de los suelos de Galicia por su alto contenido en MOS, la capacidad de intercambio catiónico disminuye debido a la pérdida de H<sup>+</sup> de cambio, aumentan las bases de cambio por aporte de nutrientes procedentes de la combustión de la vegetación y depositados en la capa de cenizas, y el grado de saturación en bases aumenta; e) por la misma razón, aumentan la conductividad eléctrica y el contenido en nutrientes asimilables; f) aumenta el N inorgánico mayoritariamente amoniacal porque predomina la amonificación sobre la nitrificación: g) disminuve el P orgánico, que se mineraliza. y aumenta el P asimilable; h) se destruye la estructura del suelo como consecuencia de la destrucción de la MOS, principal cemento de los agregados en estos suelos, disminuye la porosidad y la infiltración de agua en el suelo, favoreciendo la escorrentía y la pérdida de suelo y nutrientes por erosión post-incendio; i) se destruye la microbiota, recuperándose las bacterias antes que los hongos y los microorganismos del ciclo del N antes que los del ciclo del C; j) la biomasa microbiana se destruye y tarda mucho tiempo en recuperarse, debido a que los hongos contribuyen mas a la biomasa que las bacterias, estando esta recuperación inversamente relacionada con la temperatura alcanzada por el suelo durante el incendio; y k) las enzimas quedan inactivadas pero su actividad en condiciones favorables aumenta progresivamente (Díaz-Fierros et al. 1982; Zëhner et al. 1991; Díaz Raviña et al. 1992; Prieto-Fernández et al. 1993, 1998, 2004; Saá et al. 1993, 1998; Vázquez et al. 1993; Carballas et al. 1994; Salgado et al. 1995, 2004; Acea y Carballas 1996; Carballas 1997, 2003, 2006, 2007; Fernández et al. 1997, 1999, 2001; González Prieto et al. 1999; Castro et al. 2006; Martín et al. 2007). En condiciones favorables y ausencia de erosión la mayoría de estas propiedades se recuperan entre 5 y 10 años después del incendio (Carballas 2003, 2006).

En una segunda etapa se procedió a evaluar la eficacia de diversas prácticas de protección y/o recuperación de suelos quemados tales como: a) la implantación de una cubierta vegetal herbácea, sola o en combinación con fertilización inorgánica u orgánica, utilizando diversos residuos orgánicos; y b) el uso de biofertilizantes, tales como la inoculación de microorganismos (cianobacterias filamentosas, fijadoras de C y N atmosféricos; *Rhizobium*, que fija N<sub>2</sub> atmosférico, sobre todo en los suelos quemados con bajo contenido en N; y micorrizas arbusculares) que aceleran la recuperación a corto o medio plazo de los suelos que perdieron ya su capa de cenizas y sus nutrientes, porque promueven el desarrollo de la vegetación y, por tanto, de la cubierta vegetal protectora al proporcionar nutrientes, mejoran las propiedades del suelo quemado y, en el caso de las cianobacterias, lo protegen contra la erosión por formación de extensas costras microbianas en su superficie (Acea *et al.* 2001, 2003; Carballas 2006).

En lo que respecta a la prevención y la extinción de incendios y en el campo de la modelización (en colaboración con otros grupos de investigación de las Universidades gallegas, dirigidos por la Dra. M.I. Paz Andrade) se elaboró un Sistema Experto específico para Galicia (SE) que comprende: a) un Índice de Peligro de Incendios que predice con 4-10 días de antelación las zonas de peligro de incendios forestales (4 niveles de peligro); b) un Modelo de Predicción de los Picos de Incendios que predice con 3 meses de antelación la época del año y el día de inicio de los dos principales picos de incendios, así como el inicio de la estación de incendios: c) un Sistema para gestionar los recursos disponibles para la extinción: v d) un Modelo para la gestión y la recuperación de los suelos guemados (Cabrero-Canosa et al. 2002; Alonso-Betanzos et al. 2003; Paz Andrade et al. 2003; Varela et al. 2006a,b). Finalmente, también se está evaluando la eficacia de los agentes retardantes de llama utilizados en la extinción y las posibles repercusiones de estos compuestos sobre la regeneración post-incendio del suelo y de la masa forestal y también sobre la calidad de las aguas.

El objetivo de este trabajo es exponer someramente los resultados de diversos estudios de laboratorio (simulación de incendios), de invernadero y de campo orientados hacia: a) la búsqueda de técnicas de protección y/o restauración de los ecosistemas afectados por incendios forestales haciendo especial hincapié en el uso de residuos orgánicos; y b) el impacto de los retardantes de llama usados en la extinción sobre las propiedades del suelo y el desarrollo del ecosistema suelo-planta.

Para la realización de estos estudios en general, se utilizaron muestras de suelos (particularmente *Cambisoles húmicos*) desarrollados sobre rocas ácidas (generalmente granito) y bajo vegetación de bosque (pinares en general) o matorral, en un clima templado-humedo, representativos de los ecosistemas más afectados por incendios forestales no controlados de alta, media o baja severidad en la Comunidad de Galicia. Para el estudio de los retardantes de llama se utilizaron muestras de suelo procedentes de parcelas sometidas a quemas controladas. En todos los casos se utilizaron muestras de las zonas quemadas y de las correspondientes zonas análogas no quemadas, situadas fuera del perímetro de la zona afectada por el incendio, que se utilizaron como control. El muestreo en ambas zonas se realizó inmediatamente después del incendio y, cuando procedía, periódicamente a lo largo de determinados periodos de tiempo para el seguimiento de su restauración.

# RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS AFECTADOS POR INCENDIOS FORESTALES MEDIANTE EL USO DE RESIDUOS ORGÁNICOS

El ecosistema forestal está formado por el suelo y la vegetación, dos recursos naturales interdependientes; por consiguiente, su restauración comprende no sólo la rehabilitación de la vegetación sino también la recuperación del suelo que la sustenta. Estudios previos indicaron que en este proceso deben contemplarse tres fases: 1ª) la evaluación de los daños producidos por el incendio en el ecosistema; 2ª) la aplicación inmediata de medidas de protección del suelo desnudo para evitar que la degradación continúe y se inicie la restauración; y 3ª) la aplicación de medidas específicas sobre el suelo protegido para restaurar el ecosistema inicial si fuese posible o, en los casos mas desfavorables, proceder a una restauración paisajística que proteja el medio natural (Carballas 2006).

De los resultados de los estudios realizados para la evaluación de los daños producidos por los incendios en Galicia se dedujo que las primeras medidas que hay que aplicar para la protección del suelo, particularmente contra la erosión post-incendio y la aceleración de la recuperación de las propiedades del suelo, han de orientarse hacia la regeneración rápida de la cubierta vegetal, aplicando prácticas de manejo del suelo que permitan el crecimiento rápido de la vegetación para que el suelo permanezca desnudo el menor tiempo posible, la fijación de la capa de cenizas y la retención de los nutrientes

en los órganos de las plantas, la mejora de la estructura del suelo promoviendo la agregación y estabilidad de los agregados, y la regeneración de la microbiota edáfica y de su actividad.

La regeneración natural de estos suelos puede tardar, en la mayoría de los casos, entre 1 y 5 años y en suelos situados en zonas con mucha pendiente puede incluso no llegar a producirse por arrastre no sólo de las capas orgánicas sino también de las capas minerales y afloramiento de la roca. Conviene señalar, además, que la mayoría de estos incendios ocurren en la época estival y de ahí la necesidad urgente de recurrir a prácticas de manejo del suelo que protejan el suelo desnudo y aceleren la recuperación del mismo antes de que caigan las primeras lluvias y se acentúen los procesos de erosión.

Teniendo en cuenta los hechos anteriormente citados se estudió, entre otras técnicas de protección y/o recuperación de suelos quemados, la implantación inmediata de una cubierta vegetal herbácea acompañada o no de residuos orgánicos. En experiencias de invernadero con suelos afectados por incendios de alta severidad, se ensavaron numerosas plantas herbáceas anuales y perennes con el objetivo de determinar si la capa de cenizas (que, procedente de la combustión de la vegetación, se deposita sobre la superficie del suelo) era capaz de sostener una vegetación, mientras que en experiencias de laboratorio, invernadero y campo se ensayaron diversos tipos de residuos orgánicos entre los más abundantes de la zona con el fin de acelerar la recuperación del suelo y se calcularon las dosis mínima y óptima del residuo orgánico más eficaz. En todos los casos se evaluó su eficacia tanto desde el punto de vista del porcentaje de cobertura como de la mejora de las propiedades del suelo, analizando parámetros de producción vegetal (crecimiento y producción de fitomasa aérea y radicular, nutrientes inmovilizados en la parte aérea y radicular, nodulación, etc.) y del suelo (agregación, estabilidad estructural, nutrientes, biomasa y actividad microbiana, etc.).

En el caso concreto de los residuos orgánicos, las experiencias realizadas pretendieron dar respuesta a las siguientes cuestiones: a) ¿son útiles en la recuperación de estos suelos degradados?; b) ¿cuáles son los residuos más adecuados?; c) ¿qué factores o propiedades determinan su eficacia?; d) ¿cuál es la dosis mínima efectiva y la dosis óptima?; y e) ¿cuál es el efecto fertilizante a medio plazo del residuo orgánico?

De las plantas herbáceas ensayadas en experiencias de invernadero, a saber, leguminosas anuales (*Pisum sativum* L. y *Vicia sativa* L., entre otras) o perennes (*Trifolium repens* L. y *Lotus corniculatus* L.) y gramíneas (*Lolium perenne* L. en particular) los resultados indicaron que la mejor opción es una mezcla de leguminosas perennes y gramíneas debido a que esta mezcla produce los mejores porcentajes de fitomasa aérea y radicular y a que la gramínea absorbe más N de las cenizas que las leguminosas, lo que da lugar a la rápida formación de una cubierta vegetal, a la fijación por las raíces de la capa de cenizas y a la retención en los órganos de las plantas de una gran cantidad

de nutrientes procedentes de dichas cenizas (Vázquez et al. 1996); además, todas las plantas ensayadas mejoraron la formación de agregados, particularmente la combinación de las leguminosas perennes y *Lolium* (Fig. 1).

La adición al suelo de un residuo orgánico, gallinaza sólida (en adelante gallinaza), rico en fibras (alto porcentaje de celulosa y lignina; Beloso 1991) en el momento de la siembra de las herbáceas (que proporciona una gran cantidad de microorganismos y de otras sustancias orgánicas que constituyen una fuente de energía para los microorganismos) aumentó la eficacia de la técnica al aumentar la producción de fitomasa, tanto aérea como radicular, fomentar la agregación, mejorar la porosidad y la aireación, promover la proliferación de todos los grupos microbianos (que, a su vez, promovieron

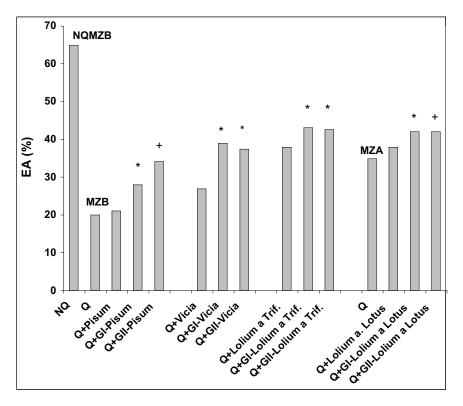


Figura 1. Estabilidad estructural expresada en porcentaje de agregados estables al agua (EA) en el suelo no quemado (NQMZB) y en los suelos quemados (MZB, MZA), en los que se implantaron diferentes leguminosas (*Pisum sativum L., Vicia sativa L., Trifolium repens L y Lotus corniculatus L.*) y gramíneas (*Lolium perenne L.*), no adicionados o adicionados con gallinaza a dos dosis (GI, GII). Valores medios significativamente diferentes (*P* <0,05) del correspondiente control (\*) o dosis I (+). (Datos tomados de Vázquez et al. 1996, *Biol. Fertil. Soils*, 22: 265-271).

la estabilidad de los agregados) e incrementar la actividad biológica, particularmente la actividad metabólica, como consecuencia de la cual aumentaron la velocidad de mineralización del C y del N y la cesión de los nutrientes necesarios para la revegetación y el buen funcionamiento del ecosistema. Por otra parte, la capa de cenizas no inhibió la nodulación de las leguminosas, que fue estimulada por el residuo (Vázquez et al. 1996).

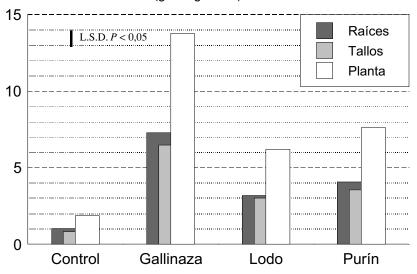
Del estudio en invernadero, durante 3 meses, de la eficacia para la protección/recuperación de suelos quemados, de diversos tipos de residuos orgánicos (gallinaza, purín de vacuno y lodos residuales), aplicados (dosis: 167 mg N total kg¹ suelo) a un suelo quemado en el laboratorio simulando un incendio de alta severidad y marcado con ¹5N para evaluar la contribución del N derivado del residuo al suelo y a la vegetación (en este caso *Lolium perenne*), se dedujo que el más eficaz es la gallinaza y el menos eficaz el lodo, ocupando el purín de vacuno un lugar intermedio (muy alejado de la gallinaza), aunque todos ellos podrían ser utilizados, dependiendo de su disponibilidad (Villar *et al.* 1998).

En la Fig. 2 se muestra la producción de fitomasa de *Lolium perenne* en el suelo control y en el suelo adicionado con los distintos residuos orgánicos, observándose que en todos los casos la producción de fitomasa está igualmente distribuida entre tallos y raíces y que disminuye significativamente en el siguiente orden:

#### gallinaza >> purín de vacuno> lodo> control.

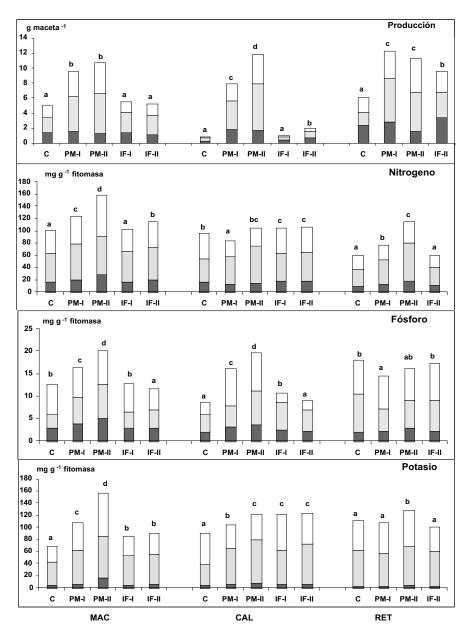
La producción de raíces se asocia con la estabilidad de agregados y la producción de tallos con el desarrollo de la parte aérea; por tanto, los resultados indican que los tres residuos ensayados son útiles al presentar, en todos los casos, valores de producción más altos que el del suelo control. Sin embargo, teniendo en cuenta que los valores de fitomasa más bajos se obtuvieron cuando se aplica lodo y que, además, el uso de este tipo de residuos conlleva riesgo potencial de contaminación del suelo por metales pesados, compuestos órgano-clorados y otros, se recomienda el uso de purín de vacuno y de gallinaza (particularmente esta última, por su riqueza en fibras, favorecen la formación agregados y la estabilidad de la estructura). Este estudio demostró también que la concentración de N no fue el principal factor del crecimiento de la planta en el suelo control que, además, no mostró carencias de Ca, Mg, K o P, sugiriendo que la producción de fitomasa en el suelo control guemado pudo haber sido inhibido por compuestos fitotóxicos producidos durante el guemado, cuyos efectos negativos fueron microbiológica- o químicamente suprimidos por los residuos orgánicos añadidos al suelo. Los datos son coincidentes con los resultados de experiencias previas mostrando, por una parte, la presencia de sustancias tóxicas producidas durante la combustión que inhiben el crecimiento de las raíces y la recolonización de los suelos por bacterias y hongos micorrízicos; y, por otra, la disminución de estos efectos negativos tras la adición de gallinaza (Vilariño y Arines 1991; Díaz-Raviña et al. 1996).

#### Producción de fitomasa (gms/kg suelo)



**Figura 2**. Producción de fitomasa (materia seca) de *Lolium perenne* L. en el suelo control y en los suelos adicionados con gallinaza, lodos y purín de vacuno (datos tomados de Villar *et al.* 1998, *Biol. Fertil. Soils*, 26: 122-129).

En experiencias de invernadero en las que se comparó el efecto de la gallinaza a dos dosis diferentes con el de un fertilizante mineral (NPK) a dosis análogas, utilizando tres suelos (MAC, CAL y RET), afectados por incendios de alta intensidad entre 3 y 36 meses antes del muestreo, los resultados del análisis de la parte aérea (tallos) de la planta implantada (L. perenne) indicaron que en todos los suelos el crecimiento vegetal resultó mucho más favorecido por la enmienda orgánica que por la adición de fertilizante mineral, observándose, además, un efecto de la dosis (Villar et al. 2004b). Asimismo, los datos de producción (tallos y raíces) también demostraron que los valores de fitomasa incrementan con el tratamiento fertilizante, particularmente con la adición de residuos orgánicos (Fig. 3). Un comportamiento similar fue observado cuando se analizaron los datos del contenido de nutrientes (N, P y K) de las plantas en dicha fitomasa (tallos y raíces; Fig. 3), indicando que la implantación de una cubierta vegetal combinada con la fertilización (particularmente con el residuo orgánico gallinaza) protege a estos suelos degradados contra la pérdida de nutrientes, ya que estos nutrientes son retenidos en la fitomasa. La interpretación conjunta de los resultados de la fertilización orgánica e inorgánica parece indicar que la atenuación del efecto de los compuestos tóxicos y/o la mejora de determinadas propiedades físicas y biológicas es más importante para la restauración de una cubierta vegetal que el incremento en el contenido de nutrientes.

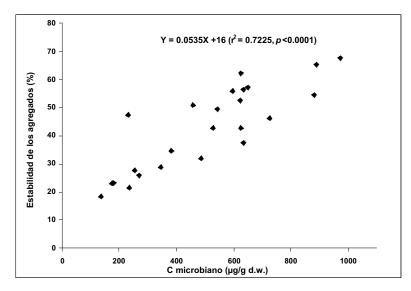


**Figura 3**. Producción de fitomasa (tallos + raíces) y contenido de nutrientes de *Lolium perenne* L. en los suelos quemados (MAC, CAL, RET) tras la experiencia de invernadero. Tratamientos: C, control; PM-I, gallinaza a dosis baja; PM-II gallinaza a dosis alta; IF-I, fertilizante inorgánico a dosis alta. Tallos del primer corte ( $\square$ ); tallos del segundo corte ( $\square$ ); raíces ( $\square$ ). Para el mismo suelo las distintas letras indican diferencias significativas (P<0.05). (Datos tomados de Villar *et al.*, 2004b, *Waste Manag.*, 24: 365-370).

Por otra parte, el análisis del suelo contenido en las macetas también demostró que la implantación de vegetación y la aplicación de gallinaza (particularmente a dosis alta), mejoran notablemente el reestablecimiento de la biomasa microbiana y de la estabilidad de los agregados de estos suelos quemados (Fig. 4) aunque también se observó un efecto favorable, de mucha menor magnitud, de la fertilización mineral (Villar et al. 2004a). La correlación positiva y significativa observada (Fig. 5) entre el C de la biomasa microbiana y la estabilidad de los agregados (r = 0.85, p < 0.0001) confirmó el importante papel que desempeña la población microbiana de estos suelos quemados en la formación de macroagregados y, por tanto, en la restauración de la estructura.

Se demostró también, utilizando esta técnica, que la protección y/o recuperación de los suelos guemados ha de iniciarse casi inmediatamente después del incendio, dado que las primeras lluvias post-incendio, aunque no provoquen la erosión, pueden producir un lavado de nutrientes que puede dejar el suelo prácticamente agotado para la revegetación. Así, comparando la recuperación de los dos suelos quemados (MAC y RET), iniciada 3 meses después del incendio con la del suelo quemado (CAL), cuya recuperación se inició 3 años después del incendio, se observó que, en el primer caso, aún en el suelo sin adición de residuos, se produce un buen desarrollo de las plantas sembradas, debido probablemente a los nutrientes acumulados en la capa de cenizas, mientras que en el que se inicia la recuperación tres años después del incendio la vegetación que se desarrolla es esquelética porque previsiblemente apenas quedan nutrientes suficientes para sostener una vegetación (Díaz Raviña et al. 2002). Esto se confirmó porque el contenido en nutrientes de los suelos MAC y RET fue mucho mayor que el del suelo CAL (Tabla 1), comportamiento que puede atribuirse a las pérdidas de nutrientes por lavado durante el tiempo transcurrido desde el incendio hasta la recogida de las muestras, debido a la textura gruesa de estos suelos (Villar et al. 2004b). No obstante, todos los suelos reaccionaron a la adición de gallinaza sólida, aumentando el crecimiento de las plantas, mientras que el rendimiento del suelo abonado con un fertilizante mineral fue claramente menor, lo que demuestra también la eficacia de la adición de los residuos orgánicos frente a la fertilización inorgánica; no obstante, en ambos casos, el efecto de la fertilización fue mucho más acusado en el suelo más pobre. recogido 3 años después del incendio.

La eficacia de esta práctica de recuperación de suelos que combina la implantación de una cubierta vegetal con la aplicación de residuos orgánicos también se evaluó en condiciones de campo, utilizando un diseño experimental de bloques al azar (3 bloques con cuatro parcelas cada uno) en un suelo, situado en una zona de pendiente media, afectado por un incendio de alta severidad (Carballas *et al.* 1998). Una semana después de la siembra de una mezcla de leguminosas y gramíneas y adición del residuo orgánico



**Figura 5**. Relación entre la biomasa microbiana y la estabilidad de los agregados obtenida para suelos quemados con diferentes tratamientos (fertilización orgánica e inorgánica combinada con la revegetación), tras de la experiencia de invernadero (n = 24). (Datos tomados de Villar *et al.* 2004a, *Geoderma*, 122: 73-82).

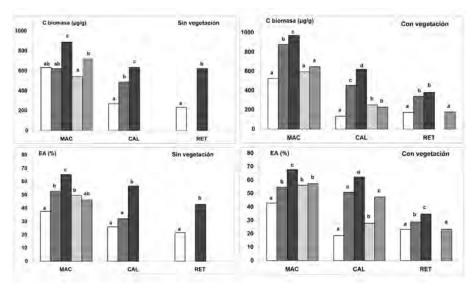


Figura 4. C de la biomasa microbiana y estabilidad de los agregados (EA) en los suelos quemados (MAC, CAL, RET) tras la experiencia de invernadero. Tratamientos: control (□); gallinaza a dosis baja (■); gallinaza a dosis alta (■); fertilizante inorgánico a dosis baja (□); fertilizante inorgánico a dosis alta (□). Para el mismo suelo las distintas letras indican diferencias significativas (P <0.05). (Datos tomados de Villar et al. 2004a, Geoderma, 122: 73-82).

(gallinácea) se observó que ya se había implantado una cubierta vegetal con un 100 % de cobertura del suelo. Los resultados de los análisis del sistema suelo-planta de esta experiencia de campo fueron similares a los obtenidos en condiciones de invernadero. Así, por ejemplo, los datos del análisis de las plantas mostraron una influencia positiva de dicha práctica de manejo de suelo tanto sobre la producción vegetal como sobre el contenido de nutrientes de las mismas (Fig. 6). Los resultados también demostraron que la erosión del suelo y, por consiguiente, las pérdidas de suelo y nutrientes disminuyeron notablemente cuando se utilizó esta práctica de protección y/o recuperación de suelos, debido a que la cubierta vegetal herbácea fijó el suelo con sus raíces y la densa parte aérea frenó el impacto de la lluvia, impidiendo el desprendimiento y arrastre del suelo, que disminuyó significativamente (hasta un 50 %, en sólo un año de seguimiento), en comparación con la que se produjo en el suelo guemado no tratado, siendo el efecto estable v duradero, y preparando y conservando el suelo para la implantación de la vegetación arbórea (Carballas et al. 1998).

**Tabla 1**. Propiedades físico-químicas y químicas de las muestras de suelos quemados (MAC, CAL, RET), después de la experiencia de invernadero (valor medio de 2-4 tratamientos ± SE). Tratamientos: NF, muestras no fertilizadas; F, muestras fertilizadas; Q, muestras sin implantación de una cubierta vegetal; QP, muestras con implantación de una cubierta vegetal (datos tomados de Villar et al. 2004a, Geoderma, 122: 73-82).

		MAC		CAL		RET	
	Suelo	NF	F	NF	F	NF	F
pH (H₂O)	Q	5,30	5.10 ± 0.05	4,55	4,92 ± 0.23	6,30	6,65
	QP	5.55	$5.42 \pm 0.10$	4,65	$4.85 \pm 0.23$	6,35	$6,37 \pm 0.13$
COT (%)	Q	17,93	$18,75 \pm 0.02$	7,04	8,06 ± 0,43	9.16	9,99
	QP	18,58	18,93 ± 0,36	7.05	8,01 ± 0.14	8.93	8,81 ± 0.52
Nt (%)	Q	1,27	1,29 ± 0,45	0,55	$0.68 \pm 0.08$	0.93	1,02
	QP	1.11	$1.15 \pm 0.26$	0,61	$0.62 \pm 0.03$	0.82	$0.82 \pm 0.42$
N inorgánico (mg kg <sup>-1</sup> )	Q	135,20	388,20 = 116,8	8,80	258,40 ± 77,1	1,20	398,80
	QP.	20,10	12,20 = 2,3	6.10	$5.30 \pm 0.9$	7.10	$19.80 \pm 9.0$
Ca <sup>2*</sup> (cmol kg <sup>-1</sup> )	Q	3.31	5,20 ± 0,85	0.33	$2,53 \pm 0,79$	2.70	5.40
	QP	3,01	$4.45 \pm 0.91$	0,39	$1.27 \pm 0.54$	2.93	$4.60 \pm 1.15$
Mg <sup>+2</sup> (emol kg <sup>-1</sup> )	Q	1,67	2,03 ± 0,26	0.13	$1,00 \pm 0,31$	2.47	1,67
	QP	1.23	$1.61 \pm 0.22$	0.12	$0.39 \pm 0.17$	2.51	$2,76 \pm 0.31$
Na (cmol kg 1)	Q	0.28	0.39 = 0.07	0.01	$0.25 \pm 0.05$	0,31	0.64
	QP	0.06	$0.12 \pm 0.05$	0.03	$0.06 \pm 0.01$	0.26	$0.32 \pm 0.07$
K* (emol 100 kg*)	Q	0.47	$1.36 \pm 0.53$	0.04	1.57 ± 0.62	3.12	3.28
	QP	0.02	$0.09 \pm 0.03$	0.03	$0.03 \pm 0.01$	0.11	$0.28 \pm 0.18$
H <sup>+</sup> (cmol kg <sup>-1</sup> )	Q	33,27	33,72 = 1,51	23,40	$22,01 \pm 0.30$	11,29	10,51
	QP	30,21	30.14 ± 0.87	22,70	22,69 ± 1,11	13,50	12,48 ± 0.47
CIC (cmol kg <sup>-1</sup> )	Q	39.01	42.68 ± 0.21	23,93	$27.30 \pm 1.46$	19.88	23.16
	QP	34.52	36.52 ± 0.56	23.26	$24.43 \pm 0.46$	19,30	20,43 ± 1,33
Saturación en bases (%)	Q	14,69	20.94 ± 3,87	2,17	$19,27 \pm 5,44$	43,25	54,65
	QP	12,51	17.34 ± 3.07	2,42	7.32 ± 3.04	30,06	38,25 ± 5,69
Conductividad (mS m <sup>3</sup> )	Q	25,9	97,2 = 25,2	5.9	$79.8 \pm 27.9$	25,6	10.6
	QP	7.7	28:7 = 10,5	6,1	$8.1 \pm 0.3$	10.0	$14.6 \pm 3.4$

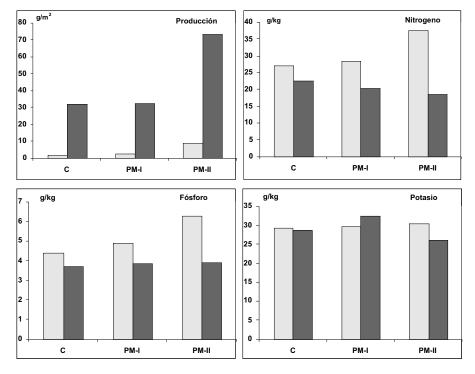


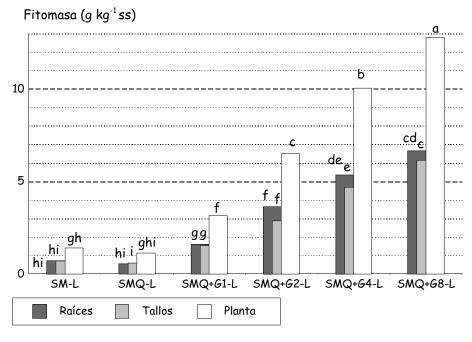
Figura 6. Producción de fitomasa (materia seca) y contenido de nutrientes en el suelo quemado, después de la experiencia de campo. Tratamientos: C, control; PM-I, gallinaza a dosis baja; PM-II, gallinaza a dosis alta. Primer corte (); segundo corte ().

Todas estas investigaciones ponen de manifiesto que los residuos orgánicos presentan un enorme potencial para acelerar la recuperación de estos suelos, dado que aceleran la implantación de una cubierta vegetal, aumentan la producción y mejoran muchas propiedades del suelo, además de producir la detoxificación de sustancias tóxicas generadas durante el quemado. Conviene señalar, sin embargo, que en todas estas experiencias se emplearon dosis medio-altas de 10-30 Mg residuo ha-1 suelo, y que dificultades técnicas y diversas contraindicaciones económicas y ecológicas impiden la aplicación de residuos orgánicos a gran escala y a estas dosis; de ahí la necesidad de determinar la dosis mínima de residuo eficaz y la dosis óptima, de acuerdo con criterios económicos y de recuperación de suelos.

Con este objetivo, se realizaron diversas experiencias utilizando dosis más bajas de residuo (1-8 Mg ha<sup>-1</sup> suelo; Castro *et al.* 2000). Los resultados demostraron que los efectos negativos del quemado del suelo sobre el crecimiento de las plantas desaparecen progresivamente con los tratamientos con gallinaza a medida que aumenta la dosis de esta de 1 a 8 Mg ha<sup>-1</sup>

suelo (Fig. 7). Sin embargo, la dosis óptima de residuo, en función de la relación coste/beneficio, se situó entre 2 y 4 Mg ha¹ suelo aunque la dosis de 1 Mg ha¹ suelo, también se reveló eficaz y sería útil para la recuperación de suelos quemados si los recursos fueran escasos o limitados.

La vegetación herbácea, que no se corta, es una fase intermedia de mantenimiento del terreno y conservación de los nutrientes antes de la implantación de la vegetación arbórea. A su senescencia los nutrientes de esta vegetación (procedentes de las cenizas) se incorporan al suelo quemado, aumentando las reservas de C y nutrientes del mismo. Estudios realizados en invernadero con un suelo marcado con <sup>15</sup>N y quemado, sometido a recuperación mediante implantación de una vegetación herbácea (*Lolium*) sin o con adición de gallinácea (4 y 8 Mg ha<sup>-1</sup> suelo), seguido a los 3 meses por la implantación de pinos, demostraron que los pinos implantados en estos suelos protegidos se desarrollan normalmente, recuperándose el ciclo de los nutrientes del sistema: suelo afectado por el incendio-vegetación herbácea-vegetación arbórea, ya que en sólo dos períodos de crecimiento de los pinos éstos absorben el 33 % del N de la vegetación herbácea incorporada al suelo y



**Figura 7**. Producción de fitomasa de *Lolium perenne* L. en el suelo no quemado marcado con  $^{15}$ N (SM-L), suelo quemado marcado (SMQ-L) y SMQ-L adicionado con 1, 2, 4 y 8 Mg de gallinaza ha $^{-1}$  suelo (SMQ+G1-L, SMQ+G2-L, SMQ+G4-L, SMQ+G8-L, respectivamente). Las distintas letras indican diferencias significativas (P < 0.05); datos tomados de Castro et al., 2000, *Biol. Fertil. Soils*, 32: 494-499).

entre el 7-20 % del N de la gallinaza, según la dosis del residuo aportado (González-Prieto et al. 2008; Castro et al. 2008). Otro hecho demostrado es que en el suelo marcado no quemado la mineralización del N recientemente incorporado (15N añadido) se realiza más rápidamente que el del suelo nativo, suministrando a la vegetación N inorgánico más enriquecido en <sup>15</sup>N que el N endógeno del suelo; sin embargo, en el suelo marcado y guemado la combustión redujo la habitual alta disponibilidad biológica del N recientemente añadido hasta niveles similares a los del N endógeno (Castro et al. 2007). La implantación de una vegetación herbácea y la adición de gallinaza, seguida de la reimplantación de pinos, modifica la distribución del N orgánico edáfico mitigando las elevadas diferencias que existen entre el suelo no quemado y el quemado en el contenido de aminoácidos y de N-NH<sub>4</sub>+, pero no mitiga las que existen en las demás fracciones (amidas, aminoazúcares, N hidrolizable no identificado, N orgánico hidrolizable y N no hidrolizable o residual), que constituyen más del 80 % del N orgánico del suelo. Esto sugiere que sin la introducción de microorganismos o plantas fijadoras de N<sub>2</sub> atmosférico en el suelo guemado la recuperación de los niveles normales del N orgánico del suelo se realizará muy lentamente (Castro et al. 2007).

## IMPACTO DE LOS AGENTES RETARDANTES DE LLAMA SOBRE LA RESTAURACIÓN DEL SISTEMA SUELO QUEMADO-PLANTA

La gravedad del problema de los incendios forestales, tanto en Galicia como en España, ha llevado a una preocupación creciente por el desarrollo de sistemas de lucha integrada contra los incendios forestales que incluye la adición al agua de determinadas sustancias (denominadas genéricamente retardantes) con el fin de mejorar la eficacia de ésta como agente extintor del fuego. El uso de estos compuestos en el combate de incendios va en aumento y plantea la necesidad urgente de evaluar tanto su eficacia (en quemas controladas e incendios no controlados) como posibles repercusiones de estos compuestos sobre la regeneración post-incendio del suelo y de la masa forestal y también sobre la calidad de las aguas.

Con el fin de evaluar el efecto de los retardantes sobre el suelo (laboratorio) y sobre el sistema suelo-quemado planta (campo) se realizaron diversas experiencias en parcelas de *Cambisoles húmicos*, sometidas a quemas controladas con los siguientes tratamientos: suelo control no quemado (NQ) y suelo quemado adicionado con agua (Q), espumante (Q+E), *Firesorb*, polímero sintético derivado de la acrilamida (Q+F) y polifosfato amónico (Q+P), a la dosis normal de aplicación en el campo. En muestras de suelo recogidas en los 2-5 cm superiores de las parcelas, a distintos intervalos de tiempo tras la quema, se analizaron diversas propiedades físicas, químicas y biológicas. Además, en una de las experiencias de campo, transcurridos 6,5 meses desde la quema, se implantaron plántulas de *Pinus pinaster* Ait.

y se realizó un seguimiento de su altura y diámetro en la base, a distintos intervalos de tiempo tras la plantación.

En la Fig. 8 se muestran las variaciones en las propiedades químicas y las actividades enzimáticas obtenidas en una de estas experiencias para los distintos tratamientos de suelo. Los resultados mostraron que inicialmente el suelo resultó afectado por la quema controlada (aumento del pH y de los nutrientes asimilables, descenso o incremento del contenido de MOS, descenso inicial de la abundancia natural de <sup>15</sup>N (δ<sup>15</sup>N) seguido por una tendencia al incremento, descenso de la biomasa microbiana y de las actividades enzimáticas) y que, con el tiempo, tiende a recuperarse; sin embargo, 1 año después de la quema todavía se observó un efecto significativo sobre la mayoría de las propiedades analizadas. Los efectos transitorios de la quema sobre el pH, N-NH  $_{\!\!4}^{_+}$  y  $\delta^{15}N$  se incrementaron con la aplicación de los tres agentes retardantes (ligeramente con el espumante y Firesorb y muy fuertemente con el polifosfato amónico), mientras que únicamente el polifosfato amónico mostró efectos sobre el P disponible. El espumante incrementó los efectos del fuego sobre todos los cationes disponibles mientras que la adición de Firesorb sólo afectó al Na+ y, en menor extensión al Ca<sup>2+</sup>, y la aplicación de polifosfato amónico tuvo un ligero efecto sobre el contenido de Mg<sup>2+</sup> (Couto-Vázquez y González-Prieto 2006). Los extremadamente altos niveles de N-NH<sub>4</sub>+ y P disponible en el tratamiento Q+P pueden retrasar la recuperación de la vegetación debido a la toxicidad del ión NH<sub>4</sub>+ sobre las semillas y al efecto antagonista del P sobre la absorción de Fe y Zn por la planta. Sin embargo, a medio plazo el aporte de N-NH<sub>4</sub>+ y P por parte del polifosfato amónico puede tener un efecto fertilizante sobre la vegetación. En el caso de la disponibilidad de micronutrientes, el único efecto observado como consecuencia de la aplicación de los agentes retardantes fue en el tratamiento con polifosfato amónico (Q+P), que aumentó el Mn y disminuyó la relación Fe/Mn (García-Marco y González-Prieto 2008).

En lo que respecta a las actividades enzimáticas, en comparación con el suelo quemado, se observó un descenso significativo de la actividad ureasa en el suelo quemado tratado con espumante y con polifosfato (Q+E y Q+P) y de la actividad glucosidasa en el suelo tratado con polifosfato (Q+P). Los suelos quemados tratados con los tres agentes retardantes mostraron valores del C de la biomasa microbiana y de los carbohidratos solubles similares entre sí, y ligeramente inferiores a los suelos quemados adicionados con agua (Q). Los datos también indicaron que, en comparación con el tratamiento Q, el polifosfato amónico fue el agente retardante que ejerció una mayor influencia tanto sobre las propiedades del suelo como sobre el crecimiento de los pinos (Díaz-Raviña et al. 2005; Couto-Vázquez y González-Prieto 2006).

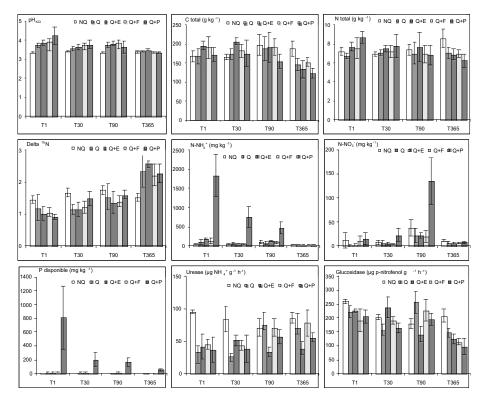


Figura 8. Evolución durante 365 días de las propiedades del suelo (media ± SD) en las distintas parcelas. Tratamientos: suelo control no quemado (NQ) y suelo quemado adicionado con agua (Q), espumante (Q+E), Firesorb (Q+F) y polifosfato amónico (P). (Datos tomados de Díaz-Raviña et al., 2005, Actas II Simposio Nacional sobre Control de la Degradación de Suelos, 85-88, Madrid, España; y de Couto-Vázquez y González-Prieto, 2006, Sci. Total Environ., 371: 353-361).

Los polímeros sintéticos como el *Firesorb* son aplicados en áreas muy susceptibles de ser degradadas (suelos quemados) pudiendo ejercer un efecto negativo (toxicidad) o positivo (fuente de C y nutrientes), sobre la microbiota edáfica, influencia que puede persistir durante largo tiempo debido a su baja biodegradabilidad. Por tanto, dado que los microorganismos son los principales agentes responsables de la fertilidad del suelo, para evaluar el impacto ambiental de la aplicación de estos compuestos en el medio edáfico es necesario examinar en detalle la respuesta de la población microbiana tras su aplicación al suelo.

El efecto a corto y medio plazo de la aplicación de dos dosis de *Firesorb* (dosis normal, tres veces la dosis normal) sobre diversas propiedades relacionadas con la masa (C y N de la biomasa), actividad (mineralización

del N, hidrólisis del diacetato de fluoresceína, amonificación de la arginina, celulasa, β-glucosidasa y ureasa) y estructura o diversidad (PLFA, perfil de ácidos grasos de los fosfolípidos de membrana) de la población microbiana se examinó en condiciones de laboratorio y campo. Se observaron resultados similares independientemente de la propiedad analizada no mostrando ningún efecto o exhibiendo ligeros cambios en la población microbiana como consecuencia de la adición de Firesorb a dosis normales de aplicación (Basanta et al. 2002, 2003, 2004; Díaz-Raviña et al. 2005, 2006). El tratamiento con Firesorb produjo sólo pequeñas modificaciones en la composición de la comunidad microbiana (descenso de la relación bacterias G<sup>-</sup>/bacterias G<sup>+</sup>) y redujo ligeramente la mineralización del N, observándose, además, un efecto de la dosis. El resto de las propiedades bioquímicas analizadas mostraron valores similares o incluso ligeramente superiores en los suelos adicionados con el polímero sintético con respecto a los no adicionados. Estos datos sugieren que el Firesorb a dosis normales de campo puede usarse ya que no tiene efectos adversos sobre la población microbiana.

#### **CONCLUSIONES**

Sobre la restauración de ecosistemas forestales guemados, los resultados de todas las experiencias realizadas demuestran claramente la eficacia de la implantación de una vegetación herbácea combinada con la aplicación de residuos orgánicos (particularmente de residuos ricos en fibras tales como la gallinaza) para la protección y/o recuperación de suelos forestales afectados por incendios no controlados. Los resultados también indican que es necesario optimizar la dosis del residuo y, sobre todo, que hay que aplicar estas prácticas inmediatamente después del incendio para evitar tanto el lavado de nutrientes de la capa de cenizas como la erosión postincendio, mientras no se produce la revegetación natural o la implantación de una vegetación arbórea. Por ello, una vez conseguida la protección del suelo, en una segunda etapa debe implementarse una vegetación arbórea, respetando de esta forma la evolución natural del ecosistema forestal. Los resultados demuestran finalmente que los nutrientes retenidos en los órganos de las herbáceas, cuyos restos se incorporan al suelo guemado, así como los nutrientes procedentes del residuo orgánico, contribuyen a la nutrición de la vegetación arbórea, restaurándose el ciclo de los nutrientes interrumpido por el incendio.

Sobre la repercusión del uso de diversos compuestos en la lucha contra los incendios las experiencias realizadas sugieren que los agentes retardantes de llama usados con frecuencia en la extinción de los incendios forestales (espumante, *Firesorb*, polifosfato amónico) deben ser aplicados con precaución, particularmente aquellos ricos en N y P (como el polifosfato amónico),

porque, aunque no tienen un efecto adverso sobre la microbiota edáfica, pueden retrasar la recuperación de la vegetación post-incendio y/o incrementar las pérdidas de nutrientes por lavado y erosión y, por consiguiente, aumentar considerablemente el riesgo de eutrofización de las aguas superficiales y subterráneas.

Agradecimiento. Los estudios mencionados fueron realizados con financiación de los Planes Nacionales de la Comisión Intergubernamental de Ciencia y Tecnología y los Planes de I+D+I de la Xunta de Galicia (España).

# REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acea M.J. y T. Carballas. 1996. Changes in physiological groups of microorganisms in soil following wildfire. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 20: 33-39.
- Acea M.J., N. Diz y A. Prieto-Fernández. 2001. Microbial populations in heated soils inoculated with cyanobacteria. *Biol. Fertil. Soils*, 33: 118-125.
- Acea M.J., A. Prieto-Fernández y N. Diz-Cid. 2003. Cyanobacterial inoculation of heated soils: effect on microorganisms of C and N cycles and on chemical composition in soil surface. *Soil Biochem.*, 35: 513-524.
- Alonso-Betanzos A., O. Fontela-Romero, B. Guijarro-Berdiñas, E. Hernández Pereira, M.I. Paz Andrade, E. Jiménez, J.L. Legido Soto y T. Carballas. 2003. An Intelligent system for forest fire risk prediction and fire fighting management in Galicia. *Expert Sys. Appl.*, 25: 545-554.
- Basanta M.R., M. Díaz-Raviña y T. Carballas. 2003. Microbial biomass and metabolic activity in a forest soil treated with an acrylamide copolymer. *Agrochimica*, 47: 9-13.
- Basanta M.R., M. Díaz-Raviña, P. Cuiñas y T. Carballas. 2004. Field data of microbial response to a fire retardant. *Agrochimica*, 48: 51-60.
- Basanta M.R., M. Díaz-Raviña, S.J. González-Prieto y T. Carballas. 2002. Biochemical properties of forest soils as affected by a fire retardant. *Biol. Fertil. Soils*, 36: 377-383.
- Beloso M.C. 1991. Estudio de la gallinaza como fertilizante agrícola. Tesis doctoral, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España.
- Cabrero-Canosa M., E. Mosqueira-Rey, V. Moret-Bonillo, E. Carballo, M. Piñeiro, S. Kolev, A.V. Galiñanes, M.I. Paz-Andrade y T. Carballas. 2002. A computational system for the heuristic forecasting of fire risk. *Proc. 6th Worl Multiconference on Systematics, Cybernetics and Informatics*, Vol. XI: Computer Science II, 19-23.
- Carballas M., M.J. Acea, A. Cabaneiro, C. Trasar, M.C. Villar, M. Díaz-Raviña, I. Fernández, A. Prieto, A. Saá, F.J. Vázquez, R. Zëhner y T. Carballas. 1994. Organic matter, nitrogen, phosphorus and microbial population evolution in forest humiferous acid soils after wildfires. En: L. Trabaud y R. Prodon (edts.). Fire in Mediterranean Ecosystems. Editorial CE, Bruselas, Bélgica, Vol. Ecosystems Research Series. Report 5: 379-385.

- Carballas T. 1997. Effects of fires on soil quality. Biochemical aspects. En: P. Balabanis, G. Eftichides y R. Fantechi (edts.). Forest fires risk and management. Editorial CE, Bruselas, Bélgica, Vol. Science Research Development, 249-261.
- Carballas T. 2003. Los incendios forestales en Galicia. En: J.J. Casares Long (coord.). Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia. Editorial Xunta de Galicia, Santiago de Compostela (España), 363/545-415/547 (ediciones en castellano y en gallego).
- Carballas T. 2006. A rexeneración dos ecosistemas. En: F. Díaz-Fierros y P. Baamonde (coords.). Os Incendios forestais en Galicia. Editorial Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela (España). Pp.: 189-204.
- Carballas T. 2007. Los incendios forestales, un desastre ecológico y económico para Galicia. En: Voz Natura: diez años de compromiso medioambiental. Editorial Fundación Santiago Fernández Latorre, La Voz de Galicia, A Coruña, España, Cap. 10. 2006. Incendios y Gestión Forestal, 97-106.
- Carballas T., M.J. Acea, A. Cabaneiro, S.J. González-Prieto, M. Díaz-Raviña, A. Prieto Fernández, I. Fernández y R.Nodar. 1998. Remediation of soil degraded by wildfires. Abstracts of the 16th World Congress of Soil Science, 696. Montpellier, Francia.
- Castro A., S.J. González Prieto y T. Carballas. 2006. Burning effects on the distribution of organic N compounds in a <sup>15</sup>N labelled forest soil. *Geoderma*, 130: 97-107.
- Castro A., S.J. González Prieto y T. Carballas. 2007. Effects of two soil reclamation techniques on the distribution of the organic N compounds in a <sup>15</sup>N labelled burnt soil. *Geoderma*, 137: 300-309.
- Castro A., S.J. González Prieto y T. Carballas. 2008. Medium-term effects of poultry manure on pine N uptake in a <sup>15</sup>N-labeled burnt soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 171: 821-825.
- Castro A., S.J. González Prieto, M.C. Villar y T. Carballas. 2000. Lowest effective and optimum poultry manure dose for reclaiming burnt soils: pot experiments. *Biol. Fertil. Soils*, 32: 494-499.
- Couto-Vázquez A. y S.J. González-Prieto. 2006. Short- and medium-term effects of three fire fighting chemicals on the properties of a burnt soil. *Sci. Total Environ.*, 371: 353-361.
- Díaz-Fierros F., F. Gil-Sotres, A. Cabaneiro, T. Carballas, M.C. Leirós y M.C. Villar. 1982. Efectos erosivos de los incendios forestales en suelos de Galicia. *An. Edafol. Agrobiol.*, 41: 627-639.
- Díaz-Raviña M., E. Bååth, A. Martín y T. Carballas. 2006. Microbial community structure in forest soils treated with a fire retardant. *Biol. Fertil. Soils*, 42: 465-471.
- Díaz-Raviña M., A. Couto-Vázquez, J. Mahía y S.J. González-Prieto. 2005. Impacto de los agentes retardantes de llama sobre la restauración del sistema suelo quemado-planta. En: J. Jiménez Ballesta y A.M. Álvarez (edts.). Actas II Simposio Nacional sobre Control de la Degradación de Suelos, Madrid. Pp.: 85-88.
- Díaz-Raviña, M., A. Prieto, M.J. Acea y T. Carballas. 1992. Fumigation-extraction method to estimate microbial biomass in heated soils. Soil Biol. Biochem., 24: 190-195.

- Díaz-Raviña M., A. Prieto y E. Bååth. 1996. Bacterial activity in a forest soil after soil heating and organic amendments measured by the thymidine and leucine incorporation techniques. *Soil Biol. Biochem.*, 28: 419-426.
- Díaz-Raviña M., M.C. Villar, V. Petrikova y T. Carballas. 2002. Biorremediation of degraded forest soils affected by wildfires. *Electron. J. Environ. Agric. Food Chem.*, 1: 1-14.
- Fernández I., A. Cabaneiro y T. Carballas. 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biol. Biochem.*, 29: 1-11.
- Fernández I., A. Cabaneiro y T. Carballas. 1999. Carbon mineralization dynamics in soils after wildfires in two Galician forests. Soil Biol. Biochem., 31: 1853-1865.
- Fernández I., A. Cabaneiro y T. Carballas. 2001. Thermal resistance to high temperatures of different organic fractions from soils under pine forests. *Geoderma*, 104, 281-298.
- García-Marco S. y S.J. González-Prieto. 2008. Short- and medium-term effects of fire and fire-fighting chemicals on soil micronutrient availability. *Sci. Tot. Environ*. (en prensa) DOI:10.10.1016/j.scitotenv.2008.08.021.
- González Prieto S.J., A. Cabaneiro, A. Castro, M.C. Villar, A. Martín y T. Carballas. 1999. Obtainment of a carbon-13-, nitrogen-15-labelled burnt soil. *Biol. Fertil. Soils*, 29: 434-436.
- González-Prieto S.J., M.C. Villar y T. Carballas. 2008. Availability of <sup>15</sup>N from pioneer herbaceous plants to pine seedlings in reclaimed burnt soils. *Rapid Commun. Mass Sp.*, 22: 1-4.
- Martín A., M. Díaz-Raviña y T. Carballas. 2007. Evolution of soil carbohydrates content and structural stability in soils affected by forest wildfires. En: *Abstracts of International Meeting of Fire Effects on Soil Properties*, 33. Barcelona, España.
- Paz Andrade M.I., T. Carballas, J. Jiménez y J.L. Legido. 2003. Sistema Experto: Prevención y Lucha contra incendios forestales en Galicia. *Prevención de Incendios*, 18: 44-46.
- Prieto-Fernández A., M.J. Acea y T. Carballas. 1998. Soil microbial-and extractable C and N after wildfire. *Biol. Fertil. Soils*, 27: 132-142.
- Prieto-Fernández A., M. Carballas y T. Carballas. 2004. Inorganic and organic N pools in soils burned or heated: immediate alterations and evolution after forest wildfires. *Geoderma*, 121: 291-306.
- Prieto-Fernández A., M.C. Villar, M. Carballas y T. Carballas. 1993. Short term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an atlantic forest soil. *Soil Biol. Biochem.*, 25: 1657-1664.
- Saá A., M.C. Trasar, F. Gil-Sotres y T. Carballas. 1993. Changes in P fraction distribution and phosphomonoesterasa activity immediately following forest fires. *Soil Biol. Biochem.*, 25: 1223-1230.
- Saá A., M.C. Trasar y T. Carballas. 1998. Soil P status and phosphomonoesterasa activity of recently burnt and unburnt soil following laboratory incubation. *Soil Biochem.* 30: 419-428.

- Salgado J., M.I. González, J. Armada, M.I. Paz-Andrade, M. Carballas y T. Carballas. 1995. Loss of organic matter in Atlantic forest soils due to wildfires. Calculation of the ignition temperature. *Thermochim. Acta*, 259: 165-175.
- Salgado J., M.M. Mato, A. Vázquez-Galiñanes, M.I. Paz Andrade y T. Carballas. 2004. Comparison of two calorimetric methods to determine the loss of organic matter in Galician soils (NW Spain) due to forest wildfires. *Thermochim. Acta*, 410: 141-148.
- Varela A., J. Villaverde, M.M. Mato, J. Salgado, M.I. Paz Andrade, T. Carballas, E. Carballo y J.L. Legido. 2006a. Looking for a model for the prediction of the forest fire peaks in Galicia (NW of Spain). En: D.X. Viegas (edt.). Forest. Ecol. Manag., 234S, S19.
- Varela A., J. Villaverde, M.M. Mato, J. Salgado, M.I. Paz Andrade, T. Carballas, E. Carballo y J.L. Legido. 2006b. Looking for a model model for the prediction of the forest fire peaks in Galicia (NW of Spain). En: D.X. Viegas (edt.). Proceedings of the 5th International Conference on Forest Fire Research. Editorial Elsevier, B.V., Holanda y ADAI/CEIF, Universidad de Coimbra, Portugal, CD-Rom, Section B. Fire Prevention. 14 pp.
- Vázquez F.J., M.J. Acea y T. Carballas. 1993. Soil microbial populations after wild-fire. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 13: 93-104.
- Vázquez F.J., V. Petrikova, M.C. Villar y T. Carballas. 1996. The use of poultry manure and plant cultivation for the reclamation of burnt soils. *Biol. Fertil. Soils*, 22: 265-271.
- Vilariño A. y J. Arines. 1991. Numbers and viability of vesicular-arbuscular fungal propagules in field soil samples after wildfire. *Soil Biol. Biochem.*, 23: 1083-1087.
- Villar M.C., S.J. González-Prieto y T. Carballas. 1998. Evaluation of three organic wastes for reclaiming burnt soils: improvement in the recovery of vegetation cover and soil fertility in pot experiments. *Biol. Fertil. Soils*, 26: 122-129.
- Villar M.C., V. Petrikova, M. Díaz-Raviña y T. Carballas. 2004a. Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation. Geoderma, 122: 73-82.
- Villar M.C., V. Petrikova, M. Díaz-Raviña y T. Carballas. 2004b. Recycling of organic wastes in burnt soils: combined application of poultry manure and plant cultivation. *Waste Manag.* 24: 365-370.
- Zëhner R., T. Carballas y W.E.H. Blum. 1991. Development of soil microbial and biochemical activity through forest fires. En: M. Sala y J.L. Rubio (eds.). European Society for Soil Conservation. Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires, Abstracts & Participants, 32. Valencia, España.

# EMISIONES DE GASES CON EFECTO INVERNADERO ASOCIADAS CON LA PRODUCCIÓN DE CULTIVOS DE GRANOS Y SUS PRÁCTICAS DE MANEJO

# Ignacio A. Ciampitti<sup>1, 2, 3, \*</sup>, Esteban A. Ciarlo<sup>1</sup>, Marta E. Conti<sup>1</sup> y Cliff Snyder<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Cátedra de Edafología, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453, Buenos Aires CABA1417 (R. Argentina). <sup>2</sup>IPNI Cono Sur. Av. Santa Fe 910 Acassuso, Buenos Aires B1641ABO (R. Argentina). <sup>3</sup>Purdue University. West Lafayette, Indiana 47906 (USA). <sup>4</sup>IPNI. Director del Programa de Nitrógeno. Conway, Arkansas 72033 (USA). Correo electrónico: \*<iciampitti@ipni.net>; <conti@agro.uba.ar>.

Resumen: El objetivo de este trabajo fue revisar los principios básicos y el conocimiento científico actualmente disponible sobre las emisiones de los gases de efecto invernadero (GEIs) y los procesos involucrados en su producción. Se pretende proponer necesidades de investigación para mejorar el entendimiento de los GEIs provenientes de los sistemas agrícolas. La agricultura juega un rol sustancial en el balance de los tres GEI más significativos, y cuyas emisiones son influenciadas por las actividades humanas. Los tres gases considerados son dióxido de carbono, óxido nitroso y metano. Entre estos tres gases el N<sub>o</sub>O podría ser el más importante a nivel agrícola por el amplio uso de los fertilizantes nitrogenados y debido a su gran influencia sobre el potencial de calentamiento global (PCG), ya que presenta un elevado equivalente de CO<sub>2</sub>. Las principales emisiones de CO<sub>2</sub> a partir de la agricultura son provenientes de las aplicaciones de cal y urea, ésta última fuente presenta un mayor potencial de PCG debido a la presencia de N en su estructura. La fuente agrícola más importante de CH, son los cultivos de arroz en parcelas inundadas. Los factores más importantes que afectan las emisiones de los GEIs son el clima, contenido de C orgánico del suelo, textura, pH, humedad edáfica y drenaje del suelo, y otros factores relacionados con el manejo, como lo son la dosis de N aplicado, el tipo de fertilizante y de cultivos (cereales, leguminosas y pasturas). La agricultura puede también ser considerada como destino para el CO<sub>2</sub>, originando en una reducción neta del PCG. Una producción agrícola intensiva con rendimientos cada vez más elevados por unidad de insumo limitante representaría una oportunidad para mejorar el secuestro de C y mitigar las emisiones de los GEIs. Es necesario mejorar el conocimiento científico sobre los ciclos biogeoquímicos y las pérdidas y ganancias de nutrientes de los sistemas agrícolas a largo plazo; ello se puede lograr si se realizan mediciones simultáneas de los GEIs para los sistemas de cultivos más importantes a nivel mundial en parcelas de observación a largo plazo.

Palabras clave: Dióxido de C, metano, óxido nitroso, sistemas de cultivos.

# Greenhouse Gas Emissions associated with crop production and management practices

**Abstract:** The objective of this chapter is to review basic principles and the available scientific knowledge on greenhouse gas (GHG) emissions (GHGEs), as well as the processes involved in their production. Agriculture plays an essential role in the balance of three of the most important GHGs, whose emissions are influenced by human activities. The three GHGs associated with agriculture are carbon dioxide, methane, and nitrous oxide. Among the three, gases,  $N_{o}O$  may be the most important because of its large CO<sub>2</sub> equivalent influence on the global warming potencial (GWP) and its emissions are strongly associated to fertilizer use. CO<sub>0</sub> emissions from lime and urea are considered principal emission sources. Urea may represent a higher GWP because of the presence of N in its structure and the tonnage consumed. Rice production under flooded soils is the main source of CH<sub>4</sub> emissions from agricultural cropping systems. The most important factors that affect GHGEs are climate, soil organic carbon (SOC) content, texture, pH, soil moisture and drainage. Emission factors related to cropping system management practices are N rate applied, fertilizer N source, N application timing, and N placement in specific crop systems (cereals, legumes and grasses). Agriculture can be a sink for CO<sub>o</sub> and may help achieve a net decrease in GWP. Intensified agricultural production, with increasing yields per unit of critical input over time, may provide opportunities to improve C sequestration and mitigate GHGEs. To improve scientific knowledge, more research is needed to simultaneously measure all GHGs, for the most important cropping systems around the world. Long-term field-scale studies should be conducted to evaluate cropping systems "as a whole", to obtain information on biogeochemical cycles, losses and gains of nutrients.

Key words: greenhouse gas emissions, carbon dioxide, methane, nitrous oxide, cropping system.

# INTRODUCCIÓN

# 1. Gases con Efecto Invernadero (GEIs)

Los gases de efecto invernadero (GEIs) son aquellos que absorben radiación infrarroja en la atmósfera y, por tanto, contribuyen al calentamiento global. Los tres gases de efecto invernadero asociados con la producción agrícola son el dióxido de carbono ( $\mathrm{CO}_2$ ), el metano ( $\mathrm{CH}_4$ ) y el óxido nitroso ( $\mathrm{N}_2\mathrm{O}$ ). Estos gases difieren en su efectividad en calentamiento y conversión o "turnover" (recambio) en la atmósfera. El cálculo del potencial de calentamiento global depende del tiempo en consideración. Para un período de 100 años, una unidad de  $\mathrm{CH}_4$  y  $\mathrm{N}_2\mathrm{O}$  tienen 23 y 296 veces el potencial de calentamiento global (PCG), respectivamente, como unidad de  $\mathrm{CO}_2$ 

(*IPCC*, 2001). La combustión de combustibles fósiles es responsable de más del 75 % de las emisiones de  $\mathrm{CO_2}$  de origen antrópico. Más aún, las actividades humanas han provocado un incremento de más del doble de la concentración de  $\mathrm{CH_4}$  en los últimos 25 años (Denmann *et al.*, 2007). Las concentraciones atmosféricas de  $\mathrm{N_2O}$  se han incrementado desde aproximadamente 270 partes por billón (ppb) durante la era pre-industrial a 319 ppb en el año 2005. Esto es un incremento del 40 al 50%, como resultado de la actividad humana. La proporción de las emisiones de  $\mathrm{N_2O}$  provenientes de áreas cultivadas, directamente inducidas por los fertilizantes, se estiman en un 23 % a nivel mundial, y varían entre 24 % y 35 % en América del Norte (Snyder *et al.*, 2007).

#### 2. Fuentes de los GEIs

Las fuentes de los GEIs más importantes a nivel mundial son las siguientes:

- Dióxido de carbono (CO $_2$ ): Combustibles fósiles (petróleo, gas natural y carbón), desechos sólidos, árboles y productos de la madera, y también como resultado de la contribución del cambio de uso de la vegetación natural a campos agrícolas, quema de residuos de cosecha y otras prácticas agrícolas como la labranza intensiva. El CO $_2$  es reciclado en grandes cantidades a través de los ciclos biogeoquímicos. Las plantas, a través del proceso de fotosíntesis, consumen grandes cantidades de CO $_2$  debiéndose considerar que todos sus tejidos se reciclan convirtiéndose nuevamente en CO $_2$  cuando se consumen o descomponen.
- Metano (CH<sub>4</sub>): Producción y transporte de carbón, gas natural y combustible; ganadería y otras prácticas agrícolas y la descomposición de residuos orgánicos en basureros municipales de rellenos sólidos. El CH<sub>4</sub> se emite a partir de la producción ganadera y del cultivo de arroz, principalmente. La agricultura es considerada como destino del CH<sub>4</sub> atmosférico cuando la concentración es inferior respecto a la condición original de los suelos.
- Óxido nitroso ( $\rm N_2O$ ): Actividades de la industria y la agricultura, como también la combustión de combustibles fósiles y desechos sólidos. El  $\rm N_2O$  emitido es resultado de dos procesos microbiológicos del suelo: Nitrificación o desnitrificación. Los factores que controlan el proceso de nitrificación y desnitrificación son complejos debido a que la producción depende de la concentración de oxígeno en el suelo, de la temperatura, humedad del suelo, potencial redox y contenido de N mineral.

# Emisiones de $CO_2$ a partir de aplicaciones de calizas

Las aplicaciones de cal se realizan con la finalidad de incrementar el pH del suelo. Esto se hace en gran parte de los países del mundo como medida correctora de situaciones de suelos ácidos, con valores de pH en suelo inferior a 5,0; una gran proporción de este carbonato puede liberarse

como  $\mathrm{CO}_2$ . Se considera que todo el carbonato puede ser emitido (*IPCC*, 2006) independientemente de la fuente, calcita o dolomita. Actualmente, investigaciones realizadas confirman que menos de la mitad del C aplicado en forma de cal se emite como  $\mathrm{CO}_2$  (West y McBride, 2005); por tanto, el PCG del encalado, en promedio, sería de 0,23 kg  $\mathrm{CO}_2$  kg<sup>-1</sup> de cal. Se debe considerar que las aplicaciones de fertilizantes nitrogenados como la urea, nitrato de amonio y amoniaco anhidro generan un requerimiento de cal para balancear la acidez producida por la aplicación de los mismos en el largo plazo en sistemas intensivos de producción de cultivos. Una forma de mitigar estas emisiones son las aplicaciones de óxidos; sería más recomendable utilizar óxidos relativamente puros de Ca o Mg, ya que el  $\mathrm{CO}_2$  atmosférico podría fijarse en respuesta a la adición de estos materiales (Snyder *et al.*, 2007).

#### Emisiones a partir de la Urea

La práctica de aplicación de urea para corregir las necesidades de N por parte de los cultivos agrícolas conlleva a la producción final de bicarbonato, en presencia de agua y ureasas, responsables de la descomposición del gránulo de urea en el suelo. El bicarbonato formado, consecuentemente, es posible se emita como  $\mathrm{CO}_2$ . Se debe considerar que en el proceso de manufacturación del fertilizante nitrogenado urea se produce una remoción del C atmosférico ( $\mathit{IPCC}$ , 2006). De manera similar, todo el C contenido en la urea se considera como  $\mathrm{CO}_2$  emitido, pero debería aplicarse algún factor de corrección debido a la falta de certeza de esta afirmación. Considerando que la urea contiene 24 g de C por cada 56 g de N, esto permite estimar un PCG de 1,60 kg  $\mathrm{CO}_2$  kg-1 de N-ureico aplicado (Snyder et~al., 2007). Esta fuente presenta un PCG superior al del encalado debido a la presencia de N en su estructura (urea), pero continúa siendo inferior respecto al efecto potencial sobre las emisiones totales de  $\mathrm{N}_2\mathrm{O}$ .

## Emisiones de óxido nitroso a partir de cultivos agrícolas

Las emisiones de  $\rm N_2O$  estimadas a partir de cultivos agrícolas en Canadá, Estados Unidos de Norteamérica, América del Sur, Europa y el Mundo se pueden observar en la Tabla 1.

Tabla 1. Estimaciones de emisiones de N<sub>2</sub>O a partir de cultivos agrícolas en Canadá, EE. UU. de Norteamérica, América del Sur, Europa y el mundo en el año 1995 (adaptado a partir de IFA/FAO, 2001).

Región (r	Área	N fert.	N abono orgánico	Emisiones de N <sub>2</sub> O-N (millones ton)		
	(millones ha)	(millones ton)	aplicado (millones ton)	Total	Inducidas por los fert. <sup>1</sup>	
Canadá	46	1,58	0,21	0,067	0,016	
E.U.N.A.	190	11,15	1,58	0,316	0,112	
América del Sur	111	2,30	1,05	0,260	0,102	
Europa	138	8,25	4,16	0,303	0,166	
Global	1,436	73,5	20,66	3,150	0,735	

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Estimado utilizando el factor de emisión del *IPCC* del 1 %.

La proporción de N aplicada que se pierde por emisiones de  $\rm N_2O$  varía ampliamente. El Panel Internacional de Cambio Climático (*IPCC*) estima un factor de emisión de 0,01 con un rango de incertidumbre de 0,003 a 0,03 (*IPCC*, 2006). A nivel mundial, teniendo en cuenta un promedio de diferentes áreas geográficas se estima que un 1 % del N aplicado se emite como N-N<sub>2</sub>O. En términos de PCG, esto equivale a 4,6 kg  $\rm CO_2$  kg<sup>-1</sup> de N aplicado. McSwiney y Robertson (2005) reportaron que este factor es más preciso con dosis de N menores o iguales a las requeridas por los cultivos, debido a que en dosis elevadas las tasas de emisiones de N se convierten más variables.

La influencia de distintos cultivos agrícolas sobre las emisiones de N<sub>o</sub>O no ha sido suficientemente investigada (Kaiser et al., 1998). El efecto de las plantas sobre la desnitrificación (principal mecanismo generador de N<sub>o</sub>O), es complejo. Por un lado, la promueven aportando C en forma de exudados y material celular radical, los cuales estimulan el crecimiento de la población bacteriana, la cual incluye a la población desnitrificadora (Ciampitti et al., 2008). También actúan como donadores de electrones para la reducción de nitratos y N<sub>2</sub>O. Las concentraciones de carbono orgánico edáfico (COS) están altamente correlacionadas con la actividad desnitrificadora. Como la materia orgánica en los suelos (MOS) depende de la entrada de residuos vegetales, las especies cultivadas deberían ejercer una influencia significativa en las emisiones de N<sub>o</sub>O. Por otro lado, la demanda de agua de las plantas disminuve el contenido de humedad edáfica promoviendo la aireación, mientras la absorción de nitratos reduce su pérdida por desnitrificación (Rodríguez, 1997). Hay evidencias que las prácticas agrícolas intensivas impactan en el ciclo del N a través de la pérdida de MOS y deterioro de la estructura del suelo (Saggar et al., 2001), lo que podría influenciar de algún modo las emisiones de N<sub>2</sub>O.

#### Influencia de los cultivos agrícolas

Rodríguez (1997) halló que distintos cultivos (trigo y maíz) generaron respuestas diferentes de desnitrificación ante diferentes labranzas y fertilizaciones. Se encontraron aumentos en las pérdidas de N por desnitrificación ante la aplicación de urea a un cultivo de maíz, pero no a uno de trigo. El efecto del fertilizante se observó como promotor de mayor volumen de rastrojos cubriendo el suelo, mejorando así las condiciones de humedad bajo labranza cero, pero y no a través de la concentración de nitratos en el suelo; en este estudio la aireación fue el factor más preponderante en determinar las diferencias entre labranzas aunque, en el caso del trigo, el peso de la aireación fue menor, dado que por causa de una situación climática más benigna (en cuanto a la oferta de humedad del suelo), la diferencia entre labranzas no fue tan marcada. Con balances hídricos más positivos las diferencias entre los sistemas de labranzas parecen desaparecer.

Otro trabajo que confirma la importancia del status hídrico en cultivos de maíz fue el realizado en el sudeste bonaerense de la República Argentina por Sainz Rozas et al. (2001). Este trabajo encontró impactos positivos de la fertilización sobre la desnitrificación durante el período que va desde la siembra del maíz hasta el estado de seis hoias de desarrollo del maíz (V6). A partir de V6 y hasta la cosecha del cultivo de maíz la fertilización no alteró las tasas de desnitrificación. Los mayores contenidos de agua y de WFPS (water filled pore space, estos es, espacio poroso ocupado por agua) se observaron entre la siembra y V6, ya que luego de este período los valores de evapotranspiración fueron elevados y la absorción de agua por parte del cultivo fue en aumento en forma más que proporcional en función de sus requerimientos hídricos y la demanda evapotranspirativa del ambiente; estos autores encontraron una alta relación positiva y no lineal entre las tasas de desnitrificación y el WFPS, lo que indicaría que el WFPS es un factor muy importante para establecer la capacidad de desnitrificación en cultivos de verano como el maíz.

Kaiser et al. (1998) encontraron que cuatro cultivos distintos (trigo, cebada, remolacha azucarera y colza) influyeron significativamente en las emisiones medias de  $\rm N_2O$ . Esta influencia era esperable debido a las diferentes cantidades de N aplicado mediante fertilizantes inorgánicos a los diferentes cultivos. Sorprendentemente la remolacha azucarera evidenció las mayores pérdidas por desnitrificación, aunque recibió la menor de las dosis de fertilización entre los cultivos, lo cual estuvo relacionado con una combinación compleja de factores, aunque aquí se debe considerar la relación C/N de las raíces y de la biomasa aérea de la remolacha azucarera.

Henault et al. (1998) obtuvieron mayores emisiones de  $\rm N_2O$  en cultivos de colza fertilizados a distintos niveles respecto de aquellos correspondientes a suelos desnudos; y estos últimos tuvieron mayores emisiones que los suelos con cobertura vegetal, no fertilizados. Dejar el suelo desnudo durante el barbecho se considera una práctica en general poco adecuada; estos

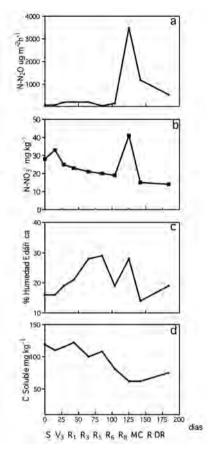
resultados proveen un argumento adicional a este concepto, debido a la disminución de las emisiones de  $N_oO$  con la instalación de cobertura vegetal.

El cultivo de arroz es una de las fuentes antropogénicas más importantes de emisiones de CH<sub>a</sub>. Las principales fuentes de N utilizadas son urea y sulfato de amonio, las cuales se aplican anualmente en 3 millones de hectáreas de arroz cultivado en los EE.UU. (Snyder y Slaton, 2001). Bufogle et al. (1998) reportaron que las emisiones de CH<sub>4</sub> fueron menores cuando se utilizó, el sulfato de amonio respecto a la urea como fuente fertilizante. Los suelos inundados se convierten en suelos reducidos, lo que puede afectar la dinámica del CH<sub>4</sub> en el suelo. Jugsujinda et al. (1995) observaron en el Estado de Lousiana que las emisiones de CH<sub>4</sub> se redujeron cuando se aplicó N como nitrato al cultivo de arroz, debido que los nitratos produjeron un aumento del potencial redox. Hou et al. (2000) reportaron que las emisiones de CH<sub>4</sub> ocurrieron a potenciales redox más reducidos (<-100 mV) respecto a las emisiones de N<sub>2</sub>O (>+200 mV) cuando la urea y abonos orgánicos fueron las fuentes de N, y se observó una relación inversa entre estos dos GEIs. Esto permite inferir un riesgo potencial de promover las emisiones de N<sub>2</sub>O cuando se drenan los arrozales. Manteniendo el potencial redox del suelo entre -100 y +200 mV podría prevenirse la producción de CH<sub>4</sub> y mantenerse en valores muy bajos la producción de N<sub>2</sub>O. Lindau et al. (1990) reportaron que la presencia de plantas de arroz y las aplicaciones de fertilizantes nitrogenados afectan las emisiones de N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>. El humedecimiento inmediato y el anegamiento continuo ("inundación permanente") del suelo posterior a la aplicación de urea o amonio es una medida efectiva de reducir la nitrificación y las emisiones de N<sub>2</sub>O (Hutsch et al., 1999). Esta una de las mejores prácticas de manejo (MPM) que se recomiendan para la producción de cultivos de arroz (Wilson et al., 2006).

El cultivo de leguminosas puede contribuir a la emisión de  $N_2O$  de varias maneras. El  $N_2$  atmosférico fijado por las leguminosas puede ser nitrificado y desnitrificado del mismo modo que el N del fertilizante. Además, el género simbionte *Rhizobium* es capaz de desnitrificar y producir  $N_2O$  (Mosier et al., 1996). Ciampitti et al. (2005; 2008) reportaron que las mayores emisiones de óxido nitroso en soja (68 % del total de pérdida de N del suelo) se produjeron a partir de R6 (máxima acumulación de biomasa en cultivo, según escala de Fehr y Caviness, 1977) hasta 60 días posteriores a la madurez fisiológica del cultivo (R8); este período se denominó como el "período crítico para las emisiones" en el cultivo de soja debido a que fue coincidente con el proceso de senescencia nodular y descomposición del cultivo, liberando C y N lábil para microorganismos desnitrificadores. En ese mismo estudio las emisiones de  $N_2O$  mantuvieron una evolución similar a las concentraciones de nitratos y de humedad edáfica, con una disminución en el contenido del C orgánico soluble (COS), sustrato de la biomasa microbiana.

En la Fig. 1 se puede observar la complejidad de la regulación de las emisiones de N<sub>2</sub>O en el campo (Ciampitti *et al.*, 2008) y como las combinaciones

específicas de los factores reguladores determinan el momento de incremento de pérdida de N-N<sub>2</sub>O a la atmósfera.



**Figura 1.** Evolución de las emisiones de óxido nitroso (a) y de las variables reguladoras de las mismas: b- Nitratos, c- Humedad y d- Carbono soluble, durante los momentos ontogénicos del ciclo del cultivo de soja (tomado de Ciampitti *et al.* 2008).

# Influencia de los pastizales y praderas naturales

Jarvis et al. (1996) consideraron que las especies vegetales propias de pastizales son muy eficientes removiendo el N soluble del suelo, de modo que aún a altas tasas de aplicación de fertilizante generalmente pocos nitratos se encuentran en la solución del suelo bajo pastos. Sin embargo, numerosos estudios han mostrado que la aplicación de fertilizante nitrogenado a praderas aumentó las emisiones de  $\rm N_2O$  (De Klein y Van Logtestijn, 1996; Bergstrom et al., 2001). En una comparación entre praderas con

base de leguminosas y pastizales fertilizados, Carran et al. (1995) sugirieron que dichas praderas no presentan atributos especiales que aumenten las emisiones de  $\rm N_2O$ . La ocurrencia generalizada de especies de  $\it Rhizobium$ , algunas de las cuales fueron identificadas como desnitrificadoras, no puede considerarse particularmente relevante en la desnitrificación en este tipo de pasturas.

Mosier et al. (1996) encontraron que convertir suelos cultivados en pastizales eventualmente llevaría a reducciones en las emisiones de N<sub>2</sub>O a valores similares a aquellos de suelos nativos de la misma textura y material parental. La conversión de pasturas a sistemas de producción de cultivos es una práctica común que, generalmente, resulta en deterioros de la estabilidad estructural del suelo y agotamiento progresivo de la MOS y fertilidad nitrogenada, lo que implica crecientes necesidades de fertilización nitrogenada. Los fertilizantes nitrogenados son considerados una de las fuentes más importantes del N<sub>2</sub>O perdido por los suelos, por lo que estas conversiones llevarían a crecientes pérdidas de N (Choudhary et al., 2001); estos últimos autores encontraron flujos de N<sub>2</sub>O significativamente mayores en suelos con pasturas permanentes que aquellos cultivados bajo distintos sistemas de labranza. En ese mismo trabajo se encontraron mayores valores de desnitrificación anuales en pasturas permanentes que en suelos cultivados en forma continua durante 34 años; debe, no obstante, advertirse que la influencia de los distintos usos fue variando durante el año.

En la Región Pampeana Argentina existen suelos sometidos a sucesivas inundaciones y con períodos de buen drenaje y muchos de ellos de la región son dedicados a un uso agrícola continuo (Giambiagi et al., 1990). Algunas mediciones de emisiones de  $\rm N_2O$  (Ciarlo et al., 2007, 2008; Ciampitti et al., 2008) y de gases nitrogenados por desnitrificación por los suelos agrícolas fueron realizados en suelos de la Región Pampeana (Giambiagi et al., 1990; Palma et al., 1997; Picone et al., 1997; Picone y Videla, 1998; Rodríguez, 1997; Sainz Rozas et al., 2001 y 2004), aunque aún existe una carencia de datos de emisiones de  $\rm N_2O$ . A través de un modelo que incluía la tasa de fertilización nitrogenada, porcentajes de C edáfico, clima, cultivo y valores de pH y textura del suelo, Stehfest y Bouwman (2006) estimaron emisiones anuales de  $\rm N_2O$  desde la Región Pampeana entre 0 y 6,0 kg N ha-1 a-1, valor que fue influido por la alta intensidad del cultivo de soja en la Región.

# Manejo de residuos y emisiones de $N_2{\rm O}$

La cantidad y calidad diferencial de los residuos de los distintos cultivos pueden generar diferencias en las tasas de desnitrificación durante el período de descomposición de los mismos. Choudhary et al. (2001) encontraron que el uso de maíz para silaje (que deja muy poca cantidad de residuos en el suelo), conllevó bajos valores de nitratos durante el barbecho, lo que

condujo a bajos niveles de producción de  $N_2O$ . Con respecto a otros sistemas Kaiser *et al.* (1998) reportaron que las pérdidas de  $N_2O$  durante el invierno se incrementaron con disminuciones en las relaciones C/N de los residuos incorporados al suelo.

La generación de cultivos de alto rendimiento induce elevados ingresos de C al suelo durante la incorporación del rastrojo y se promueve intensamente la actividad de organismos nitrificadores y desnitrificadores (Conti et al., 1997). Es común que ocurran aumentos en las emisiones por desnitrificación tras el agregado de residuos vegetales al suelo. Los residuos que se incorporan al suelo proveen COS que estimula los procesos de desnitrificación (Liu et al., 2006). Varios autores hallaron que la intensidad de la desnitrificación está relacionada positivamente a la distribución de los residuos vegetales en el perfil (Aulakh et al., 1991; Parry et al., 1999). Mahmood et al. (1998), confirmaron que el efecto estimulante de los residuos de un cultivo sobre la desnitrificación no se debía exclusivamente a la provisión de N, dado que existen mayores emisiones por desnitrificación por aplicación de 200 kg N-abono que por aplicación de 200 kg N-urea, a pesar de los mayores contenidos de nitratos en el último caso. Los nitratos formados a partir de residuos por nitrificación del amonio (que difunden desde el material orgánico agregado), pueden fácilmente volver hacia estos sitios de alta reducción, donde se desnitrifican (Flessa y Beese, 1995).

Las emisiones de N<sub>2</sub>O generalmente aumentan después de la incorporación de residuos vegetales, dependiendo la magnitud de las emisiones de la cantidad y calidad de residuos incorporados (Millar y Baggs, 2004; Stehfest y Bouwman, 2006) y siempre que los contenidos de nitratos no sean limitantes (Dittert et al., 2005). Millar y Baggs (2005) hallaron que las altas cantidades de C y N solubles de residuos de pastos tropicales estimularon en gran medida las emisiones de N<sub>2</sub>O. Las emisiones de N<sub>2</sub>O provocadas por la aplicación de materiales orgánicos parecen deberse a procesos de desnitrificación, dado que generalmente estos materiales incrementan la cantidad de sitios con aireación restringida (Meng et al., 2005). En un Argiudol de la Región Pampeana argentina Ciampitti et al. (2008), reportaron que el efecto de la fertilización sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O se hizo más notable con la presencia de plantas de soja, por un mayor aporte de C y calidad de residuo, alta concentración de N soluble, durante la descomposición de los residuos tras la cosecha; estos resultados expresan el delicado balance entre las disponibilidades relativas de compuestos de C y N (o de donadores y aceptores de electrones), en las emisiones de N<sub>2</sub>O, jugando un rol clave en el proceso de control de este GEI.

#### 3. Factores Globales de las Emisiones de los GEIs

Los factores más importantes que afectan las emisiones de los GEIs (especialmente a las emisiones de  $N_2O$ ) provenientes de sistemas agrícolas se pueden agrupar de la siguiente manera (*IFA/FAO*, 2001):

- Factores abióticos: Clima y textura, pH, COS, contenido de humedad y drenaje edáficos;
- 2. Factores relacionados con el manejo: Dosis de N aplicado por tipo de fertilizante, cultivos (cereales, leguminosas y pasturas).

La longitud de evaluación de las mediciones de óxido nitroso y su frecuencia son citados como factores claves en las determinaciones de las emisiones de  $N_2O$  (Snyder et al., 2007). Eichner (1990) listó los factores considerados claves para las estimaciones a largo plazo de las emisiones de  $N_2O$  derivadas de las prácticas de fertilización:

- 1. Factores de manejo (fuente del fertilizante, dosis de aplicación, técnica de aplicación, momento de aplicación, sistema de labranza, uso de otros químicos (p. e., glifosato), cultivos, irrigación, y C y N residual de los residuos de cultivos y fertilizaciones a la rotación);
- 2. Factores ambientales (temperatura, precipitaciones, contenido de humedad del suelo, contenido de COS, status de oxígeno edáfico, porosidad, pH del suelo, ciclos de congelamiento y secado, y actividad y abundancia de microorganismos).

Además, las prácticas agrícolas pueden incrementar las emisiones de  $N_2O$  a través de las pérdidas por volatilización del  $NH_3$  y lixiviación del  $NO_3^-$ . El N volatilizado puede afectar las emisiones debido a la proporción de N que se puede depositar en suelos no agrícolas y recursos acuíferos, sujeto a transformaciones que no incluyan la fuerte absorción por cultivos, lo que puede originar pérdidas de  $N_2O$ . Una parte del  $NO_3^-$  que es lixiviado o descargado en el drenaje del suelo puede ser desnitrificado por los microorganismos e incrementar las emisiones a la atmósfera (Del Grosso  $et\ al.\ , 2006)$ .

Varios autores (Thornton y Valente, 1996; Bouwman y Boumans, 2002; DelGrosso et al., 2006; Mosier et al., 2006) observaron una relación directa entre las emisiones de  $\rm N_2O$  y la cantidad de fertilizante nitrogenado aplicado; pero se debe considerar que las emisiones tienden a declinar con más altos contenidos de N edáfico. Es importante remarcar estos resultados debido que afectan la determinación de las estimaciones de los GEIs y llevan a una sobreestimación de las emisiones a dosis crecientes de fertilizantes nitrogenados.

A continuación se detallan las variables más importantes en la producción de los GEIs:

a) Fertilizantes Inorgánicos.- Utilizando las mejores prácticas de manejo (MPM) de los fertilizantes y mejorando la eficiencia y efectividad de uso de

nutrientes por los cultivos (específicamente de N), se pueden reducir las emisiones de N<sub>2</sub>O, disminuyendo el contenido de nitrato residual en suelo y, potencialmente, se podría aumentar el secuestro de C en sistemas intensivos y reducir las emisiones de CO<sub>2</sub> (Cassman *et al.*, 2002; Dobermann y Cassman, 2004; Mosier *et al.*, 2004; Dobermann, 2007; Snyder y Bruulsema, 2007).

b) Producción de los Fertilizantes.- El proceso de Haber-Bosch para la producción de  $NH_3$  a partir de gas natural ( $CH_4$ ) se describe en forma aproximada, por la siguiente reacción (USEPA, 2007):

$$0.88 \text{ CH}_4 + 1.26 \text{ Aire} + 1.24 \text{ H}_2\text{O} \longrightarrow 0.88 \text{ CO}_2 + \text{N}_2 + 3 \text{ H}_2$$
 $\text{N}_2 + 3 \text{ H}_2 \longrightarrow 2 \text{ NH}_3$ 

Este es un proceso eficiente. Wood y Cowie (2004) revisaron diferentes trabajos sobre la temática estimando los factores de emisión para la producción de  $\rm NH_3$ ; los factores de emisión que encontraron oscilaron entre 1,4 a 2,6, con una media de 1,88 kg  $\rm CO_2$  kg $^{-1}$  de N. Esto implica que las plantas de Europa, Australia y Norte América están operando con un 36 % superior del requerimiento teórico de energía (Snyder et al., 2007). Smil (2002) sugirió que a medida que las industrias reemplacen las plantas antiguas por nuevas, se podría esperar un menor factor de emisión de 1,66 kg  $\rm CO_2$  kg $^{-1}$  de N-NH $_3$ .

En la Tabla 2 puede observarse el uso de energía y emisiones de los GEIs asociados a la manufactura y transporte de los fertilizantes, según el modelo GREET 1,7 (Wang, 2007).

Tabla 2.	Uso de en	ergía y emision	es de los GEIs	asociados con	ı la manufactura y
	transporte d	de los fertilizantes	s, listado en el r	nodelo <i>GREET</i>	1,7 (Wang, 2007).

	Amonio (N)	Urea (N)	Nitrato de Amonio (N)	Fosfato (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	Cloruro de Potasio (K <sub>2</sub> O)	Cal (CaCO <sub>3</sub> )	
		por kg de nutrientes expresados entre paréntesis					
Uso de Energía (MJ)	44,8	53,1	64,8	14,0	8,8	8,1	
Emisión de CH <sub>4</sub> , (g)	2,5	3,7	4,2	1,8	1,0	0,9	
Emisión de N <sub>2</sub> O, (g)	0,02	0,03	19,66²	0,02	0,01	0,01	
Emisión de CO <sub>2</sub> , (kg)	2,55	1,51	3,81	0,99	0,66	0,61	
PCG (kg eq CO <sub>2</sub> )	2,62	1,601	9,732	1,03	0,69	0,63	

 $<sup>^1</sup>$  Emisión de  ${\rm CO}_2$  adicional asociada con la hidrólisis de la urea con un factor de emisión de 3,2  $^2$  La tecnología de reducción catalítica no selectiva; puede reducir las emisiones de  ${\rm N}_2{\rm O}$  en un 70-90 % (Wood y Cowie, 2004).

- c) Fijación Biológica de Nitrógeno (FBN) por las Leguminosas.- Como fue mencionado en secciones anteriores los bacteroides que se encuentran en simbiosis con plantas de leguminosas pueden desnitrificar el N que capturan del aire (Ciampitti et al., 2008). En un estudio realizado por Parkin y Kaspar (2006) comparando las emisiones de N<sub>2</sub>O a partir del cultivo de soja y maíz en una rotación maíz-soja, las emisiones fueron superiores en los suelos con cultivo de maíz respecto al cultivo de soja. Un factor determinante de estas diferencias era la disponibilidad de N mineral del suelo, que era superior en la situación del cultivo de maíz que presentó fertilización nitrogenada. Cuando se comparan las emisiones de N<sub>2</sub>O de un cultivo no-leguminoso sin fertilizar y de un cultivo de leguminosas en activo crecimiento las emisiones fueron superiores en este último (Rochette et al., 2004). En un cultivo de soja las emisiones fueron mayores en los tratamientos inoculados con bacterias fijadoras de N con una dosis de N inicial baja equivalente, presentándose hacia la cosecha del cultivo y en una magnitud inferior (Ciampitti et al., 2008). Aún en plantas perennes con especies de árboles fijadores de N se produjeron emisiones de N<sub>2</sub>O superiores comparadas con suelos con especies de árboles no fijadores y este resultado se relacionó con un incremento en el contenido del N mineral edáfico (Dick et al., 2006).
- d) Abonos Orgánicos provenientes de la Producción Ganadera.- El contenido de N orgánico puede ser susceptible a perderse como GEIs. Lowrance et al. (1998) observaron que altas dosis de abono líquido aplicado generaron tasas de desnitrificación superiores en 10 a 100 veces respecto de los fertilizantes nitrogenados inorgánicos. Velthof et al. (2003) encontraron que las emisiones de  $N_2$ O tras aplicar abono fueron superiores respecto a los fertilizantes nitrogenados inorgánicos en suelos con bajos contenidos de MOS; las emisiones variaron según tipo de abono aplicado y su calidad, relacionado con la facilidad de liberar N del abono. En Norte-América la fuente de N a partir de abonos orgánicos representa menos del 6 % del N total del sistema (Fixen y Johnston, 2002).
- e) Condiciones físicas del suelo.- Las prácticas de manejo de los suelos, como la reducción de la compactación, podrían influenciar indirectamente los flujos de los GEIs. La producción de  $\rm N_2O$  y  $\rm CH_4$  ocurre en el suelo como resultado de diferentes procesos microbiológicos, gobernado por factores como el contenido de  $\rm O_2$  del suelo, temperatura, contenido de N mineral edáfico, MOS y pH. La condición estructural del suelo afecta la capacidad de almacenamiento de agua y aireación del mismo, y el proceso de humedecimiento y secado podría ocurrir en forma irregular, lo que contribuye en mayor medida a un incremento potencial de las emisiones de  $\rm N_2O$  (Granli y Brockman, 1994).

En el proceso de compactación se reduce la aireación bajo condiciones húmedas como resultado de un aumento de la densidad aparente del suelo (Da). La corrección de la compactación del suelo, preservando la cobertura de residuos sobre la superficie del suelo, puede llevar a producir un menor riesgo de desnitrificación y menor riesgo de emisiones de  $CH_4$  (Snyder et al., 2007). Mosquera et al. (2007) reportaron que la compactación de los suelos puede reducir en un rango entre el 30-90 % la habilidad de consumir y oxidar  $CH_4$  atmosférico. En este mismo reporte, confirmando la información mencionada con antelación, se encontró que en suelos que presentan compactaciones severas las emisiones de  $CH_4$  fueron el doble con respecto a niveles menores de Da del suelo. La compactación en suelos arcillosos presentó un efecto negativo superior sobre las emisiones de  $N_2O$  respecto a suelos arenosos. Estos efectos negativos de la compactación no sólo se relacionan con una pobre estructura de suelo que genera una reducción en la aireación y en la permeabilidad del agua, sino que también resulta afectado el crecimiento radicular de los cultivos y los procesos microbianos del suelo.

f) Sistemas de Labranza.- En la mayoría de las regiones del mundo, los sistemas de labranza conservacionista incrementan el contenido de COS y decrecen el PCG del sistema. Pero no existe una respuesta clara para la mitigación de las emisiones de los GEIs entre los sistemas de labranza conservacionistas y convencionales. En algunos estudios el PCG neto se incrementó levemente a partir del cambio de labranza convencional a conservacionista o no labranza (Snyder et al., 2007).

Venterea et al. (2005) reportaron que las emisiones de  $N_2O$  fueron mayores bajo labranza conservacionista comparada con la labranza convencional, en aplicaciones post-emergentes de urea a "voleo", pero un efecto diferente ocurrió cuando el N fue aplicado en pre-siembra como nitrato de amonio y urea. En otros estudios la cantidad de N perdido como  $N_2O$  fue superior en el sistema de labranza convencional respecto al sistema de no labranza (Malhi et al. 2006). Un estudio de Medio Ambiente de Canadá realizado en el año 2004 sobre los GEIs estimó emisiones a partir de los suelos en "no labranza" de  $0.68 \pm 0.57$  kg  $N-N_2O$  ha $^{-1}$  a $^{-1}$ , comparado con el valor  $0.95 \pm 0.98$  kg  $N-N_2O$  ha $^{-1}$  a $^{-1}$  para suelos con labranza convencional (*Environmental Canada*, 2007).

Six et al. (2004) y Lee et al. (2006) reportaron que los efectos netos del cambio de sistemas de labranzas a partir del sistema convencional a conservacionista deberían evaluarse en un período mayor de tiempo para mejorar el entendimiento del efecto neto sobre el PCG, pudiendo este efecto variar según regiones ecológicas y agroecosistemas específicos. Estudios de 20 años de duración indicaron que en regiones de clima húmedo se produjo un alto secuestro de C edáfico y las tasas de emisiones de GEIs decrecieron en el sistema de "no labranza" respecto a la labranza convencional; en ambientes secos determinaron secuestros de C muy bajos o negativos como para compensar el incremento en las pérdidas de los GEIs.

Variaciones en el contenido de COS a largo plazo son difíciles de determinar, considerando que en estudios que comparan sistemas de labranzas las densidades aparentes de los tratamientos pueden variar en tal plazo. Para realizar comparaciones de contenidos de C edáficos se recomienda expresar su magnitud en masa equivalente (Ellert y Bettany, 1995), multiplicando la concentración por la Da para poder realizar comparaciones entre diferentes suelos. Deen y Pataki (2003) observaron que en 25 años de labranza cero se incrementó el contenido de C en los primeros -5 cm del perfil respecto al sistema de labranza convencional, pero no se produjeron cambios en los primeros -60 cm del perfil de suelo. Campbell et al. (1998) reportaron que por el método de cálculo de masa equivalente no se observaron cambios en el contenido de COS a lo largo de 6 años bajo el sistema de "no labranza" o labranza cero.

Resumiendo, el incremento en el secuestro de C por sistemas conservacionistas ayuda a producir una reducción leve en el PCG, pero en la actualidad este efecto no está bien documentado; la incertidumbre surge de hasta que momento los suelos bajo labranza reducida o cero podrían continuar secuestrando C atmosférico, ya que a medida que la materia orgánica se incrementa, la tasa de descomposición de los residuos puede incrementarse como resultado del balance de la adición de C al suelo.

- g) Drenaje.- En condiciones en que se presentan capas freáticas con altos contenidos de nitratos el N mineral puede utilizarse para la nutrición del cultivo y por los microorganismos del suelo; pero cuando dicha capa baja se produce una situación con elevada disponibilidad de N mineral y humedad en el perfil del suelo, lo que favorece el proceso de desnitrificación y, por tanto, conduce a mayores emisiones de  $N_2$ O. La desnitrificación se incrementará en las parcelas irrigadas respecto a las sometidas a condiciones de secano cuando se presentan capas a diferentes profundidades del perfil. Elmi et al. (2005) mostraron que a pesar de que las tasas de desnitrificación fueron mayores en el tratamiento con sub-irrigación comparado con el tratamiento con drenaje libre, las emisiones de  $N_2$ O fueron similares entre los dos tratamientos.
- h) Sistemas de Cultivo.- Considerando los sistemas de cultivo y su importancia en las emisiones de los GEIs sobre el sistema global se debe considerar que en la actualidad existe escasa información científica sobre evaluaciones a largo plazo. Muchos trabajos de investigación se enfocan en las emisiones de  $\rm N_2O$ ; algunos consideran en conjunto las emisiones de  $\rm N_2O$  y  $\rm CO_2$ , con muy poca información disponible con estudios en los tres GEIs más importantes.

Robertson et al. (2000) midieron los flujos de los GEIs y otras fuentes de PCG en sistemas cultivados y nativos en el Sudeste de Michigan (EE. UU.

de N.~A.) durante los años 1991-1999; el inventario incluyó emisiones de  $CO_2$  a partir de aplicaciones de cal, producción de fertilizantes nitrogenados y combustibles utilizados en las operaciones a campo; también se incluyó el balance de  $CO_2$  asociado a los cambios en los contenidos de C orgánico del suelo y mediciones de las emisiones de  $N_2O$  y absorción de  $CH_4$ . El factor más importante en influenciar y determinar las diferencias en el PCG entre sistemas de labranzas fue el contenido de COS. Debido a que el sistema de labranza cero o "no labranza" presentó incrementos superiores en el contenido de COS, su emisión neta de COS0 su PCG fueron menores. La mayor fuente del PCG de estos sistemas fueron las emisiones de  $N_2O$ 0. En los sistemas que no presentaban producción de cultivos de granos el PCG fue negativo, sugiriéndose que la mayor mitigación de las emisiones de los COS1 se produjo en las situaciones de los suelos que no presentaban cultivos (removidos del sistema agrícola), esto es, "tierras nativas o conservadas".

En otro estudio Adviento-Borbe et al. (2007) monitorearon las emisiones de los GEIs en cuatro sistemas de cultivos más intensivos. Ellos encontraron que el PCG neto fue elevado en sistemas con cultivos de maíz continuo (aproximadamente en 2 a 3 veces superior), respecto a los sistemas de labranza convencional, cuya rotación era maíz-trigo-soja (Robertson et al. 2000), pero el rendimiento en alimentos (en términos de calorías) fue superior de 4 a 5 veces. La fuente más importante de GEIs fueron las emisiones de  $\rm N_2O$ , aunque las emisiones de  $\rm CO_2$  a partir de combustibles fueron elevadas debido al uso del sistema de irrigación de suelos. El factor más importante en mitigar el PCG fue el almacenamiento de C edáfico favoreciendo la incorporación de grandes cantidades de residuos.

Mosier et al. (2006) determinaron el PCG de sistemas irrigados en labranza cero y convencional con cultivos de maíz en Colorado (EE. UU. de N. A.), seleccoinando un rango de dosis de fertilizante nitrogenado, en un período de duración de tres años; sus resultados permiten observar que bajo labranza cero (producción continua de maíz), el PCG decreció a medida que se incrementaron las dosis de N desde 0 a 134-224 kg N ha-1. La información presentada en este trabajo indicó que la tasa de acumulación de COS fue lenta en el sistema de labranza cero o "no labranza", y que el flujo de  $\rm N_2O$  se incrementó en forma relativa en este sistema respecto al tratamiento con labranza convencional. En la rotación maíz-soja con labranza cero la entrada de N realizada por la producción de soja incrementó las emisiones de  $\rm N_2O$  aproximadamente en un 90 % comparado con la producción de maíz continuo en labranza convencional, y más del 300 % comparado con maíz continuo en labranza cero (Mosier et al., 2006).

La Tabla 3 indica el efecto de la fuente de fertilizante N sobre el PCG.

El coeficiente utilizado para las emisiones es derivado de un reciente análisis del PCG a partir de  $4.05~\rm kg~CO_2~kg^{-1}~N$  (Adviento-Borbe et al., 2007) a  $4.51~\rm kg~CO_2~kg^{-1}~N$  (Robertson et al., 2000).

**Tabla 3**. Comparación del PCG neto en sistemas de producción de cultivos seleccionados (adaptado de Snyder *et al.*, 2007).

Sistemas de Cultivo		PCG en unidades equivalentes de ${\rm CO_2}$ (kg/ha/año)				Rendimientos pro- medio (t/ha)		Rend. Alim. <sup>1</sup>			
Sitio	Rotación <sup>4</sup>	Labranza	COS 5	Prod. de fert N <sup>6</sup>	Comb.	N <sub>2</sub> O	PCG Neto	Maíz	Trigo	Soja	Gcal/ha/ año
MI <sup>2</sup>	M-S-T	CT	0	270	160	520	1140	5,3	3.2	2,1	12
MI <sup>2</sup>	M-S-T	NT	-1100	270	120	560	140	5,6	3.1	2,4	13
MI <sup>2</sup>	M-S-T; bajo input con leguminosas	СТ	-400	90	200	600	630	4,5	2.6	2,7	12
MI <sup>2</sup>	M-S-T; orgánico con legumi- nosas	СТ	-290	0	190	560	410	3,3	1.6	2,7	9
NE <sup>3</sup>	MM MPM	CT	-1613	807	1503	1173	1980	14,0			48
NE <sup>3</sup>	MM inten- sivo	CT	-2273	1210	1833	2090	3080	15,0			51
NE <sup>3</sup>	M-S MPM	CT	1100	293	1283	917	3740	14,7		4,9	35
NE <sup>3</sup>	M-S intensivo	СТ	-73	660	1613	1247	3740	15,6		5,0	37
MI <sup>2</sup>	Conversión de tierras cultivadas a bosques	NT	-1170	50	20	100	-1050				

Comb. = Combustible

MI = Michigan; NE = Nebraska

MPM = Mejores Prácticas de Manejo

Muestreos superficiales o de menor profundidad tienden a sobreestimar en forma sesgada el secuestro de C en sistemas de siembra directa.

Un aspecto importante a destacar es la utilización de cultivos de cobertura en los sistemas de cultivos. Cultivos de cobertura de invierno (ej., trigo, centeno) pueden efectivamente prevenir la lixiviación de los nitratos del suelo en los meses de invierno y reducir las pérdidas por drenaje (Shipley et al., 1992; Feyereisen

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Rendimiento en alimentos = energía de alimentos calculada a partir de los rendimientos de los cultivos de EE.UU. y la base de datos de nutrientes del *USDA* <a href="http://riley.nal.usda.gov/NDL/index.html">http://riley.nal.usda.gov/NDL/index.html</a>

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Sistemas de cultivos de secano (Robertson et al., 2000)

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Sistemas de cultivos irrigados (Adviento-Borbe et al., 2007)

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> M-S-T = maíz - soja - trigo; MM = maíz continuo

 $<sup>^5</sup>$  Estimaciones del C neto del suelo almacenado basadas en los cambios en el C edáfico medido en los primeros -7,5 cm de profundidad en el estudio en Michigan y -30 cm en el estudio en Nebraska.

 $<sup>^6</sup>$  PCG; para la manufactura y el transporte de fertilizante N fueron supuestos 4,51 y 4,05 kg CO $_\circ$ /kg N en los estudios de Michigan y Nebraska, respectivamente.

et al. 2006). Estas reducciones tienden a disminuir las emisiones globales de N<sub>2</sub>O producidas a partir de los recursos acuíferos (Snyder et al., 2007).

#### 4. Sistemas Intensivos de Producción y PCG

La agricultura puede también ser considerada como destino para el CO<sub>2</sub>, resultando en una reducción neta del PCG. La aplicación de nutrientes en forma balanceada podría contribuir al incremento en los rendimientos de los cultivos, mayor producción de biomasa y residuos de los cultivos, incrementándose (a mediano plazo), el contenido de MOS o atenuando su reducción. La intensificación de los sistemas agrícolas podría reducir la expansión hacia bosques y ecosistemas naturales (Snyder *et al.*, 2007).

Estudios recientes permiten inferir que las diferencias entre sistemas de cultivos se relacionan directamente con las variaciones en los almacenes de C y emisiones de  $N_2O$  (Tabla 3). Un resultado interesante, fue que en estos experimentos el incremento del uso de fertilizante nitrogenado no siempre produjo un aumento en el PCG neto y que sistemas intensivos de producción que usan dosis elevadas de N pueden tener un menor PCG por unidad de producción de biomasa, con respecto a los sistemas de aplicaciones bajas y orgánicas.

## 5. Mitigación de los GEIs

Un manejo adecuado de dosis, fuente, momento, o ubicación correcta del fertilizante nitrogenado (Roberts, 2007) y un balance apropiado con otros nutrientes esenciales pueden disminuir las emisiones de los GEIs y el PCG del sistema.

Con respecto al C edáfico, existe potencial de disminuir las emisiones netas de los GEIs incrementando el contenido de MOS. Los cultivos capturan C en su estructura y lo convierte en formas orgánicas que se almacena en el suelo con esta práctica el  $\mathrm{CO}_2$  de la atmósfera; es decir, a largo plazo, se almacena en el suelo y ello hace disminuya en la atmósfera.

Robertson (2004) mencionó cuatro estrategias por las cuales las emisiones netas de  ${\rm CO_2}$  podrían ser reducidas. Estas fueron:

- Ganar en eficiencia energética a partir de mejorar la eficiencia del uso de combustible en las actividades agrícolas, cronograma de irrigación y otras operaciones que consumen combustibles fósiles;
- Cambios en el sistema de labranza que mejoren la captura de C, cambios en el manejo de los residuos de los cultivos y los desechos de los animales y cambios en el uso de los cultivos de cobertura, periodos de barbecho y otros aspectos del manejo de los cultivos de la rotación;

- La producción de biocombustibles y la necesidad de materiales vegetales para el desarrollo de esta nueva tecnología; y
- Aumentar la producción (o la eficiencia de producción) de granos, ganaderas y otros productos de la agricultura para detener la necesidad de utilizar tierras conservadas (Cassman, 1999) y su consecuente pérdida de C del subsistema edáfico.

Una producción agrícola intensificada con rendimientos cada vez más elevados por unidad de insumo limitante es una buena estrategia para mejorar la captura de C y mitigar las emisiones de los GEIs (Snyder et al., 2007). La intensificación agrícola a través de la implementación y adopción de las mejores prácticas de manejo (MPM) probadas científicamente puede resolver, más que causar, numeroso problemas ambientales, incluyendo las emisiones de los GEIs provenientes de la agricultura.

#### **CONCLUSIONES**

Es necesario seguir indagando en el conocimiento de las emisiones de los GEIs bajo diferentes prácticas de manejo, con experimentaciones a largo plazo. Evaluar el sistema de cultivo es una de las características más importantes a destacar y tener en cuenta para aplicar los mejores manejos que ayuden a mitigar las emisiones de los GEIs y su PCG neto. Los temas más importantes a desarrollar son las mediciones de amonio, cuantificar pérdidas de nitratos por drenaje-escorrentía-lixiviación, productividad del suelo y de los cultivos a largo plazo; también cuantificar las variaciones en los almacenes de nutrientes del suelo y, específicamente, en el almacén de la materia orgánica del suelo como fuente de nutrientes. Se deberían promover mediciones simultáneas de los GEIs  $(\mathrm{CO}_2,\mathrm{N}_2\mathrm{O},\,\mathrm{CH}_4)$ , en los sistemas de cultivo más importantes a nivel mundial, estudios a escala de campo evaluando todo el sistema de cultivo (rotaciones), o pérdidas y ganancias de nutrientes a largo plazo para observar cambios más allá del período o estación de crecimiento activo de un cultivo.

# **BIBLIOGRAFÍA**

- Adviento-Borbe M. A. A., M. L. Haddix, D. L. Binder, D. T. Walters y A. Dobermann. 2007. Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four high-yielding maize systems. *Global Change Biol.* 13: 1972-1988.
- Aulakh M. S., J. W. Doran, D. T. Walters, A. R. Mosier y D. D. Francis. 1991. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. Soil Sci. Soc. America J. 55: 1020-1025.
- Bergstrom D. W., M. Tenuta y E. G. Beauchamp. 2001. Nitrous oxide production and flux from soil under sod following application of different nitrogen fertilizers. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 32: 553-570.

- Bouwman A. F. y L. J. M. Boumans. 2002. Emissions of N<sub>2</sub>O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochem. Cycles* 16.
- Bufogle A. Jr., P. K. Bollich, J. L. Kovar, C. W. Lindau y R. E. Macchiavellid. 1998. Comparison of ammonium sulfate and urea as nitrogen sources in rice production. *J. Plant Nutrition* 21: 1601-1614.
- Campbell C. A., F. Selles, G. P. Lafond, B. G. McConkey y D. Hahn. 1998. Effect of crop management on C and N in long-term crop rotations after adopting no-tillage management: Comparison of soil sampling strategies. Can. J. Soil Sci. 78: 155–162.
- Carran R. A., P. W. Theobald y J.P. Evans. 1995. Emission of nitrous oxide from some grazed pasture soils in New Zealand. *Australian J. Soil Res.* 33: 341-352.
- Cassman K. G. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proc. National Acad. Sci.* 96: 5952-5959.
- Cassman K. G., A. Dobermann y D. T. Walters. 2002. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *Ambio* 31: 132-140.
- Choudhary M. A., A. Akramkhanov y S. Saggar. 2001. Nitrous oxide emissions in soils cropped with maize under long-term tillage under permanent pasture in New Zealand. *Soil Till. Res.* 62: 61-71.
- Ciampitti I. A.; E. A. Ciarlo y M. E. Conti. 2005. Emisiones de óxido nitroso en un cultivo de soja [Glycine max (L.) Merrill]: efecto de la inoculación y de la fertilización nitrogenada. Ciencia del Suelo 23: 123-131.
- Ciampitti I. A., E. A. Ciarlo y M. E. Conti. 2008. Nitrous oxide emissions from soil during soybean [(Glycine max (L.) Merrill] crop phenological stages and stubbles decomposition period. *Biol. Fertil. Soils* 44:581–588.
- Ciarlo E. A., M. E. Conti, N. Bartoloni y G. Rubio. 2007. The effect of moisture on nitrous oxide emissions from soil and the N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>) ratio under laboratory conditions. *Biol. Fert. Soils* 43: 675-681.
- Ciarlo E. A., M. E. Conti, N. Bartoloni y G. Rubio. 2008. Soil  $N_2O$  emissions and  $N_2O/(N_2O+N_2)$  ratio as affected by different fertilization practices and soil moisture *Biol. Fert. Soils* 44: 991-995.
- Conti M.E., N. M. Arrigo y H.J. Marelli. 1997. Relationship of soil carbon light fraction, microbial activity, humic acid production and nitrogen fertilization in the decaying process of corn stubble. *Biol. Fert. Soils* 25: 75-78.
- Deen W. y P. K. Pataki. 2003. Carbon sequestration in a long-term conventional versus conservation tillage experiment. *Soil Till. Res.* 74: 143-150.
- De Klein C. A. M. y R. S. P. Van Logtestijn. 1996. Denitrification in grassland soils in The Netherlands in relation to irrigation, N-application rate, soil water content and soil temperature. *Soil Biol. Biochem.* 28: 231-237.
- Del Grosso S. J., W. J. Parton, A. R. Mosier, M. K. Walsh, D.S. Ojima y P. E. Thornton. 2006. DAYCENT National-scale simulations of nitrous oxide emissions from cropped soils in the United States. *J. Environ. Qual.* 35: 1451–1460.
- Denman K. L., G. Brasseur, A. Chidthaisong, P. Ciais, P. M. Cox, R. E. Dickinson, D. Hauglustaine, C. Heinze, E. Holland, D. Jacob, U. Lohmann, S Ramachandran, P.L. da Silva Dias, S.C. Wofsy y X. Zhang. 2007. Couplings Between

- Changes in the Climate System and Biogeochemistry. En: Solomon S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor y H.L. Miller (eds.). Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, New York.
- Dick J., U. Skiba, R. Munro y D. Deans. 2006. Effect of N-fixing and non N-fixing trees and crops on NO and  $\rm N_2O$  emissions from Senegalese soils. *J. Biogeography* 33: 416-423.
- Dittert K., C. Lampe, R. Gasche, K. Butterbach-Bahl, M. Wachendorf, H. Papen, B. Sattelmacher y F. Taube. 2005. Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. *Soil Biol. Biochem.* 37: 1665-1674.
- Dobermann A. 2007. Nutrient use efficiency-measurement and management. 22 pp. Proc. of International Fertilizer Industry Association (IFA) Workshop on Fertilizer Best Management Practices. Bruselas (Bélgica). Marzo 7-9, 2007.
- Dobermann A. y K. G. Cassman. 2004. Environmental dimensions of fertilizer N: What can be done to increase nitrogen use efficiency and ensure global food security? En: A. R. Mosier et al. (ed.) Agriculture and the nitrogen cycle: assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment. SCOPE 65. Island Press, Washington D.C. Pp.: 261-278.
- Eichner M. J. 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *J. Environ. Qual.* 19:272-280.
- 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.
- Elmi A., D. Burton, R. Gordon y C. Madramootoo. 2005. Impacts of water table management on  $N_2O$  and  $N_2$  from a sandy loam soil in southwestern Quebec, Canada. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 72: 229–240.
- Environment Canada. 2007. National Inventory Report, 1990-2005: Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada. <a href="https://www.ec.gc.ca/pdb/ghg/inventory\_report/2005\_report/toc\_e.cfm">www.ec.gc.ca/pdb/ghg/inventory\_report/2005\_report/toc\_e.cfm</a>; consultado 7 Agosto 2007.
- Fehr W. R. y C. E. Caviness. 1977. Stages of soybean development. Iowa St. Univ. Special Report 80, Ames, Iowa (USA).
- Feyereisen G. W., B. N. Wilson, G.R. Sands, J.S. Strock y P.M. Porter. 2006. Potential for a Rye Cover Crop to Reduce Nitrate Loss in Southwestern Minnesota. *Agron J.* 98:1416-1426.
- Fixen P. E. y A. M. Johnston. 2002. Nutrient Budgets in North America. Chapter Ten. Pp. 79-87 In, Plant Nutrient Use in North American Agriculture: Producing Food and Fiber, Preserving the Environment, and Integrating Organic and Inorganic Sources. PPI/PPIC/FAR Technical Bulletin, 2002-1.
- Flessa H. y F. Beese. 1995. Effects of sugarbeet residues on soil redox potential and nitrous oxide emission. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1044-1051.
- Giambiagi N., M. Rimolo y B. Bianchi. 1990. Desnitrificación en suelos molisoles de la pradera pampeana. *Ciencia del Suelo* 8: 161-166.
- Granli T. y O.C. Bockman. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian J. Agric. Sciences*. Supplement 12: 128 pp.

- Henault C., X. Devis, S. Page, E. Justes, R. Reau y J. C. Germon. 1998. Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. *Biol. Fert. Soils* 26: 199-207.
- Hou A. X., G. X. Chen, Z. P. Wang, O. Van Cleemput y W.H. Patrick, Jr. 2000. Methane and nitrous oxide emissions form a rice field in relation to soil redox and microbiological processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 2180-2186.
- Hutsch B. W., X. Wang, K. Feng, F. Yan y S. Schubert. 1999. Nitrous oxide emission as affected by changes in soil water content and nitrogen fertilization. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162: 607-613.
- IFA/FAO. 2001. Global estimates of gaseous emissions of  $NH_3$ , NO, and  $N_2O$  from agricultural land. International Fertilizer Industry Association and the Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/globest.pdf>. Consultado: 7 Agosto 2007. 106 pp.
- IPCC. 2001: Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Houghton, J.T.,Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, y C.A. Johnson (eds.). Cambridge University Press, New York. 881 pp.
- IPCC. 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 11: N<sub>2</sub>O Emissions from Managed Soils, and CO<sub>2</sub> Emissions from Lime and Urea Application. <www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4\_Volume4/V4\_11\_Ch11\_N2O&CO2.pdf>. Consultado: 8 Agosto 2007
- Jarvis S. C., E. A. Stockdale, M. A. Shepherd y D. S. Powlson. 1996. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: Process and measurement. *Adv. Agron.* 57: 187-235.
- Jugsujinda R. D. DeLaune y C. W. Lindau. 1995. Influence of nitrate on methane production and oxidation in flooded soil. Commun. Soil Sci. Pl. Anal. 26. 2449-2459.
- Kaiser E.A., K. Kohrs, M. Kucke, E. Schnug, O. Heinemeyer y J.C. Munch. 1998. Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biol. Biochem.* 30: 1553-1563.
- Lee J., J. Six, A. P. King, C. van Kessel y D.E. Rolston. 2006. Tillage and field scale controls on greenhouse gas emissions. *J. Environ. Qual.* 35: 714-725.
- Lindau C. W., R. D. DeLaune, W. H. Patrick, Jr. y P. K. Bollich. 1990. Fertilizer effects on dinitrogen, nitrous oxide, and methane emissions from lowland rice. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 1789-1794.
- Liu X.; Mosier A.; Halvorson A. y Zhang F. 2006. The impact of nitrogen placement and tillage on NO,  $\rm N_2O$ ,  $\rm CH_4$  and  $\rm CO_2$  fluxes from a clay loam soil. *Plant & Soil* 280: 177-188.
- Lowrance R., J. C. Johnson Jr., G.L. Newton y R.G. Williams. 1998. Denitrification from soils of a year-round forage production system fertilized with liquid dairy manure. *J. Environ. Qual.* 27: 1504-1511.

- Mahmood T., G. R. Tahir, K. A. Malik. y S. R. A. Shamsi. 1998. Denitrification losses from an irrigated sandy-clay loam under a wheat-maize cropping system receiving different fertilizer treatments. *Biol. Fert. Soils* 26: 35-42.
- Malhi S. S., R.L. Lemke, Z. Wang, R. Farrell y B.S. Chhabra. 2006. Tillage, nitrogen and crop residue effects on crop yield and nutrient uptake, soil quality and greenhouse gas emissions. *Soil Till. Res.* 90: 171-183.
- McSwiney C. P. y G. P. Robertson. 2005. Nonlinear response of  $N_2O$  flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays L.*) cropping system. *Global Change Biol.* 11: 1712–1719.
- Meng L., W. Ding y Z. Cai. 2005. Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on  $N_2O$  emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. Soil Biol. Biochem. 37: 2037-2045.
- Millar N. y E. M. Baggs. 2004. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences  $N_2O$  emissions after their addition to soil. *Soil Biol. Biochem.* 36: 935-943.
- Millar N. y E. M. Baggs. 2005. Relationships between  $N_2O$  emissions and water-soluble C and N contents of agroforestry residues alter their addition to soil. *Soil Biol. Biochem.* 37: 605-608.
- Mosier A. R., J. M. Duxbury, J.R. Freney, O. Heinemeyer y K. Minami. 1996. Nitrous oxide emissions from agricultural fields: Assesment, measurement and mitigation. *Plant & Soil* 181: 95-108.
- Mosier A. R., J. K. Syers y J.R. Freney. 2004. Nitrogen Fertilizer: an essential component of increased food, feed, and fiber production. En: A.R. Mosier et al. (ed.) Agriculture and the nitrogen cycle: assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment. SCOPE 65. Island Press, Washington, D.C. Pp. 3-15.
- Mosier A. R., A. D. Halvorson, C. A. Reule y X. J. Liu. 2006. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northeastern Colorado. *J. Environ. Qual.* 35:1584–1598.
- Mosquera J., J. M. G. Hol, C. Rappoldt y J. Dolfing. 2007. Precise soil management as a tool to reduce  $CH_4$  and  $N_2O$  emissions from agricultural soils. 42pp. Report 28. Wageningen. <a href="https://www.asg.wur.nl/NR/rdonlyres/F81D8745-6596-4296-A292-8553950E2B98/40310/28.pdf">www.asg.wur.nl/NR/rdonlyres/F81D8745-6596-4296-A292-8553950E2B98/40310/28.pdf</a>>.
- Palma R.M., M. Rímolo, M.I. Saubidet. y M.E. Conti. 1997. Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biol. Fert. Soils* 25: 142-146.
- Parkin T. B. y T. C. Kaspar. 2006. Nitrous oxide emissions from corn-soybean systems in the Midwest. *J. Environ. Qual.* 35:1496-506.
- Parry S., P. Renault, C.Chenu y R. Lensi. 1999. Denitrification in pasture and cropped soil clods as affected by pore space structure. *Soil Biol. Biochem.* 31: 493-501.
- Picone L. I., C. C. Videla. y F.O. García. 1997. Desnitrificación durante el cultivo de trigo en un argiudol típico bajo siembra directa y labranza convencional. *Ciencia del Suelo* 15: 53-58.
- Picone L. I. y C. C. Videla. 1998. Relaciones entre la tasa de desnitrificación y el contenido de nitratos, humedad y carbono orgánico soluble del suelo en un cultivo de trigo. *Ciencia del Suelo* 16: 77-82.

- Roberts, T. L. 2007. Right product, right rate, right time and right place...the foundation of best management practices for fertilizer. Fertilizer Best Management Practices. General Principles, Strategy for Their Adoption, and Voluntary Initiatives vs. Regulations. Proc. of IFA International Workshop 7-9 Marzo 2007. Bruselas (Bélgica). International Fertilizer Industry Association. París. Pp. 29-32.
- Robertson G. P., E. A. Paul y R. R. Harwood. 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289: 1922–1925.
- Robertson G. P. 2004. Abatement of nitrous oxide, methane, and the other non-C02 greenhouse gases: The need for a systems approach. En: C. B. Field and M. R. Raupach (eds.). *The Global Carbon Cycle*. Island Press, Washington D.C. Pp.: 493-550.
- Rochette P., D. A. Angers, G. Bélanger, M. H. Chantigny, D. Prévost y G. Lévesque. 2004. Emissions of N<sub>2</sub>O from Alfalfa and Soybean Crops in Eastern *Canada. Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:493-506.
- Rodríguez M. 1997. Influencia de las labranzas y la fertilización nitrogenada en la denitrificación de un Argiudol típico de la Pampa Ondulada. Tesis de Maestría, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (Argentina).
- Sainz Rozas H. R., H. E. Echeverría y L. I. Picone. 2001. Denitrfication in Maize under no-tillage: Effect of nitrogen rate and application time. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1314-1323.
- Sainz Rozas H. R., H. E. Echeverría y P. A. Barbieri. 2004. Pérdidas por desnitrificación en un suelo bajo siembra directa en función de la presencia de plantas de maíz y de la dosis de nitrógeno. Ciencia del Suelo. 22: 27-35.
- Saggar S., K. Tate, C. Hedley, K. Perrott y P. Loganathan. 2001. Are soil carbon levels in our established pastures at or near steady state? *New Zealand Soil News* 49 73-78.
- Shipley P. R., J. J. Meisinger y A. M. Decker. 1992. Conserving residual corn fertilizer nitrogen with winter cover. *Agron. J.* 84:869-876.
- Six J., S. M. Ogle, F. J. Breidt, R. T. Conant, A. R. Mosier y K. Paustian. 2004. The potential to mitigate global warming with no tillage management is only realized when practiced in the long term. *Glob. Change Biol.* 10:155–160.
- Smil V. 2002. Nitrogen and Food Production: Proteins for Human Diets. *AMBIO*, J. Human Environ. 31: 126-131.
- Snyder C. S., T. W. Bruulsema y T.L. Jensen. 2007. *Greenhouse gas emissions from cropping systems and the influence of fertilizer management: a literature review.* International Plant Nutrition Institute, Norcross, Georgia (*U.S.A.*).
- Snyder C. S. y T. W. Bruulsema. 2007. *Nutrient Use Efficiency and Effectiveness in North America: Indices of Agronomic and Environmental Benefit*. International Plant Nutrition Institute. Junio 2007. Norcross, Georgia (USA). 4 pp.
- Snyder C. S. y N. A Slaton. 2001. Rice production in the United States-an overview. Better Crops 85: 3-7.
- Stehfest E. y L. Bouwman. 2006. N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and

- modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74: 207-228.
- Thornton F. C.y R. J. Valente. 1996. Soil emissions of nitric oxide and nitrous oxide from no-till corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1127–1133.
- U.S.E.P.A. 2007. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2005. EPA 430-R-07-002. U.S. Environmental Protection Agency, 1200 Pennsylvania Ave., N. W. Washington D.C. 20460.
- Velthoff G. L., P. J. Kuikman y O. Oenema. 2003. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. Biol. Fertil. Soils 37:221-230.
- Venterea R. T., M. Burger y K. A. Spokas. 2005. Nitrogen oxide and methane eissions under varying tillage and fertilizer management. *J. Environ. Qual.* 34:1467-1477.
- Wang M. 2007. The Greenhouse Gases, Regulated Emissions, and Energy Use in Transportation (GREET) Model. Argonne National Laboratory, Chicago. <a href="https://www.transportation.anl.gov/software/GREET/index.html">www.transportation.anl.gov/software/GREET/index.html</a>.
- West T. O. y A. C. McBride. 2005. The contribution of agricultural lime to carbon dioxide emission in the United States: dissolution, transport, and net emissions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108: 145-154.
- Wilson C. Jr., N. Slaton, R. Norman y D. Miller. 2006. Efficient Use of Fertilizer. Ch 8. En: *Rice Production Handbook*. University of Arkansas. Cooperative Extension Service. MP192. <a href="https://www.uaex.edu/Other\_Areas/publications/PDF/MP192/chapter8.pdf">www.uaex.edu/Other\_Areas/publications/PDF/MP192/chapter8.pdf</a>>. Pp.: 51-74.
- Wood S. y A. Cowie. 2004. A Review of Greenhouse Gas Emission Factors for Fertiliser Production. IEA Bioenergy Task 38. <www.ieabioenergy-task38. org/publications/GHG\_Emission\_Fertilizer%20Production\_July2004.pdf>; consultado: 31 Julio de 2007.

## AGRICULTURA Y EMISIONES DE N<sub>2</sub>O: EXPERIENCIAS EN Mollisoles PAMPEANOS ARGENTINOS

### Esteban Ciarlo<sup>1</sup>\*, Ignacio Ciampitti<sup>1, 2</sup> y Marta E. Conti<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Cátedra de Edafología, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453, Buenos Aires 1417 (R. Argentina). <sup>2</sup> IPNI Cono Sur. Av. Santa Fe 910 Acassuso B1641ABO (Buenos Aires, Argentina). Correo electrónico: \*<ciarlo@agro.uba.ar>.

Resumen: El objetivo de este Capítulo es caracterizar la influencia de las principales prácticas agrícolas sobre el proceso de desnitrificación y las emisiones de N<sub>2</sub>O resultantes, determinando los factores más destacados que los regulan. Las labranzas tienen un gran efecto sobre los factores que regulan la desnitrificación y las emisiones de N<sub>2</sub>O. La labranza reducida (cero) suele mantener suelos más húmedos y con una gran acumulación de C y N en la superficie edáfica con respecto a sistemas de labranza convencional, lo que podría estimular procesos de reducción con formación de N<sub>2</sub>O por desnitrificación. Sin embargo, suelos más fríos y con menores contenidos de nitratos podrían atenuar este efecto. Existen un sinnúmero de trabajos indicando tasas de desnitrificación y emisiones de N<sub>2</sub>O crecientes ante aumentos en la dosis del fertilizante nitrogenado. Con respecto a los abonos orgánicos la información disponible indica que las fuentes orgánicas de N (como abonos animales y aguas servidas) inducen a mayores emisiones de N<sub>o</sub>O por unidad de N agregado que el fertilizante mineral. El riego aumenta el contenido de humedad del suelo y, por tanto, promueve las condiciones necesarias para que ocurran procesos desnitrificantes; este efecto es aún más acentuado cuando el riego se da en pulsos, debido a la fuerte estimulación de las emisiones de N<sub>2</sub>O ante ciclos de humedecimiento-secado. Es poco conocido el efecto de la aplicación de pesticidas comunes en las emisiones de N<sub>o</sub>O de los suelos, aunque es probable que las bajas dosis que se emplean en campo sean insuficientes para causar efectos significativos que se destaquen de la variabilidad natural de los suelos, generando sólo leves efectos transitorios. Existe un número de prácticas que se basan fundamentalmente en incrementar la eficiencia en el uso del fertilizante nitrogenado, como la aplicación fraccionada del fertilizante nitrogenado o la aplicación de ureas de liberación lenta o con inhibidores de la enzima ureasa o de la nitrificación, que son prometedoras para reducir las emisiones de N<sub>2</sub>O, aunque el uso de cada una de ellas debe ser evaluado cuidadosamente.

Palabras clave: Óxido nitroso, agricultura, prácticas, emisiones de gases de efecto invernadero.

# Agriculture and N<sub>2</sub>O emissions in Argentinean Mollisols

Abstract: The objective of this chapter is to characterize the influence of the main agricultural practices on the denitrification process and the resulting soil N<sub>o</sub>O emissions. Tillage has great effects on factors controlling denitrification and  $N_2O$  emissions. Zero tillage practice often causes wetter soils with higher C and N accumulation on the soil surface, in contrast to conventional tillage systems; wetter soils could stimulate reductive processes as denitrification resulting in N<sub>2</sub>O production; however colder soils and lower nitrate concentrations could decrease these effects. There are several reports showing increasing denitrification rates and  $N_0O$ emissions by increasing nitrogen fertilizer rates. With regard to organic amendments, the available information shows that organic N sources as animal manures or sewage sludge induce higher N<sub>2</sub>O emissions per unit of added N than mineral fertilizers. Irrigation increases soil moisture and consequently promotes necessary conditions for the occurrence of denitrification; this effect is stressed when irrigation has a pulse pattern, given the strong stimulation of wetting-drying cycles on N<sub>2</sub>O emissions. The effect of common pesticide applications on soil  $N_2O$  emissions is poorly known, although it is probable that the small application rates used at field conditions are insufficient to cause significant effects which stand out from natural variability of soils and their analyzed populations, generating only small brief effects. There are a number of practices that fundamentally promote an increase in the efficiency of N fertilizers, for example to split the applications of N fertilizer, or to apply slow release urea or nitrification inhibitors like urease, that are promissory to reduce  $N_2O$  emissions, even though the use of each one of them should be carefully evaluated.

Key words: Nitrous oxide, Agriculture, Practices, Greenhouse gases emissions.

#### INTRODUCCIÓN

El óxido nitroso,  $N_2O$ , es un constituyente importante de la atmósfera al ser un gas con efecto invernadero (GEI) de vida prolongada y también la principal fuente del NO estratosférico. La concentración atmosférica de  $N_2O$  es de alrededor de 310 partes por billón en volúmenes (ppbv) y está aumentando a un ritmo de 0,6-0,9 ppbv (0,25 %) por año; su vida media es de 166 ±16 años (Kaiser et al., 1998). El potencial de calentamiento global de cada molécula de  $N_2O$  es de alrededor de 250 veces mayor que el de cada molécula de  $CO_2$ . Él óxido nitroso actualmente es responsable del 5 % del calentamiento global y podría llegar hasta valores de 10 % en el futuro (Mosier, 1998). El único mecanismo significativo de eliminación del  $N_2O$  atmosférico es el transporte hacia la estratósfera, donde es fotolíticamente oxidado a NO que, posteriormente, reacciona con el ozono. Se estima que

duplicar la cantidad de  $N_2O$  atmosférico ocasionaría una disminución del 10 % de la capa de ozono (Chang et al., 1998).

Las fuentes conocidas de N<sub>o</sub>O son los procesos microbianos edáficos y oceánicos, la producción de ácido nítrico, la generación de fertilizantes nitrogenados, los desechos de animales domésticos, los gases producidos por combustión en automóviles, la quema de biomasa vegetal, la producción de ácido adípico y nylon y, probablemente, la conversión del, NH<sub>2</sub> atmosférico (Zumft, 1997). Sin embargo, generalmente se acepta que las emisiones de N<sub>2</sub>O derivan fundamentalmente de transformaciones microbianas del N en ecosistemas terrestres y marinos, más específicamente del proceso de desnitrificación (Bergsma et al., 2002; Tietema et al., 2007). Por lo tanto, cualquier factor que altere las tasas de desnitrificación modificará las emisiones edáficas de N<sub>2</sub>O. La desnitrificación es el proceso por el cual compuestos oxidados de N, principalmente nitratos (NO<sub>3</sub>) y nitritos (NO<sub>2</sub>), se reducen a formas gaseosas como N<sub>2</sub>O y dinitrógeno (N<sub>2</sub>). El N<sub>2</sub>O gaseoso es un intermediario obligado, pero libre, del proceso de desnitrificación (Knowles, 1982). La nitrificación, llevada a cabo principalmente por organismos quimioautótrofos, también puede generar como subproducto N<sub>2</sub>O, aunque su importancia está en discusión debido a los requerimientos de oxígeno que poseen las bacterias que oxidan el amonio y a que es muy difícil técnicamente separar a ambos procesos en las emisiones edáficas de N<sub>2</sub>O.

La formación de N<sub>2</sub>O, su acumulación y subsecuente emisión por el suelo depende de su cantidad y de su reducción a  $N_2$ . La reducción del N<sub>2</sub>O a N<sub>2</sub> por desnitrificación en ecosistemas acuáticos y terrestres es el único destino biológico del N<sub>2</sub>O. La proporción de los distintos gases emitidos por el suelo se presenta en la literatura contradictoriamente, aunque se remarca su importancia (Curtin et al., 1994). Se han realizado relativamente pocos estudios dedicados al análisis de las proporciones relativas de los distintos gases en las emisiones nitrogenadas (Firestone y Tiedje, 1979; Weier et al., 1993; Estavillo et al., 2002; Elmi et al., 2003). Debido a que la desnitrificación se considera el principal proceso de formación de N<sub>2</sub>O de los suelos, la producción de N<sub>2</sub>O de un suelo depende, en la mayoría de los casos, de la tasa de desnitrificación y de su fracción molar o relación N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+ N<sub>2</sub>); esta tiene valores entre 0 y 1,0 (ó 0 y 100 % en valores porcentuales). La razón  $N_2O/(N_2O+$  $N_2$ ) es un concepto empírico que surge del cociente entre las emisiones de N<sub>2</sub>O sin la presencia de acetileno y con la presencia de acetileno, que inhibe tanto la nitrificación como la reducción del N2O a N2. De la misma manera que la desnitrificación total el cociente  $N_2O/(N_2O + N_2)$ es, en general, altamente variable en tiempo y espacio, lo que hace que las estimaciones de las emisiones de nitrógeno en un balance global sean imprecisas. Lamentablemente, aún hoy no existe información suficiente de los factores que controlan la razón  $N_2O/(N_2O+N_2)$ .

Debido a que el 70 % del  $\rm N_2O$  emitido en la biosfera deriva de los suelos se supone que cambios en el ciclo del N edáfico han influenciado los aumentos del  $\rm N_2O$  atmosférico durante el siglo pasado (Mosier et~al., 1996). La conversión de bosques y pastizales a tierras cultivadas aceleraron los ciclos del N y C, y aumentaron las emisiones de  $\rm N_2O$  (Snyder et~al., 2007). El crecimiento continuo en la concentración atmosférica de  $\rm N_2O$  puede ser atribuido, al menos en parte, a aumentos en las entradas de N en el sistema suelo, a través de los fertilizantes nitrogenados, abonos animales y la fijación biológica de N.

Estos factores hacen que el estudio de los efectos de las prácticas agrícolas sobre las emisiones de  $\rm N_2O$  sea una obligación ineludible de los gobiernos e institutos de investigación. Por ello, el objetivo de este capítulo es caracterizar la influencia de las principales prácticas agrícolas sobre el proceso de desnitrificación y las emisiones de  $\rm N_2O$  resultantes, presentando datos internacionales y locales, particularmente en los rangos de valores encontrados en Mollisoles pampeanos argentinos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos agrícolas son considerados como una de las mayores fuentes de  $\rm N_2O$ ; a ellos se les atribuye el 80% del incremento neto del  $\rm N_2O$  atmosférico en los últimos años (Mosier y Croeze, 2000). Aunque la agricultura sólo contribuye con un 1% de las emisiones globales de  $\rm CO_2$ , ésta representa el 60% de las emisiones mundiales de  $\rm N_2O$  (OECD, 2000). Por lo tanto, se asume que cambios en el ciclo del nitrógeno en los suelos agrícolas han influido en los aumentos del  $\rm N_2O$  atmosférico durante el siglo pasado. Entre los años 1969 y 2000 el área mundial dedicada a la agricultura no aumentó, aunque el uso agrícola se ha intensificado, con una adopción más común de prácticas como la fertilización y la irrigación, lo que probablemente ha contribuido a las mayores emisiones de  $\rm N_2O$  actuales. Los distintos usos y prácticas de manejo agrícola afectan la magnitud de la desnitrificación y las emisiones de  $\rm N_2O$ , a través del cambio en los parámetros de los factores que regulan este tipo de pérdidas de nitrógeno.

A continuación se revisa la respectiva contribución de las diferentes prácticas agrícolas a las emisiones de  $N_2O$ .

## 1. Labranzas tradicionales y conservacionistas

Las labranzas tienen un gran efecto sobre los factores que regulan la desnitrificación y las emisiones de  $N_2O$ . La labranza cero reduce las pérdidas por evaporación, originando mayores contenidos de agua, factor relacionado inversamente con la disponibilidad de oxígeno, debido a que el contenido de humedad edáfica regula la permeabilidad de los gases del suelo, siendo la tasa de difusión del  $O_2$  en el aire 10.000 veces mayor a su difusión en

agua. A medida que la humedad del suelo aumenta disminuye fuertemente la difusión del  ${\rm O_2}$  hacia micrositios metabólicamente activos y rápidamente la fracción del suelo se torna anaeróbica, causando fuertes incrementos en las tasas de desnitrificación. Por tanto, se considera que la remoción mecánica del suelo disminuye los flujos de producción de  ${\rm N_2O}$  debido principalmente a una mayor aireación (Choudhary et al., 2001), dado que la desnitrificación es un proceso llevado a cabo por microorganismos anaerobios facultativos que sólo reducen formas oxidadas de N (nitratos y nitritos) cuando la tasa de provisión de  ${\rm O_2}$  es superada por la tasa del consumo del mismo.

Por otro lado, Granli y Bøckman (1994) sugirieron que incrementar la aireación podría aumentar la proporción de N<sub>2</sub>O producido por desnitrificación, debido a una mayor sensibilidad del sistema óxido nitroso-reductasa al O<sub>2</sub> comparado con otras enzimas de la secuencia desnitrificadora (Knowles, 1982) y a la disminución de la tasa de desnitrificación; disminuciones en esta última tasa (debidas por ejemplo a bajas temperaturas o bajas concentraciones de carbono disponible) se relacionan con aumentos de la relación N<sub>o</sub>O/  $(N_2O+N_2)$  (Dalal et al., 2003). Weier et al. (1993) y Ciarlo et al. (2007) en condiciones de laboratorio y Rudaz et al. (1999) en condiciones de campo encontraron las menores razones  $N_2O/(N_2O+N_2)$  asociadas a mayores contenidos de humedad. Una vez que el proceso de desnitrificación ocurre, condiciones de aireación muy restringidas conducen a la reducción del N<sub>2</sub>O formado al, ambientalmente inocuo, N<sub>2</sub> (Ciarlo et al., 2007). En consecuencia, las emisiones de N<sub>2</sub>O disminuyen debido a una elevada disponibilidad de electrones (condiciones de bajo potencial rédox) y a una alta necesidad de aceptores de electrones secundarios (Fig. 1). En una revisión sobre el tema se propone que la condición de mayor riesgo para la formación de N<sub>2</sub>O es cuando el suelo está húmedo en un rango de contenido de espacio poroso ocupado por agua (WFPS) entre 40 y 80 % (Bøckman y Olfs, 1998).

Debido a la aireación más restringida y a una temperatura del suelo más baja, se acepta que la labranza cero presenta procesos de descomposición de residuos y de materia orgánica humificada más lentos que bajo sistemas de labranza convencional, derivando en mayores contenidos de estos materiales orgánicos en los primeros. La disponibilidad de C parece limitar a la desnitrificación en muchos suelos agrícolas (Curtin et al., 1994) y se considera que, en condiciones de campo, la desnitrificación estaría limitada por la cantidad de C susceptible de ser mineralizada en condiciones anaeróbicas (Khalil et al., 2001; Sainz Rozas et al., 2001), dado que la mayoría de los organismos desnitrificadores son quimioheterótrofos (Zumft, 1997). Tiedje et al. (1982) sugirieron que el material orgánico edáfico es más importante que el oxígeno en lo que respecta a la estimulación del crecimiento de los organismos desnitrificadores. Varios estudios han reportado que incrementos en el contenido de C del sistema aumentan la capacidad de desnitrificación y la densidad de la población desnitrificadora del suelo, con hincapié en el carbono orgánico edáfico de rápida disponibilidad (Bremner, 1997; Khalil et al., 2001). En un trabajo con suelos agrícolas de Nueva Zelanda Choudhary et al. (2001) encontraron que la disminución de los contenidos de materia orgánica edáfica (MOS), producto de una larga historia agrícola continuada, condujo a limitaciones en las tasas de desnitrificación bajo condiciones de campo. En suelos agrícolas de la Región Pampeana argentina Sainz Rozas et al. (2001) indicaron que en condiciones de campo la disponibilidad de C fácilmente mineralizable fue el factor limitante más importante en el control del proceso desnitrificante, aún en suelos con bajos contenidos de nitratos. Dado que las emisiones de  $\rm N_2O$  derivan fundamentalmente de procesos de desnitrificación, aumentos en los contenidos de C edáfico estimulan la actividad heterotrófica, en general, y la actividad desnitrificatoria, en particular, aumentando las emisiones de  $\rm N_2O$ . En una reciente y completa revisión de la bibliografía existente Stehfest y Bouwman (2006) registraron emisiones de  $\rm N_2O$  crecientes ante aumentos en los contenidos de carbono orgánico edáfico (COS).

El contenido de MOS derivado de los sistemas de labranza también está relacionado con las posibilidades de promover condiciones reductoras debido a que las energías y electrones que propician las reacciones redox del N provienen, casi de manera exclusiva, de la oxidación de compuestos del C. En suelos con altos contenidos de MOS, el consumo del O2 y la posibilidad del desarrollo de micrositios anaeróbicos está fundamentalmente relacionado con la fracción fácilmente descomponible del C orgánico (Reddy y Patrick, 1984). La existencia del poder reductor contenido en el material orgánico también es clave para la reducción del N<sub>2</sub>O generado a N<sub>2</sub>, con la consecuente disminución de la relación N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>Õ+N<sub>2</sub>). La hipótesis usual es que la disponibilidad de C orgánico afecta la disponibilidad relativa de agentes oxidantes *versus* reductores y controla los productos finales de la desnitrificación (Mathieu et al., 2006), aunque el efecto de un cambio en la composición microbiana, tras el agregado de materiales orgánicos, no debe descartarse (Wolsing y Priemé, 2004). En un trabajo clásico Yoshinari et al. (1977) mostraron que la aplicación de glucosa estimulaba significativamente la reducción de las emisiones de N<sub>2</sub>O. Dittert et al. (2005) mostraron que la adición de fuentes carbonadas fácilmente descomponibles promovió en mayor medida la generación de N2 que la producción de N2O.

Los sistemas de labranza cero, a pesar de contener más COS y N total en superficie que los sistemas con perturbación del suelo, al estar menos aireados suelen presentar procesos de nitrificación menos activos, dado que éste es un proceso estrictamente aeróbico y, por tanto, las concentraciones de nitratos en labranza cero suelen ser inferiores a aquellas donde la labranza promueve condiciones de oxidación fuertes, siendo los sistemas sin perturbación de suelos más dependientes de la fertilización nitrogenada. La importancia crítica de las concentraciones de nitratos como control de la desnitrificación está bien documentada, ya que éstos son el sustrato principal de la reacción de desnitrificación y su reducción sigue una cinética de primer orden (Strong y Fillery, 2002). Tasas relativamente altas de desnitrificación se han asociado

con contenidos de N-NO $_3$  superiores a 5 mg N kg $^{-1}$  en suelos de la Región Pampeana Argentina (Rodríguez, 1997). Además, Blackmer y Bremner (1979) concluyeron que bajas concentraciones de nitratos pueden retardar la reducción de N $_2$ O a N $_2$ , mientras que altas concentraciones inhibirían casi completamente este proceso, aumentando la razón N $_2$ O/(N $_2$ O+N $_2$ ) del proceso de desnitrificación.

Las labranzas conservacionistas (como la labranza) cero favorecen el desarrollo de mayor biomasa microbiana. Se han hallado mayor número de anaerobios facultativos y bacterias desnitrificantes en el horizonte superficial edáfico bajo labranza cero versus labranza convencional. Esto es reflejo del mayor contenido de C, N y agua como consecuencia de la acumulación de residuos de cosecha en la superficie del suelo. Lensi et al. (1995) compararon la actividad desnitrificadora y el número de desnitrificantes en distintos tamaños de agregados de un Mollisol bajo pastura permanente y cultivo continuo, hallando que la desnitrificación fue superior en el suelo no laboreado, mientras que Palma et al. (1997) también hallaron que el número de microorganismos desnitrificadores fueron significativamente mayores en labranza cero.

La temperatura es otro factor fuertemente afectado por las prácticas de perturbación del suelo. Los sistemas de labranza cero presentan en general suelos más fríos en comparación con los sistemas que usan labranza, debido a un mayor contenido de humedad y una menor exposición directa del suelo a la radiación solar en los primeros centímetros. Como todo proceso biológico catalizado por enzimas la temperatura juega un rol fundamental en la determinación de las tasas de desnitrificación y las emisiones de  $N_2O$ . El efecto de la temperatura sobre la relación  $N_2O/(N_2O+N_2)$  de las emisiones ha sido poco estudiado, aunque Keeney et al. (1979), en suelos limosos, y Castaldi et al. (2000), en suelos arenosos, encontraron que aumentos en la temperatura hasta 37 °C podrían incrementar la formación y la emisión del  $N_2O$ , mientras que ante aumentos superiores de temperatura el  $N_2O$ , en general, disminuía su participación en los productos finales del proceso de desnitrificación.

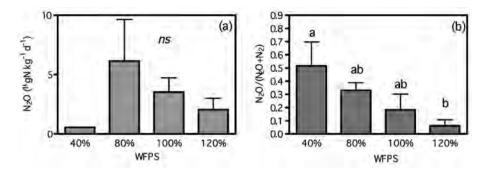
La labranza cero concentra materia orgánica (nutrientes y biomasa microbiana asociados) en los primeros centímetros de suelo, mientras que la labranza convencional distribuye a los mismos en una mayor profundidad. Este factor es muy importante, dado que la dificultad del  $N_2O$  formado para escaparse del suelo está relacionada tanto a la porosidad del suelo como a la distancia que tiene que recorrer hasta llegar a la interfase suelo-atmósfera (Firestone y Davidson, 1989).

Además, el manejo de las labranzas de los cultivos afecta la desnitrificación y las emisiones de  $N_2O$  a través de las diferencias en la porosidad del suelo, las cuales a su vez influyen en el grado de anaerobiosis después de una lluvia. Colbourn (1988) encontró emisiones de  $N_2O$  20 % menores en suelos arados y no drenados a aquellas encontradas en suelos con obras de drenaje bajo siembra directa, lo que indica que la labranza restringió la desnitrificación en

una mayor magnitud respecto al factor drenaje. Esto se atribuyó a cambios en la estructura del suelo causados por la labranza; la falta de perturbación llevó a una reducción de macroporos, aumentó la agregación del suelo y redujo la aireación, lo que condujo a mayores pérdidas por desnitrificación.

Existen publicaciones de los efectos de la labranza sobre desnitrificación de la Región Pampeana Argentina (la región más importante desde el punto de vista de la producción agropecuaria de Argentina). Rodríguez y Giambiagi (1995) hallaron pérdidas mayores en sistemas de siembra directa por desnitrificación en Argiudoles típicos de la Pampa ondulada con respecto a aquellas desde suelos con labranza convencional, relacionado con mayores contenidos de humedad en la porción de suelo superficial en los primeros. Rodríguez (1997) halló mayores pérdidas por desnitrificación bajo labranza cero que bajo labranza convencional en cultivos de maíz y trigo. Sin embargo, la influencia de la labranza cero sobre el proceso fue diferente para cada uno de los cultivos; si bien en ambos cultivos el parámetro que gobernó las variaciones en la desnitrificación fue el WFPS (que refleja las condiciones de aireación), éste no lo hizo en ambas situaciones con la misma magnitud. Los efectos de las labranzas son más marcadas cuando éstas fueron realizadas recientemente: luego el efecto se atenúa. Palma *et al.* (1997) encontraron en Argiudoles vérticos con cultivos de maíz pérdidas por desnitrificación de aproximadamente el doble en sistemas de labranza cero en comparación con sistemas de labranza convencional; la menor desnitrificación detectada en parcelas con labranza convencional se atribuye a las condiciones de mayor oxidación creadas por la labranza; consecuentemente existe una menor actividad y síntesis de reductasas, ya que la disminución de la presión parcial de O<sub>2</sub> constituye un factor muy importante para la actividad nitrato-reductasa. La biomasa de bacterias capaces de desnitrificar es controlada fundamentalmente por la disponibilidad de C bajo condiciones aeróbicas; en labranza cero, la concentración de C soluble se asoció con la desnitrificación, mientras que en labranza convencional la relación no fue significativa. Bajo labranza convencional probablemente la desnitrificación fue regulada por el contenido de oxígeno presentes; en este mismo trabajo no se encontraron diferencias en la concentración de nitratos entre ambos sistemas de labranza.

Concluyendo, las prácticas de labranza conservacionista contribuyen generalmente a aumentar las emisiones de  $\rm N_2O$  debido a que favorecen las propiedades del suelo que las procuran, como el contenido de MOS, mayor biomasa microbiana edáfica y un mayor contenido de agua; el uso masivo de fertilizantes nitrogenados (mayor en los sistemas de labranza cero), agrava las pérdidas por desnitrificación y las emisiones de  $\rm N_2O$  en estos sistemas. Sin embargo, debería considerarse la influencia a el largo plazo para dilucidar el efecto real de los sistemas de labranzas sobre las emisiones de  $\rm N_2O$ .



**Figura 1**. (a) Emisiones acumuladas de  $N_2O$  por denitrificación (Ciarlo  $et\ al.,\ 2007)\ y$  (b) tasa  $N_2O/(N_2O+N_2)$  promedio para 4 tratamientos de humedad creciente (WFPS: Water-filled porosity space: Porosidad ocupada por agua). Las barras grandes representan la media de tres repeticiones y las barras pequeñas la desviación estándar de la media. Letras diferentes indican diferencias significativas (p <0,05) entre tratamientos.

#### 2. Fertilizantes y abonos

La producción con híbridos y variedades de alto rendimiento induce al uso de fertilizantes en forma continua y masiva, fundamentalmente de N y P, pudiendo producir cambios en la naturaleza de los suelos y riesgo de contaminación ambiental por lixiviación, emisiones gaseosas o elevación de concentración de sales en suelos y capas freáticas. El consumo de fertilizantes nitrogenados en Argentina se incrementó notablemente en los últimos años, pasando de 117.000 toneladas en 1993 a 894.000 toneladas en 2007 (García y Ciampitti, 2008). La eficiencia del uso del N y las pérdidas nitrogenadas edáficas están íntimamente ligadas (Dalal et al., 2003). La baja eficiencia de la fertilización nitrogenada en sistemas agrícolas es primariamente causada por las altas pérdidas de N en forma gaseosa. La desnitrificación es considerada el proceso más relevante tras la aplicación del fertilizante en suelos húmedos (Dittert et al., 2005; del Prado et al., 2006), lo que parece lógico en situaciones donde no existen importantes movimientos de agua descendentes. Los suelos fertilizados son contribuyentes substanciales de las emisiones de N<sub>o</sub>O a la atmósfera y son la única fuente atmosférica biogénica de este gas que puede ser rápidamente manipulada.

Existe una gran cantidad de publicaciones indicando valores de desnitrificación y emisiones de  $\rm N_2O$  crecientes ante aumentos de las dosis del fertilizante nitrogenado. En Argiudoles de la Región Pampeana Palma et al. (1997) encontraron aumentos de las pérdidas por desnitrificación con la aplicación de fertilizante nitrogenado; los autores encontraron una elevada correlación entre la producción de  $\rm N_2O$  y el contenido de  $\rm N\textsc{-}NO_3$  edáfico en los suelos fertilizados. Se encontró una mayor cantidad de biomasa desnitrificadora debido a una mayor concentración de nitratos causada por los

fertilizantes; las pérdidas totales durante el ciclo del cultivo fueron mayores cuando se incorporó el fertilizante. Esto muestra la alta asociación de las emisiones de N<sub>o</sub>O con con el contenido de N edáfico, el cual fue siempre mayor cuando el fertilizante fue incorporado, debido a las menores pérdidas por volatilización de amoníaco. Kaiser et al. (1998) hallaron que las tasas de fertilización aplicadas a cuatro cultivos diferentes influenciaron las emisiones de N<sub>2</sub>O por desnitrificación, ubicándose las mayores pérdidas en los lotes que recibieron las mayores aplicaciones. El efecto de la fertilización nitrogenada en las emisiones de N<sub>2</sub>O también fue evidente en el trabajo de Henault et al. (1998), quienes encontraron que la intensidad de fertilización determinaba la emisión de N<sub>o</sub>O en un sitio dado; este mismo trabajo evidenció que en cultivos de colza sobre-fertilizados el promedio de las emisiones de N<sub>o</sub>O era, aproximadamente, del doble de aquellos de cultivos que recibían las dosis de fertilizante necesarias calculadas por el método de balance. Sin embargo, la proporción de N agregado que se volatilizó permaneció constante irrespectivamente de la dosis aplicada, al igual que lo hallado por De Klein y Van Logtestijn (1994) en pastizales.

Los efectos de la fertilización nitrogenada sobre las emisiones de N<sub>o</sub>O no son siempre lineales y pueden estar modulados por otro factor regulador. De Klein y Van Logtestijn (1994) encontraron que el efecto de la aplicación del fertilizante en las tasas de desnitrificación sólo se verificaba cuando los contenidos de agua del suelo eran altos, lo que sugiere que la fertilización, al generar una elevada disponibilidad de sustrato nitrogenado susceptible de desnitrificarse, delega el rol de regulador de dicha reacción a los niveles de aireación edáficos. En un trabajo que estudia la desnitrificación en sistemas de producción de maíz bajo siembra directa en el sudeste de la provincia de Buenos Aires (Sainz Rozas et al., 2001) se encontraron incrementos de la tasa de desnitrificación ante aumentos de fertilización nitrogenada y, consecuentemente, de los contenidos de nitratos en los suelos, lo que indicaría que en ese período la disponibilidad del N limitó el proceso de desnitrificación; sin embargo, a partir del período vegetativo V6 no hubo diferencias en las pérdidas de N por desnitrificación ante distintas intensidades de fertilización, debido al intenso desecamiento del perfil producido por la absorción de agua del cultivo de maíz. Como consecuencia, las pérdidas por desnitrificación fueron mayores cuando el cultivo se fertilizó a la siembra que cuando la fertilización fue realizada en V6. A su vez, la fertilización nitrogenada puede influir en otros factores reguladores de la actividad desnitrificatoria; Mahmood et al. (1998) hallaron que los distintos tratamientos de fertilización también influenciaron el status hídrico del suelo, encontrándose los mayores valores de humedad en suelos control, o sea, no fertilizados, debidos probablemente a un pobre crecimiento vegetal extrayendo menor cantidad de agua del suelo. Estos trabajos dan un claro ejemplo de la compleja interacción entre los factores reguladores de la desnitrificación.

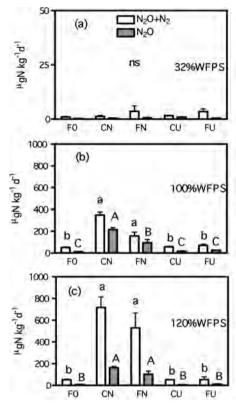
El tiempo de medición y duración de las emisiones de  $\rm N_2O$  son variables a evaluar y tener en consideración al cuantificar su efecto sobre el sistema. Cuando se aplican al suelo fertilizantes nitrogenados gran parte de las pérdidas por desnitrificación y de las emisiones de  $\rm N_2O$  ocurren en el período inmediatamente posterior a la aplicación. Este fenómeno se observó en la fertilización de pastizales manejados (De Klein y Van Logtestijn, 1994), encontrándose disminuciones abruptas de las tasas de desnitrificación tras 10 días de la fertilización de dichos pastizales con N mineral; también se observó el mismo patrón en sistemas pastoriles con la aplicación conjunta de fertilizantes minerales y abonos animales (Mc Taggart et~al., 1997; Stevens y Laughlin, 2001).

Con respecto a la influencia de los distintos tipos de fertilizantes Mosier et al. (1996) sugirieron que las cantidades de N<sub>2</sub>O producidas eran más afectadas por las propiedades del suelo que por el tipo de fertilizante. Con el objetivo de medir las emisiones relativas de N<sub>2</sub>O de aplicaciones de distintos tipos de fertilizantes nitrogenados (sulfato de amonio, nitrato de Ca y urea) Bergstrom et al. (2001) hallaron que la aplicación de fertilizantes aumentó la producción de N<sub>2</sub>O en todos los casos, pero no encontraron diferencias significativas en las tasas de desnitrificación generadas por el uso de diferentes fuentes; la producción de N<sub>2</sub>O fue de corta duración para todos los fertilizantes y volvieron a los niveles iniciales a los 16 días de aplicados; la duración de la producción de N<sub>2</sub>O en este estudio fue afectada por los patrones temporales de lluvias y el contenido de agua edáfica. Otros autores tampoco encontraron un efecto significativo del tipo de fertilizante nitrogenado (Henault et al., 1998). Dobbie y Smith (2003) reportaron en un trabajo con suelos francoarcillosos de Escocia que los efectos de diferentes tipos de fertilizante nitrogenado sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O no fueron consistentes durante el año; sin embargo, concluyeron que en condiciones húmedas el uso de fertilizantes amoniacales puede reducir las emisiones de N<sub>2</sub>O. Por el contrario, otros estudios consideran que el tipo de fertilizante es uno de los principales factores que promueven la desnitrificación. Mulvaney et al. (1997) comparando diferentes fertilizantes encontraron mayores emisiones cuando los fertilizantes nitrogenados fueron amoníaco anhidro y urea, siendo este último un fertilizante de nitrificación rápida y, por tanto, susceptible a la desnitrificación. Sánchez et al. (2001) sugierieron que el tipo de fertilizante, la forma y el momento de su aplicación pueden influir en gran medida en el efecto del fertilizante sobre las tasas de desnitrificación. En un trabajo recientemente publicado Ciarlo et al. (2008) observaron claras diferencias entre diferentes tipos de fertilizante en las emisiones de  $N_2O$  y de  $N_2O+N_2$ (desnitrificación total), con patrones cambiantes ante contenidos diferentes de humedad (Fig. 2).

La contribución indirecta de las adiciones de fertilizante nitrogenado a las emisiones de  $N_2O$ , fuera de los suelos donde fue aplicado, debería ser considerada como contribución de la agricultura al  $N_2O$  atmosférico. Mosier et al. (1996) estimaron que un 0,75 % adicional de las aplicaciones de  $N_2O$ 

eventualmente se dirigirán a la atmósfera como  $N_2O$  resultante del N lixiviado, escurrido, etc.; estos mismos autores consideran que las emisiones totales de  $N_2O$ , directas e indirectas, provenientes de los fertilizantes y abonos aplicados, corresponden a valores cercanos a  $2\pm1$ % de lo aplicado anualmente. Que el error de la estimación corresponda a un 50% del valor base (1 y 2% respectivamente) resalta lo grosero de la cuantificación, lo que es importante para entender el estudio de estos gases.

En general la aplicación de materiales orgánicos al suelo tales como residuos de plantas o estiércol aumentan la densidad de bacterias desnitrificadoras y su actividad (Hashimoto y Niimi, 2001). A pesar de que existen pocos trabajos sobre estos temas, la información disponible indica que las fuentes orgánicas de N (como abonos animales y aguas servidas) inducen a mayores emisiones de N<sub>o</sub>O por unidad de N agregado que el fertilizante mineral (Bouwman, 1994). Cuando se aplican conjuntamente fertilizantes nitrogenados con base en nitratos y abonos orgánicos, o con diferencia de pocos días, existe un alto potencial desnitrificante (Stevens y Laughlin, 2001). En condiciones de suelo húmedas las emisiones de N<sub>2</sub>O acumuladas fueron hasta 4 veces mayores cuando se aplicó nitrato de amonio seguido de abonos animales que cuando se aplicó sólo nitrato de amonio (Mc Taggart et al., 1997). La aplicación de abonos animales aumenta la respiración del suelo y, por tanto, la posibilidad de que los nitratos sean usados como aceptores finales de electrones en vez del oxígeno. Se ha demostrado que los ácidos grasos volátiles contenidos en los abonos son fuentes de C fácilmente disponibles para los microorganismos desnitrificadores (Stevens y Laughlin, 2001). En sistemas de producción irrigados (rotación trigo-maíz), Mahmood et al. (1998) hallaron mayores valores de tasas de desnitrificación con distintas dosis de aplicación de abonos animales (16 y 32 Mg de abono ha-1 año-1) que en sistemas con aplicación de fertilizantes nitrogenados minerales (100 y 200 kg N ha-1 a-1 de N-urea) a pesar de presentar los sistemas abonados menores niveles de nitratos; estos autores proponen que el efecto de la aplicación de abonos se debe en mayor medida a la promoción de micrositios anaeróbicos por una intensa respiración, más que al C orgánico como fuente energética para microorganismos desnitrificadores. Hashimoto y Niimi (2001) encontraron que la aplicación de abonos incrementó la actividad desnitrificadora en el horizonte superficial de un Andosol, y que dicha actividad se relacionaba con la dosis o cantidad de abono aplicado. Sin embargo, la aplicación de abonos involucra la adición de compuestos carbonados ricos en energía, que con sus electrones pueden contribuir a la reducción completa del N<sub>2</sub>O a N<sub>2</sub>; en estudios realizados con especies vegetales tropicales, suelos abonados con plantas ricas en compuestos carbonados solubles presentaron menores emisiones de N<sub>2</sub>O que cuando fueron abonados con residuos pobres en sustancias solubles (Millar y Baggs, 2005), lo que fue atribuido a un mayor potencial de reducción del N<sub>2</sub>O formado.



**Figura 2.** Emisiones acumuladas de  $N_2O+N_2$  y de  $N_2O$  para distintos tratamientos de fertilización en suelos con contenidos de humedad de 32 % WFPS (a), 100 % WFPS (b) y 120 % WFPS (c). Las barras corresponden a la media de tres repeticiones con las barras pequeñas representando el error estándar de la media. CN es una aplicación única de KNO $_3$  de 80 kg N ha $^-1$ ; FN es una aplicación fraccionada de KNO $_3$  de 80 kg N ha $^-1$ ; CU es una aplicación única de urea de 80 kg N ha $^-1$ , FU es una aplicación fraccionada de urea de 80 kg N ha $^-1$ ; FO es no fertilizado. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en las emisiones de  $N_2O+N_2$  entre los tratamientos de fertilización (p < 0.05) para cada contenido de humedad. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas en las emisiones de  $N_2O$  entre los tratamientos de fertilización (p < 0.05) para cada contenido de humedad (Ciarlo et al., 2008).

# 3. Riego

El contenido de agua es uno de los factores más influyentes en el control de las emisiones de  $N_2O$  (del Prado  $et\ al.,\ 2006$ ; Tietema  $et\ al.,\ 2007$ ). El agua es esencial para la vida y la actividad de los microorganismos. El contenido de humedad del suelo regula la permeabilidad de los gases en el suelo debido a que la difusividad en líquidos de los gases  $O_2$  y  $N_2O$  es substancialmente menor

que en el aire, pudiendo este efecto afectar las emisiones de N<sub>2</sub>O. El efecto de la humedad sobre las tasas de desnitrificación se da largamente a través de su efecto en la aireación, que puede ser medida a través del potencial rédox (Eh); la tensión de oxígeno influye fuertemente en este parámetro por ser el más fuerte aceptor de electrones en el suelo. Según el clásico modelo conceptual de los hoyos en la tubería propuesto por Firestone y Davidson (1989) la cantidad de N que se escapa por los hoyos como N<sub>2</sub>O está determinada por numerosas propiedades del suelo, pero más común y fuertemente por la humedad del suelo. Se calculó por modelos de simulación que diferentes incrementos en la producción de N<sub>2</sub>O podrían explicarse por el volumen anaeróbico del suelo (Tietema et al., 2007). A medida que aumenta la fracción del suelo que se torna anaeróbica, se producen fuertes aumentos en las tasas de desnitrificación (Dambreville et al., 2006). Las crecientes emisiones de N<sub>2</sub>O ante aumentos en los niveles de humedad se deben inequívocamente al proceso de desnitrificación, como fue probado por Grundmann y Rolston (1987) con el uso de la técnica del bloqueo con acetileno. Se han observado aumentos de hasta 30 veces en las emisiones de N<sub>2</sub>O en suelos agrícolas con incrementos en la humedad de 60 a 80 % WFPS (Dobbie y Smith, 2001). Xu et al. (1998) reportaron un aumento del 14 % en la producción de N<sub>2</sub>O al regar cultivos de maíz. En un trabajo realizado en cultivos de maíz irrigados y fertilizados en España Central Sánchez et al. (2001) encontraron que los picos de emisión de N<sub>2</sub>O coincidían con la irrigación del cultivo, por lo que es posible predecir que las pérdidas pueden incrementarse rápidamente en operaciones que incluyan aplicaciones frecuentes de agua de irrigación y fertilizantes.

Es bien conocido el pronunciado incremento de las emisiones edáficas de N<sub>2</sub>O que sucede cuando existen condiciones alternadas de anaerobiosis y aerobiosis. Los ciclos de humedecimiento-secado ocurren naturalmente en suelos agrícolas cuando se riegan (especialmente en suelos de drenaje deficiente), siendo un problema interesante; pero es sumamente dificultoso identificar los principales controles y organismos responsables de las emisiones de N<sub>2</sub>O. Por ejemplo, las emisiones de N<sub>2</sub>O en una temporada fueron modeladas por el modelo DNDC como secuencia de períodos secos y húmedos (Li *et al.*, 1992). La mineralización del N aumenta tras el drenaje de suelos anegados y subsecuente aireación (Updegraff et al., 1995). Por otro lado Wang et al. (2001) hallaron más altas tasas de inmovilización (>20 mg N kg-1) de N en condiciones aeróbicas que bajo anegamiento en suelos, lo que puede indicar que los períodos de anaerobiosis pueden ser una fuente importante de N-NH<sub>4</sub>+ que puede ser nitrificado en condiciones aeróbicas. McKenney et al. (1993) encontraron que la adición de residuos de leguminosas incrementó las emisiones de N por desnitrificación sólo cuando existió una incubación aeróbica de 5 días previa a la anaeróbica. Las variaciones temporales en la evolución del N<sub>o</sub>O durante ciclos de humedecimiento-secado son muy diferentes a aquellas durante anegamiento o con suelo bien aireado en forma continua (Cai et al., 2001), resultando que las emisiones de N<sub>2</sub>O fueron estimuladas por los ciclos de humedecimiento-secado (Yan et al., 2000). Altas tasas de desnitrificación y emisiones de  $N_2O$  fueron observadas en condiciones repetidas de ciclos de humedecimiento-secado (Davidsson y Leonardson, 1998; Olde Venterink et al., 2002) debido probablemente a la reducción en anaerobiosis de los nitratos acumulados en los períodos aeróbicos. Sin embargo, Flessa y Beese (1995) encontraron las máximas emisiones de  $N_2O$  tras la aplicación de residuos de remolacha azucarera en los momentos de secado del suelo, entre períodos de anegamiento temporal, coincidiendo con Otte et al. (1996) y Cai et al. (1997), quienes encontraron las máximas emisiones de  $N_2O$  en suelos irrigados cuando el agua superficial fue drenada y posibilitando una rápida difusión del  $N_2O$  formado.

# 4. Manejo de plaguicidas

Los sistemas agrícolas de alta tecnología requieren además de elevadas fertilizaciones un estricto control de plagas que se lleva a cabo casi completamente con el uso de pesticidas. Debido a su efecto biocida deben considerarse los efectos de los pesticidas sobre los microorganismos de suelo, especialmente aquellos ligados al ciclo de N (grupos de mayor interés en cuanto a la función general del suelo; Carlisle y Trevors, 1986). Ratcliff et al. (2006) advirtieron la fuerte necesidad de conocer los efectos colaterales del uso de pesticidas. como el herbicida glifosato sobre los microorganismos de suelo y sus procesos como, por ejemplo, en el ciclo de nutrientes. En ese sentido, Stratton y Stewart (1991), Haney et al. (2002) y Lancaster et al. (2006) encontraron aumentos en de mineralización del N orgánico tras la aplicación de glifosato al suelo. Por otra parte, Carlisle y Trevors (1986) y Stratton (1990) hallaron efectos tóxicos del glifosato sobre la nitrificación a dosis muy superiores a las comerciales. Se han registrado aumentos en las tasas de desnitrificación sólo bajo condiciones de laboratorio tras la aplicación de glifosato a un suelo franco arenoso (Stratton y Stewart, 1991). Por su parte, Carlisle y Trevors (1986) encontraron que el glifosato estimulaba la reducción de los nitratos, aunque no afectaba la reducción del N<sub>2</sub>O. Más aun, en presencia de glucosa el glifosato no afectó la reducción de los nitratos mientras que inhibió la reducción del N<sub>2</sub>O, sugiriendo que cuando este herbicida no es rápidamente metabolizado como fuente de energía y nutrientes puede volverse tóxico para el metabolismo desnitrificante, especialmente para la reducción del  $N_2O$ . Philippot et al. (2006) no encontraron alteraciones consistentes en las comunidades de organismos que reducen los nitratos ante aplicaciones repetidas al suelo de glifosato a concentraciones agronómicas. Los reportes del efecto de pesticidas sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O o sobre la relación N<sub>2</sub>O/  $(N_2O+N_2)$  de las emisiones son escasos. Recientemente se ha mostrado que la aplicación de cloropicrina (un fumigante de suelo para control de plagas, enfermedades y semillas de malezas), aumentó las emisiones de N<sub>2</sub>O en suelos fumigados (Spokas et al., 2005, 2006), aparentemente debido a aumentos en la actividad desnitrificante fúngica bajo condiciones aeróbicas (Spokas et

al., 2006). En un trabajo reciente de Ciarlo (inédito), se ha observado que ni las emisiones de  $N_2O$  ni de  $N_2O+N_2$  fueron afectadas por la aplicación de un funguicida o del herbicida glifosato debido probablemente a que las bajas dosis que se emplean en campo sean insuficientes para causar efectos significativos que se destaquen de la variabilidad natural de los suelos y sus poblaciones. De cualquier modo es probable que cualquier efecto provocado por el agregado de pesticidas sea transitorio y desaparezca tras su degradación, por lo que los efectos de este factor sobre las emisiones de los gases nitrogenados son de corto plazo y no persistentes.

### 5. Prácticas de mitigación de las emisiones de N<sub>2</sub>O

La baja eficiencia del fertilizante nitrogenado en sistemas agrícolas es primariamente causada por las grandes pérdidas de N de estos sistemas bajo formas gaseosas; además, la emisión de N<sub>o</sub>O está relacionada con dichos procesos de pérdida. Es axiomático que cualquier estrategia que incremente la eficiencia en el uso del fertilizante nitrogenado debe reducir las emisiones de N<sub>o</sub>O. A escala de campo la inhibición directa de las reacciones de reducción de los nitratos no es factible y la única opción posible para reducir las pérdidas gaseosas es limitar aumentos excesivos en las cantidades de nitratos presentes (Simek y Cooper, 2001). En general, las emisiones de N<sub>2</sub>O de fuentes minerales y orgánicas de N pueden disminuirse por prácticas de manejo que optimicen la habilidad natural de los cultivos para competir con procesos que provocan pérdidas de N del sistema suelo-planta. Se ha observado que aplicaciones fraccionadas en dos momentos en sistemas irrigados de producción de algodón llevaron a mayores rendimientos y eficiencia de absorción del N (Snyder, 2006) probablemente debido a menores emisiones gaseosas en dichas condiciones de elevadas aplicaciones conjuntas de agua y N mineral. La aplicación fraccionada de fertilizante nitrogenado con mayor frecuencia y con menores tasas podría reducir valores elevados o picos en la concentración de nitratos edáfico (Dalal et al., 2003) y, por tanto, aumentar los niveles de conversión de N2O a N2 en condiciones de campo. Aplicaciones fraccionadas de 160 kg N ha-1 de urea a suelos en cultivos de caña de azúcar con valores de WFPS de 80 y  $100\,\%$  ocasionó en menores emisiones iniciales de N<sub>2</sub>O comparadas con la aplicación completa de urea al comienzo del experimento. Sin embargo, las emisiones totales durante el periodo de crecimiento del cultivo fueron similares entre tratamientos (Weier, 1999); el autor concluyó que la persistencia de los nitratos en el suelo durante el período de crecimiento presentó oportunidades para las emisiones de N<sub>2</sub>O cuando las condiciones en campo se tornaron favorables, aunque la absorción vegetal de agua y nitratos complicó la comprensión de la respuesta de las emisiones del suelo a este tipo de fertilización. Recientemente se encontraron diferencias en las emisiones de N<sub>2</sub>O sólo cuando el fertilizante nitrato de K fue aplicado a un suelo saturado de agua (Ciarlo et al., 2008), dado que con contenidos de humedad menores o mayores la aireación (excesiva o muy limitada respectivamente) limitaba las emisiones de  $\rm N_2O$  (Fig. 2). También se ha observado que las emisiones diarias de suelos fertilizados con urea de liberación controlada, con un efecto en teoría similar a la aplicación fraccionada, son en general mayores que las observadas en suelos fertilizados con urea recubierta (luego de un breve período inicial donde las emisiones son menores), debido a una provisión continua de N (Akiyama et al., 2000, Dobbie y Smith, 2003).

El mantenimiento del N aplicado en la forma de amonio (cuando no se aplica como nitrato) debería mantener baja la emisión de N<sub>o</sub>O. Un mecanismo para mantener el N agregado como amonio es adicionar un inhibidor de la nitrificación con el fertilizante (García y Ciampitti, 2008). Numerosas sustancias incluyendo piridinas, pirimidinas, succinamidas, acetileno, tiazoles, triazoles y disulfuro han sido probadas, pero la mayoría de estos compuestos poseen limitaciones para su utilización. Por ejemplo, el inhibidor de la nitrificación más comúnmente usado, la nitrapirina, es raramente efectivo a causa de su adsorción a los coloides, hidrólisis y pérdida por volatilización. El acetileno ha sido probado como un potente inhibidor de la nitrificación, pero al ser un gas existen inconvenientes para introducirlo en el suelo y mantenerlo en concentraciones suficientes durante el período de crecimiento de los cultivos; además, el acetileno también inhibe la reducción del N<sub>2</sub>O a N<sub>2</sub>. Sin embargo, algunos estudios de campo han demostrado que los inhibidores de la desnitrificación limitan las emisiones de N<sub>2</sub>O de fertilizantes basados en amonio (Bronson et al., 1992), aunque el uso de cada uno de estos compuestos debe ser evaluado cuidadosamente y en cada situación particular.

# 6. Emisiones de $N_2$ O en suelos agrícolas de Argentina

Los reportes de emisiones de  $N_2O$  en suelos argentinos son realmente muy escasos, siendo casi desconocido su importancia en el ciclo del N de los suelos agrícolas de este país. Existe sólo un reporte reciente de emisiones de  $N_2O$  en suelos agrícolas en condiciones de campo (Ciampitti  $et\ al.$ , 2008); se midieron las emisiones de  $N_2O$  de un suelo Argiudol típico de la Región Pampeana argentina durante el ciclo del cultivo de soja y la descomposición de los residuos de este cultivo. Este reporte es sumamente interesante debido a que la soja es el más representativo de los cultivos extensivos llevados a cabo en la Región Pampeana; los autores de este trabajo hallaron que el período de mayores emisiones se concentró entre los períodos fenológicos de inicio de llenado de granos hasta madurez comercial, representando este período un 68 % de las emisiones totales del ciclo de cultivo; estas elevadas emisiones se relacionaron al inicio de la senescencia radicular y subsecuente liberación de compuestos nitrogenados fácilmente degradables. También existen dos trabajos realizados en condiciones de laboratorio (Ciarlo  $et\ al.$ ,

2007 y 2008) que tuvieron como objetivo evaluar condiciones crecientes de humedad (Ciarlo et.~al.,~2007) y de la interacción entre contenidos de humedad y tipos de fertilizante nitrogenado y formas de aplicación, ya sean simples o divididas en el tiempo (Ciarlo et~al.,~2008) sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O y la razón N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>) de las emisiones totales. Existen también trabajos donde se midieron las emisiones de N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub> por desnitrificación (Rodríguez y Giambiagi, 1995; Palma et~al.,~1997; Rodríguez, 1997; Sainz Rozas et~al.,~2001) aunque es difícil predecir las emisiones de N<sub>2</sub>O a partir de estos datos debido a la alta variabilidad del cociente N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>) de la desnitrificación.

#### CONCLUSIONES

La concentración de N<sub>2</sub>O en la atmósfera está aumentando a causa de actividades bióticas y antropogénicas. El crecimiento continuo en la concentración atmosférica de N<sub>2</sub>O puede ser atribuido, al menos en parte, a aumentos en las entradas de N en el sistema suelo a través de los fertilizantes minerales, los abonos animales y la fijación biológica de N. Estos factores hacen que el estudio de los efectos sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O de las prácticas agrícolas destinadas a aumentar la provisión de alimentos a la humanidad sea una obligación ineludible de los gobiernos e institutos de investigación y un pedido de conciencia por parte de la sociedad en su conjunto. Los distintos usos y prácticas de manejo agrícola afectan los niveles de desnitrificación y las emisiones de NaO a través del cambio en los parámetros que regulan este tipo de pérdidas de N. Las labranzas tienen un gran efecto sobre los factores que regulan la desnitrificación y las emisiones de N<sub>2</sub>O. La labranza cero suele causar suelos más húmedos y con una gran acumulación de C y N en superficie con respecto a sistemas de labranza convencional, lo que podría estimular condiciones reductoras como la formación de N<sub>o</sub>O por desnitrificación; sin embargo, suelos más fríos y con menores contenidos de nitratos podrían atenuar este efecto siempre que la fertilización nitrogenada de los cultivos sea manejada racionalmente. El manejo cuidadoso de las prácticas que incluyen a la fertilización y a la irrigación es muy importante cuando se pretende disminuir las emisiones de  $N_2O$ . Los suelos fertilizados son contribuyentes substanciales de las emisiones de N2O a la atmósfera y la única fuente atmosférica biogénica de este gas que se puede manipular. Existen un sinnúmero de trabajos indicando tasas de desnitrificación y emisiones de N<sub>2</sub>O crecientes ante aumentos en la dosis del fertilizante nitrogenado. La contribución indirecta de las adiciones de fertilizante nitrogenado a las emisiones de  $N_2O$ , fuera de los suelos donde fue aplicado, debería ser considerada como una contribución de la agricultura al N2O atmosférico. Sin embargo, se debe considerar y cuantificar el efecto de la mayor producción de materia seca por cultivo en los sistemas agrícolas generados por la aplicación de fertilizantes nitrogenados; el secuestro de C realizado por los cultivos disminuye las emisiones de CO<sub>2</sub> y la mayor intensificación podría disminuir en forma global el potencial de calentamiento terrestre, respecto a sistemas sin fertilización. Con respecto a los abonos orgánicos la información disponible indica que las fuentes orgánicas de N (como abonos animales y aguas servidas) inducen a mayores emisiones de N<sub>o</sub>O por unidad de N agregado que el fertilizante mineral. El riego aumenta el contenido de humedad del suelo y, por tanto, promueve las condiciones necesarias para que ocurran procesos desnitrificantes; este efecto es aún más acentuado cuando el riego se da en pulsos debido a la fuerte estimulación de las emisiones de N<sub>2</sub>O ante ciclos de humedecimiento-secado. Las emisiones de N<sub>2</sub>O generalmente aumentan tras la incorporación de residuos vegetales, dependiendo la magnitud de las emisiones de la cantidad y calidad de residuos incorporados y siempre que los contenidos de nitratos no sean limitantes. Es poco conocido el efecto de la aplicación de pesticidas comunes en las emisiones edáficas de N<sub>o</sub>O, aunque es probable que las bajas dosis que se emplean en campo sean insuficientes para causar efectos significativos que se destaquen de la variabilidad natural de los suelos y sus poblaciones analizadas, generando solamente leves efectos transitorios. Existe un número de prácticas que se basan fundamentalmente en incrementar la eficiencia en el uso del fertilizante nitrogenado (como la aplicación fraccionada del fertilizante nitrogenado, la aplicación de ureas de liberación lenta o el uso de inhibidores de la enzima ureasa o de la nitrificación), que son promisorias para reducir las emisiones de N<sub>2</sub>O, aunque el uso de cada una de ellas debe evaluarse cuidadosamente.

# **BIBLIOGRAFÍA**

- Akiyama H., H. Tsuruta y T. Watanabe. 2000.  $N_2O$  and NO emissions from soils after the application of different chemical fertilizers. *Chemosphere*, 2: 313-320.
- Bergsma T.T., G.P. Robertson y N.E. Ostrom. 2002. Influence of soil moisture and land use history on denitrification end-products. *J. Environ. Qual.*, 31: 711-717.
- Bergstrom D.W., M. Tenuta y E.G. Beauchamp. 2001. Nitrous oxide production and flux from soil under sod following application of different nitrogen fertilizers. *Comm. Soil Sci. Plant. Anal.*, 32: 553-570.
- Blackmer A.M. y J.M. Bremner. 1979. Stimulatory effect of nitrate on reduction of  $N_2O$  to  $N_2$  by soil microorganisms. Soil Biol. Biochem., 11: 313-315.
- Bøckman O.C. y H. W. Olfs. 1998. Fertilizers, agronomy and  $N_2$ O. Nutr. Cycl. Agroecosyst., 52: 165-170.
- Bouwman A.F. 1994. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. RIVM report No. 773004004. RIVM, Bilthoven (Holanda).
- Bremner J.M. 1997. Sources of nitrous oxide in soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 49: 7-16.
- Bronson K.F., A.R. Mosier y S.R. Bishnoi. 1992. Nitrous oxide emissions in irrigated corn as affected by encapsulated calcium carbide and nitrapyrin. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 161-165.

- Cai Z., G. Xing, X. Yan, H. Xu, H. Tsuruta, K. Yagi y K. Minami. 1997. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilisers and water management. *Plant & Soil*, 196: 7-14.
- Cai Z., R.J. Laughlin y R.J. Stevens. 2001. Nitrous oxide and dinitrogen emissions from soil under different water regimes and straw amendment. *Chemosphere* 42: 113-121.
- Carlisle S.M. y J.T. Trevors. 1986. Effect of the herbicide glyphosate on nitrification, denitrification and acetylene reduction in soil. *Water Air Soil Poll.*, 29: 189-203.
- Castaldi S. Responses of nitrous oxide, dinitrogen and carbon dioxide production and oxygen consumption to temperature in forest and agricultural light-textured soils determined by model experiment. *Biol. Fertil. Soils*, 32: 67-72.
- Chang C., H.H. Janzen, C.M. Cho y E.M. Nakonechny 1998. Nitrous oxide emission through plants. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 35-38.
- Choudhary M.A., A. Akramkhanov y S.Saggar. 2001. Nitrous oxide emissions in soils cropped with maize under long-term tillage under permanent pasture in New Zealand. *Soil Till. Res.*, 62: 61-71.
- Ciampitti I.A., E.A. Ciarlo y M.E. Conti. 2008. Nitrous oxide emissions from soil during soybean [*Glycine max* (L.) Merrill] crop phonological stages and stubbles decomposition period. *Biol. Fertil. Soils*, 44: 581-588.
- Ciarlo E., M. Conti, N. Bartoloni y G. Rubio. 2007. The effect of moisture on nitrous oxide emissions from soil and the  $N_2O/(N_2O+N_2)$  ratio under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 43: 675-681.
- Ciarlo E., M. Conti, N. Bartoloni y G. Rubio. 2008. Soil  $N_2O$  emissions and  $N_2O/(N_2O+N_2)$  ratio as affected by different fertilization practices and soil moisture. *Biol. Fertil. Soils*, 44: 991-995.
- Colbourn P. 1988. The influence of drainage and cultivation on denitrification losses fron an arable clay soil. En: D.S. Jenkinson, K.A. Smith (eds.), *Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils*. Elsevier, New York, pp. 283-294.
- Curtin D., F. Selles, C.A. Campbell y V.O. Biederbeck. 1994. Canadian prairie agriculture as a source and sink of the greenhouse gases, carbon dioxide and nitrous oxide. Report for Greenhouse Gases Initiative. Agriculture Canada, Swift Current (Canadá). 66 pp.
- Dalal R.C., W. Wang, G.P. Robertson y W.J. Parton. 2003. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. Aust. J. Soil Res., 41: 165-195.
- Dambreville C., C. Hénault, F. Bizouard, T. Morvan, R. Chaussod y J.C. Germon. 2006. Compared effects of long-term pig slurry and mineral fertilization on soil denitrification and its end products (N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>). *Biol. Fertil. Soils*, 42: 490-500.
- Davidsson T.E. y L.G. Leonardson. 1998. Seasonal dynamics of denitrification activity in two water meadows. *Hydrobiol.*, 364: 189-198.
- De Klein C.A.M. y R.S.P. Van Logtestijn. 1994. Denitrification in the top soil of managed grasslands in The Netherlands in relation to soil type and fertilizer level. *Plant & Soil*, 163: 33-44.

- Del Prado A., P. Merino, J.M. Estavillo, M. Pinto y C. González-Murua. 2006. N<sub>2</sub>O and NO emissions from different N sources and under a range of soil water contents. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*, 74: 229-243.
- Dittert K., C. Lampe, R. Gasche, K. Butterbach-Bahl, M. Wachendorf, H. Papen, B. Sattelmacher y F. Taube. 2005. Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. Soil Biol. Biochem., 37: 1665-1674.
- Dobbie K.E. y K.A. Smith. 2001. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on  $\rm N_2O$  emissions from an imperfectly drained gleysol. *Eur. J. Soil Sci.*, 52: 667-673.
- Dobbie K.E. y K.A. Smith. 2003. Impact of different forms of N fertilizer on N<sub>2</sub>O emissions from intensive grassland. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*, 67: 37-46.
- Elmi A.A., C. Madramootoo, C. Hamel y A. Liu. 2003. Denitrification and nitrous oxide to nitrous oxide plus dinitrogen ratios in the soil profile under three tillage systems. *Biol. Fertil. Soils*, 38: 340-348.
- Estavillo J.M., P. Merino, M. Pinto, S. Yamulki, G. Gebauer, A. Sapek y W. Corré. 2002. Short term effect of ploughing a permanent pasture on  $N_2O$  production fron nitrification and denitrification. *Plant & Soil*, 239: 253-265.
- Firestone M.K. y J.M. Tiedje. 1979. Temporal change in nitrous oxide and dinitrogen from denitrification following the onset of anaerobiosis. *Appl. Environ. Microbiol.*, 38: 673-679.
- Firestone M.K. y E.A. Davidson. 1989. Microbiological basis of NO and  $\rm N_2O$  production and consumption in soil. En: M. O. Andrae y D.S. Schimel (eds.). Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. John Wiley, New York. Pp. 7-21.
- Flessa H. y F. Beese. 1995. Effects of sugarbeet residues on soil redox potential and nitrous oxide emission. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 1044-1051.
- García F.O. y I.A. Ciampitti. 2008. El nitrógeno en la agricultura argentina: Presente y ¿Futuro? Congreso de AAPRESID, INTA, Rosario (Argentina).
- Granli T. y O. Bøckman. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norw J. Agric. Sci.*, (Suppl), 12: 7-128.
- Grundmann G.L. y D.E. Rolston. 1987. A water function approximation to degree of anaerobiosis associated with denitrification. *Soil Sci.*, 144: 437-441.
- Haney R.L., A. Senseman, L.J. Krutz y F. Hons. 2002. Soil carbon and nitrogen mineralization as affected by atrazine and glyphosate. *Biol. Fertil. Soils*, 35: 35-40.
- Hashimoto T. y H. Niimi. 2001. Seasonal and vertical changes in denitrification activity and denitrifying bacterial populations in surface and subsurface upland soils with slurry applications. *Soil Sci. Plant. Nutr.*, 47: 503-510.
- Henault C., X. Devis, S. Page, E. Justes y R. Reau. 1998. Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 26: 199-207.
- Kaiser E.A., K. Kohrs, M. Kucke, E. Schnug, O. Heinemeyer y J.C. Munch. 1998. Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation. Soil Biol. Biochem., 30: 1553-1563.

- Keeney D.R., I.R. Fillery y G.P. Marx. 1979. Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in silt loam soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43: 1124-1128.
- Khalil M.I., P. Boeckx, A.B. Rosenani y O. Van Cleemput. 2001. Nitrogen transformations and emission of greenhouse gases fron three acid soils of humid tropics amended with N sources and moisture regime. II. Nitrous oxide and methane fluxes. Comm. Soil Sci. Plant. Anal., 32: 2909-2924.
- Knowles R. 1982. Denitrification. Microbiol Rev. 46: 43-70.
- Lancaster S.H., R.L. Haney, S.A. Senseman, F.M. Hons y J.M. Chandler 2006. Soil microbial activity is affected by Roundup WeatherMax and pesticides applied to cotton (*Gossypium hirsutum*). *J. Agric. Food Chem.*, 54: 7221-7226.
- Lensi R., A. Clays-Josserand y L. Jocteur Monrozier. 1995. Denitrifiers and denitrfying activity in size fractions of a mollisol under permanent pasture and continuous cultivation. *Soil Biol. Biochem.*, 27: 61-69.
- Li C., S. Frolking y T.A. Frolking. 1992. Model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. J. Geophys. Res., 97: 9759-9776.
- Mahmood T., G.R. Tahir, K.A. Malik y S.R.A. Shamsi. 1998. Denitrification losses from an irrigated sandy-clay loam under a wheat-maize cropping system receiving different fertilizer treatments. *Biol. Ferti.l Soils*, 26: 35-42.
- Mathieu O., J. Levêque, C. Hénault, M.J. Milloux, F. Bizouard y F. Andreux. 2006. Emissions and spatial variability of  $N_2O$ ,  $N_2$  and nitrous oxide mole fraction at the field scale, revealed with  $^{15}N$  isotopic techniques. Soil Biol. Biochem., 38: 941-951.
- McKenney D.J., S.W. Wang, C.F. Drury y W.I. Findlay. 1993. Denitrification and mineralization in soil amended with legume, grass, and corn residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 1013-1020.
- Mc Taggart I.P., J.T. Douglas, H. Clayton y K.A. Smith. 1997. Nitrous oxide emission from slurry and mineral nitrogen fertilizer applied to grassland. En: S.C. Jarvis y B.F. Pain (eds.) *Gaseous nitrogen emissions from grassland*. CAB International, Oxford, UK. Pp. 201-209.
- Millar N. y E.M. Baggs. 2005. Relationships between  $N_2O$  emissions and water-soluble C and N contents of agroforestry residues alter their addition to soil. *Soil Biol. Biochem.*, 37: 605-608.
- Mosier A.R. 1998. Soil processes and global change. Biol. Fertil. Soils, 27: 221-229.
- Mosier A.R., J.M. Duxbury, J.R. Freney, O. Heinemeyer y K. Minami. 1996. Nitrous oxide emissions from agricultural fields: Assessment, measurement and mitigation. *Plant & Soil*, 181: 95-108.
- Mosier A.R. y C. Cróese. 2000. Potencial impact on the global atmospheric N<sub>2</sub>O budget of the increased nitrogen input required to meet future global food demands. *Chemosphere*, 2: 465-473.
- Mulvaney R.L., S.A. Khan y C.S. Mulvaney 1997. Nitrogen fertilizers promote denitrification. *Biol. Fertil. Soils*, 24: 211-220.
- OECD 2000. Environmental indicators for Agriculture. Methods and Results, Executive Summary 2000, París. <www.oecd.org/dataoecd/0/9/1916629.pdf>.

- Olde Venterink H., T.E. Davidsson, K. Kiehl y L. Leonardson. 2002. Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant & Soil*, 243: 119-130.
- Otte S., N.G. Grobben, L.A. Robertson, M.S. Jetten y J.G. Kuenen. 1996. Nitrous oxide production by *Alcaligenes faecalis* under transient and dynamic aerobic and anaerobic conditions. *Appl. Environ. Microbiol*, 62: 2421-2426.
- Palma R.M., M. Rímolo, M.I. Saubidet y M.E. Conti 1997. Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biol. Fertil. Soils*, 25: 142-146.
- Philippot L., M. Kuffner, D. Cheneby, G. Depret, G. Laguerre y F. Martin-Laurent. 2006. Genetic structure and activity of the nitrate-reducers community in the rizopsphere of different cultivars of maize. *Plant & Soil*, 287: 177-186.
- Ratcliff A.W., M.D. Busse y C.J. Shestak 2006. Changes in microbial community structure following herbicide (glyphosate) additions to forest soils. *Appl. Soil Ecol.*, 34: 114-124.
- Reddy K.R. y W.H. Patrick Jr. 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *Criti. Rev. Environ*. Ctrol., 13: 273-309.
- Rodríguez M. 1997. Influencia de las labranzas y la fertilización nitrogenada en la denitrificación de un *Argiudol* típico de la Pampa Ondulada. Tesis de Maestría, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (Argentina).
- Rodríguez M.B. y N. Giambiagi. 1995. Denitrification in tillage and no tillage pampean soils: relationships among soil water, available carbon, and nitrate and nitrous oxide production. *Comm. Soil Sci. Plan.t Anal.*, 26: 3205-3220.
- Rudaz A.O., E. Wälti, G. Kyburz, P. Lehmann y J. Fuhrer 1999. Temporal variation in  $N_2O$  and N2 fluxes from a permanent pasture in Switzerland in relation to management, soil water content and soil temperature. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 73: 83-91.
- Sainz Rozas H.R., H.E. Echeverría y L.I. Picone. 2001. Denitrification in maize under no-tillage: Effect of nitrogen rate and application time. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65: 1314-1323.
- Sánchez L., J.A. Díez, A. Vallejo y M.C. Cartagena 2001. Denitrification losses from irrigated crops in central Spain. *Soil Biol. Biochem.*, 33: 1201-1209.
- Simek M. y J.E. Cooper 2001. Nitrogen use efficiency in temperate zone arable lands. En: Shiyomi y Koizumi (eds.). Structure and function in agroecosystem design and management. CRC Press; Boca Raton, Florida. Pp. 227-250.
- Snyder C. 2006. Fertilizer BMPs for cotton in the Midsouth. Better Crops, 2:7-9.
- Snyder C.S., T.W. Bruulsema y T.L. Jensen. 2007. Greenhouse gas emissions from cropping systems and the influence of fertilizer management: a literature review. International Plant Nutrition Institute, Norcross, Georgia (USA).
- Spokas K., D. Wang y R. Venterea. 2005. Impact of soil fumigation with chloropicrin and methyl isothiocyanate on greenhouse gases. Soil Biol. Biochem., 37: 475-485.
- Spokas K., D. Wang, R. Venterea y M. Sadowsky 2006. Mechanisms of N<sub>2</sub>O production following chloropichrin fumigation. *Appl. Soil Ecol.*, 31: 101-109.

- Stehfest E. y L. Bouwman. 2006. N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 74: 207-228.
- Stevens R.J. y R.J. Laughlin. 2001. Cattle slurry affects nitrous oxide and dinitrogen emissions from fertilizer nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65: 1307-1314.
- Stratton G.W. 1990. Effects of the herbicide glyphosate on nitrification in four soils from Atlantic Canada. *Water Air. Soil Poll.*, 51: 373-383.
- Stratton G.W.y K.E. Stewart. 1991. Effects of the herbicide glyphosate on nitrogen cycling in an acid forest soil. *Water Air. Soil Poll.*, 60: 231-247.
- Strong D.T. y I.R.P. Fillery. 2002. Denitrification response to nitrate concentrations in sandy soils. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 945-954.
- Tiedje J.M., A.J. Sexstone, D.D. Myrold y J.A. Robinson. 1982. Denitrification: Ecological niches, competition and survival. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 48: 569-583.
- Tietema A., G.E.M. van der Lee, W. Bouten, C. Rappoldt y J.M. Verstraten. 2007. The production of  $N_2O$  in Douglas fir litter as affected by anoxic conditions within litter particles and pores. Soil Biol. Biochem., 39: 239-248.
- Updegraff K., J. Pastor, S.D. Bridgham y C.A. Johnston. 1995. Environmental and substrate controls over carbon and nitrogen mineralization in northern wetlands. *Ecol. Appl.* 5: 151-163.
- Wang W.J., P.M. Chalk, D. Chen y C.J. Smith 2001. Nitrogen mineralisation, immobilisation and loss, and their role in determining differences in net nitrogen production during waterlogged and aerobic incubation of soils. Soil Biol. Biochem., 33: 1305-1315.
- Weier K.L., J.W. Doran, J.F. Power y D.T. Walters. 1993. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 66-72.
- Weier K.L. 1999.  $\rm N_2O$  and  $\rm CH_4$  emission and  $\rm CH_4$  consumption in a sugarcane soil after variation in nitrogen and water application. *Soil Biol. Biochem.*, 31: 1931-1941.
- Wolsing M. y A. Priemé. 2004. Observation of high seasonal variation in community structure of denitrifying bacteria in arable soil receiving artificial fertilizer and cattle manure by determining T-RFPL of nir gene fragments. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 48: 261-271.
- Xu C., M.J Shaffer., M. Al-kaisi. 1998. Simulating the impact of management practices on nitrous oxide emissions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 736-742.
- Yan X., L. Du, S. Shi y G. Xing. 2000. Nitrous oxide emission from wetland rice soil as affected by the application of controlled-availability fertilizers and mid-season aeration. Biol. Fertil. Soils, 32: 60-66.
- Yoshinari T., R. Hynes y R. Knowles. 1977. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. *Soil Biochem.*, 9: 177-183.
- Zumft W.G. 1997. Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiol Molec. Biol. Rev.*, 61: 553-568.

# FLUJOS DE ${\rm CO}_2$ EDÁFICO EN UN TRANSECTO DE BOSQUES DE PINO-ENCINO AFECTADOS POR ACTIVIDAD ANTRÓPICA EN LA MICROCUENCA DE ATÉCUARO (MICHOACÁN, MÉJICO)

# Sara Covaleda<sup>1</sup>, Christian Prat<sup>2</sup>, Felipe García-Oliva<sup>3</sup>, Jorge D. Etchevers<sup>1</sup>, Juan F. Gallardo<sup>4</sup> y Fernando Paz<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados de Montecillo, Carr. México-Texcoco km 36,5, Texcoco 56230 (Edo. México, Méjico). Correo electrónico: <scovaleda@colpos.mx> y <jetchev@colpos.mx>. <sup>2</sup>IRD-LTHE, B.P. 53, Grenoble Cedex 9 (Francia). Correo electrónico: <christian.prat@ird.fr>. <sup>3</sup>Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, AP 27-3. Santa María de Guido, Morelia 58090 (Michoacán, Méjico). Correo electrónico: <fgarcia@oikos.unam.mx> <sup>4</sup>C.S.I.C., IRNASa,. Aptado. 257, Salamanca 37071 (España). Correo electrónico: <jgallard@usal.es>.

Resumen: Las emisiones de CO<sub>2</sub> edáfico han sido escasamente estudiadas en Méjico y constituyen un componente importante de las emisiones totales de los ecosistemas; por ello se estudió en este trabajo la dinámica estacional del flujo de CO2 edáfico en un transecto altitudinal de suelos volcánicos con bosques de pino-encino que presentaban diferente nivel de degradación y en pastizales de Michoacán (Méjico). También se buscó una relación de las emisiones de CO2 con algunos factores ambientales (humedad y temperatura edáfica) y su uso como componente dinámico del carbono orgánico edáfico (COS) para relacionarlo con los almacenes del mismo en el suelo, los cuales son el producto de los cambios en la vegetación por agentes perturbadores. Se encontró que el flujo de CO2 edáfico presenta variaciones estacionales asociadas principalmente al contenido de humedad edáfica de tal forma que las mayores emisiones se dieron en la temporada de lluvias y las menores durante la época seca. La transformación de un bosque conservado a un terreno de cultivo y su posterior abandono ocasionó una disminución de la concentración de COS de un 70 % en el horizonte superficial del suelo (0-10 cm). En las zonas de bosque la degradación forestal a consecuencia de la actividad extractiva clandestina supuso una disminución de la concentración de COS en el horizonte superficial (0-10 cm) de entre un 37 y un 61 % en relación a la zona de bosque mejor conservada. Por último, se utilizó el flujo de CO<sub>2</sub> edáfico (como variable dinámica) en la elaboración de un modelo que relaciona la degradación del sistema (menor respiración) con su contenido en COS (menor contenido).

Palabras clave: Respiración del suelo, C orgánico edáfico, suelos volcánicos, degradación forestal, emisión de gases con efecto invernadero.

# Soil CO<sub>2</sub> emissions in a transect of pine-oak forests affected by human activities located at the Atécuaro catchment (Michoacán, Mexico)

Abstract: Soil CO<sub>2</sub> emissions have been scarcely studied in Mexico and they account for an important part of total ecosystem respiration. In this work the seasonal dynamic of soil CO<sub>2</sub> flux in a transect of volcanic soils located in Michoacán (Mexico) was studied. The vegetation of the area was composed by pine-oak forests (presenting different degree of degradation) and grasslands, resulting from abandoned lands after cultivation. Relationships of soil CO<sub>2</sub> efflux with some abiotic factors (soil temperature and moisture) were also studied. Soil CO, emission was used as the dynamic component of soil organic carbon (SOC) and was related to the SOC stocks after changes in the vegetation cover by human perturbations. It was found that soil CO2 emissions presented seasonal variations related to soil moisture; therefore, the higher emissions occurred during the rainy season and the lower during the dry period. SOC contents decreased up to a 70 % in the upper soil layer (0-10 cm) after natural foresst are converted to agricultural land and subsequent abandonment. The decrease in SOC contents with increasing forest degradation ranged from 37 to 61 % in comparison to the best preserved forest site. Finally, the soil CO<sub>2</sub> efflux, as a dynamic variable, was used in a model that relates the soil degradation degree to the SOC content (lower respiration rates corresponding to lower SOC contents).

Key words: Soil respiration, soil organic C, volcanic soils, forest degradation, emissions of gases of glasshouse effects.

#### 1. INTRODUCCIÓN

Los bosques proporcionan una gran cantidad de bienes (madera, resina, plantas medicinales, *etc.*) y múltiples servicios ambientales, entre ellos la captura del carbono (Franco 2007). Estos ecosistemas son, según la *F.A.O.* (2001), los que contienen la mayor cantidad de C por unidad de superficie continental, estimándose una acumulación edáfica cercana al 50 % del total del C del ecosistema. A modo de ejemplo, Etchevers *et al.* (2006) encontraron que en bosques secundarios de laderas al Sur de Méjico el C orgánico edáfico (COS) representaba entre el 57 y 82 % del C total del ecosistema.

Normalmente el COS se encuentra en equilibrio dinámico en los bosques naturales, pero cuando se produce una perturbación este equilibrio se ve alterado. Según Cerri et al. (2006) las reservas de COS en América Latina se calculan en torno a los 100 Pg (Pg =  $10^{15}$  g) en los primeros -30 cm del suelo (bajo condiciones no perturbadas); pero un uso inadecuado acelera la mineralización del COS, transfiriéndose a la atmósfera como CO $_2$ . Se estima que entre 15 y 17 millones de hectáreas se deforestan cada año en

los trópicos (F.A.O.~1993) y, con ello, generalmente se pierde parte del COS almacenado, dando lugar a considerables emisiones de  $CO_2$ .

Los bosques mejicanos tienen un enorme potencial para capturar C, pero la deforestación revierte el flujo de C convirtiéndose en una fuente muy importante de emisiones (Klooster y Masera 2000). De hecho, las tasas de deforestación en Méjico se encuentran entre las más altas del mundo y se estimó un ritmo de más de 500.000 ha año<sup>-1</sup> durante la década de los años noventa (Velázquez et al., 2002). Así, las emisiones de CO<sub>2</sub> calculadas en Méjico a consecuencia del cambio de uso y cobertura del suelo, incluyendo el sector forestal, podrían ascender a 43 Gg C a<sup>-1</sup>. (Masera et al., 2000; Gg = 10<sup>9</sup> g).

Los pastos, al igual que los bosques, juegan un papel muy importante en el secuestro de C, ya que la cantidad de COS acumulado en pastizales puede ser similar a la de los suelos forestales (Trumbmore et al., 1995). Sin embargo, muchos pastizales de zonas tropicales se manejan inadecuadamente, por lo que se encuentran degradados y por debajo de su capacidad de capturar C.

La respiración edáfica es un componente importante del flujo de CO<sub>3</sub> emitido por los ecosistemas (Bremer et al., 1998; Edwards y Riggs 2003; Wu et al., 2006), observándose la mayor intensidad en el horizonte superficial edáfico (epipedón; Rastogi et al., 2002). El CO2 es liberado del suelo a través de tres procesos biológicos: a) la respiración microbiana; b) la respiración radical: v c) la respiración de la fauna edáfica. Además, tiene lugar un proceso no biológico, esto es, la oxidación química de la materia orgánica edáfica (MOS). La cantidad de CO2 emitido por el suelo depende de múltiples factores como la textura y el pH edáficos y, también, de factores ambientales como la temperatura y la humedad del suelo, lo que ocasiona que presente un patrón estacional asociado a las condiciones ambientales. Por otra parte, la respiración del suelo es dependiente del sustrato de C disponible (C lábil) procedente de las entradas de residuos orgánicos frescos al suelo (hojarasca, residuos de cosecha, abonos orgánicos, etc.) y la mortalidad radical (Rastogi et al. 2002). El flujo de CO2 edáfico dependerá, por tanto, del uso (forestal, agrícola, etc.) y de la intensidad del manejo.

La modelización de la dinámica de la MOS y su acoplamiento con variables asociadas a la vegetación (v.~g., biomasa aérea) en ecosistemas arbóreos ofrece grandes retos pero, a pesar de la complejidad de los ecosistemas forestales (donde muchos factores interactúan entre sí: temperatura y humedad ambiental y edáfica, microorganismos, tipo y edad de la vegetación, etc.), es posible entender las interacciones entre factores del sistema analizando una sola variable-respuesta capaz de ordenar patrones de variables asociadas (Paz et~al.~2007). En este sentido el flujo de  $CO_2$  edáfico (al formar parte de la componente dinámica del ciclo del C en el suelo y estar directamente relacionado con la pérdida de COS) podría utilizarse como variable central de un modelo de dinámica de C suelo-vegetación asociado con los almacenes de COS, los cuales deben ser producto de cambios en la vegetación por agentes perturbadores (es decir, son consecuencia de la degradación del sistema).

Las emisiones de  $\mathrm{CO}_2$  edáfico han sido escasamente estudiadas en Méjico (Báez et al., 2006a y Báez et al., 2006b); por ello, el **objetivo** de este trabajo fue estudiar la dinámica estacional del flujo edáfico de  $\mathrm{CO}_2$  a la atmósfera en seis sistemas afectados por diferente intensidad de manejo antrópico y distribuidos a lo largo de un transecto altitudinal de suelos volcánicos en la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico).

A través de las mediciones de flujos de  $\mathrm{CO}_2$  realizados se establecerán posibles relaciones de estas emisiones (medidas  $in\ situ$ ) con algunos factores ambientales (humedad y temperatura edáficas) y con el contenido de COS del horizonte superficial edáfico. Además, se intentará asociar los valores de flujos de  $\mathrm{CO}_2$  (como componente dinámico del COS) con la perturbación del sistema, para lo cual se tratará de definir el estado de degradación de los sistemas estudiados.

# 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Descripción del área de estudio

El área de estudio se localizó en el municipio de Morelia (capital del Estado de Michoacán, Méjico), a 12 km hacia el sureste de la ciudad (19° 33' 05" y 19° 37' 08" N y 101° 09' 00" y 101° 15' 07" O). Fisiográficamente esta área forma parte del Eje Transvolcánico Mexicano. En cuanto a la hidrología, se ubica, concretamente, en la microcuenca de Atécuaro ("Lugar de agua dulce" en lengua purépecha), la cual forma parte de la subcuenca de la presa de Cointzio, englobada, a su vez, en la cuenca endorreica del Lago de Cuitzeo (Fig. 1).

De acuerdo a la clasificación de Köppen, modificada por García (1981), el clima es templado subhúmedo; la precipitación media anual es de 844 mm  $a^{-1}$ , de los cuales un 84 % cae de Junio a Octubre, siendo la temperatura media anual de  $16.8\,^{\circ}\text{C}$  (Werner et al., 2007).

Geológicamente la microcuenca de Atécuaro corresponde a una caldera que se formó después del estallido freato-magmático de un volcán, hace más de 13 millones de años (Garduño *et al.*, 1999). Los depósitos de co-ignimbrita de brecha descansan sobre andesitas del Mioceno, las cuales están sumamente fracturadas y alteradas. Las zonas con conos y coladas de lava de andesita se encuentran fuera del área de estudio (INEGI 1983).

Los suelos dominantes en la microcuenca estudiada son *Andosoles* húmicos, *Acrisoles órticos*, *Cambisoles y Luvisoles crómicos*, presentando todos ellos una reacción ácida más o menos marcada (INEGI 1982; Alcalá *et al.*, 2006, Ramos 2008; Sánchez *et al.*, 2008).

Los bosques se localizan principalmente en áreas con pendientes de moderadas a fuertes, al sur y sureste de la microcuenca (donde se ubican los *Andosoles* y suelos con propiedades ándicas). Las zonas arboladas de la

microcuenca están conformadas básicamente por bosques de pino-encino y se caracterizan por presentar un aspecto bastante degradado a consecuencia de la extracción indiscriminada y desordenada de madera y mantillo del bosque y la existencia de una enmarañada red de vías de saca. La tasa aproximada de deforestación anual en la microcuenca de Atécuaro entre 1962 y 1994 fue de 15 ha  $a^{-1}$  (Rubio 1998), considerando tanto la disminución de la densidad forestal como la superficie de bosque, que sufrió aclareos incontrolados (furtivos).

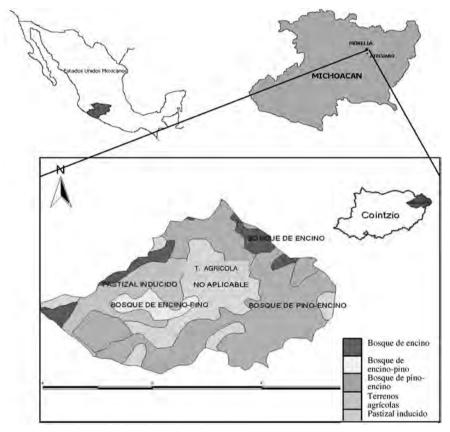


Figura 1. Localización del área de estudio (Michoacán, Méjico).

# 2.2. Selección de los lugares de estudio

La toposecuencia fue seleccionada precisamente en la parte sur de la caldera al ser un lugar idóneo para ubicar un transecto representativo, tanto en términos de ocupación de los suelos como de clima. Sobre dicha ladera sur se identificaron dos usos del suelo: pastizal y forestal con diferentes niveles de degradación.

Para la selección de los sitios forestales se buscaron lugares que visualmente presentaban diferentes densidades arbóreas y diferente intensidad de intervención antrópica (densidad de la red de vías de saca, presencia de troncos y ramas caídas, etc.). En total se decidió seleccionar cuatro sitios de bosque en los que se establecieron parcelas circulares de 400 m² y en donde se tomó toda la información requerida de acuerdo al "Manual y procedimientos para el muestreo de campo" (CONAFOR 2004). Adicionalmente se seleccionaron dos áreas de pastizal para representar todos los usos del suelo identificados en el área: en estas zonas se consideró igualmente un área de 400 m² para realizar las mediciones que se detallan en los apartados siguientes.

Los lugares de estudio seleccionados fueron denominados: 1) Pa: Area de pastizal culminal, consecuencia del abandono de un terreno agrícola hace más de 30 años; 2) Bc: Area de bosque conservado, sin un uso anterior diferente conocido; 3) Ba: Area forestal alterada, pero poco degradada, sin otro uso anterior conocido; 4) Bi: Area forestal en recuperación tras un incendio ocurrido en 1998; 5) Bd: Area de bosque muy degradado, en el piedemonte de la ladera, sin un uso diferente anterior conocido; y, finalmente, 6) Pp: Area de pastizal tras el abandono en 2004 del cultivo tradicional basado en la asociación maíz-frijol-calabaza, también ubicada en el piedemonte.

El tipo de manejo de cada sitio se especifica en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Denominación y manejo de los sitios de estudio en Atécuaro (Michoacán, Méjico).

Sitios	Localizació	n geográfica	Altitud (m s.n.m.)	Manejos
Pa	19° 34′ 08′′-N	101° 09′ 59′′-O	2615	Pastizal
Вс	19° 30′ 19′′-N	101° 09′ 24′′-O	2472	Forestal
Ba	19° 34′ 40′′-N	101° 09′ 29′′-O	2435	Forestal
Bi	19° 34′ 51′′-N	101° 09′ 56′′-O	2415	Forestal
Bd	19° 34′ 55′′-N	101° 10′26′′-O	2355	Forestal
Pp	19° 34′ 43′′-N	101° 10′ 10′′-O	2360	Pastizal

Pa: Pastizal culminal; Bc: Bosque más conservado; Ba: Bosque poco degradado; Bi: Area en recuperación tras un incendio; Bd: Bosque muy degradado; Pp: Pastizal de piedemonte.

#### 2.3. Muestreo de suelos

Las muestras de suelo fueron tomadas en cada sitio de estudio (dentro del área de  $400~{\rm m}^2$  delimitada en cada caso) con una barrena cilíndrica del horizonte superficial ( $A_{\rm I}$ ) de suelo (entre  $0~{\rm y}~10~{\rm cm}$ ), donde la actividad microbiana y procesos asociados son más importantes. En cada sitio se tomaron tres muestras compuestas de suelo conformadas, a su vez, por  $10~{\rm muestras}$  simples cada una de ellas. Previamente a la toma de cada muestra edáfica se retiró la capa de mantillo. Las muestras edáficas se tomaron en tres momentos diferentes del año 2006: Estación seca (Abril); inicio de la estación lluviosa (Junio); y final de la temporada de lluvias (Octubre).

## 2.4. Preparación de las muestras

Las muestras edáficas se secaron al aire y a la sombra; posteriormente se tamizaron hasta pasar una malla de 2 mm y se homogeneizaron.

De una submuestra de suelo se extrajo todo el material orgánico (raicillas, restos vegetales, *etc.*), tras lo cual se molió el suelo hasta un tamaño de 0,2 mm. En esta submuestras se determinó el COS. Para la determinación del nitrógeno total (Nt) otra submuestra se molió hasta pasar por tamiz de 0,5 mm.

#### 2.5. Análisis de las muestras de suelo

El análisis granulométrico de las muestras edáficas se llevó a cabo utilizando el método de la pipeta y la densidad aparente (Da) aplicando el método del cilindro (Coile 1936). Los datos de Da se emplearon en el cálculo del contenido de COS expresado como Mg C ha-1. El pH del suelo se midió en agua, KCl y NaF, esto es test de Fieldes (Fieldes y Perrot 1966) para comprobar el grado de andosolización de los suelos. El COS y el Nt fueron determinados en un LECO. La retención de fosfatos se determinó siguiendo el procedimiento de Blakemore et al. (1987).

# 2.6. Medición del flujo de $CO_2$

El flujo de  $\mathrm{CO}_2$  edáfico fue medido con un sistema de respiración del suelo 'SRS' (PP Systems, Stotfold, Gran Bretaña), el cual consiste en un analizador portátil infrarrojo de gas y una cámara de respiración del suelo que contiene una pequeña bomba de succión del aire. El dato final de flujo de  $\mathrm{CO}_2$  fue la media de 5 mediciones efectuadas al azar en distintos puntos dentro de cada sitio de estudio. Para la toma de las mediciones de flujo de  $\mathrm{CO}_2$  se retiró previamente la capa de mantillo en todas las ocasiones.

A la vez, se midió la humedad por el método gravimétrico a la profundidad de  $0-10~\rm cm$ , mientras que la temperatura del suelo fue registrada entre  $-5~\rm y$   $-10~\rm cm$  de profundidad *in situ*, mediante un sensor térmico incorporado al 'SRS' y/o con un termómetro de lectura directa.

La Tabla 2 indica las fechas en las que se efectuaron las 21 mediciones del flujo de  $\mathrm{CO}_2$ . Los muestreos se hicieron en cada sitio a la misma hora ( $\pm 1,0$  h) con variaciones respecto al recorrido entre sitios (de un sitio al siguiente se tardaba alrededor de 30 min). Esto ocasionó que entre el punto más alto (Pa) hasta el punto más bajo del transecto (Bd) haya una diferencia de unas 4-5 horas, según las dificultades de acceso a los sitios.

**Tabla 2.** Fechas en las que se efectuaron mediciones del flujo de  ${\rm CO_2}$  en Atécuaro (Michoacán, Méjico).

Meses	Época	Días			
Meses	Ероса	2005	2006	2007	
Enero	Seca	-	-	-	
Febrero	Seca	-	-	08	
Marzo	Seca	-	-	-	
Abril	Seca	22	-	25	
Mayo	Seca	-	-	29	
Junio	Húmeda	-	28	26	
Julio	Húmeda	06	20	-	
Agosto	Húmeda	18	-	03 y 31	
Septiembre	Húmeda	-	11	-	
Octubre Húmeda		06	19	05 y 29	
Noviembre	Seca	14	28	-	
Diciembre	Seca	06	22	04	

#### 2.7. Métodos estadísticos

El COS del horizonte superficial y el flujo de  ${\rm CO_2}$  se analizaron en cada fecha de muestreo utilizando dos ANOVAs univariantes. En cada ocasión se consideraron separadamente los factores degradación forestal (n = 3) y usos del suelo (n = 3). En el caso del factor degradación se compararon los sitios de bosque: Más conservado (Bc); poco degradado (Ba); muy degradado (Bd); y en recuperación tras un incendio (Bi). Por otra parte, para el factor uso del suelo se comparó el bosque conservado (Bc) con el pastizal altitudinal (Pa) y de piedemonte (Pp). Cuando el ANOVA resultó significativo las medias de cada grupo fueron comparadas mediante un test de Tukey (P < 0.05).

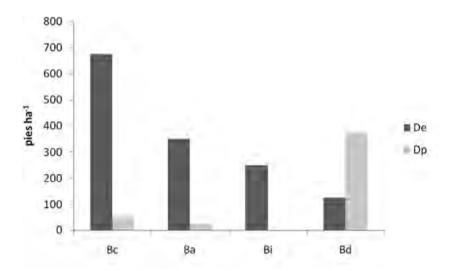
Además se llevaron a cabo análisis de correlación bivariada por el método de Pearson entre el flujo de CO<sub>2</sub>, la humedad y la temperatura edáfica y entre el COS, la densidad total del arbolado, densidad de encinos y densidad de pinos.

Por último el análisis de regresión lineal fue utilizado en varias ocasiones para establecer relaciones concretas entre pares de variables.

#### 3. RESULTADOS

### 3.1. Características de la vegetación

La densidad del arbolado en el área presentó un rango de 250 a 725 pies ha-1 (Fig. 2). La densidad de encinos fue superior en todos los sitios salvo en el Bd dada la preferencia de los "talamontes" (furtivos) por las especies del género *Pinus*, que alcanzan un valor comercializable mucho mayor. En el Bd el porcentaje de encinos respecto al total de pies fue del 25 %; sin embargo, en los demás sitios los encinos constituyeron entre el 90 y el 100 % de la densidad total del arbolado.



**Figura 2.** Densidad de encinos (De) y densidad de pinos (Dp) en los sitios estudiados de la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico).

El sitio Bc fue el más denso en cuanto al total de árboles y en cuanto a los encinos, con escasa presencia de pinos. La especie dominante en el estrato arbóreo fue el *P. pseudostrobus* y las especies más abundantes fueron el *Q. candicans*, *Q. obtusata* y *Styrax raminrii*. En el estrato arbustivo se encontraron varias especies codominantes de encino (*Q. obtusata*, *S. citrea T. mexicana*) que cubrieron un 50 % del área. Los impactos ambientales

detectados en esta zona fueron la saca de madera y la apertura de caminos, el pastoreo sin manejo también supone un impacto ambiental a largo plazo, aunque actualmente la carga ganadera es baja.

El sitio Ba presentó una densidad del arbolado media-baja. La especie dominante en el estrato arbóreo fue el *P. leiophylla* y las especies más abundantes el *Q. candicans* y *Q. obtusata*. El sotobosque cubrió el 40 % del área y estuvo compuesto por encinos de diversas especies (*S. citrea, T. mexicana* y otros *Quercus sp.*). Los principales impactos ambientales detectados sobre el suelo y vegetación fueron la apertura de caminos (muy intensa en esta zona), los aprovechamientos forestales irregulares y el pastoreo de vacuno, aunque en menor medida. Además, se encontraron evidencias de compactación en el suelo como consecuencia de la apertura de vías de saca.

El sitio Bi se encuentra ubicado en un área que sufrió un incendio, lo que ocasionó la posterior extracción de la madera quemada quedando en el área una densidad arbórea de tan sólo 250 pies ha¹, encinos en su totalidad. Actualmente, la especie dominante y también la más abundante del estrato arbóreo es el Q. candicans. El sotobosque cubrió el 20 % del área y en el estrato arbustivo y herbáceo se encontraron especies de encinos (Q. candicans), S. citrea y P. montezumae. Los principales impactos ambientales en la zona son consecuencia del incendio sufrido, de tipo superficial y afectó a la vegetación arbórea en un 80 % y a la arbustiva y herbácea en un 100 %. La corta de encinos para leña y el arrastre de madera que conlleva son actualmente las principales fuentes de degradación del suelo y la vegetación.

El sitio Bd, ya en el piedemonte, fue el único sitio donde la densidad de pinos fue superior a la de encinos, así que la especie dominante y, también, la más abundante del estrato arbóreo fue el *P. leiophylla*. El estrato arbustivo estuvo compuesto por *S. raminrii, Brickellia secundiflora* y también por *P. leiophylla* cubriendo un 30 % del área. Los principales impactos ambientales detectados fueron la apertura de caminos y aprovechamientos forestales irregulares, también bastante intensos en esta zona.

En la zona de pastizal altitudinal (Pa) el estrato arbustivo estuvo dominado por tejocotes (*Crataegus mexicana*), aunque se encontró abundante repoblación de *P. pseudostrobus y P. montezumae* de 1 y 2 savias, plantados por el propietario del predio. Los principales impactos ambientales detectados en la zona fueron la apertura de caminos (con procesos de encostramiento) y sobrepastoreo.

En la zona del pastizal de piedemonte (Pp), al haberse dejado de cultivar recientemente, la vegetación encontrada fue de gramíneas. El principal impacto en esta zona desarbolada se debe al pastoreo de ganado, aunque no fuera excesivo.

#### 3.2. Cobertura del suelo

En el Bc (sitio de bosque mejor conservado) la cobertura total del suelo por la vegetación fue del 76-100 %. El suelo se encontró cubierto en un 100 % por mantillo, estimándose la cobertura de helechos en un 10 % y la de musgo en un 5 %. El mantillo presentó una capa continua con un espesor medio de 5,0 cm y fue clasificado como *hémico*, esto es, material orgánico semidescompuesto (Soil Survey Staff 1975; F.A.O. 1993).

En el sitio Ba la cobertura del suelo por vegetación fue del 51-75 % y la cobertura del suelo por mantillo fue del 100 %. El mantillo, que también constituyó una capa continua, presentó un espesor medio de 5,5 cm y fue clasificado como  $h\acute{e}mico$ .

El sitio Bi se encuentra ubicado en un área que sufrió un incendio (en el año 2000). La cobertura del suelo por la vegetación fue del 26-50 %. El suelo se encontró cubierto por mantillo en un 100 % constituyendo una capa continua de escaso espesor (1,0 cm). En este caso el mantillo fue clasificado como *fíbrico*, esto es, material orgánico poco descompuesto (*Soil Survey Staff* 1975; F.A.O. 1993).

En el sitio Bd la cobertura del suelo por parte de la vegetación fue del 51-75%. El suelo se encontró cubierto por mantillo en un 90%; el 10% restante lo constituyeron helechos, musgos y líquenes. El espesor del mantillo en este caso fue de 4,0 cm como media, siendo clasificado también como  $h\acute{e}mico$ .

En la zona de pastizal altitudinal (Pa) la cobertura del suelo por la vegetación fue en la estación lluviosa del 76 al  $100\,\%$ . El suelo estaba cubierto por gramíneas en un  $95\,\%$  y por mantillo en un  $5\,\%$ . En el pastizal de piedemonte (Pp) las gramíneas cubrían toda la superficie del suelo ( $100\,\%$ ) en la estación lluviosa.

#### 3.3. Características generales de los suelos en los sitios de estudio

Los horizontes superficiales de los suelos en los lugares de estudio presentan muchas similitudes; su textura es franca y de reacción ácida (el pH edáfico más alto, en el bosque incendiado, no llega a 6,0), dando positivo en el test de Fieldes (a excepción del suelo del bosque incendiado) y con alto poder de retención de fosfatos (superiores al 90 %, a excepción del citado suelo del bosque incendiado; Tabla 3).

Las principales diferencias entre sitios están relacionadas con la densidad aparente y la concentración de Nt y COS (como se verá más adelante). Los valores más altos de Nt se dieron en los sitios de bosque más conservado (Bc y Ba) mientras que la densidad aparente tuvo su menor valor en el sitio de bosque mejor conservado (Bc), asociándose los valores más altos a los sitios más alterados y antropizados.

**Tabla 3.** Características edáficas del horizonte superficial (0-10 cm) en los sitios de muestreo (Atécuaro, Michoacán, Méjico).

Sitios -	Arena	Limo	Arcilla	Textura	Da	рН	рН	рН	Retención fosfatos (%)	N total
	(%)	(%)	(%)		(Mg m <sup>-3</sup> )	(KCl;1:2)	(H <sub>2</sub> O;1:2)	(NaF;1:50)		(mg N g <sup>-1</sup> )
Pa	37,8	41,9	20,3	F	0,80	5,1	5,6	11,4	98,2	3,8
Вс	16,4	61,1	22,5	F-Lm	0,59	4,6	5,4	10,9	96,3	7,2
Ba	41,3	35,1	23,5	F	1,00	4,6	5,4	11,0	97,5	5,1
Bi	19,6	46,1	34,2	F-Ar	0,90	4,9	5,8	9,3	60,5	3,3
Bd	33,8	43,8	22,4	F	1,10	4,8	5,7	11,4	94,1	3,2
Рp	38,3	40,2	21,4	F	1,02	4,5	5,3	10,7	94,5	3,1

F: Franco; Ar: Arcilloso; Lm: Limoso.

#### 3.4. Variaciones del carbono orgánico edáfico (COS)

No se presentaron diferencias estacionales significativas en los valores de COS (Fig. 3) en ninguno de los casos, lo cual indica estabilidad temporal del sistema en todos los sitios.

Los valores medios de la concentración de COS de las muestras edáficas (tomadas en tres momentos del año 2006) se muestran en la Tabla 4. Los valores de COS de los sitios considerados variaron entre 37 y 137 mg C  $\rm g^{-1}$ , correspondiendo el menor valor a la zona de pastizal de piedemonte (Pp) y el mayor al bosque mejor conservado (Bc).

En los sitios de bosque el COS decreció a medida que se incrementa la degradación del sistema (P < 0.05):

$$Bc > Ba > Bi = Bd$$

Mientras que en los diferentes usos del suelo considerados el contenido de COS se ordenó según la intensidad de la intervención antrópica (P < 0.05):

$$Bc > Pa = Pp$$

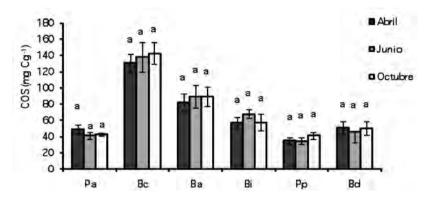


Figura 3. Variación estacional del C orgánico edáfico (COS) en los sitios estudiados de la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico)

Pa: Pastizal altitudinal; Bc: Bosque más conservado; Ba: Bosque poco degradado; Bi: Area en recuperación tras un incendio; Bd: Bosque muy degradado; y Pp: Pastizal de piedemonte. Letras distintas indican diferencias significativas P < 0.05 entre las dos fechas de muestreo comparadas.

# 3.5. Flujo de CO2 edáfico "in situ"

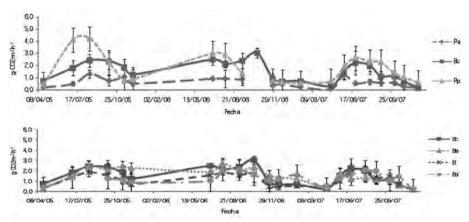
El flujo de  $\mathrm{CO}_2$  edáfico experimentó marcadas variaciones estacionales, como puede observarse en las Figs. 4 y 5. Los valores más bajos coincidieron con el periodo seco (Noviembre-Mayo) y los más altos con la estación lluviosa (Junio-Octubre). También se observó, de manera general, que las desviaciones estándar de los flujos de  $\mathrm{CO}_2$  fueron más altas en las mediciones correspondientes a la época de lluvias (como consecuencia de unas condiciones de humedad edáfica más variables durante el periodo lluvioso que durante la época seca). El pastizal de piedemonte (Pp) fue el que presentó, en general, las mayores emisiones, seguido de los sitios forestales y, en último lugar, del pastizal culminal (Pa). Aunque la Fig. 5 constata la existencia de variaciones interanuales en los flujos de  $\mathrm{CO}_2$  edáfico de los sitios de muestreo las tendencias mencionadas anteriormente son generalmente las mismas a lo largo de todo el periodo de estudio.

En el Anexo se presentan los flujos de  ${\rm CO_2}$  medidos a lo largo de los años 2005, 2006 y 2007 en los sitios considerados, y fueron comparados entre sí para cada fecha de medición. En dicha comparación entre lugares se consideraron dos factores: a) El efecto de la degradación forestal (Bc, Ba, Bi y Bd); y b) el efecto del uso del suelo (Bc, Pa y Pp).

**Tabla 4**. Carbono orgánico edáfico (COS) del horizonte superficial (0-10 cm) de los sitios muestreados en Atécuaro (valores medios de las tres fechas de muestreo: Abril, Junio y Octubre).

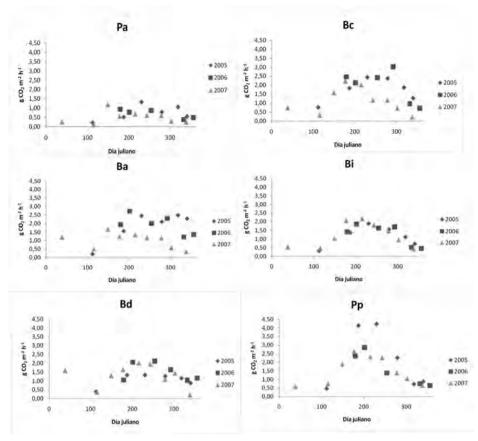
Sitios	COS (mg C g <sup>-1</sup> )	Degradación forestal	Uso del suelo	
Pa	44,3	D		
Ds	3,9	-	В	
Вс	137	_	٨	
Ds	6,2	a	A	
Ba	87,0	1.		
Ds	4,1	Ь	-	
Bi	60,9	_		
Ds	6,0	С	-	
Bd	48,7			
Ds	2,8	С	-	
Pp	37,0		В	
Ds	3,7	_	D	

Ds: desviación estándar; Pa: Pastizal altitudinal; Bc: Bosque más conservado; Ba: Bosque poco degradado; Bi: Area en recuperación tras un incendio; Bd: Bosque muy degradado; Pp: pastizal de piedemonte. Letras diferentes en la misma columna señalan diferencias significativas (P < 0.05).



**Figura 4.** Variación estacional del flujo de CO<sub>2</sub> edáfico en los sitios estudiados de la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico); se indica la desviación estándar.

Pa: Pastizal altitudinal; Bc: Bosque más conservado; Ba: Bosque poco degradado; Bi: Area en recuperación tras un incendio; Bd: Bosque muy degradado; Pp: pastizal de piedemonte. Letras diferentes en la misma columna señalan diferencias significativas (P < 0.05)



**Figura 5.** Variación anual del flujo de CO<sub>2</sub> edáfico en los sitios de muestreo de la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico).

Pa: Pastizal altitudinal; Bc: Bosque más conservado; Ba: Bosque poco degradado; Bi: Area en recuperación tras un incendio; Bd: Bosque muy degradado; Pp: pastizal de piedemonte. Letras diferentes en la misma columna señalan diferencias significativas (P < 0.05)

En las áreas forestales las diferencias entre sitios variaron en función de la fecha. El sitio de bosque mejor conservado (Bc) presentó valores significativamente superiores a los del resto de los sitios únicamente en tres fechas (22/04/05; 28/06/06 y 19/10/06).

En relación a los distintos usos del suelo se observó que el pastizal altitudinal (Pa) presentó los menores valores, mientras que en el pastizal de piedemonte se registraron flujos similares o superiores a los del bosque conservado, observándose alta variabilidad entre fechas.

La humedad edáfica presentó una correlación positiva significativa con el flujo de  ${\rm CO_2}$ , considerando los valores obtenidos en todos los sitios de estudio y en todas las fechas de medición (Tabla 5). Por otra parte, la temperatura

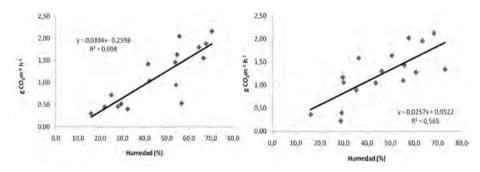
presentó una correlación negativa con la humedad edáfica, pero no se encontró relación entre el flujo de  ${\rm CO}_2$  edáfico y esta variable.

Utilizando el método de la regresión lineal, las relaciones más significativas entre la humedad edáfica y el flujo de  ${\rm CO}_2$  se encontraron (Fig. 6) en el área en recuperación tras un incendio (Bi) y en el bosque muy degradado (Bd).

**Tabla 5.** Análisis de correlación entre el flujo de  ${\rm CO}_2$ , la humedad y la temperatura edáficas (Atécuaro).

VARIABLES	Correlaciones	Flujos (gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	Temperatura (°C)	Humedad (% vol.)
	C. de Pearson	1,000	0,147	0,366**
FLUJO	Signif. (bilateral)		0,129	<0,001
	N	124	108	101
	C. de Pearson	0,147	1,000	-0,301**
TEMPERATURA	Signif. (bilateral)	0,129		0,004
	N	108	108	89
	C. de Pearson	0,366**	-0,301**	1,000
HUMEDAD	Signif. (bilateral)	<0,001	0,004	
	N	101	89	101

<sup>\*\*</sup>La correlación es significativa al nivel 0,01; signif. = significancia).



**Figura 6.** Relación entre flujo de CO<sub>2</sub> y humedad edáfica en los sitios de bosque incendiado (Bi) y bosque degradado (Bd).

#### 4. DISCUSIÓN

Este apartado se estructura en dos partes: 1) variaciones estacionales de los flujos de  $CO_2$  edáfico y la influencia de los factores abióticos de humedad y temperatura edáfica; y 2) relación entre degradación del sistema y emisiones de  $CO_2$  edáfico.

# 4.1. Flujo "in situ" de CO, edáfico

Al comparar entre usos del suelo el pastizal Pp fue el que presentó generalmente mayores valores de emisión, seguido del bosque mejor conservado (Bc) y poco degradado (Ba) y, por último, del pastizal Pa. Mientras que los sistemas muestran unos promedios anuales de emisión de  $CO_2$  muy variables, en el caso del pastizal de piedemonte (Pp), se observó una tendencia decreciente en la emisión de  $CO_2$  con los años, lo que podría ser debido al efecto del abandono del terreno como área de cultivo (última cosecha en 2004). Según Rochette y Angers (1999) las emisiones de  $CO_2$  son mayores en terrenos cultivados y arados que en terrenos sin cultivar debido a que la labranza crea unas condiciones microambientales favorables a la incentivación de la descomposición de residuos vegetales y animales por parte de los microorganismos edáficos; esta descomposición produce un paulatino agotamiento de las reservas orgánicas mayormente lábiles que no son compensadas por una mayor productividad del ecosistema debido a que gran parte de esta producción se la apropia el ganado (Rastogi *et al.* 2002).

En el presente estudio la humedad edáfica presentó una correlación positiva significativa con el flujo de  ${\rm CO_2}$  (que en dos de los casos Bd y Bi, se pudo expresar en una relación lineal positiva) de tal forma que una mayor humedad en el epipedón edáfico se tradujo en una mayor actividad biológica en el suelo y, por tanto, en una mayor emisión de  ${\rm CO_2}$ , tal como muestran las variaciones estacionales registradas entre la época seca (bajos niveles de emisión de  ${\rm CO_2}$ ) y la época húmeda (máximas emisiones de  ${\rm CO_2}$  en todos los sistemas). Báez et al. (2006b) también encontraron que el flujo de  ${\rm CO_2}$  edáfico estaba relacionado positivamente con la humedad volumétrica edáfica en suelos de origen volcánico de los Estados de México y Tlaxcala (Méjico).

En los sitios estudiados de la microcuenca de Atécuaro; por otra parte, la temperatura no presentó relación con el flujo de CO<sub>2</sub>; este hecho estaría indicando, en principio, que el principal factor limitante para la actividad microbiana en estas zonas es la humedad. Sin embargo, la época de sequía coincide normalmente con las mayores temperaturas ambientales y edáficas, por lo que el efecto de ambas variables puede confundirse (Davidson et al., 1998). En el presente caso los meses más cálidos serían Abril y Mayo (temperatura media de la máximas: 28,8 y 29,3 °C respectivamente), que coinciden con la etapa final de la estación seca.

En latitudes templadas generalmente se acepta que la temperatura es la variable fundamental que controla el flujo de  ${\rm CO}_2$  edáfico (Dilustro et al.

2005) aunque la naturaleza exacta de esta relación no es clara (Subke et al. 2003; Wu et al. 2006) debido a la interferencia con la evapotranspiración. Cuando la humedad no es limitante en el sistema la relación entre la temperatura edáfica y la respiración ha sido descrita como exponencial, lineal o cuadrática (Mathes y Schriefer 1985).

La falta de correlación entre temperatura edáfica y flujo de  $\mathrm{CO}_2$  en los datos obtenidos en la microcuenca de Atécuaro podría explicarse por el hecho de contar con un número de mediciones reducido en comparación a la gran variabilidad de los resultados. En relación a ello, Subke et al. (2003) comentaron que los estudios de respiración del suelo operados utilizando cámaras cerradas de respiración (como en el presente caso) a menudo no aportan el número suficiente de observaciones para llevar a cabo análisis de regresión más completos, teniendo en cuenta un mayor número de parámetros que podrían dar mayor información sobre la naturaleza de la relación entre ambas variables.

Adicionalmente hay dos aspectos que deben tenerse en cuenta; el primero está ligado al tiempo y el segundo al espacio. En primer lugar, estamos asociando un valor instantáneo (la medición de flujo de  ${\rm CO_2}$  edáfico) a valores integradores no instantáneos como son la temperatura y la humedad del suelo. La reacción de estos dos parámetros ante cambios ambientales es muy lenta en comparación con la respuesta casi inmediata de las emisiones de  ${\rm CO_2}$  edáfico.

El segundo aspecto se relaciona con el espacio y el volumen considerado en las mediciones de los distintos parámetros. Para determinar la humedad la muestra de suelo se toma en el horizonte superficial (0-10 cm) y en el caso de la temperatura se considera un nivel de entre -3 y -8 cm de profundidad; sin embargo, la medición de respiración se lleva a cabo en la superficie edáfica. Estos problemas podrían contribuir a oscurecer las relaciones entre estas variables aunque en otros estudios (Mathes y Schriefer 1985; Wu et al. 2006) se han obtenido buenas relaciones entre el flujo de  ${\rm CO_2}$  y la temperatura medida a -5 cm. Este aspecto será desarrollado en una publicación posterior.

# 4.2. Degradación forestal

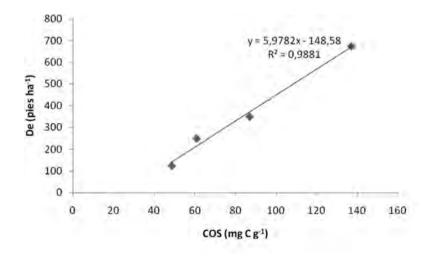
4.2.1. Variables que definen el nivel de degradación forestal en los sitios de estudio.- Según Eswaran et al. (1993) los Andosoles son los suelos que registran las mayores acumulaciones de COS tras los Histosoles. También en Méjico se ha comprobado que los Andosoles se encuentran entre los suelos con mayores contenidos de COS (Etchevers et al. 2006), por lo que su conservación y manejo adecuado son de vital importancia.

Los valores de COS determinados en los sitios forestales de la microcuenca de Atécuaro oscilaron entre 137 y 48,7 mg C  $\rm g^{-1}$  (en Bc y Bd respectivamente). La diferencia en la concentración de COS de los epipedones en los sitios forestales varió, por tanto, hasta un 61 % en relación con la zona mejor conservada (Bc).

El análisis de correlación entre el COS y las variables relacionadas con la vegetación (densidad total del arbolado, densidad de pinos y densidad de encinos) mostró que el COS únicamente se relacionaba positivamente con la densidad de encinos (coeficiente de Pearson: 0,994; significancia bilateral: 0,006). La relación concreta entre densidad de encinos y COS (0-10 cm) para los sitios forestales considerados en este trabajo se muestra en la Fig. 7. El hecho de que la densidad de los encinos esté correlacionada con la concentración de COS y no la de pinos se explica porque la biomasa que aportan los encinos es superior a la de los pinos, además, los encinos contribuyen en mayor medida a la producción de residuos orgánicos (hojarasca) que posteriormente serán incorporados en el suelo (González y Gallardo 1982).

La disminución de la MOS en los suelos forestales está relacionada con la pérdida de densidad y, por tanto, de biomasa del arbolado (que genera una menor entrada de material orgánico al suelo); esto produce cambios en el microclima edáfico, aumentando la temperatura del suelo y, con ello, la mineralización de la MOS. Además, el epipedón es el que sufre más directamente las consecuencias de las actividades humanas y procesos de degradación asociados y suele ser el más rico en COS al recibir directamente los aportes de residuos orgánicos (Bonneau y Souchier 1979).

El uso del bosque como fuente de ingresos que complementa la economía familiar en las comunidades rurales puede llevar al aclareo y, por consiguiente, a la degradación del bosque (Klooster y Masera 2000; Vidal 2007). Esta etapa precede a menudo a la deforestación completa, transformando los bosques en pastizales o terrenos de cultivo. A su vez, estas áreas pueden erosionarse y terminan por ser abandonadas (Cairns et al. 1995; Bustos 2007).



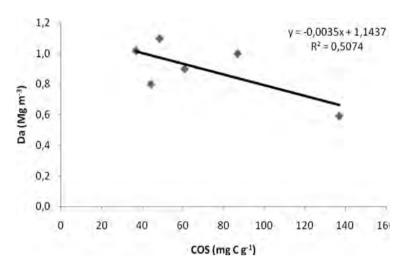
**Figura 7.** Relación entre la densidad de encinos (De) y el C orgánico edáfico (COS) en los sitios estudiados en la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico).

En relación a los usos del suelo, la concentración de COS del horizonte superficial varió entorno a un 70 % entre el suelo del bosque mejor conservado (Bc) y el del pastizal de piedemonte (Pp), cultivado hasta fechas recientes. Estos resultados concuerdan con lo expuesto por otros autores que afirman que la conversión de un ecosistema natural a uno agrícola conduce a una disminución del almacén de COS en diferentes tipos de suelos (Tiessen y Stewart 1983; Cambardella y Elliott 1992; Parffit et al. 1997; Balesdent et al. 1998; Cerri et al. 2006; Chenu y Plante 2006). Guo y Gifford (2002), Murty et al. (2002) y Lal (2006) reportaron que la magnitud de la pérdida puede variar entre el 25 y el 75 %, dependiendo de la acumulación inicial de COS, el uso del suelo, el manejo y el clima.

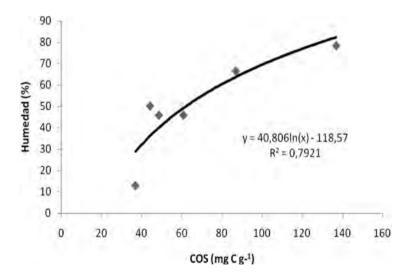
Otro factor que podría estar influenciando las variaciones de COS entre sitios es la altitud; sin embargo, la mayor actividad antrópica que se observa en las áreas forestales de las partes bajas hace pensar que estas diferencias están más relacionadas con la cercanía de estos lugares a la comunidad de Atécuaro que con factores naturales.

Conviene resaltar el hecho de que la Da del bosque degradado (Bd) y del pastizal de piedemonte fue alta (>1 Mg m³) en comparación con los demás sitios (<1 Mg m³). Los suelos con propiedades ándicas presentan generalmente valores de Da bajos, entre 0,4 y 0,9 Mg m³, atribuidos al desarrollo de una estructura altamente porosa (Nanzyo et al. 1993). En el presente caso los valores de Da superiores a 1,0 Mg m³ estarían informando sobre la existencia de procesos de compactación en el suelo, lo que implica una reducción del espacio poroso y, por tanto, una limitación de los intercambios suelo/aire/agua, lo que reduce necesariamente la actividad de los microorganismos y, con ello, la producción de  $\rm CO_2$  y la mineralización de la materia orgánica. Observando los valores de COS y Da en cada sitio se distingue cierta tendencia: Menores valores de Da se asocian a mayores concentraciones de COS (Fig. 8), lo cual tiene sentido ya que las zonas más degradadas y donde la actividad antrópica es mayor son las que presentaron mayores valores de densidad aparente (Da).

Tomando los valores medios de humedad y temperatura edáfica para cada lugar de medición se obtuvieron las relaciones de estas variables con el COS, tal como se muestra en la Fig. 9. La relación COS-humedad edáfica (0-10 cm) fue descrita como logarítmica y la relación COS-temperatura edáfica como lineal negativa. Esto implica que los suelos que presentan las mayores concentraciones de COS en su horizonte superficial son, a su vez, los que mejor conservan la humedad edáfica y mantienen las temperaturas más bajas. El tipo de uso que presentan estos suelos influye en este punto, ya que en los lugares bajo dosel arbóreo (v. g., bosques) la humedad edáfica se conserva más fácilmente, protegiendo del desecamiento; además, al impedir que los rayos solares incidan directamente sobre el suelo reducen las temperaturas.



**Figura 8.** Relación entre la densidad aparente (Da) y la concentración de C orgánico edáfico (COS) en los sitios de muestreo de la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico).



**Figura 9.** Relación entre el C orgánico edáfico (COS) y los valores medios de humedad y temperatura edáficas en los sitios de muestreo de la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico).

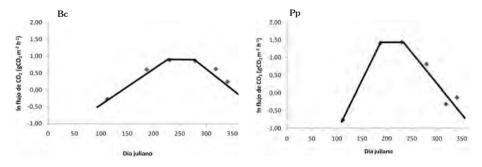
De todo lo anterior se pueden considerar lugares conservados aquellos que presentaban una mayor densidad del arbolado, mayor concentración de COS en el horizonte superficial y menor Da, siendo, además, los más eficientes en conservar el microclima edáfico. Por el contrario, los sitios más degradados serían aquellos donde la densidad arbórea es menor, las concentraciones de COS son más bajas y la Da más alta. Los lugares conservados, además, coinciden con los que han sufrido menos intervención antrópica y la red de vías de saca es menor.

Queda por ver cómo se puede relacionar la degradación del sistema con los flujos de  ${\rm CO}_2$ ; esta cuestión se aborda en el siguiente apartado.

4.2.2. Relación entre flujos de  ${\rm CO_2}$  y la degradación forestal.- La relación entre el flujo de  ${\rm CO_2}$  edáfico y el tiempo (t) fue modelada linealmente después de una transformación logarítmica de las emisiones de  ${\rm CO_2}$ , usando tres segmentos asociados al crecimiento de la vegetación: a) etapa inicial creciente; b) etapa de meseta; y c) etapa decreciente (Paz et al., 2007).

A modo de ejemplo se muestra en la Fig. 10 el ajuste del modelo temporal de Rs para los sitios Bc y Pp (considerando los datos del año 2005). En la citada Fig. 10 se observa que el modelo presenta un comportamiento adecuado a los datos.

En relación al modelo (y en términos de dinámica anual) hay que diferenciar los sitios "estables" (con cobertura vegetal y un mantillo abundante que protege de los periodos de sequías) de los sitios sin cobertura vegetal (que, al estar desprotegidos, reaccionan muy rápidamente a los elementos climáticos, tales como las áreas de pastos). En el primer caso (bosques conservados) la humedad y la actividad biológica se mantienen durante más tiempo tras el periodo lluvioso, de tal forma que las etapas creciente y decreciente son progresivas (pendiente menos pronunciada); en el caso de los pastos (sin cubierta arbórea que sombree) con las primeras lluvias se produce una reacción inmediata de respuesta y los microorganismos responden muy rápidamente produciendo  ${\rm CO}_2$ , aunque al final de la temporada de lluvia el suelo se seca más rápidamente y las emisiones caen abruptamente.

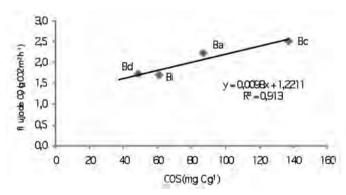


**Figura 10.** Modelo temporal de la respiración edáfica en el bosque más conservado (Bc) y en el pastizal de piedemonte (Pp) de Atécuaro (año 2005).

El nivel que se alcanza en la etapa de meseta indica la intensidad máxima de las emisiones de  ${\rm CO}_2$  edáfico en un lugar determinado durante la época de mayor actividad biótica del año (época húmeda); este valor máximo representa máxima pérdida de COS y es un valor muy útil en la modelización del proceso de degradación. Utilizando los valores medios de las emisiones de  ${\rm CO}_2$  edáficas registradas durante la etapa de meseta y relacionándolas con el contenido de COS del epipedón se puede obtener la trayectoria de degradación del ecosistema.

Puesto que el COS fue determinado en muestras tomadas durante el año 2006 se utilizarán únicamente los datos de flujo correspondientes al mismo año para relacionar los flujos máximos de  ${\rm CO_2}$  y el contenido en COS de los sitios forestales (Fig. 11). Así, esta Fig. 11 representa el estado de degradación del sistema de bosque de pino-encino en la microcuenca de Atécuaro. Se observa que a mayor degradación la respiración disminuye (indicado por la relación entre la pendiente de las etapas creciente y decreciente y el valor de Rs máximo; Fig.10) y que la Rs acumulada durante la etapa creciente y decreciente será menor que en el caso de un sistema menos degradado.

La relación evidenciada en la Fig. 11 implica un modelo lineal de pérdidas (producidas por la respiración del suelo, lo cual no significa que sean las totales, aunque sea el factor principal) con respecto al compartimento de COS, concordando con la evidencia experimental de Bellamy et al. (2005), quienes indicaron que las pérdidas por emisión de  $\rm CO_2$  son linealmente proporcionales al COS inicial; es decir, cuanto más COS se tenga más emisiones de  $\rm CO_2$  se producen, independientemente del uso del suelo, su grado de perturbación, clima y microclima, etc.



**Figura 11.** Relación entre respiración máxima (etapa de meseta) y concentración de C orgánico edáfico (COS) en la toposecuencia de Atécuaro (año 2006).

### 5. CONCLUSIONES

El flujo de  $\mathrm{CO}_2$  de suelos de origen volcánico en los bosques de pino-encino y pastizales de la microcuenca de Atécuaro, bajo clima templado subhúmedo y marcada estación seca, presentó variaciones estacionales asociadas principalmente al contenido de humedad edáfica, de tal forma que las mayores emisiones de  $\mathrm{CO}_2$  se dieron en la estación lluviosa y las menores durante el periodo seco.

Los cambios de uso del suelo en las áreas forestales seleccionadas en la microcuenca de Atécuaro produjeron en el epipedón una disminución del contenido de COS de hasta un 70 % tras la conversión del bosque natural en cultivos y su posterior abandono. El aumento en la degradación forestal también supuso una disminución del COS, contabilizándose pérdidas entre el 37 y 61 % (tomando como referencia el bosque mejor conservado). Esta disminución del COS estuvo asociada, además, a una menor densidad de especies latifoliadas en los bosques y a unos valores más altos de densidad aparente del suelo.

Por último, se observó que es posible utilizar el valor máximo de emisión de  $\mathrm{CO}_2$  edáfico (variable dinámica) en un modelo que explica la degradación del sistema, prediciendo más bajas concentraciones de  $\mathrm{COS}$  cuanto mayor sea la degradación del sistema y, también, menores emisiones de  $\mathrm{CO}_2$  cuanto menores sean los contenidos de  $\mathrm{COS}$ .

# Agradecimiento:

Los autores agradecen a la Unión Europea la financiación de esta investigación a través del Proyecto *REVOLSO* (Programa *INCO* ICA4-CT-2001-10052) y también al personal técnico de las instituciones implicadas (colaboradores en el muestreo y análisis), en particular a R. Velázquez-Durán, P. Bustos Burgos, V. Gruffat y a Chano. Otros organismos, como la F.E.C.Y.T. española, también contribuyeron financieramente al desarrollo del Proyecto.

### 6. BIBLIOGRAFÍA

Alcalá de Jesús M., C. Prat, A. Cabrera, A. Ramos y C. Hidalgo. 2006. Primeros resultados relacionados con las propiedades ándicas de suelos de la cuenca de Cointzio, Michoacán. En: XXXIII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo "Aprovechar y conservar el suelo, no degradarlo". Cd. Victoria, Tamaulipas (Méjico).

Báez A., J.D. Etchevers, C. Hidalgo y C. Prat. 2006a. Emisión de CO<sub>2</sub> en tepetates (materiales volcánicos endurecidos) habilitados para la agricultura en Tlaxcala, México. En: J.F. Gallardo (edt.). *Medioambiente en Iberoamérica. Visión de la física y la química en los albores del siglo XXI*. Editorial S.i.F.yQ.A., Badajoz (España). Pp.: 469-475.

- Báez A., S. Pajares, J.D. Etchevers y J. F. Gallardo. 2006b. Emisión de  ${\rm CO_2}$  en sustratos volcánicos del estado de México y Tlaxcala. En: *International Symposium of Volcanic Soils*, Satellite Symposium affiliated to  $18^{\rm th}$  World Congress of Soil Science. Morelia, Michoacán, México. Disco compacto.
- Balesdent J., E. Besnard, D. Arrouays y C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant & Soil*, 201: 49-57.
- Bellamy P.H., P.J. Loveland, R.I. Bradley, R. M. Lark y G.J.D. Kirk. 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature*, 437: 245-248
- Blakemore L.C., P.L. Searle y B.K. Daly. 1987. *Methods for chemical analysis of soils*. Editorial New Zealand Soil Bureau, Lower Hutt (Nueva Zelanda).
- Bonneau M. y B. Souchier. 1979. Pédologie 2. Constituants et propriétés du sol. Editorial Masson, París.
- Bremer D.J., J.M. Ham, A.K. Knapp y C.E. Owensby. 1998. Soil respiration responses to clipping and grazing in a tallgrass prairie. *J. Environ. Quality*, 27: 1539-1548.
- Bustos P., 2007. Uso de suelo y agua en comunidades de la cuenca de Cointzio, Michoacán: ¿hacia un futuro sustentable o de conflicto? Tesis de Maestria en Ciencias en desarrollo rural regional. Universidad de Chapingo, Morelia. 153 pp.
- Cairns M.A., R. Dirzo y F. Zadroga. 1995. Forests of Mexico: a diminishing resource. *J. For.*, 93: 21-24.
- 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.
- Cerri C.C., M. Bernoux, C.E.P. Cerri y R. Lal. 2006. Challeges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. En: R. Lal, C.C. Cerri, M. Bernoux, J.D. Etchevers y E. Cerri (edt.). Carbon sequestration in soils of Latin America. Editorial Food Products Press, Londres. Pp.: 41-47.
- Coile T.S. 1936. Soil saraplers. Soil Science, 42:139-141.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2004. Inventario Nacional forestal y de suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. <a href="http://148.223.105.188:2222/snif\_portal/secciones/inventarionacional/documentos/ManualMuestreoCampo.pdf">http://148.223.105.188:2222/snif\_portal/secciones/inventarionacional/documentos/ManualMuestreoCampo.pdf</a> >. Fecha de consulta: 5/02/2004.
- Chenu C. y A.F. Plante. 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the "primary organo-mineral complex". *Eur. J. Soil Sci.*, 57: 596-607.
- Davidson E.A., E. Belk y R.D. Boone. 1998. Soil water content and temperature as independent or compounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biol.*, 4: 217-227.
- Dilustro J.J., B. Collins, L. Duncan y C. Crawford. 2005. Moisture and soil texture effects on soil CO<sub>2</sub> efflux components in southeastern mixed pine forests. *For. Ecol. Manage.*, 204: 85–95.
- Edwards N.T. y J.S. Riggs. 2003. Automated monitoring of soil respiration: a moving chamber design. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67: 1266-1271.
- Eswaran H., E. Vandenberg y P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the world. Soil Sci. Soc. Am. J., 57: 192-194.

- Etchevers J.D., C. Prat, C. Balbontín, M. Bravo y M. Martínez. 2006. Influence of land use on carbon sequestration and erosion in Mexico. A review. *Agronomie*, 26: 1-9.
- Fieldes M. y K.W. Perrot. 1966. The nature of Allophane in soils. 3. Rapid field and laboratory test for allophane. *New Zealand J. Sci.*, 9: 623-629.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1993. Forest Resources Assessment 1990, Tropical Countries. FAO Forestry Paper 112. Editorial FAO, Roma.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2001. Soil Carbon sequestration for improved land management. World Soil Resources Report. Editorial FAO, Roma.
- Franco S. 2007. Estimación del valor económico del servicio ambiental de captura de carbono en bosques templados del estado de México (México). En: J.F. Gallardo (edt.). La captura de carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos. Editorial S.i.F.y Q.A., Badajoz (España). Pp.: 149-168.
- García E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). UNAM, Instituto de Geografía. México D.F. 252 pp.
- Garduño V. H., P. Corona, I. Israde, L. Mennella, E. Arreygue, B. Bigioggero y S. Chiesa. 1999. Carta geológica de Michoacán, escala 1:250 000. U.M.S.N.H., Morelia (Méjico). 111 pp.
- González M.I. y J.F. Gallardo. 1982. El efecto hojarasca: Una revisión. An. Edaf. Agrobiol., 41: 1129-1157.
- Guo L.B. y R.M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use changes: a meta analysis. *Global Change Biol.*, 8: 345-360.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1982. Carta edafológica E14A23, escala 1: 50 0000. INEGI, Aguascalientes (Méjico).
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1983. *Conjunto de datos geológicos, escala 1:1 000 000*. INEGI, Aguascalientes (Méjico).
- Klooster D. y O. Masera. 2000. Community forest management in Mexico: carbon mitigation and biodiversity conservation through rural development. *Global Environ. Ch.*, 10: 259-272.
- Lal R. 2006. Soil carbon sequestration in Latin America. En: R. Lal, C.C. Cerri, M. Bernoux, J.D. Etchevers and E. Cerri (edt.). Carbon sequestration in soils of Latin America. Editorial Food Products Press, Londres. Pp. 49-64.
- Masera O., R.D. Martínez, T. Hernández, C. Guzmán y A. Ordoñez. 2000. Inventario nacional de gases de efecto invernadero 1994-1996. Parte 6: Cambio de uso del suelo y bosques. Editorial Laboratorio de Bioenergía del Departamento de Ecología de los Recursos Naturales del Instituto de Ecología de la UNAM. Campus Morelia-INE, SEMARNAT, Mexico D.F.
- Mathes K. y T. Schriefer. 1985. Soil respiration during secondary succession: Influence of temperature and moisture. *Soil Biol. Biochem.*, 17: 205-211.
- Murty D., M.U.F. Kirschbaum, R.E. McMurtrie y H. McGilvray. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Global Change Biol.*, 8: 105-123.

- Nanzyo M., R. Dahlgren y S. Shoji. 1993. Physical characteristics of volcanic ash soils. En: S. Shoji, M. Nanzyo y R. Dahlgren (eds.). *Volcanic ash soils, genesis, properties and utilization*. Editorial Elsevier Science, Amsterdam. Pp. 189-207.
- Parfitt R.L., B.K.G. Theng, J.S. Whitton y T.G. Shepherd. 1997. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma*, 75: 1-12.
- Paz F., S. Covaleda, J.F. Gallardo, C. Prat, J.D. Etchevers y C. Hidalgo. 2007. Teoría de estados y transiciones aplicada a suelos volcánicos sometidos a diferentes manejos II: Respiración del suelo. En: XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo; Simposio Carbono Orgánico del Suelo y Calentamiento Global: Perspectivas y Oportunidades de Investigación en Latinoamérica. Guanajuato (Méjico).
- Ramos A., 2008. Clasificación de los suelos en la porción de la cuenca de Umécuaro, municipio de Morelia, Michoacán. *Tesis de Licenciatura*. U.M.S.N.H., Morelia (Méjico). 138 pp.
- Rastogi M., S. Singh y H. Pathak. 2002. Emission of carbon dioxide from soil. *Current Sci.*, 82: 510-517.
- Rochette P. y D. A. Angers. 1999. Soil surface carbon dioxide fluxes induced by spring, summer, and fall moldboard plowing in a sandy loam. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 621–628.
- Rubio M. 1998. Dinámica del cambio de la cobertura y del uso de los suelos en la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, México). Una perspectiva desde las Ciencias Ambientales. Tesis de licenciatura. UMSNH /Universitat Autònoma de Barcelona. Morelia, (Méjico). 214 pp.
- Sánchez D. V., L. Flores, C. Prat, E. Solleiro y S. Sedov, 2008. Génesis y grado de desarrollo de dos suelos en las cuencas de Atécuaro y río Grande, Michoacán, México. En: I Congreso sobre la evolución geológica y ecológica del Noroeste de México. Hermosillo, Sonora (Méjico). Pp.: 7-15.
- Soil Survey Staff. 1975. Soil Taxonomy. United States Department of Agriculture Handbook, Washington D.C. 436 pp.
- Subke J.A., M. Reichstein y J.D. Tenhunen. 2003. Explaining temporal variation in soil  $\mathrm{CO}_2$  efflux in a mature spruce forest in Southern Germany. Soil Biol. Biochem., 35: 1467-1483.
- Tiessen H. y J.W.B. Stewart. 1983. Particle-size fractions and their use in studies of soil organic matter: II. Cultivation effects on organic matter composition in size fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47: 509-514.
- Trumbmore S.E., E.A. Davidson, P. Barbosa de Camargo, D.D. Nepstad y L.A. Martinelli. 1995. Belowground cycling of carbon in forests and pastures of eastern Amazonia. *Global Biogeochem. Cycles*, 9: 515-528.
- Velázquez A., J.F. Mas, J.R. Díaz, R. Mayorga, P.C. Alcántara, T. Castro, T. Fernández, G. Bocco y J.L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. Gaceta Ecol., INE, 62: 21-37.
- Vidal D. 2007. Estrategia de sobrevivencia. el caso de la poblacion de la microcuenca hidrografia de Atecuaro, Michoacan, México. *Tésis de Licenciatura*, Universidad de Concepción (Chile). 124 pp.

- Werner G., M. Bravo, J. Etchevers, J. F. Gallardo, M. Haulon, M. Mazzonchini, J. Padilla, C. Prat, J. Queitsch, A. Vera, I. Vidal y E. Zapata. 2007. Alternative agriculture for a sustainable rehabilitation of deteriorated volcanic soils in Mexico and Chile (REVOLSO) 2002-2006; INCO-DEV (International Cooperation with Developing Countries 1998-2002). Final report. Univ. Giessen, Giessen (Alemania).
- Wu J., D. Guan, M. Wang, T. Pei, S. Han y Ch. Jin. 2006. Year-round soil and ecosystem respiation in a temperate broad-leaved Korean pine forest. *For. Ecol. Manage.*, 223: 35-44.

### **ANEXO**

Flujo de CO<sub>2</sub> edáfico en diferentes días a lo largo de los años 2005-2007 en los sitios de estudio seleccionados en la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico).

Fecha		Pa	Вс	Ba	Bi	Bd	Pp
22/04/05	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,23 B	0,76 aA	0,21 b	0,30 b	0,40 b	0,47 A
	Ds	0,10	0,10	0,14	0,22	0,04	0,29
	Temperatura (°C)	27,9	17,5	17,5	20,3	24,3	21,5
	Humedad (%)	-	49,0	50,1	15,8	29,2	15,0
	Hora	16:19	17:54	18:43	19:22	12:03	10:25
06/07/05	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,52 C	1,83 aB	1,56 a	1,38 a	1,34 a	4,13 A
	Ds	0,19	0,61	0,40	0,12	0,24	1,11
	Temperatura (°C)	18,6	14,1	15,1	20,7	19,9	25,9
	Humedad (%)	-	-	-	-	-	-
	Hora	10:45	11:38	12:23	13:02	13:55	13:28
18/08/05	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	1,33 B	2,43 aB	2,44 a	1,88 ab	1,34 b	4,22 A
	Ds	0,33	0,52	0,54	0,44	0,45	0,99
	Temperatura (°C)	13,8	10,9	11,7	13,1	13,7	16,5
	Humedad (%)	65,3	108,2	134,8	67,8	72,9	51,0
	Hora	10:39	11:44	12:21	12:57	14:08	13:43
06/10/05	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,79 B	2,37 aA	2,09 ab	1,55 ab	1,28 b	2,26 A
	Ds	0,43	0,68	0,63	0,23	0,31	0,16
	Temperatura (°C)	14,9	14,0	14,4	17,5	12,4	14,2
	Humedad (%)	59,0	132,8	132,9	66,6	60,6	48,8
	Hora	10:36	12:41	11:58	13:36	16:58	16:30

(Continúa Anexo)

(Viene de página anterior)

14/11/05	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	1,06 B	1,86 aA	2,48 a	1,11 b	1,16 b	0,73 B
	Ds	0,18	0,65	0,46	0,36	0,37	0,10
	Temperatura (°C)	23,2	14,5	14,3	17,7	11,8	7,7
	Humedad (%)	-	-	-	-	-	-
	Hora	16:57	17:54	18:25	19:08	9:19	8:50
06/12/05	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,55 B	1,27 bA	2,28 a	0,72 с	0,89 bc	0,88 B
	Ds	0,22	0,42	0,51	0,19	0,27	0,19
	Temperatura (°C)	15,7	12,4	12,3	15,4	12,2	15,0
	Humedad (%)	29,9	47,1	31,6	25,0	35,4	26,6
	Hora	12:47	13:47	15:22	16:31	10:37	17:29
28/06/06	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,94 B	2,50 aA	1,89 b	1,59 bc	1,06 с	3,01 A
	Ds	0,10	0,07	0,39	0,32	0,42	0,72
	Temperatura (°C)	13,7	11,3	12,4	13,8	12,4	17,8
	Humedad (%)	36,4	47,4	48,2	41,6	30,0	31,0
	Hora	11:21	12:15	13:29	14:24	12:35	14:57
20/07/06	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,78 B	2,13 abA	2,39 a	1,86 a	1,86 a	2,86 A
	Ds	0,11	0,25	0,59	0,27	0,31	0,55
	1	- /					
	Temperatura (°C)	16,4	11,9	11,5	15,0	13,8	17,1
				11,5	15,0	13,8	17,1
	Temperatura (°C)			11,5 - 12:18	15,0 - 14:39		17,1 - 15:20
11/09/06	Temperatura (°C) Humedad (%)	16,4	11,9	-	-	-	-
11/09/06	Temperatura (°C) Humedad (%) Hora	16,4 - 12:30	11,9 - 17:33	12:18	14:39	15:46	15:20
11/09/06	Temperatura (°C) Humedad (%) Hora gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	16,4 - 12:30 <b>0,87 B</b>	11,9 - 17:33 <b>2,41</b> aA	- 12:18 <b>1,99</b> a	- 14:39 <b>1,63</b> a	- 15:46 <b>1,92</b> a	- 15:20 1,38 B
11/09/06	Temperatura (°C) Humedad (%) Hora gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> Ds	16,4 - 12:30 <b>0,87 B</b>	11,9 - 17:33 <b>2,41</b> aA	- 12:18 <b>1,99</b> a	- 14:39 <b>1,63</b> a	- 15:46 <b>1,92</b> a	- 15:20 1,38 B
11/09/06	Temperatura (°C)  Humedad (%)  Hora  gCO <sub>2</sub> m <sup>2</sup> h <sup>-1</sup> Ds  Temperatura (°C)	16,4 - 12:30 <b>0,87 B</b> 0,28	11,9 - 17:33 2,41 aA 0,60 -	12:18 1,99 a 0,36	- 14:39 1,63 a 0,29	- 15:46 1,92 a 0,27	- 15:20 1,38 B 0,37
11/09/06	Temperatura (°C) Humedad (%) Hora gCO <sub>2</sub> m <sup>2</sup> h <sup>-1</sup> Ds Temperatura (°C) Humedad (%)	16,4 - 12:30 <b>0,87 B</b> 0,28 - 62,3	11,9 - 17:33 <b>2,41 aA</b> 0,60 - 85,6	- 12:18 1,99 a 0,36 - 81,9	- 14:39 1,63 a 0,29 - 54,7	- 15:46 <b>1,92 a</b> 0,27 - 68,2	- 15:20 1,38 B 0,37 - 56,3
	Temperatura (°C) Humedad (%) Hora gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> Ds Temperatura (°C) Humedad (%) Hora	16,4 - 12:30 <b>0,87 B</b> 0,28 - 62,3 10:18	11,9 - 17:33 2,41 aA 0,60 - 85,6 11:32	- 12:18 1,99 a 0,36 - 81,9 12:10	- 14:39 1,63 a 0,29 - 54,7 12:40	- 15:46 1,92 a 0,27 - 68,2 10:16	- 15:20 1,38 B 0,37 - 56,3 9:38
	Temperatura (°C) Humedad (%) Hora gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> Ds Temperatura (°C) Humedad (%) Hora gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	16,4 - 12:30 0,87 B 0,28 - 62,3 10:18	11,9 - 17:33 2,41 aA 0,60 - 85,6 11:32 3,03 a	- 12:18 1,99 a 0,36 - 81,9 12:10 2,29 b	- 14:39 1,63 a 0,29 - 54,7 12:40 1,69 b	- 15:46 1,92 a 0,27 - 68,2 10:16 1,38 b	- 15:20 1,38 B 0,37 - 56,3 9:38
	Temperatura (°C) Humedad (%) Hora gCO <sub>2</sub> m <sup>2</sup> h <sup>-1</sup> Ds Temperatura (°C) Humedad (%) Hora gCO <sub>2</sub> m <sup>2</sup> h <sup>-1</sup> Ds	16,4 - 12:30 0,87 B 0,28 - 62,3 10:18 -	11,9 - 17:33 2,41 aA 0,60 - 85,6 11:32 3,03 a 0,41	- 12:18 1,99 a 0,36 - 81,9 12:10 2,29 b 0,61	- 14:39 1,63 a 0,29 - 54,7 12:40 1,69 b 0,76	- 15:46 1,92 a 0,27 - 68,2 10:16 1,38 b 0,12	- 15:20 1,38 B 0,37 - 56,3 9:38

(Continúa Anexo)

(Viene de página anterior)

28/11/06	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,38 B	0,95 aA	1,61 a	0,52 b	1,04 a	0,75 A
	Ds	0,09	0,34	0,08	0,17	0,26	0,17
	Temperatura (°C)	5,0	10,0	10,0	14,0	11,5	12,5
	Humedad (%)	50,4	67,9	42,2	29,4	43,6	34,8
	Hora	10:47	11:26	12:06	12:34	13:44	13:13
22/12/06	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,49 A	0,70 bA	1,36 a	0,49 b	1,17 a	0,65 A
	Ds	0,09	0,23	0,14	0,09	0,17	0,07
	Temperatura (°C)	14,0	11,0	16,0	16,0	15,0	16,0
	Humedad (%)	42,4	107,3	56,9	21,9	29,7	37,4
	Hora	13:15	13:50	14:16	14:47	15:40	15:18
08/02/07	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,25 C	0,73 Ab	1,19 a	0,53 b	1,59 a	0,57 B
	Ds	0,03	0,13	0,44	0,13	0,28	0,08
	Temperatura (°C)	15,0	9,0	9,0	12,0	11,0	12,0
	Humedad (%)	42,5	98,8	51,8	56,7	36,4	39,6
	Hora	11:54	12:33	12:52	13:12	14:05	13:32
25/04/07	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,10 B	0,31 aB	0,49 a	0,46 a	0,36 a	0,73 A
	Ds	0,07	0,15	0,28	0,17	0,09	0,25
	Temperatura (°C)	15,0	14,0	13,0	15,0	18,0	22,0
	Humedad (%)	15,0	44,6	30,5	27,9	16,1	21,5
	Hora	9:14	10:01	10:42	11:20	12:20	11:49
29/05/07	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	1,19 B	1,56 aA	1,67 a	1,04 a	1,30 a	1,89 A
	Ds	0,34	0,28	0,58	0,13	0,58	0,45
	Temperatura (°C)	21,0	15,0	16,0	22,0	21,0	25,0
	Humedad (%)	53,7	69,2	40,2	42,3	46,2	62,5
	Hora	11:24	12:16	13:13	13:45	14:24	14:03
26/06/07	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,56 C	2,22 aB	1,23c	2,05 b	1,64 abc	2,64 A
	Ds	0,13	0,98	0,26	0,00	0,21	0,26
	Temperatura (°C)	13,0	13,0	13,0	16,0	16,0	16,0
	Humedad (%)	59,4	89,2	71,9	55,8	50,5	43,3
	Hora	9:31	10:23	10:56	11:31	12:17	11:48

(Continúa Anexo)

# (Viene de página anterior)

03/08/07	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,68 B	2,01 abA	1,33 b	2,16 a	2,02 a	2,31 A
	Ds	0,23	0,47	0,42	0,23	0,32	0 ,51
	Temperatura (°C)	-	-	-	-	-	-
	Humedad (%)	61,2	88,1	91,9	70,4	57,6	46,5
	Hora	10:21	11:12	11:36	12:11	12:51	12:29
31/08/07	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,60 B	1,15 aB	1,16 a	1,35 a	1,96 a	2,28 A
	Ds	0,25	0,37	0,34	0,62	0,85	0,43
	Temperatura (°C)	14,0	12,0	14,0	22,0	18,0	24,0
	Humedad (%)	60,8	88,2	97,6	64,6	63,4	46,6
	Hora	9:43	10:37	11:14	11:51	12:26	12:07
05/10/07	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,60 B	1,15 Aa	1,15 a	1,46 a	1,09 a	1,38 A
	Ds	0,15	0,45	0,38	0,36	0,38	0,29
	Temperatura (°C)	14,0	13,0	13,0	18,0	18,0	20,0
	Humedad (%)	58,3	114,7	99,0	53,8	55,2	44,9
	Hora	9:20	10:40	11:13	11:53	12:30	12:08
29/10/07	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,30 B	0,70 bA	0,56 b	0,66 b	1,44 a	1,05 A
	Ds	0,05	0,19	0,14	0,13	0,23	0,12
	Temperatura (°C)	8,0	9,0	9,0	13,0	12,0	12,0
	Humedad (%)	62,8	93,3	86,2	54,2	55,7	46,7
	Hora	9:30	10:15	10:58	11:27	12:51	11:59
04/12/07	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0,25 B	0,20 B	0,33 a	0,40 a	0,22 a	0,64 A
	Ds	0,13	0,08	0,19	0,10	0,09	0,18
	Temperatura (°C)	8,5	10,0	10,0	16,0	13,0	14,0
	Humedad (%)	43,7	63,6	51,0	32,4	28,8	28,8
	Hora	9:42	10:23	10:50	11:21	12:14	11:51

 $\it D.s.$ : Desviación estándar. Letras minúsculas diferentes en la misma línea indican diferencias entre las áreas de bosque (Bc, Ba, Bi y Bd) al nivel  $\it P<0,05$  y las letras mayúsculas indican diferencias entre los usos del suelo (Pa, Bc y Pp) al nivel  $\it P<0,05$ .

# EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN LA R. ARGENTINA

(Reseña de los Principales Resultados de los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero incluidos en la Segunda Comunicación Nacional de la República Argentina a las Partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático).

#### Leónidas Osvaldo Girardin

Fundación Bariloche, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONICET). C/Piedras 482 2º H, Ciudad Autónoma de Buenos Aires 1070 (R. Argentina). Correo electrónico: <logirardin@fundacionbariloche.org.ar> y <logirardin@gmail.com>.

**Resumen:** Este artículo tiene por objeto presentar los principales resultados obtenidos durante el desarrollo del "*Inventarios Nacionales de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero*" (INVGEI) del Proyecto de la Segunda Comunicación Nacional (S.C.N.) de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (C.M.N.U.C.C.). Se incluyen estimaciones extraoficiales de años intermedios, comparándolos con los oficiales del INVGEI.

Palabras clave: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, halocarbonados, sectores de actividad.

**Abstract:** This article exposes the main results given by the "National Emissions Inventory of Greenhouse Gases" (INVGEI) and resulting from the Project of the Second National Communication (SCN) from the Argentina to the Climate Change Convention of United Nations (UNFCCC). Extraofficial estimates from the intervening years are included, comparing with the officially calculated INVGEI.

Key words:  $CO_{2}$ ,  $CH_{4}$ , halocarbons, activity sectors.

# INTRODUCCIÓN

Este trabajo tiene por objeto presentar los principales resultados obtenidos en el desarrollo de los "Inventarios Nacionales de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero" (INVGEI) del Proyecto de la Segunda Comunicación Nacional (SCN) de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC; Gobierno de la República Argentina; 2007). Se incluyen estimaciones extraoficiales de los años intermedios entre los calculados oficialmente en el INVGEI.

En el momento de la elaboración la SCN contaba con dos inventarios de emisiones antropogénicas de gases con efecto invernadero (GEI) elaborados en la Argentina, lo cual suponían dos antecedentes fundamentales.

- a) La Primera Comunicación Nacional de la República Argentina a la CMNUCC (Gobierno de la República Argentina, 1997), en la cual se elaboraron y presentaron los INVGEI correspondientes a los años 1990 y 1994. En el momento en que se llevó a cabo esta tarea, la última metodología disponible para su cálculo eran las "Guías I.P.C.C./OCDE para la elaboración de Inventarios de Emisiones de GEI" (UNEP/WMO/I.P.C.C./OECD/IEA, 1995).
- b) El Documento de Revisión de la Primera Comunicación Nacional de la República Argentina a la CMNUCC (1999); en la misma se elaboró el INVGEI correspondiente al año 1997 (S.R.N.yD.S.; 1999a) y se revisaron los INVGEI de 1990 y 1994 (S.R.N.yD.S.; 1997b).

Tanto el INVGEI 1997 como la revisión de los correspondientes a 1990 y 1994 se realizaron utilizando las "Directrices del I.P.C.C. para la elaboración de inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, versión revisada 1996" (UNEP/WMO/I.P.C.C./OECD/IEA, 1997). No obstante, en ese momento, aún no estaban disponibles las denominadas "Orientaciones del I.P.C.C. sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero" (UNEP/WMO/I.P.C.C./OECD/IEA/IGES, 2000).

El I.P.C.C. elaboró estas nuevas Guías para la elaboración de Inventarios Nacionales de GEI; si bien las mismas están publicadas en el sitio WEB del citado organismo aún no son de uso obligatorio por las Partes firmantes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (C.M.N.U.C.C.), de modo que no se utilizaron oficialmente para la presentación de los mismos en el marco de las obligaciones de información que los países signatarios tienen con la Convención. En algunos sectores (Energía, Residuos, Procesos Industriales) los cambios no son tan significativos como en otros (Agricultura, Uso del Suelo, Cambio en el Uso del Suelo y Silvicultura) ahora agrupados en un único sector denominado AFOLU (siglas del inglés: Agriculture, Forestry and Other Land Uses). Sería aventurado hacer una comparación de los resultados que pueden obtenerse de la aplicación de una u otra metodología a los mismos "datos de actividad" de los diversos sectores. No obstante, en muchos de ellos hay una mejora notoria en la exhaustividad de las emisiones tenidas en cuenta.

Todos estos antecedentes fueron tomados como punto de partida para la elaboración del INVGEI 2000 (Gobierno de la República Argentina, 2007) y la revisión de los INVGEI 1990, 1994 y 1997 (Gobierno de la República Argentina, 2007) por contener valiosa información en lo concerniente a datos de actividad y factores de emisión utilizados, así como gran cantidad de puntos de contacto con las tareas a desarrollar en esta oportunidad.

Tomando en consideración los avances metodológicos producidos, desde el momento de la elaboración de los INVGEI anteriores (Gobierno de la República Argentina, 2007 y S.R.N.yD.S. 1999a y 1999b) en lo concerniente

a la estimación de las emisiones de GEI de los diversos sectores involucrados en los INVGEI, se incorporaron estas mejoras a la metodología de cálculo utilizada señaladas en el párrafo anterior, con el fin de hacerlos comparables entre sí a la vez de mejorar la calidad de la información contenida en ellos.

Algunos aspectos metodológicos adicionales y las correspondientes herramientas cuya utilización merecen destacarse (junto con las ya mencionadas) son los siguientes:

- a) Guías para las Comunicaciones Nacionales para las Partes Anexo I (Decisión 17/CP.8; FCCC/CP/2002/8 y FCCC/SBSTA/2006/9 <www.unfccc.int>).
- b) Directrices del I.P.C.C./OECD para la elaboración de inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (versión revisada 1996). Metodología de uso común para Partes Anexo I y No Anexo I, publicada en tres tomos: 1. Instrucciones para elaborar los Informes; 2. Libro de Trabajo; y 3. Manual de Referencias (UNEP/WMO/I.P.C.C./ OECD/IEA, 1997)
- c) Orientaciones del *I.P.C.C.* sobre las buenas prácticas y la gestión de las incertidumbres en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (*UNEP/WMO/I.P.C.C./OECD/IEA/IGES*, 2000).
- d) Orientaciones del I.P.C.C. sobre las buenas prácticas y la gestión de las incertidumbres en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero en el sector de Uso del Suelo, Cambio en el Uso del Suelo y Silvicultura (UNEP/WMO/I.P.C.C./OECD/IEA/IGES, 2004).
- e) Formato de Reporte Común sólo obligatorio para la presentación de los INVGEI de las Partes Anexo I, pero utilizado en la medida que la desagregación de la información producida lo hace posible para mejorar la forma de presentación de los datos (FCCC/CP/2002/8 y FCCC/SBSTA/2006/9 < www.unfccc.int>).
- f) Informe de Inventario Nacional; sólo obligatorio para la presentación de los INVGEI de las Partes Anexo I, pero utilizado en la medida que la desagregación de la información producida lo hace posible para mejorar la forma de presentación de los datos (FCCC/CP/2002/8 y FCCC/SBSTA/2006/9 < www.unfccc.int>).
- g) Metodologías desagregadas propias para el Sector Energía (Quema de Combustibles y Emisiones Fugitivas) y para el Sector Ganadero (Fermentación Entérica) elaboradas por los expertos sectoriales que participaron en el INVGEI (Gobierno de la República Argentina, 2007).
- h) Ajustes y mejoras metodológicos propios para las emisiones de ciertos sectores, entre los que se destacan las emisiones de CO<sub>2</sub> de las emisiones fugitivas y de N<sub>2</sub>O en suelos agrícolas (Gobierno de la República Argentina, 2007).

# RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis del INVGEI 2000 y Comparación con los INVGEI 1990, 1994 y 1997.

Los resultados del Inventario de Emisiones de GEI correspondiente al año 2000 (excluyendo el Sector de Cambio en el Uso del Suelo y Silvicultura; CUSS), presentan un total de emisiones de GEI, medidas en miles de toneladas (Gg) de  $\mathrm{CO}_2$  equivalente ( $\mathrm{CO}_2\mathrm{eq}$ ), de 282.000,75; tal como se puede apreciar en la Tabla 1. Esto representa un aumento de 4,1 % respecto de las emisiones registradas en el anterior INVGEI, correspondiente al año 1997. Para ver un estudio de la potencial evolución de las emisiones de GEI en Argentina (con posterioridad al año 2000), se recomienda la lectura del artículo de la Fundación Bariloche (2008).

La Tabla 1 presenta los datos de emisiones de GEI sin la incorporación del Sector CUSS, sólo a los fines expositivos, para facilitar las comparaciones (fundamentalmente en la elaboración de gráficos de participación, en los cuales, en caso contrario, aparecerían emisiones negativas; esto es, capturas de CO<sub>2</sub>) y mostrar, a la vez, los fuertes cambios que presenta este sector entre un INVGEI y otro, teniendo en cuenta que este sector presenta absorciones netas de GEI. Sin embargo, como los compromisos asumidos por las Partes del Protocolo de Kyoto son en emisiones netas las cifras "oficiales" de emisiones son las que resultan de esta última forma de presentarlas (para más detalles, véase Gobierno de la República Argentina, 2007).

No hay datos actualizados confiables para medir cuál es la participación de las emisiones argentinas en el total mundial. En general, se considera que están entre 0,5 y 0,6 %, pero el último dato confiable surge de las presentaciones de las Comunicaciones Nacionales sobre Cambio Climático de las diversas Partes signatarias de la Convención.

El último año en que se puede establecer una comparación anual es 1994, ya que posteriormente no hay información oficial de buena parte de los principales emisores en el Anexo I (a excepción de México y Corea del Sur, por su carácter de miembros de la O.E.C.D.). Las diversas fuentes que estiman emisiones globales para años posteriores al citado tienen un sesgo importante; la International Energy Agency (I.E.A.) sólo considera las emisiones originadas en el Sector Energético y algunos Procesos Industriales y las del World Resources Institute (W.R.I.) tienden a sobreestimar las emisiones en los sectores Agricultura y CUSS. Adicionalmente, se siguen utilizando los Potenciales de Calentamiento Global (P.C.G.) del 2AR del I.P.C.C. (UNEP/WMO/I.P.C.C./OECD/IEA, 1995) que implican una fuerte sobreestimación del PCG del  $\rm N_2O$  (con mucho peso en el Sector Agricultura) respecto del 4AR (Gobierno de la República Argentina, 2007).

No obstante, si se incluye el Sector CUSS, los  $238.702,89~\rm Gg$  de  $\rm CO_2$ eq emitidos durante el año  $2000~\rm representan$  una caída de 1,3~% respecto de las cifras totales correspondientes a 1997. Esta diferencia se explica porque el

Sector citado presentó absorciones netas de  ${\rm CO_2}$  por 43.297,85 Gg en lugar de los 28.954,09 Gg absorbidos correspondientes a 1997. El Gobierno de la República Argentina (2007) hizo un análisis pormenorizado de los diversos grados de incertidumbre correspondientes a cada uno de los sectores, gases y fuentes de emisión/absorción involucradas, de acuerdo con la metodología que a tal efecto desarrolló el *I.P.C.C./OECD/IEA* en las Guías citadas. Las emisiones correspondientes a sectores como Energía, Procesos Industriales y Residuos se asocian con niveles de incertidumbre menores que las originadas en Agricultura, Uso del Suelo, Cambio en el Uso del Suelo y Silvicultura.

Tal como se deduce de la Tabla 2 si se desagregaran los 282.000,75 Gg de  ${\rm CO_2}$ eq del total de las emisiones de GEI (sin incluir el Sector CUSS en función de cada uno de los GEI emitidos), le corresponde 45,5 % de este total al  ${\rm CO_2}$ , 30,1 % al  ${\rm CH_a}$ , 23,9 % al  ${\rm N_2O}$ 9 y el restante 0,5 % al resto de los GEI directos.

Desde el punto de vista de los sectores emisores Energía participó con un 46.8~% de las emisiones totales (excluyendo CUSS), Agricultura y Ganadería con 44.3~%, Residuos con 5.0~% y el restante 3.9~% correspondió al Sector Procesos Industriales (véanse Fig. 1~y~2).

Si en cambio se tomara el total de emisiones netas (incluyendo CUSS) de 238.702,89 Gg de  $\rm CO_2$ eq, 35,8 % de las mismas correspondió al  $\rm CH_4$ , siguiéndole en importancia el  $\rm CO_2$  con 35,4 % y, detrás, el  $\rm N_2O$  con 28,3 %, correspondiéndoles al resto del los GEI directos con 0,5 % (véase Tabla 2).

**Tabla 1**. Emisiones totales de CO<sub>2</sub> equivalente con y sin CUSS.

	1990	1994	1997	2000
Emisiones Totales con CUSS	216.291,39	223.335,533	241.956,20	238.702,89
Emisiones Totales sin CUSS	231.057,28	257.522,43	270.910,29	282.000,75

Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados del INVGEI 2000.

**Tabla 2**. Resultados del INVGEI 2000 (en Gg de CO<sub>2</sub> equivalente), desagregados por gas y por sector.

Sector	CO2	CH4	N <sub>2</sub> O	HFC	PFC	SF <sub>6</sub>	TOTAL
Energía	118,712,0	12,240.5	1.008.5				131,960.9
Procesos Industriales	9.611.9	27.0	145.4	947.48	326.10	49.93	11.107.7
Agricultura	1	59.533.2	65.386.2				124,919.4
Residuos		13.049.0	963.7				14.012.7
Total sin CUSS	128.323.9	84.849.7	67.503.7	947,48	326.10	49.93	282,000,8
CUSS	-43.940.9	583.8	59.3		100	T (5)	43,297.9
Total con CUSS	84,383.0	85,433,4	67,563,0	947,48	326,10	49,93	238,702,9

Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados del INVGEI 2000.

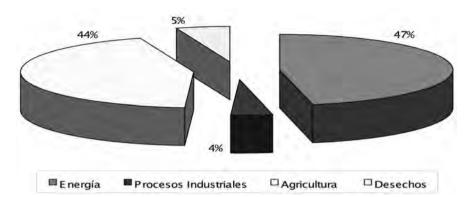


Figura 1. Participación de los diversos sectores en el INVGEI (excluyendo CUSS).

Fuente: Elaboración propia basado en los resultados del INVGEI 2000.

En la Tabla 3 se presentan los resultados del INVGEI 2000 en Gg. de cada uno de los gases cuyas emisiones se calcularon, clasificados por Sector que los emitió.

El total de las emisiones brutas de  $\mathrm{CO}_2$  (esto es, incluyendo las emisiones de  $\mathrm{CO}_2$  de todos los sectores, pero sin tener en cuenta las absorciones por sumideros) fue de 148.881 Gg, de las cuales 79,74 % corresponde a las emisiones provenientes del sector energético. El Sector Procesos Industriales contribuyó con un 6,46 % a dichas emisiones. Con respecto al Sector CUSS las emisiones brutas del sector representaron el 13,81 % de las emisiones brutas de  $\mathrm{CO}_2$ . No obstante, las absorciones brutas de  $\mathrm{CO}_2$  por parte de este sector (64.498 Gg) representaron sólo 43,32 % de las emisiones brutas, dando como resultado una absorción neta de  $\mathrm{CO}_2$  de 43.940,88 Gg. Para dar una idea de la magnitud de estas cifras baste decir que equivalen a 37 % del total de emisiones de dicho gas correspondientes al Sector Energía.

Respecto de las emisiones de  ${\rm CH_4}$  69,68 % de las mismas se originan en el Sector Agropecuario, principalmente en la Fermentación entérica. El sector que le sigue en importancia es Desechos, con el 15,27 % de las emisiones de dicho gas. El tercer Sector en importancia es Energía con 14,33 % de las emisiones, originadas mayoritariamente en las actividades relacionadas con la extracción y utilización de gas, petróleo y sus derivados. La participación de los dos sectores restantes, Procesos Industriales y CUSS, en el total de emisiones de  ${\rm CH_4}$  es poco significativa, representando 0,03 y 0,68 %, respectivamente.

Casi la totalidad de las emisiones de  $N_2O$  (96,79 %) se originan en el Sector Agropecuario, primordialmente relacionadas con el Uso de Suelos Agrícolas. El Sector Energía y el Sector Residuos presentan emisiones con cifras muy inferiores (1,49 y 1,43 % respectivamente), mientras son de aún

Tabla 3. Resultados del INVGEI 2000 en Gg de cada gas.

	Gases de Efecto Invernadero Directos					Gases de Efecto Invernadero Indirectos (Precursores y SO <sub>2</sub> )					
	CO <sub>2</sub> Absorción	CO <sub>2</sub> Emisiones	CH	N <sub>2</sub> O	PFCs	SFa	HFCs	NOx	со	COVDM	50;
Total Nacional de Emisiones y Absorciones	-64,498	148,881	4,068	218	0.033	0.002089	0.659	676	3,605	806	88
Total Nacional de Emisiones Netas		84,383				40.0					
Total Nacional de Emisiones Sin CUSS		128,324	4,040	218	0.033	0.002089	0,659	669	3,361	524	88
Energia (quema de combustibles + fugitivas)     Método de Referencia     Método por Sectores     A Quema de Combustibles     B Errisiones Fucitivas		133.903 118.712 117,560 1.052	582.88 58.49 524.39	3.23 3.23 0.00					3,058,90 2,624.41 434.49	349.26 328.09 21.17	79.36 64.07 15.30
2. Procesos Industriales		9.612	1.29	0.47	0.033	0.002089	0.65916	13.00	144.23	175.24	8.25
3. Uso de Solventes y Otros Productos				- 1	-					281.84	
4. Agricultura y Ganaderia		0.00	2.834.92	210.92			11	4.69	158.30		
5. Cambio de Uso de Suelos y Silvicultura (CUSS)	-64,498	20,557	27,80	0,19	6			6.91	243,24		
6. Desechos			621.38	3.11	-						

Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados del INVGEI 2000.

más escasa significación las emisiones correspondientes a los Sectores de Procesos Industriales (0,22 %) y CUSS (0,09 %).

Las emisiones de halocarbonos y  ${\rm SF_6}$  provinieron exclusivamente del Sector Procesos Industriales.

En la Fig. 2 se presenta la comparación de los resultados del INVGEI 2000 (en lo concerniente a emisiones de  ${\rm CO_2}$ ) con los obtenidos en los INVGEI anteriores. En la misma se puede observar claramente que existe una tendencia creciente en las emisiones totales de  ${\rm CO_2}$  si se excluye el Sector CUSS. Esta tendencia implica un aumento de las citadas emisiones en un 2,2 % entre los resultados obtenidos en 1997 y los del año 2000, lo que implica una desaceleración respecto del ritmo observado en el aumento de las emisiones de  ${\rm CO_2}$ . El mayor crecimiento se da en el período 1990-1994 con un 16,6 %, mientras que entre 1994 y 1997 las emisiones crecen 6,8 %. Tomando la totalidad del período 1990-2000 el aumento es de 27,2 %, lo que implica una tasa acumulativa anual de algo más de 2,4 %. Tal como se consigna precedentemente se puede ver una estimación no oficial de las emisiones de GEI de la Argentina en el artículo de la Fundación Bariloche (2008).

No obstante, tanto de la Fig. 2 como de la Tabla 4, surge que si se consideran las emisiones netas (las que incluyen el saldo neto entre emisiones por fuente y absorciones por sumideros del Sector CUSS) éstas caen al  $11,5\,\%$  entre  $1997\,y\,2000$ . Estas cifras son incluso menores  $(1,4\,\%$  de las emisiones netas de  $CO_2$  correspondientes al año 1990), aunque un 1,9% mayores a las de 1994, las más bajas de la serie. Estos resultados se deben, principalmente, a un aumento muy importante en la absorción por sumideros del Sector CUSS registrado en el INVGEI 2000. Tan importante fue dicho aumento en la absorción que compensó el crecimiento de las emisiones brutas totales

(incluyendo sólo las emisiones, pero no las absorciones de  ${\rm CO_2}$  provenientes del Sector CUSS) las cuales crecieron el 5,6 % entre 1997 y 2000 y 36 % en el período 1990-2000. El crecimiento neto de la biomasa boscosa resultó mayor que la extracción de la misma sumada a la conversión de bosques a otros usos (véase Gobierno de la República Argentina, 2007). En la Fig. 2 se puede observar el comportamiento indicado.

En la Tabla 5 y en las Fig. 3 y 4 se muestran la evolución de las emisiones de GEI en los inventarios correspondientes a 1990, 1994, 1997 y 2000 (Gobierno de la República Argentina, 2007) desagregadas por sectores.

Del análisis de las mismas se puede observar cómo la suma de los Sectores Energía más Agricultura y Ganadería representan más del 90 % de las emisiones totales (excluyendo CUSS) a lo largo de todo el período. No obstante, esa importancia relativa está cayendo, principalmente por el aumento en la participación del Sector Desechos. Las emisiones de dicho Sector Desechos presentan una fuerte correlación con la serie del producto bruto interior (P.B.I.) per cápita. La fuerte recuperación económica posterior a la crisis de los años 2001-2002 (y su consiguiente repercusión sobre la mejora del citado indicador) tiene necesariamente que haber elevado las emisiones del sector. Por tanto, mientras en 1990 ambos sectores sumados representaron 92,3 % y en 1994 92,9 % del total, ya en 1997 esa participación fue 91,8 % y en el año 2000 91,1 %.

El Sector Desechos, mientras tanto, pasó de una participación en el total de emisiones de  $4,1\,\%$  en 1990 a representar casi el  $5\,\%$  de las emisiones totales en el INVGEI 2000. Por su parte, el Sector Procesos Industriales mantuvo su participación en el total entre el  $3\,y$  el  $4\,\%$  del total en todo el período.

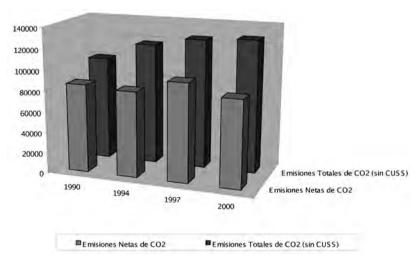


Figura 2. Evolución de las Emisiones de CO<sub>2</sub> (con y sin el Sector CUSS).

Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados de los INVGEI 1990, 1994, 1997 y 2000.

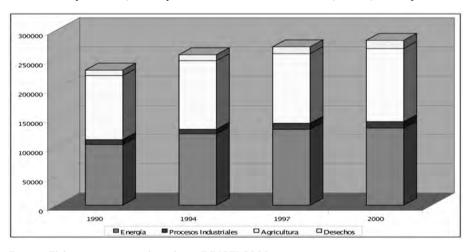
**Tabla 4**. Comparación de los resultados de los INVGEI 2000, 1997, 1994 y 1990. Emisiones de  $CO_2$  en Gg.

	1990	1994	1997	2000
Emisiones Netas de CO <sub>2</sub> (2)	85533	82789	95298	84383
Emisiones Totales de CO <sub>2</sub> (sin CUSS)	100868	117596	125564	128324
Emisiones Brutas de CO <sub>2</sub> (1)	109510	127622	140921	148881

Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados obtenidos en el INVGEI 2000.

Si se incorpora en el análisis el Sector CUSS se observa que su principal contribución en los INVGEI desde 1990 a 2000 consiste en la captura neta de  $\mathrm{CO}_2$  que origina el sector (Gobierno de la República Argentina, 2007), en tanto sus emisiones de  $\mathrm{CH}_4$ ,  $\mathrm{N}_2\mathrm{O}$  y precursores del  $\mathrm{O}_3$  resultaron muy poco significativa en el total de emisiones de dichos gases. Tal como se puede apreciar en la Tabla 5 y en la Fig. 4 la absorción neta de  $\mathrm{CO}_2$  por parte de los sumideros correspondientes a este sector fueron muy importantes como porcentaje del total de emisiones de dicho gas. En el año 2000, por ejemplo, la absorción neta de  $\mathrm{CO}_2$  del Sector CUSS representó un tercio del total de las emisiones correspondientes al Sector Energía (medidas en Gg de  $\mathrm{CO}_2$ eq) y más del 35 % de las emisiones totales en (Gg  $\mathrm{CO}_2$ eq) del Sector Agricultura y Ganadería.

**Figura 3**. Evolución de las Emisiones de GEI (sin incluir el Sector CUSS) en Gg de CO<sub>2</sub> equivalente, correspondientes a los INVGEI 1990, 1994, 1997 y 2000.



Fuente: Elaboración propia, basado en INVGEI 2000.

<sup>&</sup>lt;sup>(1)</sup> Incluye las emisiones por fuentes correspondientes a CUSS, pero no las absorciones por sumideros.

<sup>(2)</sup> Incluye tanto las emisiones por fuente como las absorciones por sumideros del Sector CUSS.

300000 250000 200000 150000 100000 50000 0 som 1990 2000 ■ E nergía

Figura 4. Evolución de las Emisiones de GEI (incluyendo el Sector CUSS) en Gq de CO<sub>2</sub> equivalente, correspondientes a los INVGEI 1990, 1994, 1997 y 2000.

Fuente: Elaboración propia basado en INVGEI 2000.

Procesos Industriales

Tabla 5. Evolución de las Emisiones de GEI, por Sector, para los Inventarios de 1990, 1994, 1997 y 2000 (en Gg de CO<sub>2</sub> equivalente).

□ Agricultura

□ Desechos

**■**cuss

	1990	1994	1997	2000
Energía	103609.96	121973.79	129598.03	131960.94
Procesos Industriales	8488.54	7981.53	10550.54	11107.71
Agricultura	109569.02	117317.22	119110.82	124919.39
Desechos	9389.76	10249.88	11650.91	14012.72
CUSS	-14765.89	-34186.90	-28954.09	-43297.85

Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados del INVGEI 2000.

La Tabla 6 ilustra el comportamiento presentado por la misma a lo largo del período bajo análisis en lo referente a la evolución histórica de la composición por gases del total de emisiones de los INVGEI 1990, 1994, 1997 y 2000.

Los resultados señalan que si se tomaran las emisiones netas de GEI (incluyendo la absorción neta por sumideros del Sector CUSS) el CH<sub>4</sub> pasa a ser el principal GEI, apenas unas centésimas por encima del CO (Gobierno de la República Argentina, 2007). Si bien esta situación ocurrió entre en dos años de referencia (1994 y 2000, en los que la absorción por parte del Sector CUSS fue muy significativa) tal resultado muestra la importancia del Sector Agricultura y Ganadería como fuente de emisiones

de GEI en el país, si se tiene en cuenta que la mayor fuente de emisiones de  ${\rm CH_4}$  es la Fermentación entérica y algo similar sucede con el  ${\rm N_2O}$  y el Uso de Suelos Agrícolas.

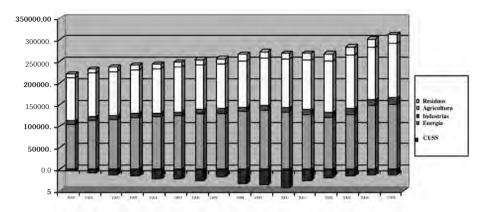
Si se tomaran las emisiones de GEI sin incluir el Sector CUSS el CO<sub>9</sub> pasa a ser el principal GEI emitido en el país para todos los años de la serie. Nótese que en los últimos dos INVGEI la participación del CH<sub>4</sub> en las emisiones totales (sin tomar en consideración el Sector CUSS) cayó respecto de la participación que este mismo gas presentara en los primeros dos INVGEI. Esto se debe, principalmente, a la relativa estabilidad de las cifras correspondientes al stock de ganado vacuno durante el transcurso de la serie, que es la variable determinante de la principal categoría de fuente antrópica de emisiones de CH<sub>4</sub> en la Argentina (la Fermentación entérica). Esta caída relativa en la participación del CH<sub>4</sub> en el total de emisiones de GEI se compensa con una mayor participación del N<sub>2</sub>O, originada por mayores emisiones de este gas correspondientes al Uso de Suelos Agrícolas, de modo que si bien la participación de ambos gases cambia, estos movimientos se compensan para mantener cierta estabilidad en la participación de las emisiones del Sector Agricultura y Ganadería en el total de emisiones de GEI (en Gg de CO<sub>2</sub>eq).

Para una explicación más detallada de por qué se toman las emisiones de GEI incluyendo y excluyendo el Uso del Suelo, Cambio en el Uso del Suelo y Silvicultura véase el documento del Gobierno de la República Argentina (2007). No sólo es el sector que más incertidumbre presenta y el de comportamiento más errático en la serie sino que, además, presenta la dificultad de mostrar capturas netas de  $\mathrm{CO}_2$  por una magnitud tal que representa prácticamente un tercio de las emisiones de  $\mathrm{CO}_2$  del Sector Energía.

Tras efectuar un ejercicio de estimación de las emisiones de GEI de los años no incluidos en los INVGEI oficiales se elaboró la serie 1990-2005. Los resultados de dichas estimaciones se presentan en las Fig. 5 y 6, en las cuales se puede apreciar la evolución de las emisiones de GEI en la Argentina en el período mencionado (1990-2005), tanto por sector es como por gas. Para una estimación (no oficial), de años posteriores a 2005 véase Fundación Bariloche (2008)

Las emisiones netas de GEI correspondientes al año 2005 fueron casi 40 % superiores a las contabilizadas para el año 1990, pasando de 216.654,99 a 298.935,02 Gg de  $CO_2$ eq, lo cual representa una tasa acumulativa anual (t.a.a.) en aumento de algo más de 2 % (Fig. 5 y 6).

**Figura 5**. Evolución histórica de las emisiones netas de GEI de la R. Argentina clasificadas por sectores durante el período 1990-2005 (en Gg de  ${\rm CO_2}$  equivalente).



Fuente: Elaboración basada en estimaciones propias.

**Tabla 6**. Evolución de las emisiones de GEI (con y sin el Sector CUSS) en los INVGEI correspondientes a 1990, 1994, 1997 y 2000 en Gg de  ${\rm CO_2}$  equivalente y porcentajes.

	1990	1994	1997	2000
CO₂(con CUSS)	85533.22	82789.27	95298.43	84382.99
CHa	77306.22	83287.77	83289.85	85433.43
N <sub>2</sub> O	51876.05	56746.72	62210.45	67562.97
HFC+PFC+SF6	1575.89	511.77	1157.47	1323.51
TOTAL	216291.38	223335.53	241956.20	238702.90
	1990	1994	1997	2000
CO2(sin CUSS)	100867.50	117595.98	125563.93	128323.87
CH <sub>4</sub>	76790.20	82725.07	82099.27	84849.65
N <sub>2</sub> O	51823.68	56689.61	62089.62	67503.72
HFC+PFC+SF <sub>6</sub>	1575.89	511.77	1157.47	1323.51
TOTAL	231057.27	257522.43	270910.29	282000.75
	1990	1994	1997	2000
CO₂(con CUSS)	39.55%	37.07%	39.39%	35.35%
CH4	35.74%	37.29%	34.42%	35.79%
N <sub>2</sub> O	23.98%	25.41%	25,71%	28.30%
HFC+PFC+SF6	0.73%	0,23%	0.48%	0.55%
TOTAL	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	1990	1994	1997	2000
CO2(sin CUSS)	43.65%	45.66%	46.35%	45.50%
CH <sub>4</sub>	33.23%	32.12%	30.30%	30.09%
N <sub>2</sub> O	22.43%	22.01%	22.92%	23.94%
HFC+PFC+SF6	0.68%	0.20%	0.43%	0.47%
TOTAL	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%

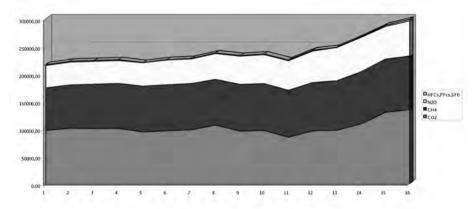
Fuente: Elaboración propia basado en los resultados de los INVGEI 2000, 1997, 1994 y 1990. Nota: Algunas de las sumas de porcentajes pueden no dar como resultado 100 % debido a problemas de redondeo con decimales.

Las emisiones netas del Sector Energético aumentaron progresivamente su porcentaje llegando a representar en 2005 casi la mitad del total de las emisiones netas, con picos de participación del sector dentro del total de las emisiones de 58 % o más en 1999 y 2000. El Sector Procesos Industriales tuvo una alta tasa de crecimiento entre 1990 y 2005 (94,54 %, equivalente a 4,25 % t.a.a., principalmente por el aumento de la Industria Química, Producción de Metales (esencialmente hierro, acero y aluminio), la Producción de Cemento y los gases fluorados (HFCs, PFCs y SF<sub>6</sub>) utilizados, fundamentalmente, en la fabricación de frigoríficos y artefactos de aire acondicionado. No obstante, su participación en el total de las emisiones sigue siendo relativamente baja (apenas 5 % del total en 2005), aunque creciente. Las emisiones del Sector Agricultura crecieron relativamente poco entre 1990 y 2005 (28.07 %, esto es 1.56 % t.a.a.) comparadas con las de otros sectores, pero siguen manteniendo una participación importante en el total de emisiones. Si bien esta participación fluctuó a lo largo del tiempo, desde 45,52 % del total en 1990 al 42,25 % en el 2005, se observa una tendencia importante hacia la baja en la participación (que es notoria a partir del año 2000) en el que alcanzó su máximo, representando el 49,44 %. Algunos años aumentó y otros disminuyó, pero no necesariamente se dio una caída sistemática y lineal entre ambos años.

El Sector Residuos presentó el aumento de emisiones más significativo de todos los sectores para el período 1990-2005, duplicando hacia el final del período las emisiones correspondientes a 1990 con un aumento de 109.95 % (casi 4,75 % t.a.a.). Este comportamiento motivó un fuerte aumento relativo en la participación de las emisiones del sector en el total, pasando de representar el 4,33 % al inicio del período, al 6,59 % en 2005, con picos de 6,77 % en 2001 y 6.79 % en 2002, años en que la crisis económica afectó relativamente en mayor medida a las emisiones de otros sectores.

En lo que se refiere al Sector CUSS es, de todos los sectores, el que presenta el comportamiento más errático en sus emisiones/absorciones, variando notablemente las participaciones porcentuales de la absorción neta de  ${\rm CO_2}$  que presenta el sector en todo el período bajo análisis respecto del total de emisiones. Si bien las tasas de crecimiento en la absorción neta de  ${\rm CO_2}$  llegaron a 257,31 % en el año 2005 respecto de los valores de 1990 (8,3 % t.a.a. a lo largo del período), se alcanzaron picos de 941,03 % en 1999 y 1152,06 % en el año 2000. Los incrementos de capturas netas de  ${\rm CO_2}$  fueron decayendo desde ese momento por la disminución de la superficie de tierras abandonadas y, por consiguiente, de las capturas provenientes de las mismas.

**Figura 6**. Evolución histórica de las emisiones netas de GEI de la República Argentina, clasificadas por cada gas, para el período 1990-2005 (en Gg de  ${\rm CO_2}$  equivalente).



Fuente: Elaboración propia.

En lo referente a la composición por gases las emisiones netas de  $CO_2$  (Fig. 6), crecieron 38,82 % durante el período referido (2,07 % t.a.a.), siendo el aumento más importante el producido en el conjunto de gases fluorados con un 61,40 % (3,04 % t.a.a.), seguido del correspondiente a las emisiones de óxido nitroso ( $N_2O$ ), que representaron 56,44 % (esto es 2,84 % t.a.a.) y, por último, el de metano ( $CH_4$ ) con 26,67 % (casi 1,5 % t.a.a.). Por su parte, las emisiones de  $CO_2$  (excluidas las absorciones netas correspondientes al Sector CUSS) aumentaron 46,31 % (2,41 % t.a.a.) en el período considerado de 16 años.

En el caso de la evolución de la participación porcentual de cada uno de los gases en el total de las emisiones netas el CO<sub>2</sub> (que representó 44,70 % del total en 1990) pasó a ser el 44,97 % en 2005, con picos de 45,23% en 1991 y 45,05 % en 2004 y un mínimo de 37,50 % en el año 2000, coincidiendo con el año en que las absorciones netas de CO, por parte del Sector CUSS llegaron a su punto máximo. En cuanto al CH<sub>4</sub>, pasó de una participación de 35,68 %, en 1990, a 32,76 % en 2005, con picos de 37,96 % en el año 2000 y 37,77 % en 1994, alcanzando sus participaciones mínimas en el total en el año 2004 (33,68 %) y la citada del 2005, que fue la menor de toda la serie. El N<sub>2</sub>O, por su parte, compensó la caída en la participación del CH<sub>4</sub>, pasando de una participación en el total de emisiones de 18,89 % en 1990 a más del 21 % en 2005, siendo sus participaciones más altas en el total de emisiones durante el período 2000-2003 en el que la proporción de las emisiones de este gas (dentro del total) fue de más del 23 % coincidiendo con una etapa de aumento en el área sembrada de soja y existencias ganaderas relativamente altas (sumadas a la crisis económica) que implicó menores emisiones relativas en sectores importantes como Energía, principalmente.

### 3. CONCLUSIONES

Los INVGEI de la República Argentina muestran las características que se exponen a continuación, algunas singulares:

- i) Alta participación de las emisiones provenientes del sector agropecuario, principalmente aquéllas relacionadas con los procesos de fermentación entérica ( $CH_4$ ) y Uso de Suelos en el Sector Agropecuario ( $N_2O$ ), llegando a representar (según el año que se tome), casi la mitad de las emisiones totales de GEI del país.
- ii) Esta situación complicaría las posibilidades de reducción o limitación de emisiones porque, mientras las emisiones de sectores como energía o procesos industriales están estrechamente ligadas al comportamiento de la actividad económica interna, el nivel de actividad y las emisiones del sector agropecuario dependen fundamentalmente de la evolución de los precios internacionales de los productos de exportación (commodities), un factor totalmente exógeno a la capacidad de acción de los gobiernos de turno.
- iii) El Sector de Uso del Suelo, Cambio en el Uso del Suelo y Silvicultura, presenta capturas netas de  $\mathrm{CO}_2$  en los cuatro INVGEI oficiales elaborados; algunos años esta absorción de  $\mathrm{CO}_2$  representó casi un tercio de las emisiones de ese gas correspondientes al sector energético; no obstante, algunas estimaciones indicarían que este comportamiento podría cambiar si continúa el avance de la frontera agropecuaria en las zonas extrapampeanas y podrían comenzar a aparecer emisiones netas en lugar de capturas netas de  $\mathrm{CO}_2$  en un futuro no muy lejano.
- iv) Se observa una cierta estabilidad en las emisiones correspondientes al Sector Ganadero, explicadas por la relativa estabilización de la cantidad de cabezas del rodeo bovino. No obstante, se aprecian aumentos en las emisiones originadas en el Uso del Suelo Agrícola principalmente debidas a la mayor incidencia de cultivos de leguminosas (fundamentalmente soja) que redunda en mayores emisiones de  $N_{\rm 2}O$ .
- v) Se podría especular que, en un futuro, la proporción de emisiones originadas en sectores distintos del agropecuario (fundamentalmente el energético) tendrían que tender a crecer por dos motivos principales:
  - a) Dentro del propio sector agropecuario la estabilización de las existencias de ganado vacuno y la limitación de la capacidad de ampliación de la frontera agropecuaria tendería a estabilizar las emisiones de GEI del sector, después de cierto punto; y
  - b) El agotamiento de las existencias de recursos como el gas natural, las dificultades económicas y sociales para el desarrollo de grandes emprendimientos hidroeléctricos y nucleares (y ciertas barreras que encuentran las energías renovables para constituirse en opciones energéticas masivas y atractivas desde el punto de vista del mercado) podrían revertir la tendencia observada desde 1970 de reducción

de las emisiones específicas en el sector energético, obligando a cubrir la creciente demanda de energía con combustibles de mayor contenido de carbono.

### BIBLIOGRAFÍA

- Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC-UNFCCC). Sitio Web visitado: <www.unfccc.int>.
- Fundación Bariloche (2008). Argentina: Diagnóstico, Prospectivas y Lineamientos para definir Estrategias posibles ante el Cambio Climático. Fundación Bariloche. Buenos Aires.
- Gobierno de la República Argentina (1997). Primera Comunicación del Gobierno de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Gobierno de la R. Argentina, Buenos Aires.
- Gobierno de la República Argentina (2007). Segunda Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Gobierno de la R. Argentina, Buenos Aires.
- Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable (1999a). *Inventario de Gases de Efecto Invernadero de la República Argentina. Año 1997*. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires.
- Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable (1999b). Revisión de la Primera Comunicación del Gobierno de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires.
- UNEP/WMO/I.P.C.C./OECD/IEA (1995). Guías del I.P.C.C. para la Elaboración de Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero. Vol. I: Instrucciones para la Elaboración de los Informes; Vol. II: Libro de Trabajo; y Vol. III: Manual de Referencias. I.P.C.C. WGI Technical Support Unit. Headley Centre. Meteorological Office, Londres.
- UNEP/WMO/I.P.C.C./OECD/IEA (1997). Guías del I.P.C.C. para la Elaboración de Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero. Versión revisada 1996. Vol. I: Instrucciones para la Elaboración de los Informes; Vol. II: Libro de Trabajo; y Vol. III: Manual de Referencias. I.P.C.C. WGI Technical Support Unit. Headley Centre. Meteorological Office, Londres.
- UNEP/WMO/I.P.C.C./OECD/IEA/IGES (2000). Orientación del I.P.C.C. sobre las Buenas Prácticas y la gestión de la incertidumbre en los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero. Programa del I.P.C.C. sobre Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero. Secretaría del I.P.C.C., Ginebra.
- UNEP/WMO/I.P.C.C./OECD/IEA/IGES (2004). Orientación del I.P.C.C. sobre las Buenas Prácticas y la gestión de la incertidumbre en los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero en el Sector Uso del Suelo, Cambio en el Uso del Suelo y Silvicultura. Programa del I.P.C.C. sobre Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero, Secretaría del I.P.C.C., Ginebra.

# OZONO TROPOSFÉRICO Y ESTRÉS OXIDATIVO SISTÉMICO EN AGRICULTORES DE LA QUINTA REGIÓN DE VALPARAÍSO (CHILE)

# María Eliana Hidalgo<sup>1</sup>, Paola Olivares<sup>2</sup>, Reinaldo Cornejo<sup>2</sup>, (†)Ernesto Fernández<sup>2</sup>, Marcelo Corral<sup>3</sup>, Enrique Cabrera<sup>1</sup>, Enzo Faccilongo<sup>4</sup> y Elio Antonio Prieto<sup>5</sup>.

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias, Avenida Gran Bretaña 1111, Universidad de Valparaíso Valparaíso (Chile). Correo electrónico: <maria.hidalgo@uv.cl>. <sup>2</sup> Facultad de Farmacia, Avenida. Gran Bretaña1093, Universidad de Valparaíso, Valparaíso (Chile). <sup>3</sup>Comisión Nacional del Medio Ambiente, Avenida. Pedro Montt 1992, Valparaíso (Chile). <sup>4</sup>Instituto de Seguridad del Trabajo, 1/2 Oriente 1175, edificio Plaza O'Higgins, Viña del Mar (Chile). <sup>5</sup>Centro de Altos Estudios en Ciencias de la Salud. Universidad Abierta Interamericana, Avda. San Juan 951, Buenos Aires (R. Argentina).

Resumen: La instalación de Centrales termoeléctricas a gas natural en zonas agrícolas motivó el estudio de la relación entre el aumento de ozono troposférico y parámetros de estrés oxidativo en agricultores trabajando en las comunas de Quillota y La Calera (33º S,71º O, V Región) que actualmente cuentan con redes de vigilancia de la calidad del aire para óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre y ozono, además de monitoreo de parámetros meteorológicos. Se contó con el patrocinio de la Comisión Nacional de Medio Ambiente CONAMA, V Región y del Instituto de Salud del Trabajador. Se evaluó el daño oxidativo en lípidos y el estado de las defensas enzimáticas y no enzimáticas en muestras de sangre y orina de agricultores de dos zonas de diferente nivel de contaminación de los gases mencionados. Los resultados indican que no hay diferencias significativas entre las muestras de ambos lugares considerados. La actividad enzimática catalasa y superóxido dismutasa se mostró significativamente superior en los trabajadores de la localidad de San Pedro, la de menor contaminación en el período precedente al estudio.

Palabras clave: Ozono, catalasa, superóxido dismutasa, daño oxidativo.

# Tropospheric ozone and systemic oxidative stress of farmers in the fifth Region of Valparaíso, Chile

**Abstract:** The activities of the thermo-electrical power plant, fed with natural gas, moved to study the possible relationship between the increase of troposphenic ozone and parameters related to the oxidative stress in farmers of two districts in Chile. The villages studied are Quillota and La Calera (33 $^{\circ}$  S,71 $^{\circ}$  W, 5 $^{\circ}$ h Region of Chile). In these both sites there are monitoring networks for the evaluation of air quality based on the air concentration of N oxides, S, and O $_{3}$ . This Project had the support from the National Environmental Commission (CONAMA) of the Chilean V

Region and the Workers Security Institute (IST). Blood and urine samples from the farmers were analyzed (total antioxidant capacity and enzymatic capacities, SOD, and CAT) and their values related to the ozone concentrations of the sites. No significant differents were found between sample values, except for the antioxidant enzymatic activity, that was higher in the farmers of San Pedro.

Key words: Ozone, catalase, superoxide dismutase, oxidative damage.

### INTRODUCCIÓN

En la Quinta Región de Chile la contaminación atmosférica por ozono es un tema relevante a partir de la instalación en 1997 de las Centrales Termoeléctricas en la ciudad de Quillota. Esta situación ha propiciado un amplio debate sobre los efectos que las emisiones de óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ) y compuestos orgánicos volátiles están generando en el valle debido a la formación de  $O_3$  y otros agentes oxidantes. A lo anterior se agrega la presencia en la desembocadura del río Aconcagua de la Refinería de Petróleos de Con-Con (RPC), que genera contaminantes oxidantes que se transportan por el viento valle arriba.

Las observaciones obtenidas de las estaciones de monitoreo existentes en el área indican que esta contaminación sobrepasa los faldeos y pendientes interiores, pudiendo generar la formación de  ${\rm O_3}$  y otros agentes oxidantes en las ciudades de La Calera y sus alrededores. Actualmente se cuenta con monitoreo continuo de NOx,  ${\rm O_3}$  y otros contaminantes (principalmente dióxido de azufre, monóxido de carbono y compuestos orgánicos volátiles, COV) en las ciudades chilenas de Limache, Quillota y La Calera. Los datos reportados por estas redes de monitoreo indican niveles de contaminación de ozono que alcanzan el 80 % de la norma vigente de calidad del aire (128  $\mu {\rm g} \ {\rm m}^{-3} \ {\rm N}$  como promedio horario), habiéndose registrado valores que podrían indicar una zona latente en la localidad de Hijuelas.

La exposición a  $O_3$  se asocia con la formación de radicales libres y estrés oxidativo; incluso bajos niveles de  $O_3$  provocan daño pulmonar y aumento en la morbilidad de un sector sensible de la población; la exposición a altos niveles puede ser letal en animales de experimentación. El daño por  $O_3$  se produce a partir de diversas reacciones con los dobles enlaces C=C en ácidos grasos insaturados, generando peróxido de hidrógeno y aldehídos o ácidos carboxílicos (Syri *et al.* 2001).

Entre las respuestas fisiológicas en animales de laboratorio y en humanos cabe mencionar el influjo de células inflamatorias en los pulmones, aumento de la expresión de moléculas de adhesión, cambios en las uniones estrechas, incremento de la permeabilidad tisular y edema (Mudway y Nelly 2000). Una disminución general de la capacidad respiratoria, cambios en la función inmune (Santrock et al. 1992); daño cardíaco (Kelly y Birch 1993) y entre

otros efectos (Stadtman et al. 1992), el aumento de la resistencia osmótica de eritrocitos (Ikemi et al. 1992).

Estudios sobre el efecto de diferentes concentraciones de  $\rm O_3$  sobre la producción de citoquinas y los niveles de glutatión en eritrocitos humanos (Bocci *et al.* 1993) han demostrado que ambos disminuyen al ser expuestos a altas concentraciones. Por otra parte, el  $\rm O_3$  inhibe la actividad  $\rm N_a^+-K_-^+ATP$ asa en la membrana del eritrocito humano (Tukel *et al.* 1994).

El  ${\rm O_3}$  penetra por las vías respiratorias y por su elevada reactividad no avanza mucho en la interfase aire-agua del recubrimiento de los alvéolos pulmonares, donde reacciona con los ácidos grasos insaturados y genera productos de ozonización lipídicos, que desencadenan reacciones de propagación radicalaria y provocan una respuesta inflamatoria (Pryor 1994; Pryor 1995; Iriti y Faoro 2008). La ozonolisis produce hidroperóxidos y aldehídos que pueden incrementar la síntesis de eicosanoides que participan en una gran variedad de respuestas fisiopatológicas asociadas a la exposición a contaminantes ambientales (Kelly y Mudway 2003) La activación de las fosfolipasas A y D como resultado de la exposición al ozono *in vitro* suponen una interferencia en el sistema de transducción de señales, mas allá de la que se vincula a la oxidación de factores de transcripción (Rahman *et al.* 2004; Tan *et al.* 2007; Williams *et al.* 2007).

El incremento de la concentración de especies reactivas del oxígeno (ERO) en pulmones y sangre de individuos expuestos crónicamente aumenta la actividad de las enzimas antioxidantes. Se considera que por encima de una concentración umbral de  $\rm O_3$  puede constatarse estrés oxidativo sistémico (Plopper et al. 2006).

Tomando en consideración lo anterior y con el objetivo de evaluar el impacto de la exposición al  ${\rm O_3}$  troposférico (a partir de las concentraciones detectadas por las estaciones de monitoreo), se decidió determinar los niveles de indicadores bioquímicos de respuesta al daño oxidativo en trabajadores de las regiones de Hijuelas y San Pedro (Chile) localizadas en las inmediaciones de las fuentes de contaminación arriba mencionadas.

# MATERIALES Y MÉTODOS

### Medición de los niveles de contaminantes

Los datos de las concentraciones de  ${\rm O_3}$  fueron obtenidos de las redes de monitoreo creadas por resolución del Servicio de Salud Viña del Mar-Quillota y del Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), servicios encargados de fiscalizar el cumplimiento de la normativa de calidad del aire vigente. Para la cuantificación de los niveles de ozono se hizo uso de monitores continuos, que operan en base al principio de absorción ultravioleta monocromática. Este tipo de equipamiento responde al método equivalente definido por la EPA

( $Environmental\ Protection\ Agency$ ), para el muestreo del  $O_3$ . El monitoreo cumple las exigencias establecidas en las resoluciones de calificación ambiental o de permiso ambiental otorgado a proyectos vigentes en las comunas.

Para determinar los sectores a estudiar se realizó un análisis estadístico de los datos aportados por la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) (Figs.1 y 2) en el taller de estadística de la Universidad de Valparaíso. Dicho análisis permitió discriminar las zonas de muestreo (las ciudades de Hijuelas y San Pedro) y los meses en los cuales se realizó el estudio (Diciembre 2001 y Enero-Abril 2002) por mostrar valores de interés (según resolución Nº 1215 dictada por el Ministerio de Salud).

Se llama zona latente es aquella donde se alcanza el 80 % de la norma primaria horaria de  $O_3$ , establecida en la resolución  $N^21215$  del 22 de Junio de 1978 del Ministerios de Salud (MINSAL) chileno. Durante el año 2000 se sobrepasó 60 veces el 80 % de la norma primaria horaria de  $O_3$  de la época, alcanzando valores de 156  $\mu gm^3$  N. Los resultados adquieren relevancia, considerando que países como Suiza establecen un máximo horario de 120  $\mu gm^3$  N (80 %= 96  $\mu gm^3$  N) y que en Chile la nueva norma de calidad del aire para  $O_3$  establece 120  $\mu gm^3$  N como promedio móvil de 8 horas consecutivas (D.S 112/2002 MINSEGPRES) y sólo debe ser sobrepasado un 2 % (el percentil 98 debe ser inferior a 120  $\mu gm^3$  N).

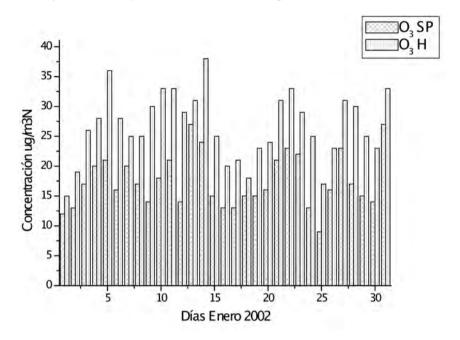
## Sujetos de estudio

Se utilizaron muestras de sangre tomadas por el Instituto de Salud del Trabajador (IST) para controles rutinarios, con trabajadores de ambos sexos que hubieran laborado en la agricultura en el período no inferior a doce meses antes del comienzo del estudio. Se excluyeron: sujetos con diagnóstico positivo de alguna de las siguientes afecciones: Enfermedades inflamatorias agudas y crónicas, enfermedades cardiovasculares y cerebrovasculares, cáncer, diabetes mellitus, disfunción renal o hepática o enfermedad endocrina. También se excluyeron a los sujetos que tomaban vitaminas o alguna medicación en forma continuada. Se les brindó información verbal a cargo del personal del IST sobre los propósitos de la investigación, los riesgos y beneficios de su participación; se analizaron sólo muestras de personas que habían dado su consentimiento, por lo que implícitamente se cumple con el protocolo de Helsinki, requiriendo de los participantes la firma del consentimiento informado.

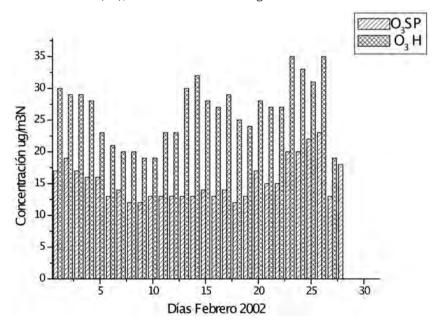
Los sujetos en ambos grupos (Hijuelas y San Pedro), fueron seleccionados considerando igualdad en el grado de exposición a agentes contaminantes (campesinos que trabajen en el sector y estén la mayor parte del día expuestos al aire con elevada concentración de  $O_3$ ).

Se caracterizó la actividad laboral de cada sujeto atendiendo a las dimensiones de tiempo afuera de la vivienda y número de horas trabajadas.

**Figura 1.** Concentraciones promedio de ozono y óxidos de N, sectores Hijuelas (H) y San Pedro (sp); fuente CONAMA V Región de Chile.



**Figura 2.** Concentraciones promedio de ozono y óxidos de N, sectores Hijuelas y San Pedro (SP); fuente CONAMA V Región de Chile.



Se aplicó un instrumento de evaluación nutricional (véase Anexo I) para caracterizar la dieta y en especial el consumo de alimentos antioxidantes.

## Preparación de las muestras

5 mL de sangre venosa heparinizada fueron centrifugadas a 3000 rpm, durante 10 minutos. El plasma fue separado y se descartó la capa leucocitaria; los eritrocitos se lavaron tres veces con *buffer* fosfato salino (PBS, pH 7,4). Para el análisis enzimático se preparó un hemolizado de cada muestra con una solución hipotónica en una proporción de 1:28. Todos los ensayos fueron realizados con muestras frescas preparadas y analizadas de inmediato una vez obtenidas. El plasma se conservó rotulado y congelado para su análisis. Para el ensayo de luminiscencia urinaria se requirió la primera orina de la mañana de tres días consecutivos, que fueron recolectadas en frascos plásticos *Corning* rotulados, almacenadas y congeladas hasta su análisis.

<u>Determinación de actividad de Superóxido Dismutasa</u> (SOD).- Luego de obtener el hemolizado (como se describió anteriormente), la actividad de CuZn SOD se determinó según Chambers *et al.* (1985) evaluando la cinética de reducción de citocromo *c* en presencia del sistema xantina/ xantina oxidasa monitoreada a 550 nm.

Determinación de actividad de la Catalasa (CAT).- La actividad de catalasa fue estimada a 240 nm mediante el monitoreo de la desaparición de  $\rm H_2O_2$  según lo descrito por Aebi (1984). La mezcla de reacción contenía plasma en 50 mM *buffer* fosfato pH 7,0 y 30 mM  $\rm H_2O_2$ . La actividad se expresó como el decrecimiento de  $\rm H_2O_2$  mol min $^{-1}$  mg $^{-1}$  de proteína.

<u>Capacidad Antioxidante Total.</u>- Se basa en la determinación de los niveles de antioxidantes no enzimáticos que se detectan mediante la generación *in vitro* de radicales libres a partir de un azocompuesto (ABAP: 2,2'-Azo-bi-2-amidinopropano); estas especies reactivas excitan el luminol. Una vez logrado el estado estacionario se adiciona una alícuota de plasma y se mide el tiempo en que los sistemas antioxidantes actúan sobre los radicales libres hacen decaer la emisión del luminol. La duración de la fase de retardo es proporcional a la concentración de antioxidantes (Romay *et al.* 1996).

Determinación de sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico.- La peroxidación lipídica se determinó a partir de la formación de malonildialdehido (MDA). A un volumen de 0,5 mL de plasma se le añadieron a 0,5 mL de ácido tricloroacético al 30 % y 100  $\mu$ L de 1 % de ácido tiobarbitúrico. Los tubos se cubrieron con aluminio y se colocaron en un baño helado por 10 min. seguido por una centrifugación a 3000 rpm por 15 min. La absorbancia del sobrenadante se leyó a 540 nm a temperatura ambiente. La concentración de MDA fue calculada a partir de una curva de calibración estándar. El nivel de peroxidación lipídica se expresó como nanomoles de MDA formado, utilizando un coeficiente de extinción molar de 56 X 105 M $^{-1}$  cm $^{-1}$  (Simoni et al. 1665).

Determinación de luminiscencia urinaria.- Las muestras de orina fueron centrifugadas a 3000 rpm durante 10 minutos. Se mezclaron 3mL del sobrenadante con 1mL de buffer fosfato salino (*PBS*) 0,1M a pH 6,2. Se leyó en un contador de centelleo en el modo "fuera de coincidencia". Los resultados se expresaron en cpm mg (%) (Lissi *et al.* 1992).

Determinación de creatinina en orina.- La orina centrifugada se diluyó 1:10 y se agregaron 4 mL de ácido pícrico 0.6~% p/v y 0.8 mL NaOH al 10~% (p/v). Se mantuvo a 37~%C hasta que se estabilizó la reacción y de inmediato se determinó la absorbancia de cada muestra a 520~nm. Los resultados se expresaron en mg (%) (Xu et al. 2008).

### Análisis estadístico

Para el análisis de la información se emplearon los software Statistica y Minitab. Para establecer la existencia de diferencias significativas entre las 2 muestras se usó el test de Wilcoxon-Mann y Whitney para dos muestras independientes ya que, aunque el supuesto de normalidad se cumplió en general, no se cumplió el de varianzas homogéneas de las variables en estudio.

### **RESULTADOS**

## Sujetos de estudio

<u>Caracterización de tiempo de exposición adentro/afuera, dieta y habito de fumar</u>.- Las personas expuestas se comportaron de manera similar en relación con el tipo e intensidad del trabajo, tiempo de exposición fuera/dentro de la vivienda  $(14/10 \text{ h día}^{-1})$  y dieta. En ambos sitios de muestreo se consumían comidas ricas en vegetales y frutas (media 2,5 porciones/día; rango 1-4). En ambas poblaciones también se bebían cantidades similares de vino, café y te (p > 0,5).

Las diferencias principales entre las poblaciones fueron: a) 12 personas tenían residencia cerca de Hijuelas y viajaban diariamente hacia su lugar de trabajo; el tiempo promedio en ambas direcciones es de 30 min. b) La edad media en los trabajadores estudiados de San Pedro fue 39,6 (rango 22-59) vs 37,4 (rango 19-57) en Hijuelas. c) La cantidad de fumadores en Hijuelas era menor que en San Pedro (0,25 vs 0,4). En el caso de San Pedro 3 de los 10 fumadores consumían más de 20 cigarrillos diarios en contraste con sólo uno en Hijuelas. La duración promedio del hábito fue similar en ambas localidades: San Pedro 17,5  $\pm 8$  años vs 16,9  $\pm 7$  años en Hijuelas (Tablas 1 v 2).

**Tabla 1.** Características sociodemográficas, nutricionales y hábitos tóxicos de la muestra poblacional de Hijuelas (Chile).

Nº	Sexo	Edad	Localidad	Fumador	Alcohol	Café	Infusiones
1	М	41	v. Alihué, Hijuelas	A veces	A veces	Casi nunca	A veces
2	М	30	v. Alihué, Hijuelas	Nunca	Casi nunca	Nunca	Nunca
3	F	38	v. Alihué, Hijuelas	Nunca	A veces	Nunca	Nunca
4	М	34	v. Alihué, Hijuelas	Casi nunca	A veces	Nunca	Nunca
5	M	50	v. Alihué, Hijuelas	Nunca	Casi nunca	Nunca	Nunca
6	М	26	v. Alihué, Hijuelas	A veces	A veces	Nunca	Nunca
7	F	40	Incompleta	S.d.	S.d.	S.d.	S.d.
8	F	S.d.	Incompleta	S.d.	S.d.	S.d.	S.d.
9	М	37	v. Hermosa, Hijuelas	Nunca	A veces	Nunca	Casi nunca
10	М	38	v. Hermosa, Hijuelas	Nunca	A veces	A veces	Casi nunca
11	M	57	Purehue, Hijuelas	Nunca	Casi nunca	Nunca	Nunca
12	F	43	Purehue, Hijuelas	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca
13	М	50	Purehue, Hijuelas	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca
14	М	30	Purehue, Hijuelas	Casi nunca	A veces	Nunca	Nunca
15	М	24	Incompleta	A veces	Nunca	Siempre	Nunca
16		S.d.	Incompleta	S.d.	S.d.	S.d.	S.d.
17	M	26	Hijuelas	Casi nunca	A veces	Nunca	A veces
18	М	38	Hijuelas	Nunca	Nunca	A veces	Nunca
19	М	37	Hijuelas	Siempre	Casi siempre	Nunca	Casi siempre
20	М	32	Hijuelas	A veces	A veces	Nunca	Casi nunca
21		S.d.	Incompleta	S.d.	S.d.	S.d.	S.d.
22	М	31	Hijuelas	Nunca	A veces	Nunca	Nunca
23	М	36	Hijuelas	A veces	A veces	Nunca	Siempre
24		S.d.	Hijuelas	S.d.	S.d.	S.d.	S.d.
25	F	30	Hijuelas	Casi nunca	Nunca	Nunca	A veces
26	М	40	Hijuelas	Nunca	Nunca	A veces	Nunca
27	F	40	Hijuelas	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca
28	F	45	Hijuelas	Nunca	Nunca	Casi nunca	Nunca
29	F	40	Hijuelas	A veces	Nunca	A veces	Nunca
30	М	21	Hijuelas	Nunca	A veces	Siempre	Nunca
31	F	43	Hijuelas	Nunca	Nunca	Siempre	Nunca
32	М	19	Hijuelas	Nunca	A veces	A veces	Nunca
Edad	l nedio	37,4	Hijuelas				

S.d.: Sin datos.

**Tabla 2.** Características sociodemográficas, nutricionales y de hábitos tóxicos de la muestra poblacional de San Pedro (Chile).

	Sexo	Edad	Localidad	Fumador	Alcohol	Café	Infusiones
1	М	53	San Pedro	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca
2.	F	46	San Pedro	A veces	Nunca	Nunca	Nunca
3.	F	39	San Pedro	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca
4.	F	53	San Pedro	A veces	Nunca	Nunca	A veces
5.	М	34	San Pedro	Nunca	A veces	Nunca	A veces
6.	М	53	San Pedro	Nunca	Casi nunca	Nunca	A veces
7.	М	41	San Pedro	Siempre	Nunca	A veces	Casi nunca
8.	F	32	San Pedro	Casi siempre	Nunca	A veces	Nunca
9.	F	22	San Pedro	Nunca	Nunca	Nunca	Casi nunca
10.	М	58	San Pedro	A veces	A veces	Nunca	Nunca
11.	М	36	San Pedro	Nunca	A veces	A veces	Nunca
12.	М	27	San Pedro	A veces	A veces	A veces	Nunca
13.	F	26	San Pedro	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca
14.	F	24	San Pedro	Nunca	A veces	A veces	A veces
15.	F	37	San Pedro	Casi nunca	Casi nunca	A veces	Nunca
16.	F	39	San Pedro	Nunca	Nunca	Nunca	A veces
17.	F	33	San Pedro	Nunca	Casi nunca	Nunca	Nunca
18.	F	50	San Pedro	Nunca	Nunca	Nunca	Casi siempre
19.	F	44	San Pedro	Casi nunca	Nunca	Nunca	Nunca
20.	F	37	San Pedro	Nunca	Nunca	A veces	Nunca
21.	М	46	San Pedro	Nunca	Nunca	Casi nunca	Nunca
22.	М	36	San Pedro	A veces	Nunca	Nunca	Nunca
23.	М	40	San Pedro	A veces	A veces	A veces	A veces
24.	F	42	San Pedro	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca
25.	F	28	San Pedro	Nunca	Nunca	Nunca	A veces
Edad	l nedio	39.0	San Pedro				

Indicadores de estrés oxidativo

Actividad de Catalasa.- En los trabajadores de San Pedro se detectó una actividad de catalasa más alta que entre los de Hijuelas (p < 0.01). Cuando se realizaron correcciones por el hábito de fumar la diferencia dejó de ser significativa (Fig. 3, Tabla 3).

Actividad de Superóxido dismutasa eritrocitaria.- La actividad de Superóxido dismutasa fue significativamente mayor en los sujetos de San Pedro (p < 0.05). Cuando los resultados fueron corregidos por edad y sexo las diferencias se mantuvieron. Por el contrario, las diferencias desaparecieron al excluir los resultados de los fumadores (Fig. 4, Tabla 4).

<u>Capacidad antioxidante total</u>.- No se encontraron diferencias significativas entre los trabajadores de ambas comunidades ni cuando se ajustó para el tabaquismo (Fig. 5, Tabla 5).

<u>Sustancias reactivas al acido tiobarbitúrico</u> (*TBARS*).- No difirió entre los trabajadores de ambas comunidades, además no demuestra la existencia de estrés oxidativo al compararlos con los controles históricos.

Quimioluminiscencia urinaria. No se diferenció de los controles del laboratorio y no reveló estrés oxidativo aún corregido para la concentración de creatinina (Fig. 6, Tabla 6).

**Tabla 3.** Valores promedio y desviaciones estándar de actividad de catalasa en eritrocitos.

	Media	Desviación estándar
Hijuelas	0,05	0,018
San Pedro	0,07	0,010

**Tabla 4.** Valores promedio y desviaciones estándar de actividad de superóxido dismutasa en eritrocitos.

	Promedio	Desviación estándar
Hijuelas	0,23	0,08
San Pedro	0,30	0,15

**Tabla 5.** Valores promedio y desviaciones estándar de actividad de capacidad antioxidante total en plasma.

	Media Desviación están	
Hijuelas	32	3,5
San Pedro	42	3,8

**Tabla 6.** Valores promedio y desviaciones estándar de luminiscencia urinaria.

	Promedio	Desviación estándar
Hijuelas	10716	6297
San Pedro	8570	5203

Figura 3. Actividad de Catalasa en eritrocitos en cada localidad.

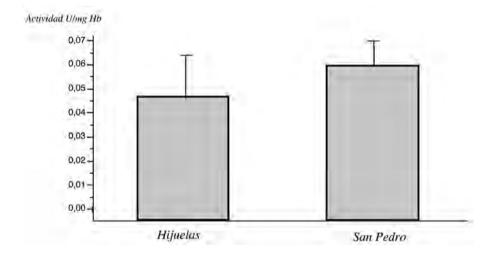


Figura 4. Actividad de SOD en cada localidad.

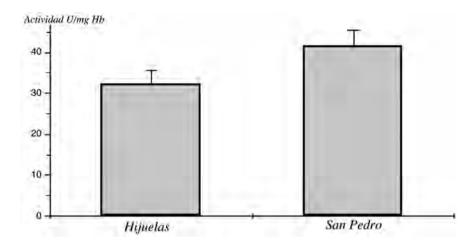
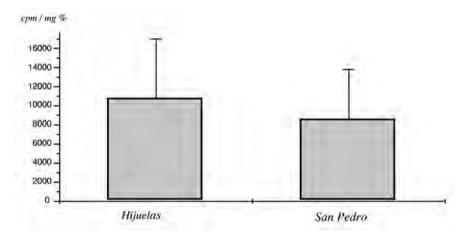


Figura 5. Capacidad Antioxidante Total en cada localidad.



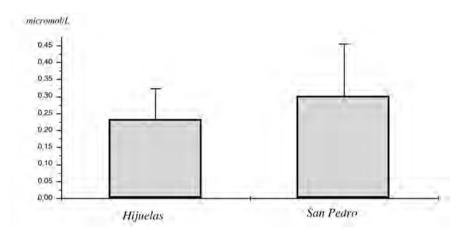


Figura 6. Luminiscencia Urinaria en cada localidad.

#### DISCUSIÓN

Existen varios contaminantes en el aire troposférico que provocan daño oxidativo en los pulmones y también generan estrés oxidativo sistémico detectable en los fluidos biológicos de los organismos vivos. En el presente trabajo se estudiaron biomarcadores de estrés en sujetos que trabajaban en áreas donde se ha documentado una elevada concentración de ozono que alcanzó el 80 % de la norma horaria en los 12 meses anteriores al comienzo del estudio. En consecuencia se supone que cualquier variación en los biomarcadores de estrés oxidativo debería estar relacionada con los elevados niveles de  ${\rm O}_3$  (el más reactivo de los oxidantes en el ambiente humano).

Dado que las áreas seleccionadas son de limitada extensión y que la concentración que se ha documentado se ha mantenido en el tiempo, considera que las condiciones para la exposición son relativamente homogéneas.

Se ha desarrollado un modelo para la exposición en el que la concentración de  ${\rm O_3}$  en un área geográfica se multiplica por el tiempo de exposición (Muñoz 1993). La precisión con la que se obtiene la historia personal en cuanto a la duración de actividades dentro/fuera y la carga de trabajo físico son los mayores determinantes de la exposición individual.

A partir de los datos obtenidos de los cuestionarios individuales no es posible establecer diferencias en la carga de trabajo físico entre los trabajadores de San Pedro e Hijuelas; en ambos casos se desarrollan actividades agrícolas durante el mismo periodo de tiempo. Aunque para ambos grupos es válido afirmar que se mantienen aproximadamente la mitad del día expuestos a elevadas concentraciones de  $\rm O_3$ . Aún tomando en consideración que el trabajo

en Hijuelas (una zona dedicada a la floricultura), podría considerase menos extenuante que el de la zona fruti-hortícola de San Pedro, la información a nivel personal no permite medir adecuadamente la carga física individual.

Los resultados apuntan a una elevada capacidad antioxidante total en ambas poblaciones, ligeramente superior en Hijuelas, lo que concuerda con datos de la literatura que señalan un aumento de la CAT en individuos expuestos de forma crónica a elevados niveles de contaminantes prooxidantes (Medina-Navarro et al. 1997). Además, ni la determinación de MDA ni la quimioluminiscencia permitieron demostrar la existencia de estrés oxidativo sistémico en personas expuestas a altos niveles de  $O_3$  (Tabla 7). Este resultado se relaciona con los datos de la encuesta nutricional que indican un elevado consumo de antioxidantes y que esta interpretación sería la explicación de la falta de respuesta de los indicadores de estrés oxidativo. Varios autores reportan el factor de protección de la dieta frente a la exposición al ozono, protección que se expresa en una menor afectación de la capacidad respiratoria (Arab et al., 2002; Johnston et al., 2007) así como en menor afectación de biomarcadores de estrés oxidativo (Romieu y Trenga 2001; Steck-Scott et al. 2004).

Una dieta rica en carotenos, vitaminas C y E y polifenoles del vino se considera que incrementa la concentración de antioxidantes del fluido extracelular que recubre los alvéolos pulmonares, lo que disminuye el impacto de los oxidantes inhalados no sólo sobre el pulmón, sino que a través de esta interfase aire alveolar- sangre puede disminuir la agresión oxidativa sistémica (Romieu y Trenga 2001; Kelly 2004).

La primera línea de defensa frente al estrés oxidativo en el espacio extracelular la forman pequeñas moléculas que, como las vitaminas E y C, (antioxidantes endógenos y exógenos) provienen de la dieta así, como otros antioxidantes surgidos del propio metabolismo como la bilirrubina y el ácido úrico (Romieu y Trenga 2001; Kelly 2004).

La suma de antioxidantes endógenos y de la dieta representa la actividad antioxidante total, que se interpreta no sólo como la provisión de antioxidantes, sino como el reflejo del estrés oxidativo; es decir, si la capacidad ha mermado es porque se ha consumido durante el estrés. (Bocci y Aldinucci 2006). En consecuencia la Capacidad Antioxidante Total da una información de mucha relevancia sobre el equilibrio oxidativo en los individuos expuestos a oxidantes ambientales (Crews et al. 2001) y, como en el presente caso, sus altos valores concuerdan con la falta de respuesta en la medición de la lipoperoxidación de las membranas y de la quimioluminiscencia urinaria (como indicador de estrés oxidativo sistémico), ya que son los carbonilos excitados provenientes de la oxidación de lípidos y proteínas los que emiten luminiscencia al ser eliminados por la orina (Lissi et al. 1992).

La actividad de las enzimas antioxidantes es mayor en el área donde se detectó la menor concentración de  ${\rm O_3}$ , resultado que es paradójico si la concentración de  ${\rm O_3}$  se toma como un hecho aislado.

**Tabla 7.** Biomarcadores de respuesta adaptativa a la exposición al oxidante.

	Hijuelas	San Pedro
Capacidad Antioxidante Total	32,1616 ± 3,4484	41,7327 ± 3,7968
$X \pm sd$		
Quimioluminiscencia urinaria	10715,58 ± 6297,12	8570,33 ± 5203,63
$X \pm sd$		
	$0,05215 \pm 0,01872$	$0.06470 \pm 0.01012$
Actividad de CAT *		Secolar Day
X ± sd		
<i>ctividad de SOD *</i> X ± sd	0,23105 ±0,08913	0,30137± 0,15425

<sup>\*</sup> Diferencias significativas incluyendo los fumadores.

La concentración de  $\rm O_3$  es una condición para la exposición pero no es la única y no representa la exposición en sí misma. Si las personas expuestas a una alta concentración de  $\rm O_3$  desarrollan menor actividad física en el exterior de las viviendas la exposición disminuye. Por el contrario, si aumenta la tasa de respiración la concentración de  $\rm O_3$  se eleva a medida que el ejercicio se torna más pesado, de manera que una mayor cantidad del gas alcanza el árbol respiratorio y el área de epitelio en las superficies alveolares a la que llega efectivamente el  $\rm O_3$  se hace mayor por unidad de tiempo. Muñoz (1993) destacó en su modelo la importancia de un registro individual a lo largo del tiempo, pero concluyó que es prácticamente imposible definir la exposición real.

Aquí el patrón de la exposición es aparentemente similar de acuerdo al tiempo dentro/fuera y el tipo de actividad (agricultura), pero la operacionalización de las características de la labor desarrollada (pesos que carga, distancia promedio que camina a diario en el terreno y patrones de los movimientos de trabajo) sugieren que en San Pedro se realiza un trabajo más pesado (datos no disponibles).

La actividad de enzimas antioxidantes es un indicador de desafío oxidativo, por lo que se esperaba que respondieran a las concentraciones de  ${\rm O_3}$  troposférico; pero se ha visto que no es así. Estas enzimas tienen un patrón de inducción complejo que ha sido reportado como influenciable por la edad, el género, el estado de salud y el tabaquismo entre una larga lista de factores (Heng et al. 1987; Quinlan et al. 1994; Inal et al. 2001; Servais et al. 2005).

Al no detectarse estrés oxidativo en ninguno de los dos grupos y sí un aumento de la actividad antioxidante en los trabajadores de San Pedro, puede considerarse que la inducción ha funcionado como un sistema de alerta temprana o la expresión de un mecanismo de adaptación antioxidante o condicionamiento oxidativo, pero está ocurriendo en ausencia de estrés oxidativo (al menos dentro de los límites de la sensibilidad de nuestros métodos).

A la luz de lo que se conoce de los mecanismos de inducción enzimática en respuesta al estrés oxidativo es posible sugerir que la capacidad antioxidante total del plasma es capaz de proteger las membrana de la peroxidación y a las proteínas del incremento de sus grupos carbonilos detectables en la orina; sin embargo, no puede eludirse la inducción de las enzimas antioxidantes a niveles menores de reto oxidativo (Larini et al. 2003; Valtueña et al. 2008).

En efecto, las vías de respuesta al  $O_3$  incluyen la activación del factor de transcripción NFK beta que actúa sobre genes de respuesta al estrés entre los que se cuenta la SOD y está demostrado que el  $O_3$  aumenta la actividad de citocromo p450, las que producen anión superóxido (Chung y Adcock 2000; Baker et al. 2004; Valacchi et al. 2004).

La explicación del aumento de la actividad de las enzimas antioxidantes en el grupo de San Pedro no puede verificarse estadísticamente en ausencia de un registro longitudinal de exposición; por lo que el hábito de fumar queda como el único factor contribuyente verificado.

Existen trabajos sobre el efecto del humo del cigarro en la actividad de las enzimas antioxidantes; este humo es una fuente de alquitrán, hidrocarburos policlínicos aromáticos entre otros productores de radicales libres (Watt et al. 1998; Ayaori et al. 2000; Ozguner et al. 2005). Se ha indicado el sinergismo entre la exposición al  ${\rm O_3}$  y el humo del cigarro; la paradoja aparente de una mayor inducción de enzimas antioxidantes en zonas menos contaminadas por  ${\rm O_3}$ , implica considerarle como el mayor contribuyente a un efecto biológico de inducción de estrés oxidativo, que puede ser contrabalanceado por la acción de una fuente aparentemente menos importante del mismo estresante; esto es. Especies Reactivas del Oxígeno en el humo del cigarro. Dado que los trabajadores en nuestro estudio estaban expuestos de manera crónica al  ${\rm O_3}$  y las interacciones con el humo del cigarro en fumadores activos y pasivo no se conocen bien los resultados son difíciles de interpretar.

Es cierto que no se detectó estrés oxidativo en los fumadores, sólo una tendencia no significativa; pero el hecho que no se haya detectado estrés oxidativo por incremento de los indicadores de daño a lípidos y proteínas, no implica la imposibilidad de que las defensas antioxidantes no se hayan inducido en respuesta al desafío (Morrow y Roberts 2002).

Existen estudios en los que se ha demostrado una disminución de la actividad de SOD en respuesta a la exposición prolongada (Morrow y Roberts 2002), así como de los reaccionantes al ácido tiobarbitúrico (en un trabajo realizado en Ciudad México, donde los TBARs disminuyeron un 30 %) (Medina-Navarro et al. 1997).

El patrón de respuesta de biomarcadores de oxidación y de antioxidantes enzimáticos es afectado por la distribución genotípica de las enzimas, el índice de masa corporal el sexo y el grupo étnico. La relativa homogeneidad de nuestra muestra disminuye el aporte de estas fuentes de variación que de cualquier

modo, no han sido controladas (Watt et al. 1998; Chung y Adcock 2000; Valacchi et al. 2004; Lagorio et al. 2006; Chen et al. 2007).

En un diseño *postfacto* como el nuestro la selección de los grupos a comparar no puede tomar en consideración todas las variables implicadas; de ahí que algunas de éstas aparecen con fuerza y pueden ser antagónicas, sinérgicas o aditivas. Se destaca entonces la mayor prevalencia de fumadores y, en particular, de fumadores de más de 20 cigarrillos diarios en San Pedro.

Hay varios factores a considerar en la interpretación de nuestros resultados. Las características de ambos grupos son, a primera vista, similares y el análisis de las variables en las que se obtuvo diferencias significativas indica que aquellos trabajadores fumadores expresaban niveles de enzimas antioxidantes superiores al resto, pero que algunos de los sujetos no fumadores contribuían con los valores más elevados de actividad antioxidante. La estimación de la exposición fue realizada a través de la red de monitoreo y no por mediciones personales, lo que puede conducir a una mala clasificación de la exposición individual. La falta de información sobre la historia individual de exposición prolongada al ozono sólo deja espacio para el análisis grupal de los resultados (Liu et al. 1993).

#### **CONCLUSIONES**

El hecho de que el 80~% de la concentración permitida en Hijuelas no aumentó la lipoperoxidación ni la quimioluminiscencia urinaria, conjuntamente con la elevada Capacidad Antioxidante Total del plasma, destaca un aspecto de la respuesta antioxidante al ozono atmosférico: La importancia de los antioxidantes de la dieta en la disminución del estrés oxidativo en trabajadores expuestos crónicamente a elevadas concentraciones de  $O_3$ .

#### Agradecimientos:

Los autores agradecen al Gobierno Regional el financiamiento otorgado; a la Comisión Nacional de Medio Ambiente por proporcionar los datos obtenidos del muestreo de contaminantes; al I.S.T. por facilitar la obtención de muestras del grupo de trabajadores seleccionados.

#### **BIBLIOGRAFÍA**

Aebi H. 1984. Catalase in vitro. Methods Enzimol., 105: 121-126

Arab L., S. Steck-Scott y A.T. Fleishauer. 2002. Lycopene and the lung. *Exp. Biol. Med. (Maywood)*, 227: 894-899.

Ayaori M., T. Hisada, M. Suzukawa, H. Yoshida, M. Nishiwaki, T. Ito, K. Nakajima, K. Higashi, A. Yonemura, T. Ishikawa, F. Ohsuzu y H. Nakamura. 2000. Plasma levels and redox status of ascorbic acid and levels of lipid peroxidation products in active and passive smokers. *Environ. Health Perspect.*, 108: 105-108.

- Baker G.L., M.A. Shultz, M.V. Fanucchi, D.M. Morin, A.R. Buckpitt y C.G. Plopper. 2004. Assessing gene expression in lung sub-compartments utilizing *in situ* RNA preservation. *Toxicol. Sci.*, 77: 135-141.
- Bocci V., E. Luzzi, F. Corradeschi, L. Paulesu, R. Rossi, E. Cardaioli y P. Di Simplicio. 1993. Studies on the biological effects of ozone 4. Cytokine production and glutathione levels in human. *J. Biol. Regul. Homeost. Agents*, 7: 133-138.
- Bocci V. y C. Aldinucci. 2006. Biochemical modifications induced in human blood by oxygenation-ozonization. *J. Biochem. Mol. Toxicol.*, 20: 133-138.
- Chambers D.E., D.A. Parks, G. Patterson, R. Roy, J.M. McCord, S. Yoshida, L.F. Parmley y J.M. Downey. 1985. Xanthine oxidase as a source of free radical damage in myocardial ischemia. *J. Mol. Cell. Cardiol.*, 17: 145-52.
- Chen C., M. Arjomandi, J. Balmes, I. Tager y N. Holland. 2007. Effects of chronic and acute ozone exposure on lipid peroxidation and antioxidant capacity in healthy young adults. *Environ. Health Perspect.*, 12: 1732-1737.
- Chung K.F. y I.M. Adcock. 2000. Induction of nuclear factor-kappa B by exposure to ozone and inhibition by glucocorticoids. *Methods Enzymol.*, 319: 551-562.
- Crews H, G. Alink, R. Andersen, V. Braesco, B. Holst, G. Maiani, L. Ovesen, M. Scotter, M. Solfrizzo, R. van den Berg, H. Verhagen and G. Williamson. 2001. A critical assessment of some biomarker approaches linked with dietary intake. *Br. J. Nutr. Suppl.*, 1: 5-35.
- Heng H., R.B. Rucker, J. Crotty y M.A. Dubick. 1987. The effects of ozone on lung, heart, and liver superoxide dismutase and glutathione peroxidase activities in the protein-deficient rat. *Toxicol. Lett.*, 38: 225-237.
- Ikemi, K. Ohmori, F. Osaka y Y. Matuura. 1992. Exposure to ozone and erythrocyte osmotic resistence in the rat. Res. Commun. *Chem. Pathol. Pharmacol.*, 78: 109-112.
- Inal M.E., G. Kanbak y E. Sunal. 2001. Antioxidant enzyme activities and malondialdehyde levels related to aging. *Clin Chim Acta. Mar*, 305: 75-80.
- Iriti M. y F. Faoro. 2008. Oxidative stress, the paradigm of ozone toxicity in plants and animals. *Water Air Soil Pollut.*, 187: 285–301.
- Johnston R.A., T.A. Theman, R.D. Terry, E.S. Williams y S.A. Shore. 2007. Pulmonary responses to acute ozone exposure in fasted mice: effect of leptin administration. *J. Appl. Physiol.*, 102: 149-56.
- Kelly F.J y I.S. Mudway. 2003. Protein oxidation at the air-lung interface. *Amino Acids*, 25: 375-396.
- Kelly F.J. 2004. Dietary antioxidants and environmental stress. *Proc. Nutr. Soc.*, 63: 579-85.
- Kelly F.J. y S. Birch. 1993. Ozone exposure inhibits cardiac protein synthesis in the mouse. *Free Radic. Biol. Med.*, 14: 443-446.
- Lagorio S., F. Forastiere, R. Pistelli, I. Iavarone, P. Michelozzi, V. Fano, A. Marconi, G. Ziemacki y B.D. Ostro. 2006. Air pollution and lung function among susceptible adult subjects: a panel study. *Environ. Health*, 5: 5-11.
- Larini A., L. Bianchi y V. Bocci. 2003. The ozone tolerance: I) Enhancement of antioxidant enzymes is ozone dose-dependent in Jurkat cells. Free Radic Res., 37:1163-1168.

- Lissi E.A., M. Salim-Hanna, T. Sir y L.A. Videla. 1992. Is spontaneous urinary visible chemiluminiscence a reflection of in vivo oxidative stress. Free Rad. Biol. Med., 12: 317-322.
- Liu L.J., P. Koutrakis, H.H. Suh, J.D. Mulik, y R.M. Burton. 1993. Use of personal measurements for ozone exposure assessment: a pilot study. *Environ. Health Perspect.*, 101: 318–324.
- Medina-Navarro R., A. Lifshitz, N. Wacher y J.J. Hicks. 1997. Changes in human serum antioxidant capacity and peroxidation after four months of exposure to air pollutants. *Arch. Med. Res.*, 28: 205-208.
- Morrow J.D. y L.J. Roberts. 2002. The isoprostanes: their role as an index of oxidant stress status in human pulmonary disease. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 166: 25–30.
- Mudway I S and F J. Kelly. 2000. Ozone and the lung: a sensitive issue. *Molec. Aspects Medicine*, 2: 1-48.
- Muñoz A. 1993. Design and analysis of studies of the health effects of ozone. *Environ. Health Perspect.*, 101: 231–235.
- Ozguner F., A. Koyu y G. Cesur. 2005. Active smoking causes oxidative stress and decreases blood melatonin levels. *Toxicol. Ind. Health*, 21: 21-26.
- Plopper C.G., G.W. Mango, G.E. Hatch, V.J. Wong, E. Toskala, S.D. Reynolds, B.K. Tarkington y B.R. Stripp. 2006. Elevation of susceptibility to ozone-induced acute tracheobronchial injury in transgenic mice deficient in Clara cell secretory protein. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 213: 74-85.
- Pryor W.A. 1994. Mechanisms of radical formation from reactions of ozone with target molecules in the lung. *Free Radicals Biol. Med.*, 17: 451–465.
- Pryor W.A, G.L. Squadrito y M. Friedman. 1995. The cascade mechanism to explain ozone toxicity: The role of lipid ozonation products. *Free Radical Biol. Med.*, 19: 935-941.
- Quinlan T., S. Spivack y B.T. Mossman. 1994. Regulation of Antioxidant Enzymes in Lung after Oxidant Injury. *Environ. Health Perspect.* 102: 79-87.
- Rahman I, J. Marwick y P. Kirkham. 2004. Redox modulation of chromatin remodeling: impact on histone acetylation and deacetylation, NF-B and pro-inflammatory gene expression. *Biochem. Pharmacol.*, 68: 1255-1267.
- Romay C., C. Pascual y E.A. Lissi. 1996. The reaction between ABTS radical cation and antioxidants and its use to evaluate the antioxidant status of serum samples. *Braz. J. Med. Biol.* 29: 175-183.
- Romieu I. y C. Trenga. 2001. Diet and obstructive lung diseases. *Epidemiol. Rev.*, 23: 268-287.
- Santrock J, R. Gorhski y F. O'Gara. 1992. Products and mechanism of the reaction of ozone with phospholipids in unilamelar phospholipid vencles. *Chem. Res. Toxicol.*, 5: 134-141.
- Servais S., A. Boussouar, A. Molnar, T. Douki, J.M. Pequignot y R. Favier. 2005. Age-related sensitivity to lung oxidative stress during ozone exposure. *Free Radic. Res. Mar.*, 39: 305-316.

- Simoni J., G. Simoni, E.L. Garcia, S.D. Prien, R.M. Tran, M. Feota y G.T. Shires. 1995. Protective effect of selenium on hemoglobin mediated lipid peroxidation in vivo. *Artif. Cells Blood Substit. Immobil. Biotechnol.*, 23: 469-86.
- Stadtman E., R. Starke, P.E. Reed, C.N. Oliver, J.M. Carney y R.A. Floyd. 1992. Protein modification in aging. Exs., 62: 64-72.
- Steck-Scott S., L. Arab, N.E. Craft y J.M. Samet. 2004. Plasma and lung macrophage responsiveness to carotenoid supplementation and ozone exposure in humans. *Eur. J Clin. Nutr.*, 58: 1571-1579.
- Syri S, M. Amann, W. Schopp y C. Eyes. 2001. Estimating long-term population exposure to ozone in urban areas of Europe. *Environ. Pollut.*, 113: 59-69.
- Tan Y, X. Qin, Y. Xiang, T. Yang, F. Qu, Y. Wang, H. Liu y C. Weber. 2007. PPARa and AP-2a regulate bombesin receptor subtype 3 expression in ozone-stressed bronchial epithelial cells. *Biochem. J.*, 405: 131–137.
- Tukel S.S., R. Bilgin y S. Gul. 1994. Effects of ozone on the activity of erythrocyte membrane Na<sup>+</sup>K<sup>+</sup>-ATPase. *Biochem. Mol. Biol. Int.*, 33: 1033-1040.
- Valacchi G., E. Pagnin, A.M. Corbacho, E. Olano, P.A. Davis, L. Packer y C.E. Cross. 2004. In vivo ozone exposure induces antioxidant/stress-related responses in murine lung and skin. *Free Radic. Biol. Med.*, 36: 673-681.
- Valtueña S., N. Pellegrini, L. Franzini, M.A. Bianchi, D. Ardigò, D. Del Rio, P. Piatti, F. Scazzina, I. Zavaroni y F. Brighenti. 2008. Food selection based on total antioxidant capacity can modify antioxidant intake, systemic inflammation, and liver function without altering markers of oxidative stress. Am. J. Clin. Nutr., 87: 1290-1097.
- Watt K.C., C.G. Plopper, A.J. Weir, B. Tarkington y A.R. Buckpitt. 1998. Cytochrome P450 2E1 in rat tracheobronchial airways: response to ozone exposure. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 149: 195-202.
- Williams A.S., I. Razao, S.Y. Leung, P. Nath, G.D. Ferguson, B.I. Bennet, I.M. Adcock y K.F. Chung. 2007. Attenuation of ozone-induced airway inflammation and hyper responsiveness by c-jun nh2 terminal kinase inhibitor SP600125. *J. Pharmacol. Experim. Therap.*, 322: 351-359.
- Xu J, E.T. Lee, R.B. Devereux, J.G. Umans, J.N. Bella, N.M. Shara, J. Yeh, R.R. Fabsitz y BV. Howard. 2008. A longitudinal study of risk factors for incident albuminuria in diabetic American Indians: the strong heart study. Am. J. Kidney Dis., 51: 415-24.

## Anexo. 1: Modelo de encuesta

## DATOS NUTRICIONALES

PesoKg.
Estaturacm.
Cuestionario de frecuencia de consumo de alimentos:
<u>Frecuencia con que consume frutas y hortalizas</u> : Diariamente: No Sí
< una vez por día entre dos y tres veces por día> cinco o más veces por día
<u>Frecuencia de consumo de lácteos:</u> Diariamente: No Sí
Una vez al día entre una y dos veces más de tres veces
<u>Frecuencia de consumo de café:</u> Diariamente: No Sí
Una vez al día entre una y dos veces más de tres veces
<u>Frecuencia de consumo de té e infusiones:</u> Diariamente: No Sí
Una vez al día entre una y dos veces más de tres veces
<u>Frecuencia de consumo de vino:</u> Diariamente: No Sí
Una vez al día entre una y dos veces más de tres veces
Vino tinto Vino blanco
Utiliza habitualmente: Azúcar Edulcorantes
DATOS SOBRE HABITOS TÓXICOS
No fumador
Ex-fumadorDuranteaños
Fumador Duranteaños
Cigarrillos al día: $< 10$ entre 10 y 20 $>$ de 20 $>$ de 40 $>$ de 60
Aproximadamente ¿cuántas horas al día? < 1 hora > de 1 hora
> de 2 horas NS/NC
La persona que fuma en su presencia consume: $< 10$ entre 10 y 20
> de 20 > de 40 > de 60 NS/NC
Consumo de alcohol:
Tipo de bebida: Cerveza Blanca
Una vez al día entre una y dos veces más de tres veces
Entre una y dos veces por semana
Entre dos y tres veces por semana
Mayor número de veces

# ESPECTROSCOPÍA FOTOACÚSTICA APLICADA A LA MEDICIÓN DE GASES RESULTANTES DE LA COMBUSTIÓN

## Andrés Mitchell<sup>1</sup>, Martín G. González<sup>1</sup>, Guillermo D. Santiago<sup>1</sup>, Nicolás Zajarevich<sup>2</sup>, Alejandro L. Peuriot<sup>2</sup> y Verónica B. Slezak<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio Láser, Facultad de Ingeniería, U.B.A., Paseo Colón 850, Buenos Aires 1063 (Argentina). <sup>2</sup> CEILAP (CITEFA-CONICET), Juan Bautista de La Salle 4397, Villa Martelli 1603 (Argentina). Correo electrónico: <nzajarevich@citefa.gov.ar>, <vslezak@citefa.gov.ar>, <mggonza@fi.uba.ar>.

**Resumen:** La importancia creciente, año tras año, de los problemas relacionados con la contaminación ambiental hace que tome especial importancia el desarrollo de nuevas técnicas para medición en tiempo real de las concentraciones de ciertas sustancias perniciosas para la salud humana y para la vida en general. Las técnicas ópticas, en ese sentido, han dado buenos resultados, por su capacidad de detectar especies moleculares específicas. Una de las más sensibles y sencilla en su concepción es la fotoacústica, que ha tenido un gran auge en los últimos años debido a la aparición de nuevos láseres sintonizables y de pequeñas dimensiones que permiten diseñar equipos compactos. En este trabajo se presentan los estudios realizados sobre muestras provenientes de la combustión de motores a través de la técnica fotoacústica. En primer lugar, se muestran experiencias realizadas con excitación de las muestras en el rango visible del espectro. En este caso se detecta NO<sub>a</sub> utilizando alternativamente dos tipos distintos de fuente de luz: Un láser de Nd:YAG pulsado con generación de segunda armónica (532 nm) y una configuración de diodos emisores de luz modulados. Por otro lado, se exhibe el desarrollo de un esquema basado en un láser de CO<sub>2</sub> sintonizable (9,2 a 10,8 µm), el cual es aplicado al análisis de emisiones de  $\overline{CO}_2$ ,  $C_2H_4$ ,  $H_2O$ ,  $C_6H_6$  y  $C_7H_8$ . En todas las configuraciones se analiza la efectividad de convertidores catalíticos. Se demuestra que la técnica fotoacústica es adecuada para la medición de gases contaminantes típicos de ambientes urbanos, siendo simple, muy sensible, capaz de medir diferentes sustancias presentes al mismo tiempo, compacta y portátil, especialmente en el caso de los sistemas basados en diodos emisores de luz.

Palabras clave: Contaminación, monitoreo de gases, NO2, CO2.

## Application of photoacoustic spectroscopy to the monitoring of trace gases in car exhausts

**Abstract:** In recent years a permanent increase of problems related to air pollution occurred. As a consequence, the development of new techniques for real-time monitoring of substances with serious effects on human health and life becomes particularly significant. In this sense, the

optical techniques are very helpful because they are able to detect specific molecular species. One of the most simple and sensitive methods is the photoacoustic spectroscopy, which has grown in the last years due to the development of new tunable and small solid lasers which allow designing compact devices. In this work diverse applications of the photoacoustic technique to studies of samples coming from the exhausts of vehicles are shown. Firstly, experiments based on excitation of samples with light in the visible range are presented. In this case NO, is detected using alternatively two different types of sources: a Nd:YAG laser with second harmonic generation (532 nm) and a configuration of light emitting diodes. Secondly, a device is shown, based on a tunable CO<sub>2</sub> laser (9.2 to 10.8 µm), which is applied to the monitoring of emissions of  $CO_{2}$ , ethylene,  $H_{2}O_{3}$ , benzene, and toluene. All these devices are applied to the analysis of the efficiency of catalytic converters. The photoacoustic technique looks adequate for measuring typical urban gaseous pollutants, as well as simple, very sensitive, and capable of measuring different compounds which may be present at the same time in a sample. The device may be conceived in a compact and portable form, particularly when based on light emitting diodes.

Key words: pollution, gases monitoring, NO<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>.

#### INTRODUCCIÓN

Desde los comienzos de la revolución industrial la contaminación ambiental, debida principalmente a la quema de combustibles fósiles, ha aumentado constantemente, siendo la tasa de crecimiento mucho más alta en los últimos cincuenta años. Las vías de acción de los contaminantes sobre el cuidado de nuestro planeta y la salud humana son diversas. Algunas sustancias tienen efectos indirectos en la calidad de vida de los seres vivos, por ejemplo, a través del calentamiento global provocado principalmente por el  $\mathrm{CH_4}$  y el  $\mathrm{CO_2}$  <*www.ipcc.ch>*. Otras están relacionadas directamente con el hombre, en cuanto a la generación de afecciones respiratorias y alteraciones del sistema nervioso o cerebral ( $\mathrm{NO_v}$ , hidrocarburos y  $\mathrm{O_3}$ ).

Por todo esto, la detección de trazas gaseosas se ha convertido en un tema primordial en la actualidad como base para comprender los diversos procesos de la polución troposférica y poder así tomar medidas preventivas a través de una legislación adecuada. Por tanto, es de suma importancia el desarrollo de modernas técnicas de medición de pequeñas cantidades de sustancias perniciosas para la salud humana. En este campo las técnicas ópticas han dado muy buenos resultados (Sigrist 1994), pues exhiben algunas ventajas únicas frente a las técnicas químicas o cromatográficas, ya que permiten un análisis no destructivo simultáneo de varias sustancias en un tiempo relativamente corto. Entre ellas se puede destacar la espectroscopía fotoacústica (FA), muy sensible, selectiva, de amplio rango dinámico y de fácil calibración (Miklos

et al. 2001). En las últimas décadas esta técnica ha tenido un gran auge, debido al desarrollo de nuevos láseres sólidos emitiendo en visible, otros sintonizables en infrarrojo (como el láser de cascada cuántica, inventado en Bell Labs en 1994), y a la notable mejora de la electrónica digital de adquisición y procesamiento de señal.

El efecto FA fue descubierto hace más de 100 años (Bell A.G.,1880), pero su aplicación obtuvo popularidad a partir de las décadas de 1970 y 1980 debido a la aparición del láser (fuente de luz monocromática y de alta potencia); pioneros en la detección de trazas de gases con esta técnica fueron Kerr y Atwood (1968) y Kreuzer (1977).

Básicamente la técnica FA aplicada a detección de gases consiste en la generación de ondas acústicas por efectos térmicos generados por absorción de radiación. El detector de la onda acústica generalmente consiste en un micrófono. Las fuentes de radiación utilizadas comúnmente son láseres continuos modulados o pulsados, aunque existen otros tipos basados en efectos no-lineales, como los osciladores ópticos paramétricos que tienen un gran rango de sintonía (Tittel et al. 2003), o los diodos emisores de luz (0).

El proceso FA puede ser dividido en cinco etapas:

- a) Absorción de radiación por una muestra gaseosa.
- b) Liberación localizada de calor debido a la relajación de la energía luminosa absorbida a través de colisiones moleculares.
- c) Generación de ondas acústicas y térmicas por calentamiento.
- d) Detección de la señal acústica en la celda FA.
- e) Procesamiento de la señal proveniente del transductor.

La muestra gaseosa, una o más sustancias que absorben la radiación y gas de relleno (por ejemplo aire), generalmente se encuentra confinada dentro de un recinto (en condiciones estacionarias o en flujo), el cual actúa como resonador acústico y se excita por la fuente de luz a través de una o más ventanas.

Se puede demostrar que cuando la absorción es baja (no se satura la transición óptica) la señal FA  $S(\lambda)$  de una sola especie absorbente de moléculas, (a una concentración N), inmersa en un gas no absorbente (aire en el caso de contaminación ambiental) se puede expresar como (Claspy 1977):

$$S(\lambda) = K_d \, \sigma(\lambda) \, N \, P_i \tag{1}$$

donde  $\sigma(\lambda)$  es la sección eficaz de absorción a la longitud de onda  $\lambda$ ,  $P_i$  la potencia del haz láser incidente sobre la celda (o la energía del pulso) y  $K_d$  una constante que se deduce de la calibración del sistema y depende de la forma del resonador, del modo acústico excitado y de la posición del haz y del micrófono con respecto a la celda.

Para la validez de la ecuación (1) la relajación de la energía a cinética debe ser más rápida que la fluorescencia del estado excitado y, en el caso de excitación pulsada, debe suceder en un tiempo menor que el ancho del pulso láser; además, en el caso de excitación modulada, la difusión térmica debe ser más lenta que el período de la excitación (Miklos et al. 2001). Eligiendo adecuadamente el láser ( $\lambda$  y  $P_i$ ), la forma de la cavidad resonante y la posición relativa haz-celda ( $K_d$ ) se han medido concentraciones del orden de ppbV ( $10^{-9}$  en volumen) de varias especies de contaminantes (Sigrist et al. 2001).

La excitación de la muestra en la celda puede realizarse de tres maneras.

En la primera, llamada "resonante modulado", el haz láser se modula (generalmente por un obturador mecánico o modulador acusto-óptico) a frecuencias próximas a la de resonancia de la cavidad acústica para amplificar el modo resonante; en este caso se procesa la señal mediante detección sincrónica a través de un amplificador lock-in o una simple placa de sonido de una computadora personal (González 2008) tomando como referencia la señal de modulación de la excitación. La sensibilidad del sistema está limitada por el calentamiento periódico de las ventanas (que introduce una señal de fondo no deseada), o la dispersión de la luz. Para sistemas de alto factor de mérito (mayores a 50), donde el pico de resonancia es angosto (60-70 Hz), cambios de temperatura y de composición del gas pueden ocasionar errores en la medición; ello se debe a que la frecuencia de resonancia depende de la velocidad del sonido, que a su vez depende de la relación entre la temperatura del gas y su masa reducida, y entonces, la sintonía de la frecuencia de modulación de la fuente debe perseguir la resonancia de la celda. Por lo que, en general, para tener mayor precisión en la definición del máximo, esto es una medida precisa de S(λ), se realiza la medición de la señal acústica a distintas frecuencias alrededor de la de resonancia.

En el segundo caso, denominado de "excitación de único pulso", pulsos de corta duración (<150 ns) y alta intensidad excitan la cavidad acústica. Un solo pulso láser excita simultáneamente todas las frecuencias de resonancia de la celda. Posteriormente la señal adquirida en el dominio temporal se procesa por medio de análisis de Fourier para ser convertida al dominio de las frecuencias. La ventaja de este método consiste en el hecho de que con un solo pulso se visualiza todo el espectro acústico; por tanto, posibles corrimientos en las frecuencias de resonancia no afectan a la medida. Sin embargo, cuando la señal es muy débil debe ser promediada sobre centenares de pulsos láser para mejorar la relación señal a ruido.

El tercer caso se denomina "resonante pulsado" y se basa en un láser pulsado de alta repetición con una cadencia de pulsos coincidente con una resonancia de la cavidad (Slezak et al. 2003). Sin embargo, este último es menos usado.

En este trabajo se describen resultados de experimentos realizados en el laboratorio con los dos primeros procedimientos para detectar contaminantes troposféricos productos de la combustión. En la primera parte se describe un sistema FA basado en un láser pulsado que emite en el espectro visible para medición de trazas de  $\mathrm{NO}_2$  en aire ambiente. El sistema, si bien sensible, es voluminoso y no fácilmente transportable. Se describe a continuación otro sistema, diseñado para el mismo fin, concibiendo un esquema resonante novedoso muy compacto, que se basa en iluminación con LEDs, fuente mucho más económica que un láser. Éste se aplica a la detección de  $\mathrm{NO}_2$  en muestras recogidas a partir de escapes de autos.

En la segunda parte se muestra un sistema resonante que utiliza un láser de  ${\rm CO_2}$ , sintonizable, continuo modulado en amplitud para excitar moléculas poliatómicas en el rango del infrarrojo medio (9 a 10 µm). Se describen particularidades de este sistema cuando se aplica al estudio de muestras que contienen  ${\rm CO_2}$  y aire, y se utiliza en la determinación de concentración de esta especie y  ${\rm C_2H_4}$  en las emisiones de distintos tipos de motores de automóviles.

La troposfera contiene gran cantidad de sustancias gaseosas orgánicas e inorgánicas presentes en forma de trazas (Brasseur et~al.~2002). Muchas de ellas son liberadas en procesos naturales, como el  $\mathrm{CH_4}$ , mientras que otras, tales como el  $\mathrm{NO_2}$  o compuestos orgánicos volátiles (COV), son antropogénicas.

La molécula de  $\mathrm{NO}_2$  juega un rol importante en los procesos fotoquímicos de la atmósfera terrestre. En la troposfera actúa como fuente de  $\mathrm{O}_3$  a través de las siguientes reacciones:

$$NO_2 + h \cdot v (\lambda < 400 \text{ nm}) \rightarrow NO + O$$
 (2)

$$O + O_2 \rightarrow O_3 \tag{3}$$

Estas reacciones pueden ser reversibles debido a una rápida reacción del NO con el  $\mathrm{O_3}$ :

$$NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2 \tag{4}$$

Las reacciones (2), (3) y (4), dependiendo de la concentración de  $NO_x$  ( $NO_2$  y NO) y de la intensidad de luz, determinan la concentración local de  $O_3$ .

Otra transformación química perjudicial es provista por la foto-oxidación de los  $\mathrm{NO_x}$  emitidos por los automóviles, los cuales producen lluvia de  $\mathrm{HNO_3}$  (también conocida como lluvia ácida).

Una fracción importante del total de polución atmosférica debida a gases provenientes de escapes de autos y plantas generadoras de electricidad es debida a  $\mathrm{NO}_2$ ; las estufas a gas también son importantes fuentes de  $\mathrm{NO}_2$  dentro de los hogares.

Según la agencia de protección del ambiente de los Estados Unidos (EPA) el estándar de  $NO_2$  para la salud es un límite promedio de 24 horas al aire libre de 0.053 ppmV; valores por encima de éste pueden traer serios problemas para la población < www.epa.gov/iedweb00/no2.html> Standards or Guidelines, 2008):

a- Efectos en la salud: Una exposición de corta duración puede causar un incremento de las enfermedades respiratorias en niños y daño en la función pulmonar en las personas con enfermedades respiratorias. Por otro lado, una larga exposición puede conducir a un incremento de la susceptibilidad a infecciones respiratorias y causar alteraciones en los pulmones. El NO también puede transformarse en  $\rm O_3$  u hollín, los cuales presentan consecuencias altamente perjudiciales para la salud.

b- Efectos ambientales: Los  $\mathrm{NO_x}$  contribuyen en la formación de lluvia ácida. Además, este contaminante puede causar una amplia gama de daños al medio ambiente, incluyendo un deterioro de la visibilidad y eutrofización que puede llevar, por ejemplo, a un crecimiento explosivo de algas agotando el  $\mathrm{O_2}$  en las masas de  $\mathrm{H_2O}$ . Una característica particular de este gas es que puede observarse a menudo como una capa de color marrón-amarillo por encima de las grandes ciudades; ello es debido a que el  $\mathrm{NO_2}$  es la especie más abundante en la atmósfera con absorción en el rango visible.

## MÉTODOS PROPUESTOS

Se describen dos métodos distintos de detección FA de trazas de  ${\rm NO_2}$  desarrollados en el laboratorio.

### 1. Detección fotoacústica de ${ m NO}_2$

Por todo lo expuesto en la Introducción la determinación de concentraciones a nivel de trazas del  $\mathrm{NO}_2$  es muy importante para control del medio ambiente, por lo cual el desarrollo de técnicas muy sensibles, que apunten hacia esta meta es un tema de gran interés actualmente. Particularmente en este trabajo se presentan la investigación y desarrollo de distintos dispositivos dedicados a este fin, todos ellos basados en la técnica FA. Los límites de detección conseguidos hasta el momento y excitar algunas aplicaciones de los mismos.

El rango que abarca el espectro de absorción del  $\mathrm{NO}_2$  en la región visible es amplio, teniendo la máxima sección eficaz en la región azul-violeta. Esta característica espectroscópica y un espectro continuo hacen posible que el  $\mathrm{NO}_2$  en aire pueda ser excitado con diferentes fuentes de luz visible. A continuación se detallan dos configuraciones FA para detectar esta molécula.

El primero de ellos es un sistema FA pulsado donde la muestra es irradiada con un láser de Nd:YAG con generación de segunda armónica, emitiendo pulsos de hasta 100~mJ, ancho temporal de aproximadamente  $6~\mu\text{s}$  y una repetición de 3~Hz (Slezak et al. 2003). La configuración experimental utilizada se muestra en la Fig. 1.

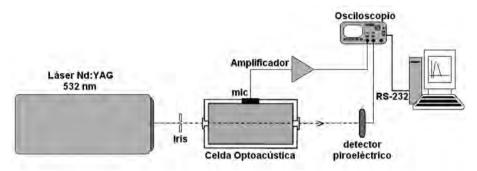


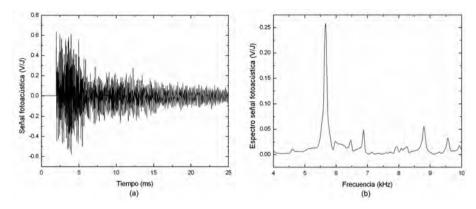
Figura 1. Esquema pulsado (González 2008).

En esta configuración se utiliza una celda de vidrio de 10 cm de longitud y 7,5 cm de diámetro con un micrófono electrete *Knowles EK-3132* adherido a la pared interior. La señal captada se amplifica (*Stanford SR560*) y luego digitaliza y promedia en un osciloscopio *Tektronix TDS220*. Al mismo tiempo se registra la energía del láser por medio de un detector piroeléctrico (*Gentec ED-200LA*) para obtener un factor de normalización de la señal acústica respecto de la energía del pulso láser. Las señales se transfieren a un ordenador personal y el transitorio acústico se analiza en el dominio de la frecuencia por medio de la transformada de Fourier.

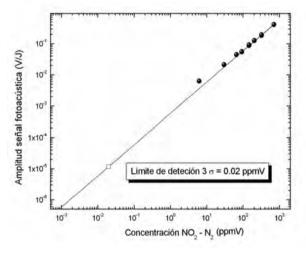
En la Fig. 2 se muestra un ejemplo de la evolución temporal de la señal fotoacústica captada por el micrófono y su espectro.

En la Fig. 2(b) puede apreciarse que el pico más intenso, dentro del ancho de banda del micrófono (100Hz-10kHz), se encuentra aproximadamente a 5660 Hz, perteneciente al primer modo radial de un resonador cilíndrico (100) con estas dimensiones y conteniendo una atmósfera de  $N_a$ .

Debido a los valores de densidad de energía involucrados en el experimento, antes de realizar la calibración del sistema, debió estudiarse la linealidad de la absorción. Para las energías de láser y las concentraciones de  $\mathrm{NO}_2$  utilizadas (del orden de  $100~\mathrm{mJ}$  y concentraciones menores a  $800~\mathrm{ppmV}$ ) la señal acústica producida por el haz que atraviesa la celda muestra una dependencia lineal con la energía del láser (Ferreira et al. 2004). Se calibró el sistema midiendo el pico de resonancia del modo (100) para distintas concentraciones  $\mathrm{NO}_2\text{-}\mathrm{N}_2$  en el rango que va desde 1 ppmV hasta 700 ppmV. De esta manera se obtuvo la recta de calibración de la Fig. 3, que presenta un coeficiente de regresión lineal de 0,999.



**Figura 2.** Señal FA en función del tiempo para una concentración de 430 ppmV de  $NO_2$  en 700 Torr de  $N_2$  (a) y espectro de la señal FA (b) (González 2008).



**Figura 3.** Calibración del sistema FA. El cuadrado vacío representa  $3\sigma$  del fondo de  $N_{\sigma}$  puro.

El límite de detección (que se muestra en recuadro), obtenido extrapolando la recta experimental, es el punto que corresponde a una amplitud igual al triple de la desviación estándar  $\sigma$  de la señal proveniente del fondo de  $N_2$  puro (Rubinson y Rubinson 2000); el valor que se deduce es 0,02 ppmV.

Con este sistema se midió el contenido de  $NO_2$  en una muestra tomada al aire libre en los alrededores de la ciudad de Buenos Aires (Argentina) a través de un disecador de 150~mg de  $CaSO_4$  anhidro y filtros para partículas de  $0,22~\mu\text{m}$ . El promedio sobre varios pulsos se muestra en la Fig. 4 junto con la señal dada por aire cromatográfico (para su comparación), resultando 60~ppbV.

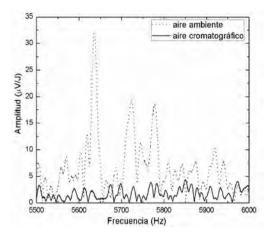


Figura 4. Señal de fondo.

El valor obtenido concuerda con valores típicos de contaminación de la ciudad de Buenos Aires en la misma época del año (Borthagaray et al. 2001).

A continuación se expone la segunda configuración experimental estudiada, la cual consiste en un esquema resonante donde fueron introducidos diodos emisores de luz (*LEDs*) como fuente de excitación. Su implementación resulta novedosa, no sólo por reemplazar láseres caros y voluminosos, sino también por la forma de utilizarlos.

Los LEDs azules de alta potencia son una opción atractiva en términos de costo y complejidad. A primera vista parecen ser inferiores a los láseres en lo que concierne a ancho de banda espectral y divergencia del haz. Lo primero no presenta un inconveniente importante en la detección FA de NO<sub>2</sub> debido al amplio espectro de absorción que posee el mismo. Por otro lado, el problema de la divergencia puede evitarse convenientemente como se muestra más adelante. La generación de ondas acústicas en gases por absorción de luz se describe por una ecuación de onda lineal. Si la transición óptica no se encuentra saturada y el tiempo de relajación por colisiones es más corto que el período de la modulación de la luz, entonces el término de fuente en la ecuación de onda para baja absorbancia puede ser considerado como linealmente dependiente de la intensidad de luz I. En el caso modulado, la dependencia en el tiempo de la excitación se expresa como  $\exp(i\cdot\omega_n\cdot t)$ ; por tanto, las amplitudes de presión sonora  $A_n$ , donde n representan los números enteros que indican los modos acústicos de frecuencias  $\omega_n$ , son proporcionales a la integral de superposición entre el modo del láser I(r) y las autofunciones de presión  $p_n(r)$  en el volumen de la celda (Miklós et al. 2001):

$$A_n(\omega) \propto \int I(\mathbf{r}) \cdot p_n(\mathbf{r}) \cdot dV$$
 (5)

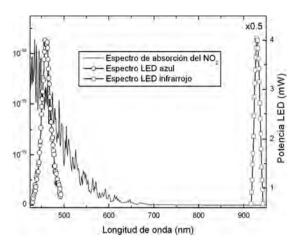
Las pérdidas del sistema se toman en cuenta en el formalismo y, en tal caso, la constante de proporcionalidad en la integral (5) incluirá el factor de calidad Q de la resonancia. Es sabido que la sensibilidad del dispositivo es inversamente proporcional al volumen. Sin embargo, una celda cilíndrica de pequeño radio presentará modos radiales en altas frecuencias, más allá del ancho de banda de los micrófonos estándar. Por otro lado, los modos longitudinales (en general de menor frecuencia), no pueden excitarse con un haz de luz atravesando a lo largo de la celda ya que la integral de superposición de la ecuación (5) daría cero por ser funciones armónicas. En efecto, si la celda es un cilindro cerrado con paredes rígidas y el micrófono se ubica en uno de sus extremos, el modo longitudinal más bajo que puede producir señal es el (001), que tiene vientres de presión en los extremos y un nodo en el medio de la celda. Normalmente en un resonador cilíndrico el haz láser es enviado a lo largo del eje de simetría de la celda con muy poca atenuación (muestras altamente diluidas). De esta manera la iluminación es homogénea a lo largo de la cavidad acústica y entonces la integral (5) es casi cero, por lo que aparece muy poco o nada de señal en el micrófono. Para que no suceda esto se estudiaron las consecuencias de realizar una iluminación transversal y fue concebido un esquema novedoso de excitación que fuerza la oscilación de los modos longitudinales (Santiago et al. 2006) que se describe a continuación.

La ecuación (5), para una celda de largo L, y el modo (001) puede ser escrita como:

$$A_{001} \propto \int \int_{0}^{L/2} I(\mathbf{r}) \cdot \cos\left(\frac{2 \cdot \pi}{L} \cdot z\right) \cdot dS \cdot dz + \int \int_{L/2}^{L} I(\mathbf{r}) \cdot \cos\left(\frac{2 \cdot \pi}{L} \cdot z\right) \cdot dS \cdot dz \tag{6}$$

donde la coordenada z se mide a lo largo del eje del cilindro y dS es el elemento de superficie normal al eje. Si la muestra contenida en la celda se excita iluminando en la zona comprendida entre 0 y L/2 durante la mitad de un período del modo acústico (001), entonces se puede forzar una señal acústica haciendo que la integral de superposición en (6) sea diferente de cero. Por otro lado, si durante la otra mitad del período es iluminada la otra mitad, nuevamente se genera una señal acústica igual a la anterior. En resumen, si se elige una adecuada iluminación transversal, en lo que concierne a la distribución espacial y a la fase relativa, se puede forzar una oscilación en el modo longitudinal (001).

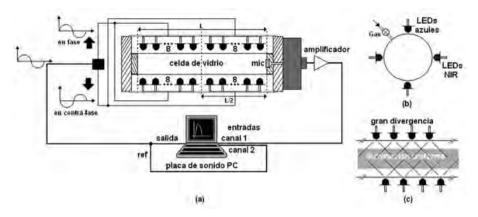
El espectro de emisión de un LED azul típico (curva con círculos) se muestra en la Fig. 5 junto con el espectro de absorción del  $NO_2$  (Schneider  $et\ al.\ 1987$ ). La potencia óptica del LED utilizado en este trabajo (Kingbright, diámetro 5 mm) era de aproximadamente 4 mW a 37 mA. El esquema experimental se muestra en la Fig. 6.



**Figura 5.** Espectro de absorción del  $NO_2$  y curva característica de emisión de los LEDs (González 2008).

El dispositivo consiste en una celda simple de vidrio Pyrex (17 cm de largo, 1,6 cm de diámetro interior, con la entrada de gases colocadas en el nodo del modo 001) rodeada por 4 tiras de 16 LEDs cada una, dos azules, dos infrarrojas (Fig. 6 b). Debido a la divergencia bastante elevada que presentan estos LEDs (~ 30 grados) los diferentes haces se superponen brindando un iluminación casi uniforme (Fig. 6 c). Los LEDs son alimentados por una corriente alterna que opera a frecuencias alrededor de la de resonancia del primer modo longitudinal (~1 kHz para  $N_2$  a temperatura ambiente). De esta manera es posible relevar la curva de resonancia detectando la señal acústica a través de un micrófono ( $Knowles\ EK\ 3132$ ) dispuesto en un extremo de la celda. Se utiliza una placa de sonido de computadora para realizar una detección sincrónica con el simple agregado de un amplificador de bajo ruido (González et al. 2007). La señal de referencia se genera a través de esta misma placa.

Por otro lado, los LEDs infrarrojos se utilizan para cancelar, de forma óptica, la señal de fondo producida por la absorción óptica del vidrio de las paredes de la celda que cíclicamente genera calor en el gas en la vecindad. Observando las características de absorción del Pyrex en la región visible se puede apreciar que su espectro de absorción es bastante plano, al igual que otros vidrios de borosilicato (Bach y Neuroth 1995). Esto sugiere una manera novedosa de cancelar los efectos acústicos debidos a la absorción a 460 nm a través del agregado de un conjunto de LEDs que emiten en el infrarrojo cercano ( $\lambda$ ~930 nm). En la Fig. 5 se puede observar que la radiación de estos LEDs no es absorbida por parte del  $NO_2$  y, por tanto, su presencia no genera ondas acústicas a partir del mismo. Ahora bien, si estos últimos se excitan con corrientes cuyas fases difieren 180 grados con respecto a la de alimentación de los azules, mientras los LEDs azules excitan en forma resonante el modo (001), los infrarrojos logran un calentamiento a lo largo de toda la celda en



**Figura 6.** Esquema experimental (a), vista transversal (b), y vista longitudinal de la celda (c).

todo momento. Si la potencia óptica de salida de los *LEDs* infrarrojos es cuidadosamente ajustada, hasta igualar el calentamiento producido por los *LEDs* azules en el vidrio en la celda llena de aire puro, éste es prácticamente uniforme. Este proceso tiende a nulificar la onda acústica térmica, ya que la integral de superposición es prácticamente cero.

La calibración del sistema fue realizada con mezclas de  $NO_2$  en  $N_2$  a presión atmosférica en régimen estanco y con una corriente de LED pico a pico de 37 mA (Fig. 7); intentando minimizar posibles errores debidos a la adsorción de  $NO_2$  en las paredes; las medidas fueron realizadas rápidamente. La tasa de adsorción, determinada para este sistema, permitió hacer mediciones con duraciones de 20 minutos con errores menores al  $10\,\%$ .

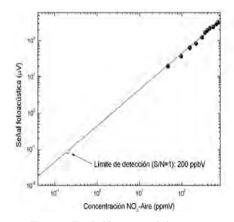


Figura 7. Calibración del sistema.

A partir de la varianza de la amplitud del pico de resonancia obtenido para  $N_2$  puro se infirió un límite de detección de 200 ppbV, que representa un 4 % del valor conseguido sin la utilización de los *LEDs* infrarrojos.

Debido a que los motores de los automóviles emiten diferentes gases (tales como COV, CO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub> o CO), un dispositivo FA basado en una longitud de onda puede dar resultados erróneos porque más de una especie podría presentar bandas de absorción coincidentes con la longitud de onda de la fuente de excitación. Esta dificultad se puede resolver a través de la utilización de láseres sintonizables (Sigrist 1994). En el dispositivo estudiado en esta sección se aprovecharon los beneficios de las propiedades ópticas de la molécula de NO2, la cual (como se dijo), absorbe en casi todo el espectro visible, agregando LEDs violetas, los cuales tienen su pico de emisión en 405 nm. La relación teórica entre ambas señales FA normalizadas es de aproximadamente 1,6 (experimentalmente resultó ser de  $1.6 \pm 0.08$ ). Este valor se obtiene a partir de la razón entre la secciones eficaces medias del NO2 en el entorno de 400 nm y 460 nm (~1,45) y la de potencias de los LEDs a la corriente (pico a pico) de trabajo ( $I_{p,p}$ =37 mA). Conociendo esta relación (para poder descartar posibles interferencias debido a diversas sustancias presentes en muestras reales), se miden las señales FA normalizadas para ambos colores y se verifica si la relación coincide con la nombrada anteriormente.

El sistema fue ensayado sobre muestras provenientes de siete vehículos diferentes. Cada muestra de escape fue introducida en un recipiente de vidrio (que se encontraba limpio) a través de un desecante (anhidro  $CaSO_4$ ) y filtros para partículas de  $0,22~\mu m$  y luego rápidamente transferida a la celda FA. Los resultados se muestran en la Tabla 1.

La tercera y cuarta columna muestran las medidas de concentración de  ${\rm NO_2}$  realizadas con los LEDs azules y violetas respectivamente. La quinta columna es la razón entre las amplitudes de las señales FA normalizadas a las dos longitudes de onda ( ${\rm S_V}$  corresponde a violeta y  ${\rm S_A}$  a azul). Este cociente no debería apartarse significativamente de 1,6 ya que, en caso contrario, indicaría que la medida está alterada por la interferencia de especies que absorben en la misma región del espectro. Esto último se refleja en la Tabla 1 en las columnas indicadas con N.d.v.

Puede apreciarse que el detector FA con LEDs confirma que la señal proveniente de motores diesel es debida a  $NO_2$  y que, además, se encuentra en cantidades mayores que  $30~\rm ppmV$ . La concentración determinada para ambas longitudes de onda difiere en menos de un 10~%. Algunos automóviles con motores de ciclo Otto emiten por debajo del límite de detección del sistema (última fila). Sin embargo, existen otros que presentan una señal medida por encima del límite pero que no respetan la relación de 1,6, revelando así la presencia de otras substancias que absorben en el visible. En las últimas dos filas de la Tabla  $1~\rm se$  puede observar la comparación realizada para un mismo automóvil donde primero el convertidor catalítico se encontraba frío y luego caliente. Esto pone en evidencia que el sistema FA desarrollado en nuestro laboratorio pudo detectar la acción de los convertidores catalíticos sobre emisiones de  $NO_2$ .

Modelo (año)	Motor	A (ppmV)	V (ppmV)	S <sub>V</sub> /S <sub>A</sub>
Fiat Marea (1999)	Diesel	39.6	46.7	1.68
Renault 19 (1999)	Diesel	57	60	1.58
Fiat Duna (1993)	Diesel	85.7	85.6	1.6
Tractor (1984)	Diesel	27	29	1.65
Renault 12 (1984)	Gasolina	N.d.v.	N.d.v.	1.95
Chevrolet LUV (1997)	Gasolina	N.d.v.	N.d.v.	2.1
Peugeot 306 (1998)	Gasolina	N.d.v.	N.d.v.	2.77
Peugeot 306 (1998)	Gasolina*	N.d.v.	N.d.v.	dld**

**Tabla 1.** Emisiones de NO<sub>2</sub> en diferentes escapes de vehículos. A: *LEDs* azules.V: *LEDs* violetas. \*convertidor catalítico caliente \*\*por debajo del límite de detección (González 2008).

### 2. Detección fotoacústica de $CO_2$ y $C_2H_4$

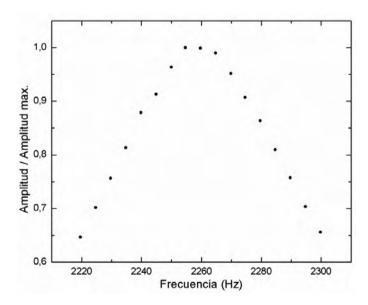
Como se ha explicado en la Introducción la detección FA requiere de una fuente de excitación adecuada en longitud de onda para cada sustancia en particular cuya concentración se necesite medir. Por este motivo, dado que las moléculas poliatómicas presentan un espectro de absorción muy característico en el infrarrojo medio, los láseres que emiten en esta región son particularmente útiles para este método de detección. En particular, muchas de ellas poseen modos de vibración fundamentales en la región entre 9 y 10  $\mu m$ , donde emite el láser de  $\rm CO_2$  en dos variantes, continua y pulsada (TEA), y sintonizable (Witteman 1986). Este hecho hace que un sistema FA basado en este tipo de láser sea muy versátil, ya que dentro de un mismo dispositivo pueden seleccionarse varias longitudes de onda resonantes con distintas sustancias presentes en una dada muestra.

En esta parte del trabajo se presentará la medición de concentración de varios gases emitidos durante el proceso de combustión en motores de automóviles ( $CO_2$ ,  $H_2O$ , COV) con un sistema FA que, utilizando un láser de  $CO_2$ , permite el análisis de mezclas multicomponentes.

El dispositivo (realizado enteramente en el laboratorio), está basado en un láser continuo de  $CO_2$  sintonizable en las bandas de 9 y 10 µm y potencia de hasta 5 W en la línea 10P(20) de 10,6 µm, modulado en amplitud por un obturador mecánico (*Thorlabs MC1000*). La cavidad acústica, de simetría cilíndrica, construida en aluminio es atravesada longitudinalmente por el haz. La misma consta de filtros de cuarto de longitud de onda en los extremos de un resonador de 12 mm de diámetro y 70 mm de largo, ventanas de ZnSe con antirreflectante para 10,6 µm y un

micrófono electrete (*Knowles EK 3132*) adosado a la pared interna (en el centro). La relación de diámetros del filtro con el resonador se estableció en 2,5. El haz láser atraviesa dos diafragmas: Uno elige la parte central más homogénea del haz y el otro minimiza señales espúreas debidas a la difracción por bordes del haz que atravesó la hoja del modulador mecánico (Zajarevich *et al.* 2008).

La detección sincrónica de la señal se realiza por un amplificador *lock*in (Stanford Research Systems SR810 DSP) conectado a un ordenador personal. El modo excitado en esta celda es el longitudinal (002) que, para muestras de aire con trazas de gases, tiene un valor de aproximadamente 2200 Hz. Para obtener precisión en la determinación de la amplitud se varía la frecuencia de modulación alrededor de la de resonancia, de manera de excitar el modo acústico en forma cuasi-resonante y se registra amplitud y fase de la señal para cada frecuencia. Para lograr la normalización se mide al mismo tiempo la potencia láser con un detector térmico (Ophir 20C-A-.1-C). En la Fig. 8 se muestra una curva de resonancia obtenida con este método para una mezcla de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>-aire preparada en el laboratorio. Como ya se ha citado en la Introducción la amplitud de pico es proporcional a la concentración de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>. Para obtener una buena precisión en su determinación se realiza el ajuste del pico de resonancia con un perfil de Lorentz, como se espera de la solución de la ecuación de ondas inhomogénea con pérdidas que describe la generación de ondas acústicas por absorción de radiación (Miklós et al. 2001).



**Figura 8.** Curva de la resonancia de la amplitud.

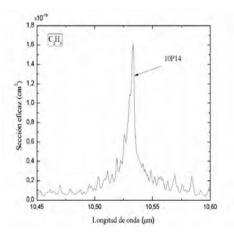
Se realiza la calibración del sistema con mezclas conocidas preparadas en el laboratorio. Para ello se elige el  $\rm C_2H_4$  debido a que su espectro de absorción en el infrarrojo es bien conocido; su sección eficaz de absorción ha sido medida con láser de  $\rm CO_2$  (Muertz et al. 1999) y además, sus datos espectroscópicos se encuentran tabulados en la base HITRAN 2004. Por lo tanto es muy conveniente para calibrar con precisión el sistema FA y determinar la constante del dispositivo  $K_d$  según la ecuación (1).

En el caso en que se encuentren presentes en la muestra varias sustancias absorbentes en la región de emisión del láser de  ${\rm CO_2}$ , dicha constante vincula las concentraciones de las distintas sustancias con la señal acústica según Thöny y Sigrist (1995):

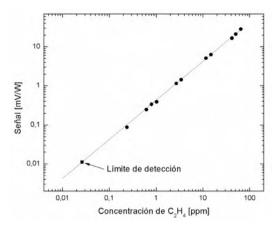
$$S_i = K_{il} \cdot P_{0i} \sum_{j=1}^n \sigma_{ij} C_j \tag{7}$$

donde  $\sigma_{ij}$  son las secciones eficaces de absorción de la sustancia j para la línea láser i,  $C_j$  la concentración de la sustancia j y  $P_{0i}$  la potencia del láser en la longitud de onda  $\lambda_i$ . Para la determinación de la constante  $K_d$  se sintoniza el láser en la línea 10P(14) correspondiente a  $10,53~\mu m$ , donde el  $C_2H_4$  presenta su máximo de absorción (Fig. 9).

Se irradian distintas mezclas de  $C_2H_4$  en aire cromatográfico ( $H_2O$  <5 ppmV;  $CO+CO_2$  <0.5 ppmV) a presión atmosférica preparadas a través de sucesivas diluciones a partir de un tubo de mezcla certificada de 605 ppmV (L'Air Liquide). Para cada una de ellas se mide la amplitud de la resonancia y se traza la recta de calibración (Fig. 10). La pendiente de la misma corresponde a  $K_d$   $\sigma_{eti}$ , donde  $\sigma_{eti}$  corresponde al  $C_2H_4$  excitado en 10,53  $\mu$ m.



**Figura 9.** Espectro de absorción de  $C_2H_4$  en el rango de emisión del láser de  $CO_2$  (banda de  $10.6~\mu m$ ).



**Figura 10.** Calibración de  $C_2H_4$  en aire a presión atmosférica con la línea 10P(14).

Para determinar el límite de detección del sistema se mide la señal FA proveniente de una carga de aire cromatográfico a presión atmosférica. Ésta se origina principalmente en el calentamiento sincrónico de las ventanas de la celda y en la dispersión de la luz. En la Fig. 10 se indica dicho límite como tres veces la desviación estándar de varias mediciones, correspondiendo a una concentración de 26 ppbV de  ${\rm C_2H_4}$  en aire.

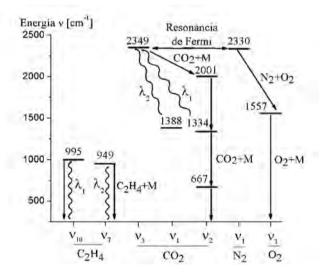
En la medición de muestras multicomponentes, con un sistema basado en un láser de CO<sub>2</sub> modulado, es muy importante una buena determinación de fase de la señal acústica. Particularmente en las muestras resultantes de la combustión se cuenta con la presencia de CO<sub>2</sub>, el cual presenta una característica particular. Esta molécula absorbe la radiación del láser de CO<sub>2</sub> generando una señal acústica que presenta una diferencia de fase importante respecto de la excitación láser, llegando a valer  $\pi$  en algunos casos. Este retraso puede explicarse de la siguiente manera. La molécula de CO<sub>2</sub> es excitada por el láser desde los niveles vibracionales superiores (100) y ( $\overline{020}$ ) al ( $\overline{001}$ ) en 2349 cm<sup>-1</sup> ( $\overline{v_3}$ ). Se produce una rápida transferencia de energía entre los niveles  $v_3$  del  $CO_2$  y  $v_1$  del  $N_2$  debido a la resonancia de Fermi entre estos niveles. En la Fig. 11 se muestra el esquema de los niveles de energía vibracional más bajos y los intercambios de energía entre las principales especies que se estudian aquí  $(CO_2, N_2, C_2H_4, O_2)$ , donde se incluye la resonancia de Fermi. El  $N_2$  excitado en el nivel  $v_1$ pierde su energía por colisiones con otras moléculas (CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, etc.), transfiriéndola lentamente a energía traslacional. El tiempo de relajación en el que se produce este fenómeno es del orden del milisegundo (Rooth et al. 1990).

Este fenómeno por el que la energía queda acumulada en el  $N_2$  excitado vibracionalmente se denomina "enfriamiento cinético" (Wood et al. 1971). En este caso debe introducirse en la ecuación (7) una corrección que da cuenta de la fase de la señal proveniente de la molécula de  $CO_2$ , lo cual lleva a la siguiente expresión para la señal FA en fase con el láser (Thöny y Sigrist 1995):

$$S_i \cos \theta_i = K_d \cdot P_{0i} \sum_{j=1}^n \sigma_{ij} C_j \cos \theta_{ij}$$
 (8)

donde  $\theta_{_{ij}}$  es cero para el  $C_2H_4$  y otras moléculas, pero no así para el  $CO_2$ .

La medición precisa de fase presenta ciertas dificultades que se originan en lentas inestabilidades del láser. Pequeñas desviaciones del haz láser respecto de la abertura de 5 mm de la hoja rotante pueden producir considerables variaciones en la fase de la excitación. Por lo tanto si, como es habitual, el controlador del modulador mecánico es utilizado como referencia del amplificador lock-in, toda medición de fase de señal FA a partir de mezclas de gases no quedará necesariamente referida a la excitación. Por este motivo se incluye en el sistema una celda de referencia (CR) con alta concentración de  $C_2H_4$ , cuya señal acústica es prácticamente simultánea con la excitación láser (Petculescu  $et\ al.\ 2006$ ). El esquema de medición utilizado se muestra en la Fig. 12.



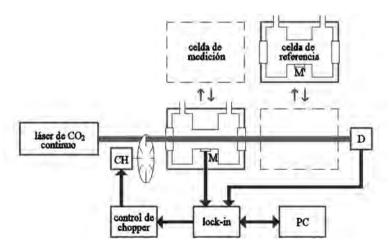
**Figura 11.** Esquema de excitación-desexcitación de  $C_2H_4$  en aire en presencia de  $CO_2$ .  $\lambda_1$ =9,6 $\mu$ m;  $\lambda_2$ =10,6  $\mu$ m (Zajarevich *et al.* 2008).

El procedimiento que se utiliza para cada medición de fase es el siguiente; se realizan dos barridos consecutivos, uno de la celda de medición (CM) y otro de la CR. Se obtiene la fase a la frecuencia de resonancia aproximando la siguiente función teórica a los puntos muestreados (Zajarevich et al. 2007):

$$\theta = \theta_0 - arctg \frac{f^2 - f_0^2}{f \cdot \Delta f} , \quad \Delta f = \frac{f_0}{Q}$$
 (9)

donde  $\theta_0$  y  $f_0$  son la fase y frecuencia de resonancia respectivamente y Q es el factor de mérito de la celda. La diferencia entre las fases de resonancia de CM y CR ( $\theta_{0\text{CM}}$ - $\theta_{0\text{CR}}$ ), ambas referidas al modulador, es la fase neta de la señal acústica respecto del láser. En la Fig. 13 se muestra un ejemplo del método de la medición de fase de la señal FA a partir de una mezcla de 2 % de  $\text{CO}_2$  en aire realizada en laboratorio. Se determina una fase ( $\theta_{0\text{CM}}$ - $\theta_{0\text{CR}}$ ) de aproximadamente  $165^\circ$  para  $\text{CO}_2$  puro y en ausencia de  $\text{H}_2\text{O}$ .

Mediante un modelo cinético de ecuaciones que describen los intercambios de energía entre  $\rm CO_2$ ,  $\rm H_2O$  y  $\rm N_2$  tras la excitación láser se puede demostrar que el retraso de la señal debida a porcentajes altos (0,5 a 3 %) de  $\rm CO_2$ , en ausencia de  $\rm H_2O$ , es  $168^\circ$  (valor que concuerda aproximadamente con el hallado en el experimento). En el caso general, cuando la muestra incluye  $\rm H_2O$ , como la fase de la señal proveniente de la excitación de  $\rm CO_2$  depende de las concentraciones de  $\rm CO_2$  y  $\rm H_2O$ , el sistema de ecuaciones (8) deja de ser lineal. En ese caso se propone un modelo simplificado que considera que la señal en fase con el láser, medida en unidades de fotones del láser, es toda la energía acumulada en las moléculas que absorbieron, teniendo que restar a la energía absorbida por el  $\rm CO_2$  la fracción  $\rm v_{N_2}$ /  $\rm v_{laser}$ , donde  $\rm v_{N_2}$  es la energía



**Figura 12.** Esquema experimental, CH: chopper, D: detector, M, M': micrófono electrete (Zajarevich *et al.* 2008).

del nivel  $v_1$  del  $N_2$  y  $v_{laser}$  la energía del fotón del láser que es transferida y acumulada en el  $N_2$ .

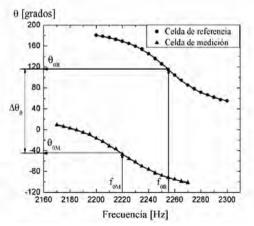
Con esta aproximación la componente de la señal en fase con el láser puede describirse como (Meyer y Sigrist 1990):

$$S_{i}\cos(\theta_{i}) = K_{d}P_{0i} \left[ \sum_{j=1}^{n-1} C_{j}\sigma_{ij} - \left( \frac{\mathbf{v}_{N_{2}}}{\mathbf{v}_{las}} - 1 \right) \cdot C_{CO_{2}}\sigma_{CO_{2}} \right]$$
(10)

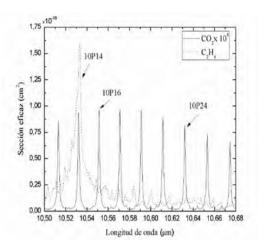
Este sistema de ecuaciones, como el anterior (8), requiere que se mida en tantas líneas láser i como sustancias presentes en la muestra o en más ( $n \le i$ ). que deben ser elegidas cuidadosamente de manera que la sensibilidad para la sustancia j sea máxima en alguna de las líneas, lo cual está ligado a la sección eficaz de absorción. Por otro lado, la selectividad está determinada por las posibles interferencias entre los espectros de absorción de las distintas sustancias, lo cual está relacionado con la ortogonalidad del sistema de ecuaciones lineales (10). Se puede observar en la Fig. 14 como son elegidas las líneas láser en el caso de determinar  $CO_2$  y  $C_2H_4$  en una muestra; se puede notar que la sección eficaz de absorción del  $C_2H_4$  en la 10P(14) es siete veces más alta que en la 10P(16).

Obtenida la constante de la calibración se procedió a la medición de muestras correspondientes a escapes de automóviles filtrando las mismas con un disecador de  $CaSO_4$  anhidro (*Drierite*). Además, y para evitar señales debidas a particulado, se agregaron filtros de  $0.22 \, \mu m$ .

Se realizó la investigación sobre posible presencia de  $C_2H_4$ ,  $C_7H_8$  y  $C_6H_6$  y cuantificación de  $CO_2$  en las muestras recolectadas de diferentes automóviles en régimen de regulación. Para ello se eligieron las líneas láser según el criterio que se muestra en las Figs.  $14\,$  y 15.



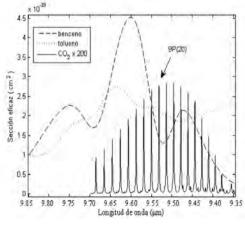
**Figura 13.** Curvas de fase de la señal FA. Ambas fases son referidas al modulador mecánico.  $f_0$ : frecuencia de resonancia (Zajarevich et al., 2007).



**Figura 14.** Espectro de absorción de  $C_2H_4$  y  $CO_2$  en el rango de emisión del láser de  $CO_2$ , banda de  $10,6~\mu m$  (Base de datos *HITRAN*, 2004).

La línea 10P(24) en 10,63  $\mu m$  fue elegida porque allí absorbe el  $CO_2$  sin superposición importante de las otras sustancias; las líneas 9P(20) en 9,55  $\mu m$  y 9P(28) en 9,62  $\mu m$  caracterizan al  $C_7H_8$  y  $C_6H_6$ .

Se puede notar en los autos sin catalizador (Chevrolet LUV y Volkswagen Carat; en Tabla 2), concentraciones mayores de  $C_2H_4$  y  $CO_2$  que en otros vehículos. En estos casos también se detectó un aumento notable de la señal FA en la región correspondiente a las líneas 9P(20) y 9 P(28). Las moléculas de  $C_7H_8$  y  $C_6H_6$  presentan una sección eficaz apreciable en esta región, como se observa en la Fig. 15.



**Figura 15.** Espectro de absorción de  $C_7H_8$ ,  $C_6H_6$  y  $CO_2$  en el rango de emisión del láser de  $CO_2$  (banda de  $9.6~\mu m$ )  $C_7H_8$  y  $C_6H_6$  (Zajarevich *et al.* 2008).

Utilizando los datos de sección eficaz y las mediciones realizadas en las líneas 9P(20) y 9P(28) se pueden calcular las concentraciones de tolueno, que valen del orden de las decenas de ppmV; los datos experimentales no permiten asegurar presencia de benceno debido al límite de detección del sistema.

**Tabla 2.** Resultados de mediciones en autos nafteros y gasoleros (Zajarevich *et al.*, 2008).

Auto	Año	Motor/dm <sup>3</sup>	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> [ppmV]	CO <sub>2</sub> [ppmV]
Fiat Palio	2007	Gasolina/1,4	3,34	3879
Chevrolet LUV	1997	Gasolina/2,3	53,3	31895
Volkswagen Carat	1991	Gasolina/2,0	76,9	28160
Fiat Duna	1993	Diesel/1,3	1,6	3680
Renault 19	1999	Diesel/1,9	1,54	3429

#### 3. Consideraciones finales

Actualmente el sistema basado en láser de  $\mathrm{CO}_2$  se está mejorando en cuanto a su prestación en lo que se refiere a tiempo de adquisición, procesamiento y facilidad de operación para permitir realizar mediciones rápidas y precisas. Para ello, se desarrolló un programa que realiza detección sincrónica tras digitalizar la señal del micrófono y la de referencia proveniente de un medidor de energía láser a través de la placa de sonido de un ordenador personal (Mitchell  $et\ al.\ 2008$ ). Próximamente este sistema será probado en mediciones de gases de combustión.

#### CONCLUSIONES

Como se ha visto a lo largo de este trabajo (donde se presenta una amplia variedad de dispositivos experimentales para espectroscopía FA) la técnica es muy sensible y, por tanto, muy adecuada para la detección de trazas gaseosas.

Con un láser de neodimio pulsado se ha llegado a un límite de detección de 20 ppbV de  $\mathrm{NO}_2$  en aire y se ha logrado medir el contenido en un área dentro de un suburbio de Buenos Aires en campo abierto.

El sistema compacto en base a diodos presenta un límite de  $200~\rm ppbV$  y está siendo mejorado en la actualidad siendo prometedora la perspectiva de bajar este número en un orden de magnitud para realizar mediciones ambientales urbanas. Éste último ha sido aplicado a la medición del contenido de  $NO_2$  en

escapes de autos, encontrándose emisiones alrededor de decenas de partes por millón a partir de los motores diesel y se ha controlado el funcionamiento de los convertidores catalíticos de autos a gasolina. Este sistema, portátil y económico, podrá ser aplicado a mediciones de campo en un futuro próximo.

También se desarrolló un sistema de detección de trazas gaseosas multicomponentes que fue aplicado al análisis de muestras de escapes de automóviles. Se pudo detectar con precisión la abundancia de  $\rm C_2H_4$  y  $\rm CO_2$  (crucial en cuanto a su influencia en el calentamiento global), siendo las cantidades medidas en los automóviles sin catalizador un orden de magnitud más altas que en los que poseían catalizador. En cuanto a otros compuestos volátiles, para obtener una mayor precisión en los resultados y determinar presencia de  $\rm C_6H_6$ , sería necesario caracterizar previamente el sistema en el laboratorio con mezclas conocidas de  $\rm C_7H_8$  y  $\rm C_6H_6$  y así obtener un espectro con la resolución típica del láser de  $\rm CO_2$  que fuera mejor que  $\rm 0.01\mu m$ .

#### Agradecimientos:

Los autores agradecen C. Morales y J. Luque por su colaboración técnica. Este trabajo fue financiado parcialmente los subsidios PICT 25469 de la ANPCyT y I805 de UBACyT (R. Argentina).

#### **BIBLIOGRAFÍA**

- Bach H. y N. Neuroth. 1995. The optical properties of glass. Springer, New York.
- Borthagaray J.M., R.F. Prini, M.A. Igarzábal de Nistal, E. San Román y M. Tudino. 2001. La contaminación del aire. En: *Diagnóstico ambiental del área metropolitana de Buenos Aires*. Editorial FADU, Universidad de Buenos Aires. Pp.: 37-105.
- Brasseur G., R. Prinn y A. Pszenny (edts). 2002. Atmospheric Chemistry in a Changing World. Springer-Verlag, Berlín.
- Claspy P.C. 1977. Infrared optoacoustic spectroscopy and detection. En: Yoh-Han Pao (edt.). *Optoacoustic Spectroscopy and Detection*. Academic Press, New York. Pp.: 134-166.
- Ferreyra M., E. Ramoneda, A. Peuriot, G. Santiago y V. Slezak. 2004. Espectroscopía de absorción y optoacústica pulsada de  $NO_2$ - $N_2$  en 532 nm. *Annales AFA.*, 16: 62-65.
- González M.G. 2008. Análisis y Desarrollo de Nuevas Técnicas Optoacústicas. Tesis Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ingeniería. Ciudad de Buenos Aires.
- González M.G., G.D. Santiago, V.B. Slezak y A.L. Peuriot. 2007. Simple synchronic detection at audio frequencies through a PC sound card. *Rev. Sci. Instrum.*, 78: en prensa. DOI: 10.1063/1.2740063.
- Kerr E.L. y J.G. Atwood. 1968. The laser illuminated absorptivity spectrophone: a method for measurement of weak absorptivity in gases at laser wavelengths. *Appl. Opt.*, 7: 915-921.

- Kreuzer L.B. 1977. The physics of signal generation and detection. En: Yoh-Han Pao (edt.). *Optoacoustic Spectroscopy and Detection*. Academic Press, New York. Pp.: 1-25.
- Meyer P.L. y M.W. Sigrist. 1990. Atmospheric pollution monitoring using  $CO_2$  laser photoacoustic spectroscopy and other techniques. *Rev. Sci. Instrum.*, 61: 1779-1807.
- Miklós A., P. Hess y Z. Bozóki. 2001. Application of acoustic resonators in photoacoustic trace gas analysis and metrology. *Rev. Sci. Instrum.*, 72: 1937-1955.
- Mitchell A.J., M.G. González, G.D. Santiago, N.M. Zajarevich, F. González, A.L. Peuriot, y V.B. Slezak. 2008. Espectrómetro fotoacústico simple para detección de gases en mezclas multicomponentes. *Anales A.F.A.*, 20: Aceptado.
- Muertz M., B. Frech y W. Urban. 1999. High-resolution cavity leak-out absorption spectroscopy in the 10-µm region. *Appl. Phys. B*, 68: 243-249.
- Petculescu A., B. Hall, R. Fraenzle, S. Phillips y R. Lueptow. 2006. A prototype acoustic gas sensor based on attenuation (L). *J. Acoust. Soc. Am.*, 120: 1779-1782.
- Rooth R.A., A.J.L. Verhage y L.W. Wouters. 1990. Photoacoustic measurements of ammonia in the atmosphere: influence of water vapor and carbon dioxide. *Appl. Opt.*, 29: 3643-3653.
- Rubinson K. y J. Rubinson. 2000. *Contemporary Instrumental Analisis*. Prentice-Hall, New York.
- Santiago G.D., A.L. Peuriot, F. González, V.B. Slezak y M.G. González. 2006. Blue light-emitting diode-based, enhanced resonant excitation of longitudinal acoustic modes in a closed pipe with application to  $\mathrm{NO}_2$ . Rev. Sci. Instrum. 77: en prensa. DOI: 10.1063/1.2173031.
- Schneider W., G.K. Moortgat, G.S. Tyndall y J.P. Burrows. 1987. Absorption cross-sections of  $\mathrm{NO}_2$  in the UV and visible region (200-700 nm) at 298 K. J. Photochem. Photobiol., A 40: 195-217.
- Sigrist M.W. 1994. Air monitoring by laser photoacoustic spectroscopy. En: M.W. Sigrist (edt.). Air Monitoring by Spectroscopic Techniques, Chemical Analysis. John Wiley & Sons, New York. Vol. 127: 163-238.
- Sigrist M.W., A. Bohren, T. Lerber, M. Naegele y A. Romann. 2001. Environmental Applications of laser-based photoacoustic spectroscopy. *Analytical Sci.*, 17: 511-514.
- Slezak V.B., J. Codnia, A.L. Peuriot y G.D. Santiago. 2003. Resonant photoacoustic detection of  $\mathrm{NO}_2$  traces with a Q-switched green laser. Rev. Sci. Instrum. 74: 516-518.
- Thöny A. y M. Sigrist. 1995. New developments in CO<sub>2</sub>-laser photoacoustic monitoring of trace gases. *Infrared Phys. Technol.*, 36: 585-615.
- Tittel F.K., D. Richter y A. Fried. 2003. Mid-Infrared Laser Applications in Spectroscopy. En: I.T. Sorokina y K.L. Vodopyanov (edts.). *Solid-State Mid-Infrared Laser Sources*. *Topics Appl. Phys.* 89. Springer-Verlag, Berlín. Pp.: 445-516.
- Witteman W. J. 1986. *The CO<sub>2</sub> Laser*. Springer Series in Optical Sciences, vol. 53. Springer-Verlag, Berlín.

- Wood A.D., M. Camac y E.T. Gerry. 1971. Effects of 10.6-µm Laser Induced Air Chemistry on the Atmospheric Refractive Index. *Appl. Opt.*, 10: 1877-1884.
- Zajarevich N.M., A.L. Peuriot, V.B. Slezak, G.D. Santiago y M.G. González. 2007. Influencia del CO<sub>2</sub> en la respuesta de fase de un sistema fotoacústico para detección de muestras multicomponentes. *Anales AFA.*, 19: 63-66.
- Zajarevich N.M., V.B. Slezak, A.L. Peuriot, M.G. González y G.D. Santiago. 2008. Control de emisiones vehiculares con un sistema fotoacústico en base a láser de  ${\rm CO}_2$ . Las Fronteras de la Física y Química Ambiental en Ibero América. 5: 659-664, Buenos Aires (Argentina).

### SENSORES REMOTOS ATMOSFÉRICOS BASADOS EN SISTEMAS LIDAR Y ESPECTRORADIÓMETRO DOAS: APLICACIÓN A DETECCIÓN DE GASES CON EFECTO INVERNADERO

#### Eduardo Quel, Lidia Otero, Marcelo Raponi y Elian Wolfram

División Lidar, Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones, CEILAP (CITEFA-CONICET). Juan B. de La Salle 4397, Villa Martelli B1603ALO (R. Argentina). Correo electrónico: <equel@citefa.gov.ar>, <mraponi@citefa.gov.ar>.

**Resumen:** Con el objetivo de disponer de información sistemática de parámetros atmosféricos (tales como vapor de agua, ozono estratosférico y dióxido de N) vinculados al cambio climático en diferentes partes del territorio argentino, la División Lidar del CEILAP (CITEFA-CONICET; Argentina) ha diseñado y desarrollado diferentes sistemas basados en sensores remotos (lidares y espectroradiómetros). Se presentan los resultados obtenidos con dos sistemas LIDAR (Light Detection and Ranging); uno de retrodifusión para la determinación de perfiles de vapor de agua troposférico y otro de absorción diferencial DIAL (Differential Absorption LIDAR) para la determinación de perfiles de  $O_3$  estratosférico. Además se muestran los resultados obtenidos con un espectroradiómetro DOAS (Differential Optical Absorption Spectroscopy) para la medición del contenido de  $NO_2$  en la estratósfera.

Palabras clave: Vapor de agua, dióxido de nitrógeno, ozono, sensores remotos, LIDAR, DIAL, DOAS.

# Atmospheric remote sensing by means of LIDAR systems and a spectroradiometer DOAS: Application to detection of gases of glasshouse effects

**Abstract:** In order to have systematic information available of atmospheric parameters related to climate change, from different areas of the Argentinean territory, such as water vapor, stratospheric ozone and nitrogen dioxide, the Lidar Division from CEILAP (CITEFA-CONICET; Argentina) has been designing and developing several remote sensing systems based on lidars and spectroradiometers. This work presents results obtained with two LIDAR systems. One is a backscattered LIDAR used to determine tropospheric water vapour profiles, and the other is a Differential Absorption LIDAR (DIAL) to determine stratospheric ozone profiles. Moreover, it is also presented a Differential Optical Absorption Spectroscopy (DOAS) spectroradiometer to analyze the nitrogen dioxide content in the stratosphere.

Key words: Water vapour, nitrogen dioxide, ozone, remote sensing, LIDAR, DIAL, DOAS.

#### INTRODUCCIÓN

La División Lidar perteneciente al Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones, (CEILAP, (CITEFA-CONICET), R. Argentina) posee dos sitios experimentales de medición (principalmente vapor de agua, ozono estratosférico y dióxido de nitrógeno, entre otros parámetros atmosféricos vinculados con el cambio climático) en el territorio argentino con el objetivo de determinar dichos parámetros mediante sistemas basados en sensores remotos, tanto activos como pasivos.

Uno de los sitios está localizado en Villa Martelli (Provincia de Buenos Aires, Argentina: 34º 33' S, 58º 30' O; 20 m s.n.m.) que se denominará en adelante CEILAP-VM; se trata de un área industrial en los alrededores del Gran Buenos Aires. El otro sitio (que se denominará CEILAP-RG) está situado a 14 km de la ciudad de Río Gallegos (Provincia de Santa Cruz, Argentina: 51º 36' S, 69º 19' O; 15 m s.n.m.) en el extremo Sur del continente americano, a una distancia de 2612 km de la ciudad de Buenos Aires. La ubicación del sitio CEILAP-RG (que funciona desde Junio de 2005) fue elegida por su cercanía al borde del vórtice polar del agujero de ozono, por la cantidad de noches sin nubes (necesarias para las mediciones) y por la logística para su funcionamiento.

En ambos sitios funcionan sistemas basados en sensores remotos usando la técnica *LIDAR* y desarrollados en CEILAP en colaboración con otros países, además de diferentes sensores pasivos (entre los cuales cabe mencionar el espectroradiómetro *DOAS*). En el sitio oficial de la división <*www.division-lidar.com.ar*> se presenta un listado completo de los instrumentos en funcionamiento, pudiéndose observar que algunos de los equipos pertenecen a redes de monitoreo nacionales e internacionales.

La importancia de la medición y estudio del vapor de agua radica en el hecho que: a) forma parte de la atmósfera terrestre; b) afecta al calentamiento global; c) es un gas de efecto invernadero de origen natural; y d) que no hay suficientes mediciones sistemáticas en el hemisferio Sur.

Por otro lado, la adición de  $\mathrm{CO}_2$  a la atmósfera aumenta levemente su temperatura, produciendo más vapor de agua a partir de la evaporación de la superficie de ríos, mares y océanos. El vapor de agua así liberado aumenta a su vez el efecto invernadero (el vapor de agua es un gas de invernadero más potente que el  $\mathrm{CO}_2$ ); a este proceso se le conoce como retroalimentación del vapor de agua (water vapor feedback, WWF). Es esta retroalimentación la causante de la mayor parte del calentamiento que los modelos sobre la atmósfera predicen que ocurrirá durante las próximas décadas. La cantidad de vapor de agua (así como su distribución vertical) son claves en el cálculo de esta retroalimentación. Los procesos que controlan la cantidad de vapor en la atmósfera son complejos de modelar y aquí radica gran parte de la incertidumbre sobre el calentamiento global.

El estudio del  ${\rm O_3}$  estratosférico ha sido objeto de atención particular desde el descubrimiento del agujero de  ${\rm O_3}$  antártico a principios de los años ochenta (Farman et~al.~1985). El vínculo directo causa-efecto entre los componentes clorados de origen antropogénico (CFC) y la destrucción del  ${\rm O_3}$  se demostró experimentalmente en 1987, al realizarse una campaña de mediciones aéreas organizada por la NASA (Anderson et~al.~1989). Actualmente es ampliamente aceptado científicamente que la destrucción masiva de  ${\rm O_3}$  durante la primavera en la Antártida, está relacionada a las condiciones meteorológicas particularmente frías de la estratosfera polar en invierno y al aumento de los constituyentes halogenados (clorados y bromados) producidas por las actividades humanas.

En la Antártida estos procesos químicos conducen a una disminución de alrededor del 60 % del contenido integral de  $O_3$  durante el mes de Octubre, con una desaparición casi completa del mismo entre los 12 y 20 km. La superficie ocupada por el agujero de  $O_3$  antártico ha aumentado regularmente en los años 1990, llegando a 29,7 x  $10^6$  km² en el año 2000.

Por otra parte, las mediciones satelitales mostraron que durante la primavera polar la acción de las ondas planetarias desplazan el agujero de  ${\rm O_3}$  hacia las regiones pobladas del hemisferio Sur (América del Sur, Nueva Zelanda) aumentando puntualmente la radiación solar UV durante estos episodios en estas regiones.

Con el objetivo de contribuir a los esfuerzos internacionales por seguir de cerca la evolución de este fenómeno se han desarrollado en el CEILAP sistemas de sensores remotos activos utilizando como emisores distintas fuentes de radiación láser. Uno de ellos es un instrumento capaz de medir perfiles de la concentración de  ${\rm O_3}$  en la estratosfera. Este sistema utiliza la técnica LIDAR de absorción diferencial (DIAL) que consiste en enviar pulsos de radiación láser a la atmósfera y detectar la radiación retrodispersada por las distintas moléculas, en especial por las moléculas de  ${\rm O_3}$  en la estratosfera (Megie y Menzies 1980).

El sistema DIAL es un instrumento poderoso para el monitoreo de perfiles de  $O_3$  en la estratosfera (Godin 1987). Es una técnica autocalibrada ya que en los cálculos de inversión de las señales no intervienen constantes instrumentales.

Especies químicas en muy bajas concentraciones (del orden de partes por billón y aún menores) contribuyen significativamente a la concentración del  $\rm O_3$  estratosférico. Se han identificado en los últimos años más de 200 reacciones químicas asociadas a la formación y destrucción del  $\rm O_3$  en la estratosfera (NASA/WMO 1986). Este hecho provee una fuerte motivación en el desarrollo de sistemas utilizando sensores remotos atmosféricos para monitorear moléculas y radicales químicos claves, como los componentes halogenados (OClO, BrO, etc.),  $\rm NO_2$  y otros gases traza presentes en la estratosfera en concentraciones de hasta seis veces inferior a la del  $\rm O_3$ .

Una alternativa eficaz para la determinación de algunas especies químicas estratosféricas es la espectroscopia de absorción diferencial en el rango ultravioleta-visible, empleando la radiación difusa proveniente del cenit durante los crepúsculos; esta técnica se denomina DOAS (Differential Optical Absorption Spectroscopy) y presenta las ventajas de permitir mediciones simultáneas de diferentes especies gaseosas en un amplio rango de condiciones meteorológicas y de ser susceptible de automatización. Su principal dificultad radica en que las absorciones no representan más de unas décimas por ciento de la señal observada, implicando fuertes exigencias desde el punto de vista tecnológico.

Las primeras mediciones con instrumentos basados en este principio fueron realizadas por el Instituto Max Planck de Mainz (Alemania) a finales de los años setenta, empleando espectrómetros de barrido para medir contaminación atmosférica (Platt y Perner 1979). Casi simultáneamente la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) realizó las primeras mediciones de NO<sub>2</sub> estratosférico con cobertura estacional, proporcionando también información latitudinal (Noxon et al. 1979). Desde entonces, se han ido incorporado diversos equipos extendiéndose el empleo de dicha técnica a la observación de otras especies químicas como el OCIO (Solomon et al. 1990; Perner et al. 1991) y el BrO (Fish y Jones 1995).

El **objetivo** del presente trabajo es presentar resultados recientes obtenidos en Argentina y base Antártica Marambio, con tres sistemas de medición:

- LIDAR de retrodifusión para la obtención de perfiles de vapor de agua;
- 2) Espectroradiómetro DOAS para la determinación de la columna vertical total de  $NO_2$  estratosférico; y
- 3) LIDAR de absorción diferencial para la medición de perfiles de  $O_3$  estratosférico.

#### MATERIALES Y METODOS

1. Método de medición de vapor de agua mediante LIDAR de retrodispersión

Se diseñó y construyó en el citado CEILAP (Buenos Aires, R. Argentina) un sistema *LIDAR Raman* multilongitud de onda que permite el estudio de la troposfera, entre los 300 m y la tropopausa (Fig. 1). El sistema emisor se basa en un láser sólido *Nd: YAG (Continuum Surelite III P-IV)* de 10 Hz de repetición (1064 nm, 600 mJ). El láser genera, además, la primera y segunda armónica (532 y 355 nm) y utiliza dos afocales (una en la región UV y otra en el VIS–IR) para reducir la divergencia del láser. El sistema receptor está formado por un telescopio newtoniano de 1 m de distancia focal y 50 cm de diámetro que concentra la luz en una fibra óptica de 1 mm de diámetro y apertura numérica de 0,23. La señal óptica se transmite a una caja espectrométrica o policromador que separa tres longitudes de onda elásticas

(1064, 532 y 355 nm) y tres longitudes de onda Raman, que son parte del espectro vibro rotacional espontáneo en la atmósfera al ser excitada por la emisión láser elástica.

Las longitudes de onda así estudiadas corresponden a la excitación de las moléculas de  $\rm N_2$  con 355 y 532 nm (retrodispersión en 387 y 607 nm respectivamente) y de las moléculas de vapor de agua con 355 nm (retrodispersión en 408 nm). Como detectores se utilizaron cinco fotomultiplicadores (PMT) Hamamatsu 6780–03 (355, 387, 408 532 y 607 nm) y un fotodiodo de avalancha Licel (Si-APD; 1064 nm), los cuales convierten la señal luminosa en una señal eléctrica que se digitaliza en modo analógico para señales elásticas por un sistema combinado de osciloscopio—placa GPIB y de fotoconteo para las señales inelásticas (sistema Licel).

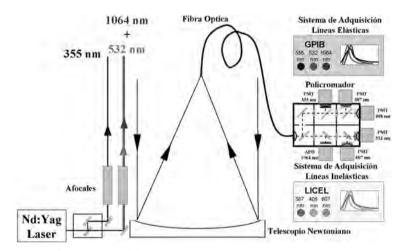


Figura 1. Esquema del sistema LIDAR.

# 2. Método de medición de perfiles de ozono estratosférico mediante un sistema DIAL

El 10 de Junio de 2005 la División LIDAR del CEILAP instaló en la ciudad de Río Gallegos un laboratorio móvil con una serie de instrumentos y sensores remotos que permiten medir distintos parámetros atmosféricos. Uno de los instrumentos más complejos que alberga este laboratorio es un sistema DIAL, capaz de medir concentraciones de  $O_3$  estratosféricos entre los 15 y 45 km de altura aproximadamente; la Fig. 2 muestra un esquema experimental de este instrumento. La técnica DIAL requiere de la emisión de dos pulsos láser a diferentes longitudes de onda. La radiación absorbida por el  $O_3$  se emite por un láser de excímero de XeCl en 308 nm y la longitud de onda de referencia por un láser sólido Nd-YAG en 355 nm (tercera armónica). Los fotones retrodispersados por las moléculas en la atmósfera

se recolectan por cuatro telescopios newtonianos de 50 cm de diámetro y transportados hasta un espectrómetro (mediante cuatro fibras ópticas) donde se separan las distintas longitudes de onda necesarias para la inversión de la señal y poder obtener los perfiles de concentración de  $O_3$  en la estratosfera.

La ecuación DIAL que determina la concentración de  ${\rm O_3}$  en función de la altura está compuesta por dos términos:

$$n_{O_3} = n_{O_3}^{\text{med}} + \delta n_{O_3} \tag{1}$$

Siendo el primero:

$$n_{O_3}^{\text{med}}(z) = \frac{1}{2 \cdot \Delta \sigma_{O_3}} \cdot \frac{d}{dz} \ln \frac{N(\lambda_{\text{off}}, z)}{N(\lambda_{\text{on}}, z)}$$
(2)

donde N (z,  $\lambda_i$ ) es el número de fotones retrodispersados a la longitud de onda  $\lambda_i$  por una capa atmosférica  $\Delta z$  situada a una distancia z, durante el tiempo de integración  $\Delta t$  y  $\sigma_{0_3}$  ( $\lambda_i$ ) la sección eficaz del  $O_3$  para  $\lambda_i$ .

Y el segundo:

$$\delta n_{O_2} = (\epsilon_{diff}(z) + \epsilon_m(z) + \epsilon_p(z) + \epsilon_e(z)) \cdot n_{O_2}$$
(3)

donde  $\varepsilon_{diff}(\mathbf{Z})$ ,  $\varepsilon_{m}(\mathbf{Z})$ ,  $\varepsilon_{p}(\mathbf{Z})$ ,  $\varepsilon_{e}(\mathbf{Z})$  son términos que involucran la difusión atmosférica y la atenuación por moléculas, por partículas y por otros constituyentes de la atmósfera (excluyendo el  $O_{3}$ ; Wolfram et~al.~2004). Las mediciones de perfiles de  $O_{3}$  estratosféricos que genera el sistema fueron intercomparadas con mediciones de instrumentos independientes, como sondeos de ozono y mediciones satelitales, demostrándose que el DIAL de  $O_{3}$  estratosférico construido en el CEILAP es un instrumento de gran calidad y precisión (Wolfram et~al.~2008).

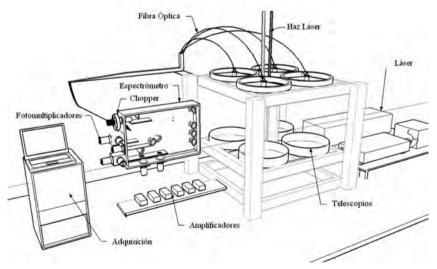


Figura 2. Esquema experimental del DIAL para medir ozono estratosférico.

### 3. Método de medición de NO<sub>2</sub> estratosférico mediante un sistema DOAS

La técnica DOAS se basa en el procesamiento de espectros solares en el rango UV-visible donde existen moléculas o radicales químicos con transiciones electrónicas que se traducen en absorciones muy variables según la longitud de onda. Generalmente los espectros de absorción de varias moléculas se encuentran superpuestos en la región espectral en la que se realiza la medida, de manera que el algoritmo de procesamiento debe contemplar todas las posibles contribuciones a la absorción observada, además de otros fenómenos como la dispersión de Rayleigh y Mie, la fluorescencia y gran parte de la dispersión Raman (los cuales varían suavemente con la longitud de onda).

El método aplicado en estas investigaciones consiste en el análisis de espectros solares cenitales en el rango 434-448 nm adquiridos durante los crepúsculos (ángulos cenitales entre 87° y 92°). Bajo estas condiciones, el camino de los rayos solares en la atmósfera (antes de alcanzar el detector) es aproximadamente 20 veces mayor que el que tendría si se observa el sol en momentos próximos al mediodía solar. La mayor contribución a estos espectros crepusculares proviene de la estratosfera (capa de la atmósfera que se desea estudiar).

Un algoritmo minimiza los residuos del ajuste realizado al aplicar la ley de Beer-Lambert (ecuación 4), teniendo como incógnitas las columnas inclinadas de las especies a determinar:

$$D = \ln \left[ \frac{I_o(\lambda)}{I(\lambda)} \right] = \sum_i (\sigma_i(\lambda) \otimes H) CD_i$$
 (4)

siendo D la densidad óptica,  $I_o(\lambda)$  el espectro de referencia (tomado al mediodía solar), H la función instrumental,  $I(\lambda)$  el espectro del crepúsculo (amanecer o atardecer) para un ángulo cenital dado,  $\sigma_i(\lambda) \otimes H$  la sección eficaz de absorción de la especie i-ésima convolucionada con H y  $CD_i$  la densidad de columna diferencial de la especie i-ésima (estrictamente la diferencia entre las columnas inclinadas medidas y la de referencia).

El espectro de referencia se divide por cada espectro crepuscular para eliminar las estructuras de Fraunhofer (generadas por la fotosfera solar), la cual es de un orden de magnitud superior a las absorciones de las especies que queremos determinar.

La densidad óptica diferencial se calcula de la siguiente manera:

$$\Delta D = \sum_{i} \Delta \sigma_{H_{i}}(\lambda) CD_{i}$$
 (5)

siendo:

$$\Delta D = D - f_{ip}(D) \tag{6}$$

donde  $f_{\mbox{\tiny IP}}$  un polinomio pasa bajas frecuencias y

$$\Delta \sigma_{Hi}(\lambda) = (\sigma_i(\lambda) \otimes H) - f_{LP}(\sigma_i(\lambda) \otimes H)$$
 (7)

El sistema de ecuaciones se resuelve en el rango 434-448 nm, donde el  $\mathrm{NO}_2$  presenta estructuras de absorción diferencial máximas. En nuestras mediciones sólo se consideró el  $\mathrm{O}_3$  como otra especie absorbente, cuya concentración fue determinada por el Servicio Meteorológico Nacional mediante un espectrofotómetro Dobson localizado en base Marambio (Antártida).

En un futuro se incorporará la contribución del vapor de agua y del dímero de oxígeno  $(O_2)_2$  y se tendrá en cuenta el efecto Ring (Fish y Jones, 1995).

El producto final del algoritmo de procesamiento es la columna vertical integrada en toda la atmósfera en función del tiempo; es decir, el número de moléculas por unidad de superficie entre el instrumento y el exterior de la atmósfera. El resultado preliminar del análisis es una columna "oblicua" y su conversión a columna vertical exige el empleo de modelos de transferencia radiativa que tengan en cuenta la distribución vertical de las especies a medir y los fenómenos de dispersión, Rayleigh y Mie. El factor de conversión entre los valores oblicuos y los verticales (en función del ángulo cenital solar) se denomina "Air Mass Factor" (AMF) o factor de masa de aire.

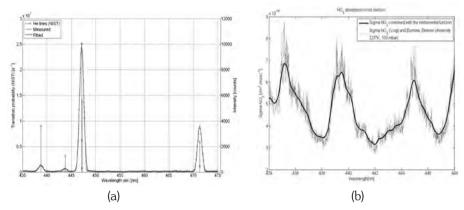
Se utilizó un sistema remoto atmosférico de tipo pasivo que consiste en un analizador espectral portátil (espectrómetro HR4000, *Ocean Optics*) y una fibra óptica de 400 µm de núcleo y 6 m de longitud. El dispositivo mide la irradiancia espectral solar difusa en el rango UV-VIS (290-650 nm), colectada y transferida por la fibra óptica apuntada al cenit. La densidad de la columna vertical de NO<sub>2</sub> se obtiene a partir de los espectros adquiridos aplicando la técnica DOAS (Raponi et al. 2008a, 2008b, 2009). Las columnas verticales obtenidas se comparan con mediciones co-localizadas realizadas con el instrumento EVA, un espectrómetro de absorción en el visible, del Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA, España).

El espectrómetro (que se denominará en adelante *ERO*) está equipado con una red de difracción fija (600 líneas/mm, blaze de 400 nm) y un sensor *CCD* (arreglo lineal de 3648 píxeles). La función instrumental y la resolución del sistema fueron determinadas usando espectros de lámparas patrones de baja presión (vapor de mercurio, xenón, argón, helio, hidrógeno y neón) provistas por el Laboratorio de Física del Instituto Tecnológico de Buenos Aires (ITBA). A partir de las líneas más intensas del espectro de la lámpara de helio, se obtuvo la función instrumental mediante un ajuste de las mismas con un perfil tipo Voigt.

El ancho total a la mitad del máximo (*Full Width at Half Maximum*, *FWHM*) del perfil que ajusta una de las líneas emitida por dicha lámpara fue 1.03 nm; siendo este valor la resolución del instrumento a ~447 nm (Fig. 3a). Se utilizó el perfil de ajuste normalizado o "función instrumental" para convolucionar las secciones eficaces de absorción de  $NO_2$  y  $O_3$ , adecuando las mismas a la resolución de nuestro instrumento (Fig. 3b). Esta operación es necesaria debido a que los espectros empleados en el análisis y las secciones eficaces de absorción fueron adquiridos por instrumentos que poseen diferente resolución. A su vez, los espectros de las lámparas mencionadas

fueron utilizados para calibrar en longitud de onda el instrumento, obteniendo un corrimiento de, aproximadamente,  $-1.55\,$ nm respecto a la calibración original hecha en fábrica.

Los espectrómetros *ERO* y *EVA* se encontraban ubicados en el laboratorio científico de la base Antártica Argentina Marambio (Antártida: 64° 14' 25'' Sur; 56° 37' 21'' Oeste).



**Figura 3.** (a) Perfil Voigt (función instrumental) ajustando algunas líneas de emisión de la lámpara de He obtenidas con el espectrómetro *ERO*. (b) Sección eficaz de absorción del NO<sub>2</sub> a 223 K y 100 mbar con alta resolución y convolucionada usando el perfil de Voigt. La sección eficaz de absorción de NO<sub>2</sub> empleada fue provista por S. Voigt y J.P. Burrows (*Institute of Environmental Physics*, *University of Bremen*).

#### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

## Medición de vapor de agua mediante LIDAR de retrodispersión

El 17 de Diciembre de 2007 y el 12 de Enero de 2008 (Otero *et al.* 2008) se midió por primera vez en Buenos Aires (Argentina) la evolución temporal de la relación de mezcla de vapor de agua en la estación de Villa Martelli (Buenos Aires) con el sistema LIDAR troposférico multilongitud de onda (Otero *et al.* 2004, 2006 y 2007).

En la Fig. 4a se muestra el comportamiento de la capa límite nocturna por medio de la señal de retrodispersión de aerosoles normalizada en 1064 nm (resolución temporal 1 min y espacial de 7,5 m) para la noche del 12 de Enero de 2008 entre las 00 h 00min a.m. y las 07 h 00 min (a. m., hora local). En la Fig. 4b se puede observar la evolución temporal de la relación de mezcla del vapor de agua (resolución temporal 10 min, espacial 7,5 m).

Comparando las Fig. 4a y 4b se puede observar una capa de aerosoles advectada sobre la capa residual con altos valores de vapor de agua. Esta

capa de aerosoles que llega después de las 04 h 00 min (a. m., hora local) desde el Río de la Plata tiene un importante contenido de vapor de agua y probablemente una incidencia directa en la higroscopía de los aerosoles (Ackerman 1998).

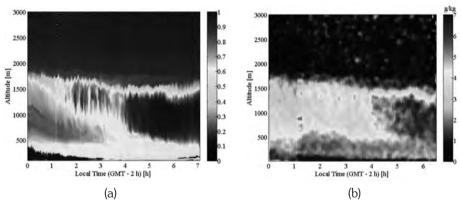
El coeficiente de retrodispersión de Ångström está relacionado con las propiedades intensivas de los aerosoles, su composición y distribución de tamaños (Otero *et al.* 2007). Este coeficiente se calcula utilizando la ecuación 8 (Del Guasta 2002):

$$A(\lambda, z) = \frac{\ln\left(\frac{(R_{532}(\lambda, z) - 1)}{(R_{355}(\lambda, z) - 1)}\left(\frac{355}{532}\right)^4\right)}{\ln\left(\frac{355}{532}\right)}$$
(8)

Siendo:

$$R(\lambda, z) = \frac{\beta_{aer}(\lambda, z) + \beta_{mol}(\lambda, z)}{\beta_{mol}(\lambda, z)}$$
(9)

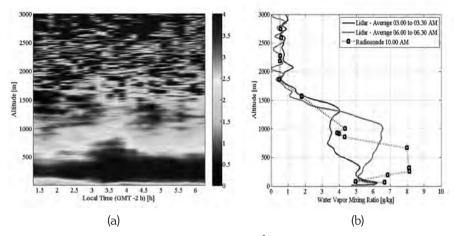
donde  $\beta_{aer}(\lambda, \mathbf{z})$  es el coeficiente de retrodispersión volumétrico de aerosoles y  $\beta_{mol}(\lambda, \mathbf{z})$  el coeficiente de retrodispersión volumétrico de moléculas (Measures 1984).



**Figura 4.** a) Retrodispersión de aerosoles normalizada en 1064 nm. b) Relación de mezcla del vapor de agua [g H<sub>2</sub>O kg<sup>-1</sup>].

En la Fig. 5a se muestra la evolución del coeficiente de retrodispersión de Ångström; se observa claramente que existieron cambios en la distribución de tamaños de los aerosoles (Shifrin 1995). En la Fig. 5b se presenta la relación de mezcla obtenida por el promedio desde las 03 h 00 min a 03 h 30 min y de 06 h 00 min a 06 h 30 min (a. m., hora local). Este último perfil es comparado con el radiosondeo más cercano medido a 30 km de distancia del LIDAR (Aeropuerto Internacional de Ezeiza) y a las 10 h 00 min (a. m.,

hora local). Esto explica la buena correlación en altas altitudes (por encima de 1500 m) y la falta de correlación en capas bajas, más influenciables por el entorno geográfico.



**Figura 5.** a) Coeficiente de retrodispersión de Ångström. b) Comparación entre dos medidas obtenidas con el LIDAR de retrodispersión (promedio entre 03 h 00 min a 03 h 30 min y 06 h 00 min a 06 h 30 min) y el radiosondeo (a 30 km a las 10 h 00 min a. m.).

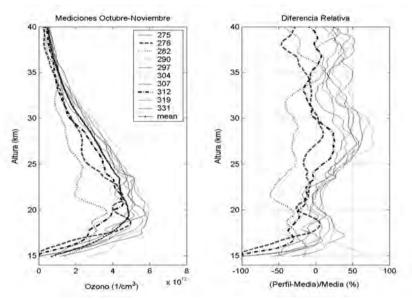
#### 2) Medición de perfiles de ozono estratosférico mediante un sistema DIAL

A continuación se presentan las mediciones de la densidad numérica de  ${\rm O_3}$  obtenidas con la técnica LIDAR de absorción diferencial en la ciudad de Río Gallegos (Argentina) entre Agosto y Noviembre de 2005. Estas mediciones son parte de la campaña SOLAR (Stratospheric Ozone LIDAR of Argentina) que se realizó en esta ciudad entre 2005 y 2006 (Wolfram et al. 2005). Durante este periodo se relevaron un total de 29 perfiles de concentración de  ${\rm O_3}$ , cada uno de ellos con una duración promedio de 4 h de medición y unos 400.000 disparos láser. Dentro de este conjunto de mediciones cinco de ellas fueron coincidentes con días de reducción del contenido total de  ${\rm O_3}$  por efectos de la cercanía del vórtice polar antártico que contiene el agujero de  ${\rm O_3}$ .

En la Fig. 6 se presentan 10 perfiles DIAL obtenidos entre Octubre y Noviembre de 2005 y las diferencias relativas respecto a un perfil DIAL promedio obtenido a partir del conjunto de las mediciones. Durante estos meses se midieron perfiles tanto dentro del agujero como fuera de él, permitiendo evaluar las zonas de destrucción de  ${\rm O_3}$  para esta latitud por efecto del paso del vórtice polar (Wolfram et~al.~2006; Wolfram et~al.~2008).

En el mes de Octubre las condiciones meteorológicas permitieron medir seis perfiles DIAL, dos de los cuales (3 y 9 de Octubre, días julianos 276 y 282 respectivamente) mostraron reducciones del contenido de  $\rm O_3$ . El día 3

de Octubre el vórtice polar se ubicó sobre Río Gallegos afectando a las capas más altas de la estratosfera. El perfil DIAL medido para ese día muestra una depresión de la densidad numérica de  ${\rm O_3}$  entre los 24 y los 35 km, con una reducción promedio de alrededor del 25 % con respecto al perfil medio alrededor de los 30 km de altura.



**Figura 6.** A la izquierda perfiles *DIAL* medidos en Río Gallegos (Argentina) durante los meses de Octubre y Noviembre de 2005. Perfil promedio del conjunto de mediciones (círculos); perfil climatológico del satélite *SAGE II* (rombos).

# 3) Medición de $\mathrm{NO}_2$ estratosférico mediante un sistema DOAS

En la Fig. 7 se puede apreciar la evolución de la concentración en columna vertical de  ${\rm NO_2}$ , determinada por el ERO y el EVA durante Enero y Febrero de 2008 en la Base Argentina Marambio. Se observa un buena concordancia entre mediciones y discrepancias máximas relativas del 7 y 13 % para el amanecer y el atardecer respectivamente.

Cabe mencionar que las mediciones realizadas por el *ERO* no fueron corregidas por la absorción del vapor de agua y el efecto Ring, lo cual podría ser la razón de la discrepancia encontrada.

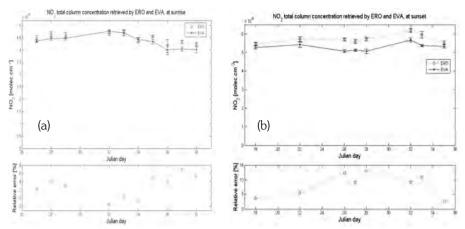


Figura 7. Columna vertical de  $\mathrm{NO_2}$  en la base antártica Marambio determinada aplicando la técnica DOAS a los espectros obtenidos por los espectrómetros ERO y EVA al amanecer (a) y al atardecer (b) durante Enero y Febrero de 2008.

#### CONCLUSIONES

El sistema LIDAR de retrodispersión abre las fronteras del estudio del vapor de agua en Argentina, ya que permite medir no sólo su variabilidad espacial, sino también su evolución temporal. Esta variable geofísica es muy importante para el buen entendimiento de los ciclos de los gases de efecto invernadero naturales.

La técnica DIAL, en cambio, es un método autocalibrado utilizando sensores remotos que permite medir perfiles de  $O_3$  en la estratósfera (principalmente entre 15 y 45 km). La División LIDAR del CEILAP instaló en 2005 (y mantiene operativo desde entonces) un sitio de mediciones en la ciudad de Río Gallegos (Sur de la R. Argentina) para determinar cada primavera el fenómeno de adelgazamiento masivo del contenido de  $O_3$  en la estratosfera (agujero de ozono) que afecta esta zona subpolar dejando zonas densamente pobladas expuestas a mayores radiaciones UV que las consideradas normales para esa latitud y época del año.

El instrumento fue aceptado en Diciembre de 2008 por la red internacional NDACC (Network for the Detection of Atmospheric Composition Change), cuyo principal objetivo es establecer el monitoreo de parámetros atmosféricos con gran precisión durante tiempos prolongados para así determinar tendencias de variación de los mismos.

La División LIDAR del CEILAP tiene planeado continuar con sus mediciones en este sitio experimental a través de la ejecución del proyecto binacional

entre Argentina y Chile, denominado *UVO*<sub>3</sub> *Patagonia* financiado por la *JICA* (*Japan International Cooperation Agency*) hasta el 2011.

El empleo del instrumento dispersivo convencional DOAS (como el espectrómetro HR4000, de bajo costo y portátil) permite realizar la detección de gases trazas (como el  $NO_2$  estratosférico) mediante técnicas usando sensores pasivos y estudiar su variación diaria y estacional. El sistema DOAS, junto a otras técnicas de tipo activo mencionadas, colaboran sinérgicamente en el estudio de los gases de efecto invernadero, aerosoles troposféricos y gases trazas que intervienen en el proceso de formación y destrucción de la capa de ozono.

#### Agradecimientos:

Los autores agradecen a *JICA* el financiamiento de la campaña SOLAR (2004-2007) y el proyecto *UVO*<sub>3</sub> *Patagonia* (2007-2011) en colaboración con la Universidad de Magallanes de Punta Arenas (Chile). También al Prof. H. Nakane (*NIES*, Japón), a la Dra. S. Godín Beekman, al Ing. J. Porteneuve, al Dr. P. Ristori (por su colaboración permanente desde la *Ecole Polytechnique Federale de Lausanne*, Suiza); al *CNRS* (Francia) por la donación del del laboratorio móvil donde actualmente están ubicados los instrumentos, parte de la electrónica y la colaboración en el diseño de algunas partes del *DIAL*, a CITEFA, al CONICET (que declaró como sitio experimental propio al CEILAP RG), a la ANPCyT, CONAE, UNSAM, UTN y a la Fuerza Aérea Argentina (por el apoyo brindado en diferentes formas para la realización de los trabajos aquí descritos).

# REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ackerman J. 1998. The extinction-to-backscatter ratio of tropospheric aerosol: A Numerical Study. *J. Atmos. Oceanic Technol.*, 15: 1043-1050.
- Anderson J.G., W.H. Brune y M.H. Proffitt. 1989. Ozone destruction by chlorine radicals within the Antarctic vortex: The spatial and temporal evolution of ClO-Ozone anticorrelation based on in situ ER-2 data. *J. Geophys. Res.* 94: 11465-11479.
- Del Guasta M. 2002. Daily cycles in urban aerosols observed in Florence (Italy) by means of an automatic 532–1064 nm LIDAR. *Atmos. Env.*, 36: 2853-2865.
- Farman J.C., B.G. Gardiner y J.D. Shanklin. 1985. Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClOX/NOX interaction. *Nature*, 315: 207-210.
- Fish D.J. y R.L. Jones. 1995. Rotational Raman scattering and ring effect in zenith sky spectra. *Geophys. Res. Lett.*, 122, 7: 814 816.
- Godin S. 1987. Etude expérimentale par télédétection laser et modélisation de la distribution verticale d'ozone dans la Haute Province. Thèse d'Etat, Université de Paris. Paris.

- Measures R.M.1984. Laser Remote Sensing Fundamentals and Applications. J. Wiley, New York.
- Megie G. y R.T. Menzies. 1980. Complementary of UV and IR Differential Absorption LIDAR for global measurements of atmospheric species. Appl. Opt., 19: 1173 1177.
- NASA/WMO. 1986. Atmospheric Ozone 1985, Global Ozone Research and Monitoring Project. Report Nº16, World Meteorological Organization, Ginebra.
- Noxon J.F. y Jr. Whipple, R.S. Hyde. 1979. Stratospheric NO<sub>2</sub>. Observational Method and Behavior at Mid-Latitude. *J. Geophys. Res.*, 84: 5047-5064.
- Otero L.A., P. Ristori, J. Fochesatto, E. Wolfram, J. Porteneuve, P. H. Flamant y E. Quel. 2004. First Aerosol Measurements with a Multiwavelength LIDAR System at Buenos Aires, Argentina. 22<sup>nd</sup>. International Laser Radar Conference, E.S.A., Matera (Italia). SP-561, vol. II: 769-772.
- Otero L.A., P.R. Ristori y E.J. Quel. 2006. Multiwavelength Aerosol and Water Vapor Raman LIDAR System at CEILAP, Buenos Aires, Argentina. Case Study: November 10, 2006. 4th Workshop on "LIDAR Measurements in Latin America", Sociedad Española de Óptica, Madrid. Opt. Pura Apl., 41: 171-175.
- Otero L., P. Ristori, J. Dworniczak, O. Vilar y E. Quel. 2007. Nuevo sistema LIDAR de seis longitudes de onda en el CEILAP. Asociación Física Argentina, Buenos Aires. *Anales AFA*, 18: 282-285.
- Otero L., P. Ristori y E. Quel. 2008. Water Vapor and Atmospheric Boundary Layer Temporal Evolution in Buenos Aires, Argentina, During the Night January 12. 24<sup>th</sup>. Internat. Laser Radar Conference. 24<sup>th</sup>. International Laser Radar (edt.); E.S.A., Washington D. C. Vol. II: 1072-1075.
- Perner D., T. Klüpfel, U. Parchatka, A. Roth y T. Jorgensen. 1991. Ground-Based UV-Vis spectroscopy: diurnal OCIO profiles during January 1990 above Søndre Strømfjord, Greenland. *Geophys. Res. Lett.*, 18: 787-790.
- Platt, U., O. Perner. 1979. Detection of nitrous acid in the atmosphere by differential optical absorption. *Geophys. Res. Lett.*, 6: 917-920.
- Raponi M., F. González, E. Wolfram, J. Tocho y E. Quel. 2008a. Determinación de NO<sub>2</sub> estratosférico en columna vertical, utilizando un sistema portátil de sensado remoto pasivo. Las Fronteras de la Física y Química Ambiental en IberoAmérica. Universidad Nacional de San Martín, Buenos Aires. Pp.: 446-451.
- Raponi M., E. Wolfram, E. Quel, J. Pedroni, A. Rosales y J.O. Tocho. 2008b. Stratospheric NO<sub>2</sub>Concentration Determined by DOAS using Compact Spectrographs. En: N.U. Wetter and J. Frejlich (edt.), *AIP Conference Proceedings*, Issue 1, 992: 9-14.
- Raponi M., R. Jiménez, J.O. Tocho y E.J. Quel. 2009.  ${\rm NO_2}$  vertical column retrieved by DOAS technique in Marambio, Antarctic. En: *Current problems in atmospheric radiation* (IRS 2008), Proceedings of the International Radiation Symposium (IRC/IAMAS). AIP Conference Proceedings, vol. 1100: 319-322.
- Shifrin K.S. 1995. Simple relationships for the Ångström parameter of disperse systems, *Appl. Opt.*, 34: 4480-4485.

- Solomon S., R.W. Sanders y H.L. Millar. 1990. Visible and Near-Ultraviolet Spectroscopy at McMurdo Station, Antarctica. OCIO Diurnal Photochemistry and Implications for Ozone Destruction. *J. Geophys. Res.*, 95: 13807-13817.
- Wolfram E., A. Pazmiño, L. Otero, J. Salvador, R. Piacentini, J. Porteneuve, S. Godin-Beekmann y E. Quel. 2004. Stratospheric ozone LIDAR mobile system at Buenos Aires, Argentina.. *International Laser Radar Conference*, ESA, Matera (Italia). SP-561, vol. II: 589-592.
- Wolfram E., J. Salvador, L. Otero, A. Pazmiño, J. Porteneuve, S. Godin-Beeckmann, H. Nakane y E. Quel. 2005. Solar campaign: Stratospheric Ozone LIDAR of Argentina. En: U.N. Singh (edt.), VI Proceeding SPIE LIDAR Remote Sensing for Environmental Monitoring, San Diego. Vol. 5887: 251-256.
- Wolfram E.A., J. Salvador, J. Pallotta, R. D'Elia1, L. Otero, S. Godin-Beeckmann, H. Nakane, E. Quel. 2006. Solar Campaign: First results of ozone profile measurements at Río Gallegos, Argentina. En: Ch. Nagasawa y N. Sugimoto (edt.), 23<sup>rd</sup>. International Laser Radar Conference, Bolder, Colorado. Vol. II: 365-368.
- Wolfram E.A, J. Salvador, R. D'Elia, S. Godin-Beekmann, A. Pazmiño, H. Nakane y E. Quel. 2008. Monitoring Ozone Hole Dilution Process in Río Gallegos, Argentina using Dial Measurements. 23<sup>rd</sup>. International Laser Radar Conference, Bolder, Colorado (USA). Pp.: 798-801.
- Wolfram E. J. Salvador, R. D'Elia, C. Casiccia, N. Paes Leme, A. Pazmiño, J. Porteneuve, S. Godin-Beekman, H. Nakane y E. Quel. 2008. New differential absorption LIDAR for stratospheric ozone monitoring in Patagonia, South Argentina. J. Opt. A: Pure Appl. Opt., 10: 104021-104028.

# CONSECUENCIAS DEL MANEJO FORESTAL Y EL CAMBIO DE USO DEL SUELO SOBRE LAS EMISIONES POTENCIALES DE CO<sub>2</sub> EDÁFICO EN DOS REGIONES DE BOSQUES TEMPLADOS DE MÉXICO

# Vinisa Saynes Santillán<sup>1</sup>, Ana María Gamboa Cáceres<sup>2</sup>, Jorge D. Etchevers<sup>3</sup>, Julio Campo<sup>1</sup> y Leopoldo Galicia<sup>2</sup>\*

<sup>1</sup> Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito exterior, Ciudad Universitaria, A. P. 20-850. México D.F., C. P. 04510 (Méjico). <sup>2</sup> Departamento de Geografía Física, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior, Ciudad Universitaria, A. P. 20-850. México, D. F., C. P. 04510 (Méjico). <sup>3</sup> Laboratorio de Fertilidad de Suelos, Colegio de Posgraduados, Campus Montecillos, km 35.5, carretera México Texcoco, Montecillo 56230, Estado de México (Méjico). \* Correo electrónico: <jetchev@colpos.mx>; <lgalicia@igg.unam.mx>.

Resumen: La extracción forestal no regulada y el cambio de uso del suelo son las principales causas de las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera de los bosques templados en México. Sin embargo, son escasas las estimaciones de dichas emisiones en suelos de estos ecosistemas. El objetivo de este estudio fue evaluar los impactos del manejo forestal y el cambio de uso del suelo sobre las emisiones potenciales de CO2 en suelos bajo bosques templados en dos regiones de México. La evaluación de los efectos del manejo forestal se llevó a cabo en la comunidad de Ixtlán de Juárez (Oaxaca, Méiico), caracterizada por realizar manejo forestal sustentable. El análisis del cambio de uso del suelo se realizó en el Cofre de Perote (Estado de Veracruz, Méjico), el cual presenta la mayor tasa de desforestación de bosques y selvas en México. En dos localidades de Ixtlán de Juárez (La Luz y Yagila) se eligieron bosques de referencia (60 años sin extracción forestal) y bosques con 1 y 20 años de abandono posterior al aprovechamiento forestal. En el Cofre de Perote se seleccionaron unidades forestales de referencia, áreas cultivadas y zonas de regeneración o reforestación en dos localidades (Los Pescados y Perote). En cada una de las unidades de manejo forestal en Ixtlán de Juárez y de cambio de uso del suelo en el Cofre de Perote se midieron las emisiones potenciales de  $\mathrm{CO}_2$  mediante incubaciones y se estimó el C presente en la materia orgánica potencialmente mineralizable (C<sub>o</sub>) y la tasa de mineralización (k). En Ixtlán de Juárez el manejo forestal no modificó la producción de CO2 acumulada con respecto a los bosques de referencia. Sin embargo, el tiempo de abandono posterior al aprovechamiento modificó las emisiones acumuladas, las cuales fueron superiores significativamente en el bosque de 1 año comparado con el bosque de 20 años en la localidad de La Luz. Los resultados sugieren que las diferencias en el C total, la disponibilidad de agua y la temperatura son factores determinantes de la magnitud de la producción de CO2 potencial. En esta localidad (La Luz) la concentración de C $_{_{
m O}}$  siguió el patrón:  ${}^{
m D}$ bosque de 1 año >bosque de referencia > bosque de 20 años, mientras la tasa de mineralización presentó el patrón contrario: bosque de 1 año < bosque de referencia < bosque de 20 años; esto sugiere una pérdida de materia orgánica lábil a largo plazo.

En las dos localidades del Cofre de Perote la transformación de ecosistemas forestales a agricultura disminuyó las emisiones potenciales de  $\mathrm{CO}_2$  y el  $\mathrm{C}_\circ$ , y causó un incremento de la tasa de mineralización. Los resultados sugieren una menor concentración de sustratos lábiles a largo plazo y una mayor susceptibilidad de esta fracción de la materia orgánica a la descomposición. La producción potencial de  $\mathrm{CO}_2$  y el  $\mathrm{C}_\circ$  tras la reforestación de áreas agrícolas sugieren un incremento de la materia orgánica potencialmente mineralizable asociada a la recuperación de la cubierta forestal. El aprovechamiento forestal y el cambio de uso del suelo modificaron de forma diferente la disponibilidad de sustratos lábiles y las emisiones potenciales de  $\mathrm{CO}_2$ .

Palabras claves: Bosques templados, carbono potencialmente mineralizable, desforestación, extracción forestal, reforestación, regeneración

# Consequences of forest management and land use/cover change on the potential $CO_2$ emissions of soils in two regions of temperate forests in Mexico

**Abstract:** Non regulated forest extraction and land use/cover change are the main causes of CO<sub>o</sub> emissions in temperate forests in Mexico. However, the estimates of CO<sub>2</sub> emissions from the soils of these ecosystems are scarce. Our goal was to evaluate the forest management and land use/cover change impacts on potential CO2 emissions from soils in two regions of temperate forests in Mexico. The analysis of forest management effects was done in Ixtlán de Juárez community, Oaxaca State (Mexico). This community practices sustainable forest management. The land use/ cover change analysis was done in Cofre de Perote region. Veracruz State (Mexico). Veracruz has the biggest deforestation rate in Mexico. In two locations of Ixtlán de Juárez (La Luz and Yagila) we selected reference forests (60 years without forest extraction) and forests of one and 20 years of abandonment since forest extraction. In Cofre de Perote we selected reference forests, croplands and regeneration or reforestation areas at two locations (Los Pescados and Perote). For each forest management units at Ixtlán de Juárez and land use/cover units at Cofre de Perote we measured the CO<sub>o</sub> potential production in soil incubations in vitro. We estimated the C concentration in potentially mineralizable organic matter (C) and the rate of mineralization (k). At Ixtlán de Juárez forest management did not modify the cumulative CO<sub>2</sub> with respect to the reference forest. Nevertheless, the time since abandonment modified the cumulative emissions, which were higher in the forest with one year after abandonment than the emissions in the 20 years old forest in La Luz. These results suggest that soil carbon differences, water availability, and temperature are determinant factors of the potential magnitude of CO<sub>2</sub> emissions. At La Luz, C<sub>2</sub> followed the order: 1 year old forest > reference forest > 20 years old forest. The k presented the opposite order, i.e., 1 year old forest < reference forest < 20 years old forest. It suggests a reduction of the labile soil organic matter (SOM) in

the long term. In both Cofre de Perote locations the forest transformation to agriculture reduced significantly the  $\mathrm{CO}_2$  potential production and the  $\mathrm{C}_\circ$  concentration, while k increased. This suggests a reduction in concentration of the labile substrates in the long term and a high susceptibility to decomposition of this SOM fraction. The potential  $\mathrm{CO}_2$  emissions and  $\mathrm{C}_\circ$  concentration after reforestation of croplands indicate an increase of potentially mineralizable SOM in connection with forest cover recovery. Forest management and land use change modify in different ways the availability of labile substrates and  $\mathrm{CO}_2$  emissions from soil.

Key words: Temperate forests, potentially mineralizable carbon, deforestation, forest extraction, reforestation, regeneration.

#### INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales cubren alrededor del 30 % de la superficie terrestre libre de hielo (FAO 2005). Los bosques acumulan 650 petagramos (Pg = 10<sup>15</sup> g) de carbono en la biomasa vegetal y 2300 Pg C en el suelo, por lo cual los suelos forestales son un componente primordial en el ciclo global del C (Field y Raupach 2004). Después de los bosques tropicales los ecosistemas forestales templados acumulan la mayor cantidad de C (139 Pg C y 262 Pg C en la parte aérea y subterránea, respectivamente; Sabine et al., 2004). Sin embargo, el manejo forestal y el cambio de uso de suelo alteran los almacenes y flujos de C al modificar los ingresos de materia orgánica (Johnson y Curtis 2001), la respiración de las raíces, la descomposición de la materia orgánica del suelo (MOS) y la respiración de la biomasa microbiana (Kim 2008). Se ha planteado que estas alteraciones podrían tener efectos significativos en la productividad de los bosques (Schlaepfer y Elliot 2000) y en el ciclo global del C terrestre (Falkowski et al. 2000).

La tasa de extracción forestal ha incrementado a nivel mundial en respuesta a una mayor demanda de recursos forestales (Fürstenau *et al.* 2007). Actualmente, alrededor del 34 % de los ecosistemas forestales se utiliza para la producción de madera (FAO 2005), lo cual tiene efectos inmediatos en las emisiones de CO<sub>2</sub> y los almacenes de C en la parte aérea y subterránea (Leighty *et al.* 2006; Newman *et al.* 2006; Roxburgh *et al.* 2006; Jnadl *et al.* 2007). La magnitud y dirección de estas modificaciones dependen de las estrategias de manejo forestal (fertilización, cortas de regeneración, selección de especies y manejo de residuos; Johnson y Curtis 2001). Por ejemplo, la remoción de árboles en bosques templados tiene efectos diferenciales sobre las emisiones de CO<sub>2</sub>. Striegl y Wickland (1998) y Tang *et al.* (2005) reportaron una reducción en la emisión de CO<sub>2</sub> debido a la muerte de raíces de los árboles extraídos; pero Banfield *et al.* (2002) y Pypker y Fredeen (2003) no encontraron patrones consistentes en la emisión de CO<sub>2</sub> después de la extracción de árboles.

Las consecuencias del cambio de uso del suelo sobre los almacenes de C y las emisiones de CO<sub>2</sub> edáficas dependen de los contenidos iniciales de C, de las propiedades químicas de los residuos orgánicos, el clima, el tipo de suelo, las modificaciones de las comunidades microbianas, los cambios en la circulación del nitrógeno y las prácticas de manejo (Guo y Gifford 2002; Campos 2004; Merino et al. 2004; Almendros et al. 2005; Acosta et al. 2007; Moscatelli et al. 2007). La conversión de ecosistemas forestales a uso agrícola causa una disminución del almacén total del C orgánico del suelo (COS) de un 20 a un 40 %, lo cual se ha relacionado con el incremento en el ritmo de descomposición de la materia orgánica, la modificación de la cantidad y calidad de los residuos, cambios en la estructura del suelo, fragmentación y redistribución de residuos y aumento de procesos erosivos (Post y Kwon 2000; Guo y Gifford 2002; Murty et al. 2002; Lal 2004). Sin embargo, estudios que comparan emisiones potenciales de CO2 del suelo en áreas forestales y agrícolas a través de incubaciones bajo condiciones controladas, señalan respuestas diversas. Por ejemplo, Moscatelli et al. (2007) registraron emisiones mayores de CO2 bajo coberturas agrícolas, mientras Nsabimana et al. (2004) reportaron emisiones más grandes bajo coberturas forestales. Por otro lado, la regeneración de bosques secundarios o el establecimiento de plantaciones forestales en áreas previamente cultivadas causan un incremento del COS (de 53 y 18 %, respectivamente; Guo y Gifford 2002), pero las emisiones potenciales de CO2 tras el abandono de áreas agrícolas no ha sido suficientemente estudiadas. Templer et al. (2005) reportaron disminución de emisiones edáficas debido a la regeneración de bosques tropicales cuando fueron analizadas por unidad de materia orgánica (realizando incubaciones en condiciones de laboratorio).

El CO<sub>2</sub> liberado durante las incubaciones en el laboratorio proviene principalmente de la actividad microbiana ocurrida durante la descomposición del capital "activo", formado por biomasa microbiana y compuestos de fácil mineralización de la MOS (Townsend et al. 1997). Los estudios de incubación del suelo en laboratorio en un sistema cerrado, considerados como microcosmos, son básicos para entender la dinámica del C edáfico. Estos experimentos implican el aislamiento y manipulación de una pequeña parte del ecosistema (Schindler 1998), con el propósito de representar sistemas grandes en modelos a una escala más pequeña (Ives et al. 1996; Lawler 1998). Si bien, la extrapolación de resultados obtenidos de los microcosmos ha sido cuestionada debido a que las interacciones entre los elementos bióticos y abióticos son modificadas o están ausentes durante las incubaciones (Carpenter 1996; Schindler 1998), estos estudios constituyen una herramienta útil en las investigaciones ecológicas porque se pueden monitorear, manipular y reproducir con exactitud (Verhoef 1996; Morin 1998). Por tanto, la utilización de este tipo de experimentos para analizar los efectos de manejo o el cambio de uso de suelo tiene como premisa que el C presente en la materia orgánica potencialmente mineralizable es un indicador sensible de estas actividades humanas y, asimismo, permite estimar los flujos de  $CO_2$  derivados de la actividad metabólica microbiana actuando sobre formas lábiles de la materia orgánica (Kadono *et al.*, 2008).

En Méjico los bosques de pino (*Pinus spp*) y encino (*Quercus spp*) ocupan un área de 323.305 km², lo que representa el 17 % del territorio nacional, y son los ecosistemas con mayor riqueza de especies (~7000 especies; Rzedowski 1991; Challenger 1998). Estos bosques contienen alrededor de 50 especies de pinos y 170 especies de encinos, lo cual representa más del 50 % del total de las especies de cada uno de los géneros a escala mundial (CONA-BIO, 2000). Los bosques templados de Méjico son el hábitat de las especies maderables con mayor valor comercial en el mercado forestal (*FAO*, 2002). Estos ecosistemas presentan elevadas tasas de desforestación (0,5 % anual) y de extracción forestal clandestina (21 millones de m³ año⁻¹; Rzedowski 1978; Gómez-Pompa 1985; Masera *et al.* 1997; Challenger 1998). Debido a ello, Méjico se encuentra entre los 10 principales países emisores de CO₂ por desforestación (Detwiller y Hall 1988), las cuales se estiman en 12,9 Pg C año⁻¹ (Masera *et al.* 1997). Sin embargo, es escaso el conocimiento de las emisiones de CO₂ edáficas bajo escenarios de cambio de uso del suelo y manejo forestal.

En este marco el **objetivo** de este trabajo fue evaluar los impactos del manejo forestal y cambio de uso sobre las emisiones potenciales de  $CO_2$  de suelos en dos regiones de bosques templados en Méjico.

#### MATERIALES Y MÉTODOS

#### Sitios de estudio

Para evaluar el efecto del aprovechamiento forestal se eligieron dos localidades de bosques templados con manejo forestal sostenible en la comunidad de Ixtlán de Juárez ubicada en la Sierra Norte de Oaxaca (Méjico). El Estado de Oaxaca cuenta con el 17 % de la superficie forestal certificada a nivel nacional <a href="https://www.ccmss.org.mx">www.ccmss.org.mx</a> y <a href="https://www.ra-smartwood.org/orgsFm.asp">www.ra-smartwood.org/orgsFm.asp</a>.

Ixtlán de Juárez es una comunidad campesina forestal que tiene en posesión 191 km², de las cuales 119 km² están ocupadas por bosques mixtos de pino-encino. La superficie total certificada es de 157 km² y la superficie de bosques de producción es de 6,6 km². Predominantemente se aplica el sistema de cortas intermedias o método de "árboles padres", el cual consiste en la extracción de árboles jóvenes (antes de que alcancen su turno comercial) para redistribuir el incremento y disminuir la competencia por luz y nutrientes para los árboles que se dejan en pie en cada intervención. El turno de corta es de 50 años, con ciclos de 10 años, y al finalizar cada ciclo se elabora un nuevo programa forestal (Resumen Público de Certificación de Ixtlán de Juárez 2006).

Ixtlán de Juárez se ubica en un sistema montañoso caracterizado por una secuencia calcáreo-arcillosa con materiales de origen volcánico en un rango

de altitud de 2200 a 2800 m s.n.m. (Resumen Público de Certificación de Ixtlán de Juárez 2006). El clima es templado húmedo con lluvias en verano (García 2004). La temperatura media varía de 10 a 17 °C y el promedio anual de precipitación es de 800 a 1400 mm a $^{\text{-}1}$  (Tabla 1). Los suelos son ácidos, presentando acumulación de arcillas en el subsuelo y tienen texturas francas a arcillosas. La densidad aparente del suelo (0-10 cm) varía entre 0,2 y 0,4 g cm $^{\text{-}3}$ ; la capacidad de intercambio catiónico varía entre 16 a 18 cmol+ kg $^{\text{-}1}$ ; y la concentración de C varía entre 30 y 150 mg C g $^{\text{-}1}$  (Tabla 1; Romualdo 2008).

En esta comunidad se eligieron bosques en dos localidades: La Luz y Yagila. En cada localidad se seleccionaron bosques de referencia (al menos con 60 años sin extracción forestal) y bosques con un año y con 20 años de abandono posterior al aprovechamiento (Tabla 1).

Para evaluar el efecto del cambio de uso del suelo en áreas originalmente ocupadas por bosques templados se eligieron dos localidades en el Cofre de Perote ubicado en el Estado de Veracruz. La desforestación en este Estado es considerada la más alta a nivel nacional ( $1.6\,\%$  anual: Cairns et al. 1995). Durante el período de 1970 a 2003 el área de bosques templados maduros del Cofre de Perote disminuyó 17 % y el área de bosques secundarios y cultivos de temporal se incrementó 18 y 11 %, respectivamente (Montoya, 2008). Debido a la desforestación la cobertura actual de los bosques templados del Cofre de Perote es aproximadamente 60 % del área de distribución potencial (Montoya 2008). Grandes extensiones originalmente cubiertas por bosques de coníferas fueron convertidas en cultivos de temporal, principalmente de papa y maíz. Las fluctuaciones del mercado agrícola y el agotamiento de la fertilidad del suelo han dado lugar al abandono de parcelas agrícolas, favoreciendo la regeneración de los bosques templados. Actualmente importantes áreas se han recubierto de vegetación de regeneración o han sido reforestadas, registrándose 81,4 km² ocupados por bosques secundarios (Montova 2008).

El Cofre de Perote es un cono volcánico que alcanza 4282 m s.n.m. (Yarza 2003). Presenta un clima templado-frío, con temperatura media anual inferior a 12° C y lluvias de verano en la ladera occidental (Tabla 1). Los suelos son ligeramente ácidos, con texturas francas a franco limosas. La densidad aparente varía entre 0,6 a 1,0 g cm<sup>-3</sup>; la capacidad de intercambio catiónico oscila entre 13 a 40 cmol+ kg<sup>-1</sup> y la concentración de C varía de 10 a 110 mg C g<sup>-1</sup> en los primeros -10 cm de profundidad (Tabla 1). Por encima de los 3000 m s.n.m. los bosques templados de esta región están conformados por pinares mixtos dominados por *Pinus patula*, *P. ayacahuite*, *P. teocote*, *P. montezumae*, *P. pseudostrobus* y *P. oaxacana*; entre los 2000 y 3500 m s.n.m. se encuentran bosques de *Abies religiosa* y entre los 3500 y 4000 m s.n.m. bosques de *P. hartwegii* (PMPNCP 2007).

En dos localidades del Cofre de Perote (Los Pescados y Perote; Tabla 1) se seleccionaron unidades de suelo representativas de los principales tipos de uso/cobertura en la zona.

Tabla 1. Características de los sitios de estudio (Estados de Oaxaca y Veracruz, Méjico).

Localidad	Unidad de cobertura o manejo	Especies dominantes	Edad de uso factual (años)	Altitud (m)	Tem- pera- tura <sup>a</sup> (°C)	Precipi- taciónª (mm a <sup>-1</sup> )	Sustrato	C <sup>b</sup> orgánico del suelo (mg C g <sup>1</sup> )	inico elo g¹)	Localiza- ción
Ixtlán de Juárez (Oaxaca)	rez (Oaxaca)									
La Luz	Bosque de referencia	Pinus pseudotrobus, P. rudis, P. oaxacana y P. ayacahuite.	09 ~		12.2	1400	Secuencia	126,07 (12,5)	(12,5)	172337 N 962841 W
	Bosque de 1 año	P. oaxacana, P. patula, Quercus crassifolia	1	2450	Î		calcáreo-arcillosa con materiales de origen	185,30	(14,3)	
	Bosque de 20 años	P. pseudotrobus, P. rudis, P. oaxacana	20				volcánico	101,00 (14,3)	(14,3)	
Yagila	Bosque de referencia	P. oaxacana, P. patula y P douglasiana	09 ~	0666	-	000	Secuencia	152,92	(7,81)	(7,81) 172354 N
	Bosque de 1 año	P. oaxacana, P. leiophylla	1	0662	10,1	000	calcáreo-arcillosa con materiales de origen	36,14 (5,58)	(5,58)	W 266206
	Bosque de 20 años	P. oaxacana y P. patula	20				volcánico	154,62	(09,60)	
Cofre de Perc	Cofre de Perote (Veracruz)									
Los Pescados	Los Pescados Bosque de referencia	P. montezumae y Abies religiosa	41			1079	Material coluvial	112,98 (7,26)	(7,26)	2159925 N
	Cultivo	Papa (patata)	45	3350	8,4		y depósitos	90,60 (1,61)	(1,61)	*
	Regeneración	Baccharis conferta, P. montezumae y A. religiosa	20				piroclásticos	105,72 (2,75)	(2,75)	
Perote	Plantación de referencia	P. patula, P. teocote y P. oaxacana	30					26,84	(1,91)	26,84 (1,91) 2160971 N
	Cultivo	Maíz	50	2550	11,7	603	Depósitos piroclásticos	7,48	(0,55)	08 / 148 W
	Reforestación	P. patula, P. teocote v P. oaxacana	15					13,34 (0,88)	(0,88)	

<sup>a</sup> Medias anuales. Para Ixtlán de Juárez los datos fueron obtenidos de la Comisión Nacional del Agua (1955-2003) y para las localidades del Cofre de Perote de las estaciones climáticas 30-089-Perote y 30-719-Los Pescados (1921-1995).

<sup>b</sup> En paréntesis se presenta el error estándar.

En la localidad Los Pescados se estudiaron suelos de un área con cobertura forestal continua de 40 años (cobertura de referencia), una zona agrícola cultivada principalmente con papa, que ha sido utilizada para este fin durante 45 años tras desforestación y un área cubierta por una regeneración de *Pinus sp* con 20 años de desarrollo sucesional, la cual fue previamente utilizada para el cultivo de papa durante 5 años (Tabla 1). En la localidad de Perote las unidades correspondieron a una plantación forestal de 30 años (cobertura de referencia), un área cultivada con maíz desde hace aproximadamente 50 años, previamente cubierta con bosque de *Pinus sp*, y una zona reforestada hace 15 años, la cual había sido previamente utilizada para el cultivo de maíz (Tabla 1).

#### Muestreo del suelo

En cada una de las unidades de manejo forestal (esto es, en Ixtlán de Juárez) y de cambio de uso del suelo (en el Cofre de Perote) se establecieron parcelas de  $5000~\text{m}^2$  ( $100~\text{x}~50~\text{m}^2$ ) y  $2500~\text{m}^2$  ( $50~\text{x}~50~\text{m}^2$ ) respectivamente. En las unidades de Ixtlán de Juárez y del Cofre de Perote se trazaron cinco transectos, cada uno de 20~y~10~m, respectivamente, a lo largo de los cuales se tomaron 9 muestras de suelo (0-10 cm) espaciadas cada 5~m.

Las muestras se mezclaron en campo para obtener una muestra compuesta por cada transecto, con un total de cinco muestras por parcela. El muestreo del suelo se realizó en Abril de 2004 en Ixtlán de Juárez y en Mayo de 2006 en Cofre de Perote. Las muestras se tamizaron (<2 mm) inmediatamente después de ser recolectadas y fueron almacenadas a 4 °C hasta la realización de los ensayos y análisis. El COS fue determinado por vía seca (TOCA Shimadzu).

# Emisiones potenciales de CO2

Las emisiones potenciales de  ${\rm CO}_2$  se determinaron mediante incubaciones del suelo en cámaras bajo condiciones controladas de temperatura y humedad (Zibilske 1994). Se incubaron 50 y 25 g de suelo con base en peso seco (suelos provenientes de Ixtlán de Juárez y Cofre de Perote respectivamente) en contenedores de vidrio de 700 mL a 25 °C. Los contenedores fueron aireados regularmente y los suelos mantenidos a 55 % de su capacidad de campo. El  ${\rm CO}_2$  producido fue capturado en 10 mL de NaOH 1 M (previa precipitación del carbonato con 10 mL de BaCl $_2$  2,5 M) y determinado por titulación del exceso de NaOH con HCl 0,5 M. La incubación se realizó durante 90 días y se tomaron once lecturas. Durante las primeras dos semanas se realizaron lecturas cada tercer día; durante las siguientes tres semanas las lecturas se llevaron a cabo cada siete días; finalmente se realizaron lecturas cada 15 días durante 8 semanas. Se incluyeron cinco controles (contenedores de vidrio sin suelo). Las emisiones acumuladas se expresan en mg C- ${\rm CO}_2$  g $^{-1}$ de suelo.

Las medias de la producción de  $\text{C-CO}_2$  acumuladas correspondientes a cada unidad de manejo forestal o de uso del suelo se ajustaron a una ecuación exponencial del tipo:

$$C_{t} = C_{0} * (1 - e^{-kt})$$

donde  $C_t$  es la producción de  $CO_2$  acumulada (mg  $C-CO_2$   $g^1$  suelo) en un tiempo t;  $C_o$  es el C presente en la materia orgánica potencialmente mineralizable (mg  $C-CO_2$   $g^1$  suelo); y k (día $^1$ ) es la constante de mineralización. El C presente en la materia orgánica potencialmente mineralizable se expresó en relación con la concentración de C total del suelo (mg  $C_o$   $g^1$  C). Este parámetro, así como la constante de mineralización (k) se obtuvieron a partir del ajuste del modelo expuesto.

#### Análisis estadístico

La evaluación del efecto del manejo forestal (bosque de referencia, bosques de 1 año y de 20 años luego del aprovechamiento) y del cambio de uso/cobertura del suelo (bosque de referencia, áreas cultivadas y áreas de regeneración) sobre la producción potencial de  ${\rm CO}_2$  acumulada luego de 90 días de incubación se llevó a cabo mediante un análisis de varianza de una vía; cuando existieron diferencias significativas (p <0,05) se realizó la prueba de diferencias honestas de Tukey. Todos los análisis se realizaron con el programa SPSS 15.0 (SPSS Inc., 2006).

#### **RESULTADOS**

#### Efectos del manejo forestal

Como se muestra en la figura 1a, en la localidad de La Luz la producción de  $CO_2$  luego de uno  $(2,7\pm0,14~mg~C-CO_2~g^{-1};$  media  $\pm error$  estándar) y 20 años de aprovechamiento forestal  $(1,8\pm0,23~mg~C-CO_2~g^{-1})$  no fue diferente del registrado en el suelo del bosque de referencia  $(2,1\pm0,29~mg~C-CO_2~g^{-1})$ . Sin embargo, el tiempo de abandono afectó las emisiones acumuladas de  $CO_2$ , las cuales fueron significativamente mayores en el bosque de un año comparadas con las correspondientes al de 20 años (F=4,997,~p=0,026). La concentración de  $C_0$  disminuyó siguiendo el orden el bosque de: 1 año > bosque de referencia > bosque de 20 años (Tabla 2). Sin embargo, la k siguió el patrón contrario: bosque de 1 año < bosque de referencia < bosque de 20 años (Tabla 2).

En la localidad de Yagila el manejo forestal no modificó el flujo de  $CO_2$ . Por lo que el flujo  $CO_2$  fue estadísticamente similar entre el bosque de referencia (2,7 ±0,39 mg C- $CO_2$  g<sup>-1</sup>), el bosque de 1 año (2,7 ±0,25 mg C- $CO_2$  g<sup>-1</sup>) y el bosque de 20 años después del aprovechamiento (1,9

 $\pm 0,27~{\rm mg}~{\rm C}\text{-}{\rm CO}_2~{\rm g}^{\text{-1}};$  Fig. 1b). El aprovechamiento forestal disminuyó en 16 y 29 % la concentración de C $_{\rm o}$  después de 1 y 20 años del aprovechamiento forestal, respectivamente, en comparación con el bosque de referencia (Tabla 2). La constante de mineralización (k) sugiere un incremento de la disponibilidad de sustratos lábiles tras un año del aprovechamiento, disminuyendo transcurridos 20 años desde la extracción (Tabla 2). A pesar de esta repuesta, cuando se evaluó el C $_{\rm o}$  por unidad de C total se alcanzó 85 mg C $_{\rm o}$  g $^{\text{-1}}$ C en el suelo del bosque de 1 año de abandono, 18 mg C $_{\rm o}$  g $^{\text{-1}}$ C en el bosque de 20 años y 26 mg C $_{\rm o}$  g $^{\text{-1}}$ C en el bosque de referencia (Tabla 2).

#### Efectos del cambio de uso/cobertura

En la localidad de Los Pescados el cambio de uso del suelo modificó la producción acumulada de  $CO_2$ ; el suelo del bosque de referencia presentó una producción de  $CO_2$  (3,9 ±0,28 y 1,10 ±0,97 mg C- $CO_2$  g<sup>-1</sup>)

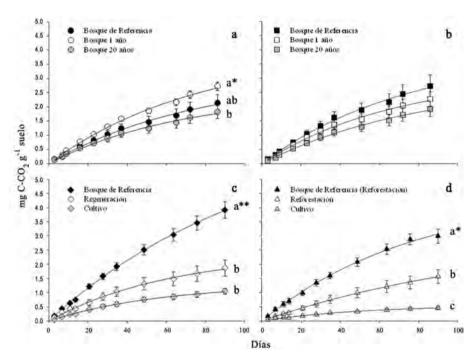


Figura 1. Emisiones potenciales de CO<sub>2</sub> acumuladas en las localidades con manejo forestal (a) La Luz y (b) Yagila en Ixtlán de Juárez, y en diferentes unidades de uso/cobertura de suelo (c) Los Pescados y (d) Perote. Los valores corresponden a medias ± E.E. (n = 5). Los parámetros de la curva y la significancia del ajuste se presentan en la Tabla 2.

significativamente mayor que el bajo uso agrícola  $(1,1\pm0,10 \text{ mg C-CO}_2\text{ g}^{-1})$  y que bajo regeneración  $(1,9\pm0,28 \text{ mg C-CO}_2\text{ g}^{-1}; F=38,331, p$  <0,001; Fig. 1c). A pesar de que las emisiones acumuladas de CO<sub>2</sub> de la regeneración fueron mayores que las de las áreas agrícolas, esta diferencia no fue estadísticamente significativa (Fig. 1c). La concentración de C<sub>o</sub> disminuyó con la trasformación de áreas forestales a agricultura y se observó una recuperación relacionada con la regeneración (Tabla 2). La mayor k se observó en suelos bajo cultivo, indicando un incremento de la disponibilidad de sustratos orgánicos lábiles o menos estabilizados debido al establecimiento de áreas agrícolas (Tabla 2). El C<sub>o</sub> correspondió a 61, 14 y 23 mg C<sub>o</sub> g<sup>-1</sup>C en el bosque de referencia, el área agrícola y la regeneración, respectivamente (Tabla 2).

En Perote el cambio de uso del suelo modificó significativamente la producción acumulada de  $CO_2$ ; el suelo de la unidad forestal de referencia presentó una mayor producción de  $CO_2$  (3,0 ±0,25 mg C- $CO_2$  g-1) que la observada en el suelo bajo uso agrícola (0,5 ±0,07 mg C- $CO_2$  g-1; Fig. 1d). Las emisiones potenciales acumuladas de  $CO_2$  en los suelos reforestados (1,6 ±0,23 mg C- $CO_2$  g-1) fueron significativamente superiores con respecto a las de la unidad agrícola, pero fueron inferiores a las registradas en el suelo de referencia ( $F=39,982,\ p<0,001;\ Fig.$  1d). Esta misma tendencia se observó para la concentración de  $C_0$ , la cual disminuyó con la conversión de áreas forestales a la agricultura y mostró una recuperación después de la reforestación (Tabla 2). Sin embargo, el valor de la k se incrementó siguiendo el orden: Reforestación < unidad de referencia < cultivo. El C de la materia orgánica potencialmente mineralizable correspondió a 167, 73 y 230 mg  $C_0$  g-1 C en el sistema de referencia, el cultivo y el área con reforestación respectivamente (Tabla 2).

#### DISCUSIÓN

## Efectos del manejo forestal

En la localidad de La Luz el tiempo de abandono tras el aprovechamiento forestal afectó diferencialmente las emisiones de  $\mathrm{CO}_2$  edáficas bajo bosques con 1 y 20 años de abandono. En el bosque con 1 año de abandono las emisiones potenciales de  $\mathrm{CO}_2$  y la materia orgánica potencialmente mineralizable fueron 33 y 39 % mayores en comparación con las correspondientes a suelos procedentes del bosque de 20 años. Otros autores también han reportado flujos altos de  $\mathrm{CO}_2$  como consecuencia del aprovechamiento forestal (Kelliher et al. 2004); frecuentemente, una mayor concentración de C total y una mayor disponibilidad de materia orgánica lábil promueven la actividad microbiana y la producción de  $\mathrm{CO}_2$  (Luo y Zhou 2006). Probablemente, las emisiones acumuladas de  $\mathrm{CO}_2$  y materia orgánica potencialmente mineralizable observadas en suelos del bosque de

**Tabla 2.** Parámetros de la cinética de las emisiones potenciales de  $C-CO_2$  obtenidos del ajuste del modelo  $C_1 = C_0 * (1 - e^{-it})$  en suelos de bosques templados bajo diferentes condiciones de manejo forestal y de uso de suelo en Ixtlán de Juárez y Cofre de Perote

1 - 1:1 1	Unidad de	ပိ		k	â	L	2
Localidad	cobertura o manejo	(mg C-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> )	(mg C <sub>o</sub> g <sup>-1</sup> C)	(día <sup>-1</sup> )	n²	,	Y
Ixtlán de Juárez (Oaxaca)							
	Bosque de referencia	3,05	24	0,013	0,995	2549,78	<0,0001
La Luz	Bosque de 1 año	3,98	21	0,013	0,995	2921,49	<0,0001
	Bosque de 20 años	2,44	24	0,015	966'0	1708,57	<0,0001
	Bosque de referencia	3,93	26	0,013	0,991	2391,62	<0,0001
Yagila	Bosque de 1 año	3,07	85	0,015	966'0	1996,86	<0,0001
	Bosque de 20 años	2,86	18	0,013	0,994	2559,74	<0,0001
Cofre de Perote (Veracruz)							
Los Pescados	Bosque de referencia Cultivo	6,93 1,29	61 14	0,009 0,018	0,999	15540,55 3136,21	<0,0001 <0,0001
	Regeneración	2,40	23	0,016	0,996	2286,05	<0,0001
	Plantación de referencia	4,48	167	0,013	866'0	4453,06	<0,0001
Perote	Cultivo	0,55	73	0,020	0,986	652,98	<0,0001
	Reforestación	3,05	230	0,008	0,998	6681,91	<0,0001

 $C_{\circ}$ : C presente en la materia orgánica potencialmente mineralizable y k: constante de mineralización.

Se presentan los valores p y F del ajuste de cada uno de los modelos.

1año se explican por dos factores. Por un lado, en suelos del bosque de 1año se observó la mayor concentración de COS, mientras que en aquellos del bosque de 20años la magnitud fue menor. Siguiendo el mismo patrón registrado en la concentración de COS la mayor magnitud de la constante de mineralización la presentaron los suelos correspondientes al bosque con un año de abandono, mientras que la magnitud menor se observó suelos procedentes del bosque de 20años. Estos resultados (de concentración de C total y constante de mineralización) sugieren una mayor disponibilidad de materia orgánica lábil en el bosque de un año, lo que pudo favorecer un mayor contenido de materia orgánica potencialmente mineralizable y, por tanto, mayores emisiones potenciales de  $\rm CO_2$  en suelos procedentes de este bosque. Estos efectos, combinados con la alta precipitación media en este sitio probablemente favorecen la mineralización de la MOS, incrementando la emisión de  $\rm CO_2$ .

La disponibilidad de agua y la temperatura son factores determinantes en la magnitud de las emisiones de  $\mathrm{CO}_2$  (Raich y Schlesinger 1992; Raich y Potter 1995). En la localidad de Yagila la precipitación anual es 36 % menor que en La Luz. Tras la extracción selectiva el suelo está más expuesto a la desecación por insolación directa, lo cual puede disminuir la integración de los residuos orgánicos al suelo. Probablemente esto ocasiona que el mantillo se integre al suelo de forma más lenta, lo cual conduciría a una disminución en el contenido de MOS. Después de 20 años de la extracción forestal (bosque de 20 años), el establecimiento del dosel arbóreo probablemente favorece la descomposición y la humificación del mantillo, favoreciendo la integración de la necromasa en el suelo. La extracción selectiva en la localidad de Yagila no modificó las emisiones potenciales de  $\mathrm{CO}_2$  probablemente como consecuencia de una menor disponibilidad de agua, a pesar del incremento esperado en la temperatura del suelo que ocurriría como consecuencia de la apertura del dosel arbóreo.

#### Efectos del cambio de uso/cobertura

La conversión de áreas forestales a la agricultura disminuyó la producción acumulada de CO<sub>2</sub> (en 73 y 84 % en Los Pescados y Perote respectivamente). Se ha planteado que la disponibilidad de sustratos lábiles es el principal factor que determina la actividad microbiana y los flujos de CO<sub>2</sub> (Wang *et al.* 2003; Nsabimana *et al.* 2004). En este sentido la transformación de los bosques en cultivos disminuyó la concentración de la materia orgánica potencialmente mineralizable (en 81 y 88 % en Los Pescados y Perote respectivamente). Esta repuesta fue observada por otros autores cuando compararon aéreas forestales y agrícolas (Shrestha *et al.* 2004; Kadono *et al.* 2008). Asimismo, Kadono *et al.* (2008) estimaron el C de la materia orgánica potencialmente mineralizable en 41 suelos bajo diversos usos en la estepa Euroasiática y observaron valores significativamente menores en los sistemas agrícolas

 $(1,12~{\rm mg~C~g^{-1}})$  cuando los compararon con áreas forestales (5,6 mg C g<sup>-1</sup>). A pesar de estos resultados los suelos agrícolas aquí estudiados registraron una constante de mineralización mayor, indicando un incremento del C $_{\rm o}$ , lo cual supone una disminución de las reservas de COS. Este aumento de la fracción lábil de la MOS podría deberse a la modificación en la calidad de los residuos orgánicos, a cambios en los mecanismos de protección debido a la desforestación y las estrategias de manejo agrícola, o a ambos (ver Guo y Gifford 2002; Six *et al.* 2002).

La recuperación de la cubierta forestal luego del uso agrícola a través de la reforestación en Perote incrementó las emisiones potenciales de CO<sub>2</sub> y el C de la materia orgánica potencialmente mineralizable. Aunque los valores no alcanzaron las magnitudes correspondientes a los suelos de referencia, el C en la materia orgánica potencialmente mineralizable fue 5,6 veces mayor en la reforestación en comparación con el de los suelos agrícolas. Probablemente la recuperación de las magnitudes de C de esta fracción está relacionada con el incremento de la biomasa aérea y, por ello, a un mayor ingreso de residuos orgánicos. En esta localidad (Perote) el porcentaje del Co del suelo fue superior en la reforestación comparado con el correspondiente al suelo forestal de referencia, lo cual podría estar relacionado con la disponibilidad de la materia orgánica lábil debido a la escasa mineralización (k = 0.008). En este sentido, la tasa de mineralización sugiere que bajo la cobertura de reforestación la materia orgánica potencialmente mineralizable es menos lábil que la observada en las demás coberturas, lo cual favorece los procesos de acumulación de C en el suelo.

#### Consideraciones finales

El aprovechamiento forestal y el cambio de uso de suelo de los bosques templados estudiados modificaron diferencialmente las emisiones de  ${\rm CO}_2$ . A largo plazo la transformación de bosques templados a sistemas agrícolas causó una reducción de las emisiones potenciales de  ${\rm CO}_2$ , lo que parece relacionarse con una disminución del  ${\rm C}_{\rm o}$ . En cambio, el impacto del manejo forestal sobre las emisiones potenciales de  ${\rm CO}_2$  es menor (al menos a corto plazo), indicando que la extracción forestal tiene consecuencias menos drásticas en los almacenes del C edáfico que las que produce el cambio de cobertura.

En Ixtlán de Juárez el volumen reducido de madera extraída y el arreglo de residuos leñosos en curvas de nivel permiten el mantenimiento de la cobertura del suelo y la disminución de la erosión edáfica. Jonhson y Curtis (2001) y Sullivan et al. (2008) indicaron que la reducida respuesta del flujo de  ${\rm CO_2}$  del suelo a la extracción forestal es debida al escaso efecto de la remoción de los árboles y al manejo de residuos leñosos. Por ello, una alternativa para reducir los niveles de  ${\rm CO_2}$  de la atmósfera es la regeneración natural de los bosques (Johnson 1992; Čarter et al. 2002) y el manejo forestal sostenible (Nabuur

y Masera 2007). Esto ocurre debido a que la acumulación de biomasa aérea y subterránea puede tener potencial de capturar grandes cantidades de C y nutrientes en el suelo, los cuales son más susceptibles a ser perdidos durante la desforestación y el posterior uso del suelo (Trettin et al. 1999; Johnson y Curtis 2001; Carter et al. 2002).

En el presente estudio la reforestación y la regeneración de áreas de cultivo abandonadas favorecieron la recuperación del C lábil en el suelo, como lo sugiere la emisión potencial de  $\mathrm{CO}_2$  edáfico. La ausencia de un efecto de la extracción forestal sobre la producción potencial de  $\mathrm{CO}_2$  sugiere que esta estrategia de manejo tiene un bajo impacto sobre la circulación de C en el ecosistema.

#### **CONCLUSIONES**

El aprovechamiento forestal no modificó sensiblemente las emisiones de  ${\rm CO_2}$  con respecto a los bosques de referencia, debido probablemente a las prácticas de manejo forestal sostenido.

El cambio de uso de suelo de bosques templados a agricultura redujo el C del suelo y, con ello, las emisiones potenciales de  $CO_2$ ; es decir, el cambio de uso del suelo contribuye a la pérdida de C edáfico y posiblemente afecta los mecanismos que estabilizan el COS. En contraste, tanto la reforestación de tierras abandonadas como la regeneración natural de las coberturas forestales contribuyen a la recuperación del C perdido por el suelo como consecuencia del uso agrícola, como lo sugiere una mayor producción potencial de  $CO_2$ .

El cambio de uso de suelo de los bosques templados tiene un mayor impacto en las emisiones y la dinámica del C que el aprovechamiento forestal como lo indicaron las emisiones potenciales de  $\mathrm{CO}_2$ . Tomados en conjunto estos cambios permiten recomendar la extracción selectiva como estrategia de uso del suelo en estos ecosistemas en Méjico, así como fortalecer los planes de reforestación y mejorar el conocimiento sobre la regeneración de áreas abandonadas; por supuesto, es imprescindible reducir o controlar las tasas de desforestación para disminuir las emisiones de  $\mathrm{CO}_2$  a la atmósfera, para lo cual se deben fortalecer los programas de pagos por servicios ambientales.

#### Agradecimientos:

El presente trabajo forma parte de las Tesis de Doctorado en el Posgrados de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) de las dos primeras autores, quienes agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) y la Dirección General de Estudios de Posgrado (DGEP) de la UNAM las becas otorgadas para la realización de sus estudios. Asimismo, se agradece el apoyo logístico y de laboratorio de la *Mr. Sci.* P. Fernández del Instituto de Geografía, UNAM, de la *Mr. Sci.* K.

Shimada Miyasaka y de la Dra. L. Mora Palomino del Instituto de Geología, UNAM; así como del *Mr. Sci.* E. Solís Villalpando del Instituto de Ecología, UNAM, y de la Dra. C. I. Hidalgo Moreno del Laboratorio de Fertilidad de Suelos del Colegio de Posgraduados. Finalmente, este trabajo fue posible gracias al apoyo económico de la Dirección General de Apoyo al Personal Académico (DGAPA) de la UNAM a través de los proyectos IN208902 e IN220106 (México).

### **BIBLIOGRAFÍA**

- Acosta-Martínez V., L. Cruz, D. Sotomayor-Ramírez y L. Pérez-Alegría. 2007. Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. *Appl. Soil Ecol.*, 35: 35-45.
- Almendros G., M.C. Zancada y M.T. Pardo. 2005. Land use and soil carbon accumulation patterns in South African savanna ecosystems. *Biol. Fert. Soils*, 41: 173-181.
- Banfield G.E., J.S. Bhatti., H. Jiang y M.J. Apps. 2002. Variability in regional scale estimates of carbon stocks in boreal forest ecosystems: Results from West-Central Alberta. *Forest Ecol. Manage.*, 169: 15-27.
- Cairns M.A., R. Dirzo y F. Zadroga. 1995. Forests of Mexico: A diminishing resource? J. For., 93: 21-24.
- Campos A. 2004. Effects of subsistence farming system on soil surface  $\rm CO_2\text{-}C$  flux on Cofre de Perote volcano slopes, Veracruz (Mexico). For. Ecol. Manage., 199: 273-282.
- Carpenter S.R. 1996. Microcosms experiments have limited relevance for community and ecosystem ecology. *Ecology*, 77: 677-680.
- Carter M. C., T. J. Dean., M. Zhou., M. G. Messina y Z. Wang. 2002. Short-term changes in soil C, N and biota following harvesting and regeneration of lobolly pine (*Pinus taeda L.*). For. Ecol. Manage., 164: 67-88.
- Challenger A. 1998. *Utilización de los Ecosistemas Terrestres de México. Pasado, Presente y Futuro.* Editorial Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- CONABIO 2000. Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México. Editorial Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Detwiler R. y C. Hall. 1988. Tropical forests and the global carbon-cycle. *Science*, 239: 42–47.
- Falkowski P., R. J. Scholes., E. Boyle., J. Canadell., D. Canfield., J. Elser., N. Gruber., K. Hibbard., P. Högberg., S. Linder., F. T. Mackenzie., B. Moore III., T. Pedersen., Y. Rosenthal., S. Seitzinger., V. Smetacek y W. Steffen. 2000. The global carbon cycle: A test of our knowledge of earth as a system. *Science*, 290: 291-296.
- FAO. 2002. Tendencias y Perspectivas del Sector Forestal en América Latina y el Caribe. <www.fao.org>. F.A.O., Roma.

- FAO. 2005. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2005. 15 Resultados Claves. <a href="https://www.fao.org">www.fao.org</a>, F.A.O., Roma.
- Field C. y R. Raupach. 2004. The Global Carbon Cycle: Integrating Humans, Climate, and the Natural World. Editorial SCOPE, Washington D.C.
- Fürstenau F.W., P. Badeck., M.J. Lasch., J. Lexer., M. Lindner., P. Mohr y F. Suckow. 2007. Multiple-use forest management in consideration of climate change and the interests of stakeholder groups. *Eur. J. Forest Res.*, 126: 225-239.
- García E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Editorial Universidad Nacional Autónoma de México (Méjico).
- Gómez-Pompa A. 1985. Los Recursos Bióticos de México (Reflexiones). Editorial INIREB-Alambra Mexicana, México.
- Guo L.B. y R.M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Change Biol.*, 8: 345-360.
- Ives A.R.J., E.D. Forfoupolos., E.D. Klopfer., J.L. Klug y T.M. Palmer. 1996. Bottle or big-scale studies: how do we do ecology? *Ecology*, 77: 681-684.
- Jandl R., M. Lindner., L. Vesterdal., B. Bauwens., R. Baritz., R. Hagedorn., F. Johnson., D.W. Minkkinen y A. Byrne. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137: 253-268.
- Johnson D.W. 1992. The effects of forest management on soil carbon storage. *Water Air Soil. Pollut.*, 64: 83-120.
- Johnson D.W. y P.S Curtis. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: a meta analysis. For. Ecol. Manage., 140: 227-238.
- Kadono A., S. Funakawa y T. Kosaki. 2008. Factors controlling mineralization of soil organic matter in the Eurasian steppe. *Soil Biol. Biochem.*, 40: 947-955.
- Kim C. 2008. Soil CO<sub>2</sub> efflux in clear-cut and uncut red pine (*Pinus densiflora* S. et Z.) stands in Korea. For. Ecol. Manage., 255: 3318-3321.
- Kelliher F.M., T.J. Clough y H. Clark. The temperature dependence of dicyandiamide (DCD) degradation in soils: A data synthesis. *Soil Biol. Biochem.*, 40: 1878-1882.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123: 1-22.
- Lawler S.P. 1998. Ecology in a bottle: Using microcosms to test theory. En: W.J. Resetarist y J. Bernardo (edts.). *Experimental Ecology*. Editorial Oxford University Press, Nueva York. 470 pp.
- Leighty W.W., S.P. Hamburg y J. Caouette. 2006. Effects of management on carbon sequestration in forest biomass in southeast Alaska. *Ecosystems*, 9: 1051-1065.
- Luo Y. y X. Zhou. 2006. Soil respiration and the environment. Elsevier, Nueva York. 307 pp.
- Masera O.R., M.J. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change*, 35: 265-295.
- Merino A., P. Pérez-Batallón y F. Macías. 2004. Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of southern Europe. *Soil Biol. Biochem.*, 36: 917-925.
- Montoya Y. 2008. Dinámica del Uso del Suelo y la Fragmentación del Bosque de Pino con Ayle del Volcán Cofre de Perote (1970-2003). Facultad de Filosofía

- y Letras. Tesis Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México D.F. (Méjico).
- Morin P.J. 1998. Realism, precision, and generality in experimental ecology. En: W.J. Resetarist y J. Bernardo. (edts.). *Experimental Ecology*. Editorial Oxford University Press, Nueva York. 470 pp.
- Moscatelli M.C., A. Di Tizio., S. Marinari y S. Grego. 2007. Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems. *Soil Till. Res.*, 97: 51-59.
- Murty D., M.U.F. Kirschbaum., R.E. McMurtrie y H. McGilvray. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Glob. Change Biol.*, 8: 105-123.
- Nabuur J. N. y O. Masera. 2007. Forestry International Panel Climate Change. Fourth Assessment Report, Working Group III. I.P.C.C. <a href="https://www.ipcc.ch">www.ipcc.ch</a>>.
- Newman G.S., M.A. Arthur y R. N. Muller. 2006. Above and belowground net primary production in a temperate mixed deciduous forest. *Ecosystems*, 9: 317-329.
- Nsabimana D., R.J. Haynes y F.M. Wallis. 2004. Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use. *Appl. Soil Ecol.*, 26: 81-92.
- Post W.M. y K.C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Glob. Change Biol.*, 6: 317-327.
- Programa de Manejo del Parque Nacional Cofre de Perote. 2007. <www.uv.mx/cofrep/>.
- Pypker T.G. y A.L. Fredeen. 2003. Belowground CO<sub>2</sub> efflux from cut blocks of varying ages in sub-boreal British Columbia. *For. Ecol. Manag.*, 172: 249-259.
- Raich J.W. y C.S. Potter. 1995. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biogeochem. Cycles*, 9: 23-36.
- Raich J.W. y W.H. Schlesinger. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44: 81-99.
- Resumen Público de Certificación de la Comunidad Ixtlán de Juárez. 2006. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible (CSMSS) y Smart Wood Program. <a href="https://www.smartwood.org">www.smartwood.org</a>.
- Romulado R. 2008. Aprovechamiento Forestal y Manejo del Fuego en Ixtlán de Juárez: Consecuencias Biogeoquímicas. Tesis Universidad Nacional Autónoma de México (Méjico).
- Roxbourgh S.H., S.W. Wood., B.G. Mackey., G. Woldendorp y P. Gibbons. 2006. Assessing the carbon sequestration potential of managed forests: A case study from temperate Australia. *J. Appl. Ecol.*, 43: 1149-1159.
- Rzedowski J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa, México.
- Rzedowski J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Bot Mex.*, 14: 3-21.
- Sabine L.C., N. Heimann., P. Artaxo., C.E. Bakker., A. Chen., C. Field., N. Grubber., C. Le Quere., R. Prinn., R., J. Richey., J. Romero., J. Sathaye y R. Valentini. 2004. Current status and past trends of the global carbon cycle. En: C. Field y M. Raupach. (edts.). *The Global Carbon Cycle*. Editoral SCOPE, Washington D.C. 526 pp.
- Schindler D.W. 1998. Replication versus realism: the need for ecosystem-scale experiments. *Ecosystems*, 1: 323-334.

- Schlaepfer R. y C. Elliot. 2000. Ecological and landscape considerations in forest management: the end of forestry? En: K. von Gadow, T. Pukkala y M. Tomé. (edts.). Sustainable Forest Management. Editoral Kluwer, Dordrecht (Holanda), Pp.: 1-67.
- Shrestha B.M., B.K. Sitaula., B.R. Singh y R.M. Bajracharya. 2004. Fluxes of  ${\rm CO_2}$  and  ${\rm CH_4}$  in soil profiles of a mountainous watershed of Nepal as influenced by land use, temperature, moisture and substrate addition. *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 68: 155-164.
- Six J., R.T. Conant., E.A. Paul y K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil.*, 241: 155-176.
- Striegl R.G. y K.P. Wickland. 1998. Effects of a clear-cut harvest on soil respiration in a jack pine-Lichen woodland. *Can. J. Forest Res.*, 28: 534-539.
- Sullivan B.W., T.E. Kolb., S.C. Hart., J.P. Kaye., S. Dore y M. Montes-Helu. 2008. Thinning reduces soil carbon dioxide but not methane flux from southwestern USA ponderosa pine forests. *For. Ecol. Manage.*, 255: 4047–4055.
- Tang J., Y. Qi., M. Xu., L. Misson y A.H. Goldstein. 2005. Forest thinning and soil respiration in a ponderosa pine plantation in Sierra Nevada. *Tree Phisiol.*, 25: 57-66.
- Templer P.H., P.M. Groffman, A.S. Flecker y A.G. Power. 2005. Land use change and soil nutrient transformations in the Los Haitises region of the Dominican Republic. Soil Biol. Biochem., 37: 215-225.
- Trettin C.C., D.W. Johnson y D.E. Todd. 1999. Forest nutrient and carbon pools at walker branch watershed: changes during 21-year period. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 1436-1448.
- Townsend A.R., P.M. Vitousek, D.J. Desmarais y A. Tharpe. 1997. Soil carbon pool structure and temperature sensitivity inferred using CO<sub>2</sub> and <sup>13</sup>CO<sub>2</sub> incubation fluxes from Hawaiian soils. *Biogeochem.*, 38: 1-17.
- Verhoef H.A. 1996. The role of soil microcosms in the study of ecosystem processes. *Ecology*, 77: 685-689.
- Wang W.J., R.C. Dalal., P.W. Moodyand y C.J. Smith. 2003. Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biochem.*, 35: 273-284.
- Yarza E. 2003. Los volcanes del Sistema Volcánico Transversal. Inv. Geogr., 50: 220-234.
- Zibilske I. 1994. Carbon mineralization. En: R. Weaver, S. Angle, P. Bottomley, D. Bezdicek, S. Smith, A. Tabatabai y A. Wollum (edts.). Methods of Soil analysis Part 2 Microbiological and Biochemical Properties. Editorial Soil Sci. Soc. Am./Am. Soc. Agron., Madison (USA), Pp. 835-863.

# APLICACIÓN DE LA TELEDETECCIÓN EN LA ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES EXTRAORDINARIAS DE CO<sub>2</sub> POR QUEMAS DE ÁREAS INSULARES EN EL COMPLEJO LITORAL DE RÍO PARANÁ (R. ARGENTINA)

# Walter Sione<sup>1,2</sup>, Pablo Aceñolaza<sup>1,3</sup>, Lisandra P. Zamboni<sup>1</sup>, Héctor F. del Valle<sup>4</sup>, M. Cristina Serafini<sup>2</sup> y Juan F. Gallardo Lancho<sup>5</sup>.

<sup>1</sup>CEREGEO-FCyT/UADER, Paraná (Argentina); <sup>2</sup>PRODITEL-UNLU, Luján (Argentina); <sup>3</sup>CICyTTP y FCA-UNER, Diamante (Argentina); <sup>4</sup>CENPAT-CONICET, Puerto Madryn (Argentina); <sup>5</sup>C.S.I.C., IRNA, Salamanca (España). Correo electrónico: <sione@ceregeo.org.ar>, <acenolaza@gmail.com>, <pamelazamboni@gmail.com>, <jqallard@usal.es>.

Resumen: Los ambientes insulares del Complejo Litoral del Río Paraná (R. Argentina) están sujetos a incendios con recurrencia controlada por factores antropogénicos, climáticos y topográficos, con consecuencias a escala local, regional y global. Como resultado se producen variaciones en las emisiones de gases de efecto invernadero. Entre Marzo y Junio de 2008 se produjeron una serie de incendios extraordinarios que afectaron principalmente pastizales y juncales, ubicados en las porciones internas del Complejo. El objetivo de este trabajo fue estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> que se produjeron durante el citado período mediante la utilización de la teledetección e información de campo. A partir del uso de compuestos de imágenes MODIS, Landsat y CBERS, se determinaron 10 unidades de cobertura utilizando el índice de vegetación EVI (Enhanced Vegetation Index-MODIS), cuatro de las cuales correspondieron a vegetación herbácea. El área quemada (4550 km²) se determinó mediante la aplicación del índice BAI (Burnt Area Index). Las estimaciones de las emisiones de CO<sub>2</sub> se realizaron en base a datos de biomasa herbácea propios, datos de campo y bibliográficos, utilizando un modelo paramétrico que incluye como variables la proporción de biomasa quemada (0,6), la relación de carbono total (Ct) fijado en biomasa (0,46) y la relación Ct/CO<sub>2</sub> (1:3,67). Los incendios del Complejo Litoral del Río Paraná produjeron emisiones de CO2 cercanos a los 20 Mg C-CO2 ha-1 para juncales y pajonales del Delta, mientras que para las áreas del pre-Delta se calcularon emisiones entre 18 y 34 Mg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> para canutillares y cortaderales. Las emisiones totales estimadas para el período fueron superiores a 7,7 Tg C-CO<sub>2</sub>. Estos niveles de emisión de CO<sub>2</sub> son comparables a lo anualmente producido por una ciudad argentina de unos dos millones de habitantes.

Palabras clave: Incendios, ambientes fluviales, percepción remota, BAI, EVI, MODIS.

# Remote sensing application to the estimation of $CO_2$ emissions produced by an intense wetland fire at the Paraná River Littoral Complex (Argentina)

Abstract: Fires in wetland environments at the Paraná River Littoral Complex (Argentina) present recurrence controlled by anthropogenic. climatic and topographic factors, with local and global consequences. As a result, variations in the emissions of greenhouse gases can be found. During the period March/June 2008 there were a series of extraordinary fires that affected mainly grassland in the entire Littoral Complex. The aim of this study was to estimate CO<sub>2</sub> emissions that occurred during the burning period of herbaceous plant communities in the area. To perform that, vegetation units were characterized from an unsupervised classification of the EVI index (Enhanced Vegetation Index, MODIS); as a result of, ten coverage units were identified; four of them corresponded to herbaceous vegetation. The burnt area (4550 km<sup>2</sup>) was determined by applying the index BAI (Burnt Area Index). Estimations of CO<sub>2</sub> emissions were made based on data from herbaceous biomass, bibliographic and field data, using a parametric model that includes as variables: the proportion of burnt biomass (0.6), the relation of total C fixed in the biomass (Ct: 0.46), and the relation Ct/CO<sub>2</sub> (3.67). Fires in the Paraná-river Littoral Complex produced CO<sub>2</sub> emissions close to 20 Mg C ha<sup>-1</sup> for grasses and bushlands, while for the pre-Delta areas the emissions were estimate between 18 and 34 Mg C ha<sup>-1</sup>. Estimated emissions for the evaluated period were higher than 7,7 Tg C-CO<sub>2</sub>; these levels of CO<sub>2</sub> emissions are comparable to the annually produced by an Argentinean city with two millions inhabitants.

Key words: Fires, riparian ecosystems, imaginery, BAI, EVI, MODIS.

# INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas terrestres acumulan diferentes cantidades de Carbono, tanto en su biomasa como C orgánico edáfico (COS), dependiendo fundamentalmente de las diferentes condiciones climáticas (García Oliva et~al.~2006). Por otro lado, la concentración atmosférica del dióxido de C (CO $_2$ ) pasó de 280 partes por millón en volumen (pmmv) antes de la revolución industrial hasta 379 ppmv en el año 2005, superando las cifras más elevadas de los últimos 650 mil años (*IPCC* 2007).

Los incendios son un fenómeno global, apareciendo ya como registro geológico poco después de la aparición de plantas terrestres. Este influye en los patrones de distribución de los ecosistemas y sus procesos, incluyendo la distribución y la estructura de la vegetación, el ciclo del carbono y el clima (Bowman et al. 2009).

Desde la década del 80 los incendios se identifican como una de las principales fuentes de emisión de gases de efecto invernadero (Seiler y Crutzen

1980; Crutzen y Andreae 1990; Andreae et al. 1998). Se reconoce así que entre los agentes de cambios ambientales el fuego es uno de los principales, con impacto tanto a escala local, como regionalmente sobre los procesos hidrológicos, bioquímicos y atmosféricos (Csiszar et al. 2004; Roy et al. 2005). Bowman et al. (2009) indicaron la relación entre los incendios y la emisiones de  ${\rm CO_2}$  atmosférico. Los incendios producen aproximadamente la mitad de las emisiones de gases de efecto invernadero proveniente de la desforestación y un veinte por ciento de las emisiones totales originadas por actividad humana (Bowman et al. 2009).

En la actualidad existen modelos como el *CATT-BRAMS* (Freitas *et al.* 2007) que permiten estimar el transporte atmosférico y las emisiones por quema de biomasa. Una limitante en este modelo es que no es posible discriminar en todos los casos el origen de las emisiones y su relación con actividades antrópicas en grandes ciudades o si fueron producidas por sucesos extraordinarios como los incendios, reduciendo así las posibilidades de prevención y gestión.

En este sentido la teledetección constituye una herramienta que puede proporcionar un inventario rápido y preciso de las superficies incendiadas, gracias a la información que aportan los sensores remotos sobre regiones no visibles del espectro (infrarrojo cercano, *NIR*, y medio, *IRM*, térmico y microondas; Martín y Chuvieco 1998; Pereira 1999; Martín et al. 2005; Zamboni y Aceñolaza 2005; Sione et al. 2006; Sione et al. 2008). Así, la cartografía de áreas quemadas a partir de la teledetección se ha desarrollado notablemente en los últimos años (Ahern et al. 2001; Chuvieco et al. 2004). Más aún, estudios recientes (Chuvieco et al. 2002 y 2006; Opazo 2007) sugieren la precisión y conveniencia de los compuestos de imágenes *MODIS* para la cartografía de áreas recientemente quemadas, así como el uso de los índices *EVI* (Enhanced Vegetation Index; Huete et al. 2002) y BAI (Burnt Area Index; Martín et al. 2005).

En cuanto a la distribución geográfica de las emisiones de  $\mathrm{CO}_2$  algunos trabajos indican que gran parte de las emisiones ocurren en los trópicos, donde confluyen presión humana, bajo nivel de desarrollo, clima y disponibilidad de combustible, ocasionando que los aportes de gases efectos invernadero debido a la quema de biomasa sean mayores que la contribución que realizan los combustibles fósiles (Liousse  $et\ al.\ 2004$ ).

Es aún deficiente aún el conocimiento sobre el régimen histórico de ocurrencia de incendios y, particularmente, en los ambientes de islas a escala regional. Así mismo se desconocen las superficies, fisonomías y coberturas afectadas por los incendios, así como las consecuencias en las emisiones de CO<sub>2</sub> más allá de algunas publicaciones esporádicas (Zamboni y Aceñolaza 2005a; Aceñolaza et al. 2006; Vicari et al. 2006).

Relacionado con lo anterior en gran parte del Complejo Litoral del río Paraná se produjeron una serie de incendios durante el período de Marzo a Junio de 2008. Estos fueron considerados como extraordinarios por su magnitud, época del año en que se generaron y efectos producidos sobre ciudades vecinas (Sione et al. 2008).

En este marco, el objetivo general de este trabajo fue integrar técnicas de teledetección y de campo para la estimación de emisiones de  ${\rm CO_2}$  a partir de los incendios producidos de Marzo a Junio del 2008 en ambientes insulares del Complejo Litoral del Río Paraná. Como objetivos específicos se planteó clasificar las principales unidades de cobertura de suelo del Complejo Litoral, evaluar las superficies quemadas totales y por unidad, y estimar las emisiones de  ${\rm CO_2}$  para el evento estudiado.

#### MATERIAL Y MÉTODOS

Ubicación y características del área de estudio

El área de trabajo abarca unos  $17.500 \text{ km}^2$  de la llanura de inundación del Río Paraná ubicada entre  $32^{\circ}$  00' y  $34^{\circ}$  28' S y  $60^{\circ}$  55' y  $58^{\circ}$  20' O (Fig. 1).

El clima es templado-cálido y húmedo, rondando la medias de la temperatura media anual los  $19\,^{\circ}$ C. La pluviometría media anual se acerca a los  $1000\,$  mm  $\,\mathrm{a}^{-1}$  con cierta estacionalidad de distribución primavero-otoñal de lluvias (Rojas y Saluso 1987).

El régimen hidrológico del sistema del río Paraná presenta anualmente un pulso de inundación (unimodal) generalmente en los meses de otoño (Abril a Junio), seguido de un período de estiaje (Neiff 1996; Zamboni y Aceñolaza 2004) que alcanza los meses de verano. A medida que se aproxima al delta propiamente dicho la dinámica adquiere mayor influencia mareal, con flujo bidireccional (Malvárez 1999).

# Geomorfología

El Complejo Litoral corresponde al tramo final del río Paraná (sus últimos 350 km hasta su desembocadura), donde se conjugan estructuras fluviales con geoformas sedimentadas durante los últimos ingresos y egresos del mar durante el Holoceno (Iriondo 2004). La llanura fluvial propiamente dicha es la que está vinculada al efecto directo de la dinámica fluvial y está constituida por un sector de islas que presentan una morfología propia, con bordes externos (albardones marginales) más elevados y, tras ellos, bajos inundables en su zona interna, con áreas intermedias de transición (media loma). Se encuentran también albardones internos asociados a cauces que disectan internamente estas islas.

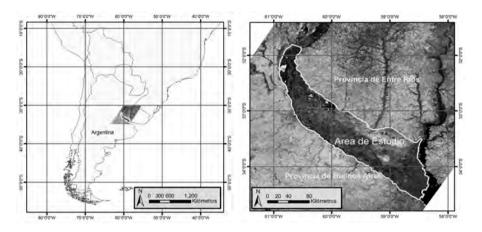


Figura 1. Ubicación del área de estudio (Entre Ríos, R. Argentina).

#### Cobertura del suelo

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 medias a bajas, mientras que las arbóreas lo hacen sobre posiciones altas (Aceñolaza et al. 2004 y 2008).

En el tramo superior y medio del Complejo Litoral, sobre albardones marginales, se extienden sauzales y alisales (*Salix humboldtiana y Tessaria integrifolia*) simples, mientras que en las porciones internas altas de las islas encontramos timbozales (*Albizia inundata*) y bosques mixtos. Los albardones de la porción inferior del Complejo se encontraban originalmente cubiertos por el llamado "Monte blanco" (Burkart 1957), pero que fue reemplazado prácticamente en su totalidad por plantaciones de salicáceas (Kalesnik *et al.* 2007).

En las zonas más bajas se observan una serie de comunidades vegetales herbáceas, pajonales y canutillares-verdolagales (Aceñolaza et al. 2005). Los juncales (Schoenoplectus californicus y Cyperus giganteus) adquieren mayor importancia en las porciones distales del Complejo.

## Métodología

Para la clasificación de cobertura de suelo y la estimación de área quemada se utilizaron productos del sensor MODIS (Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer) de 16 días (MOD13Q1) y 250 m de resolución nominal, generados a partir de compuestos estándar de reflectividad (MOD09Q1; MODIS-TERRA), que fueron provistos por EOS Data Gateway (EOS 2004).

Los datos se ofrecen escalados a 1:10<sup>4</sup> y tienen una proyección sinusoidal.

#### Clasificación de las coberturas edáficas

La clasificación de compuestos multitemporales de *EVI* se realizó en base a productos *MODIS* de 16 días y de 250 m de resolución nominal, generando composiciones de imágenes *EVI* para el período 1 de Enero al 31 de Diciembre de 2007. En la composición se incluyeron los 23 índices *EVI* correspondiendo cada banda a un período de 16 días. A partir de esta composición multitemporal se evaluó la variación estacional del *EVI* para cada píxel y se procedió a identificar coberturas de suelo. Se realizó una clasificación no supervisada (*ISODATA*: *Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique*) del compuesto de 23 bandas del *EVI* y se definieron 10 clases.

El índice *EVI* (*Enhanced Vegetation Index*) fue desarrollado e incorporado dentro de los productos *MODIS* (Huete *et al.* 2002), e incluye en su cálculo la banda del infrarrojo cercano, del rojo, del azul, los coeficientes de corrección del suelo L=1, usando para la corrección de efectos de dispersión atmosférica  $C_1=6.0$  y  $C_2=7.5$  y un factor de ganancia G=2.5, según:

$$EVI = G \frac{\rho_{MIR} - \rho_{red}}{\rho_{MIR} + C_1 \rho_{red} - C_2 \rho_{bhse} + L}$$

Para evaluar el grado de exactitud del resultado de la clasificación de coberturas se utilizaron imágenes de mayor resolución (Landsat TM y CBERS de fechas coincidentes con el período analizado), otras clasificaciones disponibles para el área (Salvia et al. 2007), imágenes de Google Earth y datos del terreno.

#### Determinación del área quemada

Para la identificación de las áreas quemadas se procedió al cálculo de un umbral para el índice *BAI* (*Burnt Area Index*). Se utilizaron para ello imágenes *CBERS 2b* órbita 165/137 del 12 de Mayo de 2008 sobre las que se realizó la interpretación visual y digitalización de polígonos de área quemada. Esos polígonos se utilizaron como máscara para analizar los valores de *BAI* calculado a partir de los compuestos *MODIS* (Enero a Junio de 2008). Para imágenes *MODIS* se propuso una variante del BAI que tiene en cuenta las bandas del *NIR* y el *SWIR* (Martín *et al.* 2005).

$$BAI = \frac{1}{(PC_{SWIR} - \rho_{SWIR})^2 + (PC_{NIR} - \rho_{NIR})^2}$$

Donde:  $\rho_{nir}$  es la Banda 2, compuesto MODIS;  $\rho_{swir}$  la Banda 7, compuesto MODIS;  $pc_{nir}$  el límite de convergencia para la señal del carbón en la banda del NIR (0,08); y  $pc_{swir}$  el límite de convergencia para la señal del carbón en la banda del IRM (0,2).

Sobre una muestra de valores de *BAI* para áreas quemadas en ambientes de islas (de 981 píxeles) se procedió al cálculo del percentil del 5 % que sería utilizado como umbral de corte para la determinación de área quemada. El criterio aplicado fue de *BAI MODIS* >85.

Para el cálculo de exactitud (y dada la dificultad de acceder a la información de campo sobre áreas quemadas en un territorio tan extenso) se decidió utilizar como base para la validación la interpretación visual (Roy et al. 2005) de imágenes del sensor CBERS 2B (Fig. 2).

Se realizó un sorteo de 100 puntos de verificación y se evaluó la presencia/ ausencia de área quemada en las imágenes *CBERS 2B*; el producto de área quemada fue calculado a partir del compuesto *MODIS* (Fig. 3).

# Estimación de las emisiones de CO,

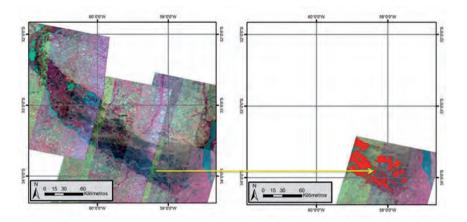
Una vez identificadas y cuantificadas espacialmente las unidades de vegetación (a partir de la clasificación de cobertura de suelo) fue posible integrar información de campo obtenida a partir de datos de biomasa a fin de estimar las emisiones de  $\mathrm{CO}_2$  producidas por la quema. El método (Bravo et~al.~2007b) de estimación de biomasa y C ha sido utilizado en trabajos previos (Zamboni y Aceñolaza 2004, 2005b; Aceñolaza et~al.~2006; Vicari et~al.~2006).

En una primera instancia se obtuvieron valores de materia orgánica seca (MS) para cada unidad de vegetación a partir de valores de biomasa, expresados en Mg MS ha<sup>-1</sup>. Para esto se han incorporado datos correspondientes a valores anuales de recolección de mantillo (necromasa) expresados en Mg MS ha<sup>-1</sup> (Zamboni y Aceñolaza 2005b) correspondientes al horizonte O sobre el suelo. Para la transformación a Mg C ha<sup>-1</sup> se dividió por dos (Bravo et al. 2007b).

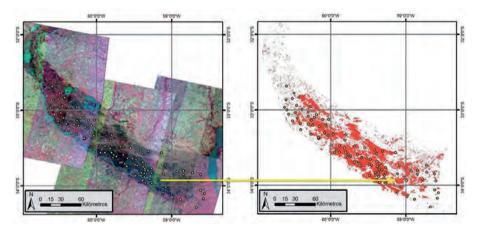
Los datos de contenido de C orgánico del suelo (COS) para estas mismas unidades no fueron incorporados en la presente contribución debido a que se supone que, dadas las características de los incendios ocurridos, el contenido de COS (así como la biomasa de raíces), no se alteraron significativamente; por tanto, para la estimación de la emisión de  ${\rm CO_2}$  no se requieren estos datos.

La metodología utilizada para la obtención de valores de C (Mg C ha<sup>-1</sup>) a partir de datos de materia seca consiste en aplicar un factor de división de 1,84 (a los valores de MS) bajo el supuesto de que el contenido de C es de aproximadamente el 46 % de la MS (Bravo et al. 2007b). A partir de los valores de C (Mg C ha<sup>-1</sup>), se obtuvieron los valores en CO<sub>2</sub>, multiplicando el valor de C por 3,67 (44:12; Bravo et al. 2007b).

Tomando como base los datos de Zamboni y Aceñolaza (2005a) se supuso que la proporción de biomasa incinerada durante el incendio fue del  $60\,\%$  del total de la biomasa presente en cada unidad de vegetación. Cerca del  $20\,\%$  del C



**Figura 2.** Digitilización del polígonos de área quemada a una sola imagen. Izquierda: Mosaico de imágenes *CBERS 2B*. Derecha: Polígonos de área quemada sobre imágenes *CBERS 2B*.



**Figura 3.** Verificación del área quemada. Izquierda: Puntos de verificación sobre mosaico de imágenes *CBERS 2B*. Derecha: Area quemada total para el período detectada sobre el compuesto *MODIS*.

que forma parte de la biomasa aérea se libera durante el incendio (emisión inmediata) esencialmente en forma de  ${\rm CO_2}$  (Seiler y Crutzen 1980), mientras que se estima un porcentaje del 60 % de esta emisión en relación con la biomasa de residuos (CORINE-AIRE 2000).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### Cobertura de suelo

El compuesto de imágenes *EVI* para el año 2007 (Fig. 4) permitió discriminar 10 clases de coberturas de suelo en ambientes de islas, de las cuales la mayoría se corresponde con patrones de paisajes que poseen fisonomías de vegetación que las caracterizan adaptando los criterios y trabajos previos (Burkart 1957; Bonfils 1962; Franceschi y Lewis 1979; Malvárez 1999; Aceñolaza *et al.* 2004; Iriondo 2004; Kalesnik y Kandel 2004; Aceñolaza *et al.* 2005; Kalesnik *et al.* 2007).

Las clases de cobertura se agruparon en fisonomías herbáceo-arbustivas (Clases 2, 6, 7, 8 y 9), arbóreas (Clases 1 y 10) y otras clases de cobertura que por sus características no presentan incendios (esto es: Agua, Clase 3; vegetación acuática, Clase 4; y suelo desnudo, Clase 5).

La exactitud de la clasificación a nivel de fisonomías fue superior al 60 %. Del total del área bajo análisis se determinó que el 12,9 % corresponde a coberturas mixtas, con presencia de fisonomías arbóreas (Clases 1 y 10), el 2,1 % corresponde a arbustivo (Clase 7) y el 69,4 % a herbáceo (Clases 2, 4, 6, 8 y 9; Tabla 1).

Al observar la distribución espacial de las unidades de vegetación se aprecia que las fisonomías arbóreas se encuentran mayormente asociadas a las áreas que limitan los cauces principales del Complejo Litoral del Paraná, diferenciándose para el extremo Norte paisajes complejos y bosques nativos (Clase 1) y para el extremo Sur paisajes más bajos y con presencia de plantaciones de salicáceas (Clase 10). Así mismo, las fisonomías herbáceas se encuentran en las zonas interiores del complejo, pudiendo identificarse en el extremo Norte-centro pastizales del Pre-Delta (dominados por cataizales y pajonales, principalmente Clases 2 y 8) y en el extremo Sur pastizales del Delta (representados por juncales y pajonales, principalmente Clase 9). Esto concuerda con lo sugerido por diferentes autores (Aceñolaza et al. 2005; Kandus et al. 2006; Kalesnik et al. 2007; Aceñolaza et al. 2008).

#### Determinación del área quemada

El área afectada por incendios desde inicios de Febrero hasta el 24 de Junio de 2008 en el Complejo Litoral del Paraná fue de 4550 km².

En la Tabla 1 se presentan las estimaciones de área quemada por tipos de cobertura según los resultados de la clasificación de cobertura de suelo (Fig. 4), mientras que en la Fig. 5 se presenta la superficie quemada en diferentes fechas del periodo considerado (2008). La exactitud de la estimación (considerando errores de omisión y cometidos) fue del 82 %.

Las unidades de vegetación más afectadas por los incendios fueron las que poseían fisonomías del tipo herbáceo. Así, se quemaron el 43 % del pastizal/cataizal y el 28 % de los juncales. Las fisonomías boscosas, en su conjunto, fueron afectadas en un 11 % de su superficie.

De estas fisonomías las que se distribuyen en la porción superior del Complejo Deltaico (Pre-Delta) representan el porcentaje más significativo pero, a su vez, son las que presentan mayor heterogeneidad espacial y, también, mayor error cometido. Este problema estaría asociado a la resolución espacial de los compuestos *MODIS* (250 m) aplicados a estudios y evaluaciones a escala regional; en este estudio la matriz de parches enmascararía fisonomías no arbóreas presentándolas como tal, lo que puede incrementar el error sobrestimando la superficies quemadas.

La distribución temporal de los incendios (Fig. 5) permite apreciar un incremento gradual de la superficie quemada hasta el inicio del mes de Abril para, posteriormente, incrementar significativamente durante la segunda quincena de Abril (2008), alcanzándose un pico de 194.000 ha. Esa superficie declinó pero se mantuvo durante el mes de Mayo y hasta finales del período de estudio, llegando a ser en Junio (2008) de 84.189 ha.

# Estimación de las emisiones de CO<sub>2</sub>

La Tabla 1 muestra la biomasa estimada por unidades de vegetación, su superficie y el área quemada obtenida para cada una; también se incluyen los cálculos de biomasa y mantillo quemados y la estimación de emisión de  $CO_2$ .

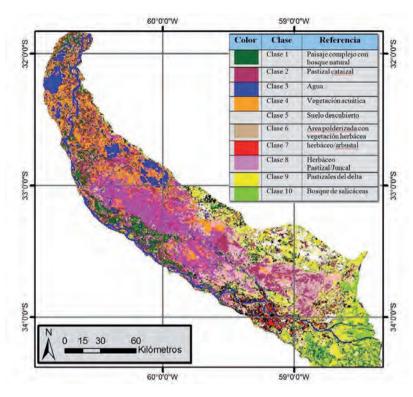
Si se tuviera en cuenta la proporción de área representada por cada unidad y la cantidad de hectáreas quemadas se podría afirmar que las herbáceas (fundamentalmente Clases 2 y 8) son las unidades más afectadas; así, el 40 % del área de estudio está conformada por estas unidades, de las cuales un 80 % (330.000 ha) se quemaron en el período comprendido entre Abril y Junio (2008), representando el 83 % de las emisiones de  ${\rm CO}_{2}$ , provenientes de fisonomías de herbáceas.

Las áreas polderizadas (sistematizadas) con vegetación herbácea y las de vegetación herbácea/arbustal, de régimen hidrológico primordialmente mareal, representan en conjunto menos del 3 % del área estudiada y conforman menos del 7 % del área total quemada. Por otro lado, las clases que contienen fisonomías boscosas (Clases 1 y 10) representan cerca del 11 % del área, formando parte de un paisaje heterogéneo y complejo, con presencia de fisonomías arbustivas, herbáceas y arbóreas, donde se incluyen tanto bosques nativos como plantaciones comerciales. Hay que mencionar que dichas clases poseen heterogeneidad interna por las características geomorfológicas del área y, también, por la escala de trabajo, siendo las herbáceas mayoritariamente las fracciones quemadas.

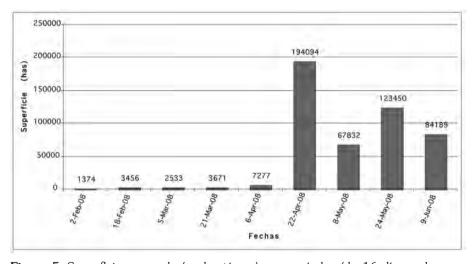
Los incendios del Complejo Litoral del Río Paraná produjeron emisiones de  $\rm CO_2$  cercanos a los 20 Mg C- $\rm CO_2$  ha<sup>-1</sup> procedentes de las praderas de pastizales/juncales y pajonales, mientras que para las áreas superiores del Complejo (pre-Delta) se calcularon emisiones entre 18 y 34 Mg C- $\rm CO_2$  ha<sup>-1</sup> para canutillares y cortaderales. Las emisiones estimadas para todo el período evaluado y, considerando la extensión espacial de las unidades de vegetación quemadas, son superiores a 7,6 Tg C- $\rm CO_2$  procedentes de la vegetación de tipo herbáceo (1 Tg =  $\rm 10^{12}$  g).

De acuerdo a datos publicados por Naciones Unidas (2007; Millennium Development Goals Indicators) las emisiones de  $\mathrm{CO}_2$  para Argentina durante el año 2004 fueron de, aproximadamente, 3,7 Mg C- $\mathrm{CO}_2$  per cápita. De estos datos surge que la emisión producida durante la quema de la cobertura herbácea en el período analizado es comparable a lo anualmente generado por una ciudad argentina de dos millones de habitantes.

Resulta de especial interés la evaluación de la utilidad de estos datos básicos para el funcionamiento de modelos de simulación tales como el *Century* (Parton *et al.* 1987; Parton y Rasmussen 1994), entre otros, lo que permitirá estimar y comprender las variaciones de los distintos componentes de la materia orgánica como resultado del manejo, de gran utilidad con vistas a futuro.



**Figura 4.** Coberturas del suelo en el área de estudio (Completo litoral del río Paraná, R. Argentina).



**Figura 5.** Superficie quemada (en hectáreas) por períodos (de 16 días cada uno, desde Enero a Junio de 2008).

**Tabla 1**. Estimaciones de emisiones totales de Mg  $C-CO_2$  ha<sup>-1</sup>. Fuentes: Datos propios correspondientes a: Aceñolaza et al. 2006; Zamboni y Aceñolaza 2004 y 2005b. Sd: Sin datos; nc: No corresponde.

Referencia	Area representada por cada unidad (% superficie)	Hectáreas quemadas (por cada unidad)	Quemado por unidad (% ha)	Unidades muestreadas	Biomasa (Mg MS ha <sup>-1</sup> )	Biomasa quemada (Mg MS ha <sup>-1</sup> )	(Mg C ha <sup>-1</sup> )	CO <sub>2</sub> (Mg CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> )	Emisiones Totales CO <sub>2</sub> (Mg CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> )	Fuentes
Paisaje complejo con bosque natural	10,3	46903	10,3	Bosque albardón marginal de Salix humboldtiana	225	135	67,5	248	11619046	
Pastizal cataizal	25,9	198710	43,7	Canutillar	12	9,6	4,8	18	3500475	Datos
Área polderizada con vegetación herbácea	9,0	10626	2,3	S. d.	ps	ps	ps	ps		propios
Herbazal/arbustal	2,1	20865	4,6							
Juncales	13,3	130770	28,7	Scirpus giganteus (SG)	18	10,8	5,4	20	2680785	
			0,0	Schoenoplectus californicus (SC)	19	11,4	5,7	21	198406	Vicari <i>et αl.</i> (2006)
Bosque de salicáceas	2,6	1567	6,0	Plantación de Populus y Salix	115	69	34,5	127	1537984	
Pastizales del Pre-delta	18	45551	10,0	Pajonal	23	18,4	9,2	34		
Agua	7,6	0	0,0	nc	nc	nc	nc	nc		
Vegetació acuática	11,6	0	0,0	nc	nc	nc	nc	nc		Datos propios
Suelo desnudo	8	0	0,0	nc	nc	nc	nc	nc		
Total	100	454992	91,5							

Emisiones totales c/herbáceas:  $7719244 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ .

#### CONSIDERACIONES FINALES

- Las técnicas de clasificación de cobertura de suelo a partir de compuestos MODIS mediante el empleo del EVI resultaron útiles para la discriminación de unidades de vegetación representativas del Complejo Litoral del río Paraná. La distribución espacial de las clases permite identificar un sector Norte (Pre-Delta) y uno Sur (Delta).
- El producto MOD13Q1 resultó apropiado para la determinación de área quemada a escala regional. El umbral sobre el BAI estimado permitió discriminar de manera confiable el área quemada y su evolución para cada período analizado. Así mismo, se puede observar un acelerado incremento de dicha superficie desde inicios de Abril, señalando de esta forma la existencia de un pico en los incendios durante la segunda quincena de Abril de 2008.
- Las unidades más afectadas por efectos por quemas fueron las herbáceas en relación a las emisiones de CO<sub>2</sub>; se produjeron, por quema de las praderas de pastizales/juncales y pajonales, emisiones cercanas a los 20 Mg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>, mientras que para el área del Pre-delta se calcularon para canutillares y cortaderales emisiones entre 18 y 34 Mg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>.
- A fin de interpretar las magnitudes de las emisiones estimadas cabe mencionar que son comparables a las emisiones generadas anualmente por una ciudad argentina de dos millones de habitantes.
- Las técnicas de teledetección y su integración con técnicas de campo (como las aquí empleadas) permitieron clasificar las coberturas de suelo del Complejo Litoral del río Paraná y así estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> para cada una de las unidades de vegetación.

## Agradecimientos:

Los datos MODIS utilizados en este trabajo fueron descargados del Land Processes Distributed Active Archive Center (LPDAAC) y del Center for Earth Resources Observation and Science (EROS), U.S. Geological Survey (USGS, USA). Los datos CBERS2B han sido descargados del centro de distribución de datos del I.N.P.E. (Brasil). Se recibió financiamiento parcial por parte de la Universidad Autónoma de Entre Ríos, ACTIER, del CONICET y de la Universidad Nacional de Luján. Se agradece la revisión del Dr. F. García Oliva (UNAM, Méjico) y a evaluadores anónimos quienes, con sus comentarios, contribuyeron a la mejora del trabajo.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Aceñolaza P.G., H.E. Povedano, A.S. Manzano, J de D. Muñoz, J.I. Areta y A.L. Ronchi Virgolini. 2004. Biodiversidad del Parque Nacional Pre-Delta. Serie Misc., 12: 169-184.
- Aceñolaza P., W. Sione, F. Kalesnik y M.C. Serafini. 2005. Determinación de unidades homogéneas de vegetación en el Parque Nacional Pre-Delta (Argentina). Serie Misc., 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 (edt.). Medioambiente en Iberoamérica. Visión desde la Física y la Química en los albores del SXXI. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Badajoz (España). Vol. 2: 529-536.
- Aceñolaza P., A. Manzano, E. Rodríguez, L. Sanchez, A.L Ronchi, E. Giménez, D. Demonte y Z. Marchetti. 2008. Biodiversidad de la región superior del complejo deltaico del Río Paraná. *Serie Misc*, 17: 127-152.
- Ahern F.J., J.G. Goldammer y C.O. Justice (eds.). 2001. *Global and Regional Vegetation Fire Monitoring from Space: Planning a Coordinated International Effort*. S.P.B., Academic Publ., The Hague. 302 pp.
- Andreae M.O., T.W. Andreae, H. Annegarn, J. Beer, H. Cachier, P. le Canut, W. Elbert, W. Maenhaut, I. Salma, F.G. Wienhold y T. Zenker. 1998. Airborne studies of aerosol emissions from savanna fires in southern Africa: 2. Aerosol chemical composition. J. Geophys. Res., 103: 119-128.
- Bonfils C. 1962. Los suelos del Delta del Río Paraná. Factores generadores, clasificación y uso. Revista Investigación Agrícola, 16: 257-270.
- Bowman D.M., J.S. J.K. Balch, P. Artaxo, W.J. Bond, J.M. Carlson, M.A. Cochrane, C.M. D'Antonio, R.S. DeFries, J.C. Doyle, S.P. Harrison, F.H. Johnston, J.E. Keeley, M.A. Krawchuk, C.A. Kull, J.B. Marston, M.A. Moritz, I.C. Prentice, C.I. Roos, A.C. Scott, T.W. Swetnam, G.R. van der Werf, y S.J. Pyne. 2009. Fire in the Earth System. *Science*, 324: 481-484.
- Bravo F., M. J. Fernández Nieto, S. Bogino, M. Segur, A. Bravo-Oviedo, R. Ruiz-Peinado y C. Ordóñez. 2007a. Bosques y gestión forestal, ¿una solución al cambio climático? En: Bravo F. (Coord.) El papel de los Bosques Españoles en la Mitigación del Cambio Climático. Editorial Fundación Gas Natural, Barcelona, 1-42 pp.
- 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. 2007b. Métodos para cuantificar la fijación de  ${\rm CO_2}$  en los sistemas forestales. En: Bravo F. (Coord.) El Papel de los Bosques Españoles en la Mitigación del Cambio Climático. Editorial Fundación Gas Natural, Barcelona. Pp.: 65-112.
- Burkart A. 1957. Ojeada sinóptica sobre la vegetación del Delta del Río Paraná. Darwiniana, 11: 457-561.
- Chuvieco E., D. Cocero, D. Riaño, P. Martín, J. Martínez-Vega, J. de la Riva y F. Pérez. 2004. Combining NDVI and surface temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. Remote Sens. Environ., 92: 322–331.

- Chuvieco E., M.P. Martín y G. Ventura. 2002. Evaluación de imágenes NOAA-AVHRR y Terra-MODIS para cartografía regional de áreas quemadas. *X Simposio Internacional SELPER*. Cochabamba, Bolivia. 10 pp.
- Chuvieco E., O. Sergio, H. del Valle, W. Sione, J. Anaya, F. González, G. López, C. Di Bella, N. Mari, A. Setzer, I. Csiszar, L. Manzo, F. Morelli, P. Acevedo y A. Bastarrika. 2006. Cartografía global de áreas quemadas en América Latina: experiencias del proyecto AQL2004. XII Simposio SELPER. Cartagena de Indias (Colombia). 10 pp.
- CORINE-AIRE. 2000. Inventario de Emisiones de Contaminantes a la Atmósfera CORINE-AIRE 1994, 1995, 1996 e Inventarios Complementarios. Vol 2: Análisis por Actividades Emisoras del Grupo 11 "Naturaleza" de la Nomenclatura SNAP-97. CORINE, M.M.A., Madrid.
- Crutzen P.J. y M.O. Andreae. 1990. Biomass burning in the Tropics: impact on atmospheric chemical and biogeochemical cycles. *Science*, 250: 1669-1678.
- Csiszar I., C.O. Justice, A.D. Mcguire, M.A. Cochrane, D.P. Roy, F. Brown, S.G. Conard, P.G.H. Frost, L. Giglio, C. Elvidge, M.D. Flannigan, E. Kasischke, D.J. McCrae, T.S. Rupp, B.J. Stocks y D.L. Verbyla. 2004. Land use and fires. En: Land Change Science: Observing, Monitoring, and Understanding Trajectories of Change on the Earths Surface (Gutman et al. eds). Kluwer Academic Publ., Dordrecht (Holanda). Pp.: 329-350.
- EOS. 2004. NASA Earth Observing System data gateway. Consulta: <a href="http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub/imswelcome">http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub/imswelcome</a>>.
- Franceschi E. A. y J. J. Lewis. 1979. Notas sobre la vegetación del valle Santafesino del Río Paraná (República Argentina). *Ecosur*, 6: 55-82.
- Freitas S., R. K. Longo, M. Dias, R. Chatfield, P. Dias, P. Artaxo, M. Andreae, G. Grell, L. Rodrigues, A. Fazenda y J. Panetta. 2007. The coupled aerosol and tracer transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS). Part 1: Model description and evaluation. *Atmos. Chem. Phys. Discuss*, 7: 8525-8569.
- 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.
- Huete A., K. Didan , T. Miura, , E. Rodríguez, , X. Gao y L.G. Ferreira. 2002. Overview of the Radiometric and Biophysical Performance of the MODIS Vegetation Indices. Remote Sens. Environ., 83: 195-213.
- IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. The Physical Sciences Basis (Summary for policymakers). <www.ipcc.ch>. Consulta: Junio 2007.
- Iriondo M. 2004. The littoral complex at the Paraná mouth. *Quaternary Intern.*, 114: 143-154.
- Kalesnik F. y C. Kandel . 2004. *Reserva de Biosfera Delta del Paraná*. Formación en educación para el ambiente y el desarrollo. UNESCO y Municipalidad de San Fernando. UNESCO, París. 255 pp.
- Kalesnik F., P. Aceñolaza, M. Hurtado y J. Martínez. 2007. Relación entre la vegetación de los neo-ecosistemas de albardón y la heterogeneidad ambiental en el Bajo Delta del Río Paraná, Argentina. *River Res. & Appli*. En prensa. *ISSN*: 1535-1459.

- Kandus P., R. Quintana y R. Bó. 2006. *Patrones de Paisaje y Biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de Ambientes*. Editorial GIEH, FCEyN-UBA, Buenos Aires. 40 pp.
- Liousse C., M.O. Andreae, P. Artaxo, P. Barbosa, H. Cachier, J.M. Grégoire, P. Hobbs, D. Lavoué, F. Mouillot, J. Penner, M. Scholes y M.G. Schultz. 2004. Deriving global quantitative estimates for spatial and temporal distributions of biomass burning emissions, En: C. Granier, P. Artaxo y C. Reeves (edts.). Emissions of Atmospheric Trace Compounds. Kluwer Academic Publ., Dordrecht (Holanda). Pp.: 77-120.
- Malvárez A. I. 1999. El Delta del Río Paraná como mosaico de humedales. En: A.I. Malvárez y P. Kandus (edts.). *Tópicos Sobre Grandes Humedales Sudamericanos*. Editorial ORCYT-MAB (UNESCO), Montevideo. Pp.: 35-53.
- Martín M.P. y E. Chuvieco. 1998. Cartografía de grandes incendios forestales en la península Ibérica a partir de imágenes NOAA-AVHRR. Serie Geográfica, 7: 109-128.
- Martín M., P. I. Gómez y E. Chuvieco. 2005. Performance of a burned-area index (BAI) for mapping Mediterranean burned scars from MODIS data. En: J. Riva, F. Pérez-Cabello y E. Chuvieco (edts.). Proceedings of the 5th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire Management: Fire Effects Assessment. Universidad de Zaragoza, GOFC-GOLD, EARSeL, París. Pp.: 193-198.
- Naciones Unidas. 2007. Millennium Development Goals Indicators. Carbon Dioxide Emissions ( ${\rm CO_2}$ ), metric tons of  ${\rm CO_2}$  per capita (CDIAC). <a href="http://mdgs.un.org/unsd/mdg/SeriesDetail.aspx?srid=751&crid=>.">http://mdgs.un.org/unsd/mdg/SeriesDetail.aspx?srid=751&crid=>.</a>
- Neiff J. 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. Verh. Internat. Verein. Limnol., 26: 167-180.
- Opazo Saldivia S. y E. Chuvieco. 2007. Utilización de productos *MODIS* para la cartografía de áreas quemadas. *Rev. Asoc. Española Teledet.*, 27: 27-43.
- Parton W.J. y P. E. Rasmussen. 1994. Long-term effects of crop management in wheat-fallow: II. CENTURY model simulations. Soil Sci. Soc. Am J., 58: 530-536.
- Parton W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole y D.S. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. Soil Sci. Soc. Am. J., 51: 1173-1179.
- Pereira J.M.C. 1999. A comparative evaluation of NOAA/AVHRR vegetation indexes for burned surface detection and mapping". *IEEE Transact. Geosci. Remote Sens.*, 37: 217-226.
- Rojas A. y J. H. Saluso. 1987. *Informe Climático de la Provincia de Entre R*íos. INTA EEA Paraná, Publicación Técnica Nº 14. Paraná, Entre Ríos. 20 pp.
- Roy D.P., Y. Jin, P.E. Lewis y C.O. Justice. 2005. Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. *Remote Sens. Environ.*, 97:137-162.
- Salvia M., H. Karszenbaum, F. Grings, y P. Kandus. 2007. Datos satelitales ópticos y de radar para el mapeo de ambientes en macrosistemas de humedal. *XII Congreso de la Asociación Española de Teledetección*. Septiembre de 2007. A.E.T., Mar del Plata (Argentina).

- Seiler W. y P.J. Crutzen. 1980. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. *Climatic Change*, 2: 207-247.
- Sione W., P.G. Aceñolaza, L.P. Zamboni y M.C. Serafini. 2006. Estudio de la evolución de un área quemada en ambiente de humedales de la provincia de Entre Ríos con variables derivadas de imágenes MODIS. Actas XII Simposio Internacional en Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica. Cartagena de Indias (Colombia).
- Sione W., P. Aceñolaza, L.P. Zamboni, C. Serafini, H.F. del Valle y J.F. Gallardo Lancho. 2008. Estimación indirecta de emisiones de CO<sub>2</sub> a partir de información satelital en áreas quemadas de ambientes insulares del delta del río Paraná (ARGENTINA). Actas XII Simposio de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Percepción Remota (SELPER). La Habana (Cuba). 16 pp.
- Vicari R., P. Kandus, P. Pratolongo 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 CO<sub>2</sub> atmosférico. En: Brown et al. (edts.) La Situación Ambiental de la Argentina. Editorial Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. Pp.: 161-163.
- Zamboni P. y P.G. Aceñolaza. 2004. Aporte al conocimiento de ciclos de materia orgánica en formaciones boscosas de la llanura de inundación del río Paraná. *Serie Misc.*, 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). Bol. Soc. Argentina Bot., 40: 141.
- Zamboni P. y P.G. Aceñolaza 2005 b. Aporte al conocimiento de la dinámica de materia orgánica en bosques de la porción baja de la Cuenca del Plata. En: Cappato y Petean (edts.) Humedales Fluviales de América del Sur: Hacia un Manejo Sustentable. Editorial Fundación Proteger, Buenos Aires. Pp.: 535-541.

# EMISIONES DIRECTAS DE ÓXIDO NITROSO DE SUELOS AGRÍCOLAS ARGENTINOS

#### Miguel A. Taboada

Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires C1417DSE (R. Argentina). Correo electrónico: <mtaboada@agro.uba.ar>.

Resumen: Los países que adhieren al Protocolo de Kyoto deben realizar periódicamente inventarios de gases con efecto invernadero, siguiendo las metodologías del IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Las emisiones de óxido nitroso por suelos agrícolas fueron identificadas como la tercera categoría principal de emisiones de gases con efecto invernadero en Argentina. En el presente trabajo se analizan los resultados del inventario realizados en la Segunda Comunicación Nacional de Argentina. El N de origen de las emisiones de N<sub>o</sub>O provino de: a) fertilizantes sintéticos; b) fijación biológica; y c) enterramiento de residuos. El consumo anual de fertilizantes pasó de 85 mil a 503 mil toneladas de N entre las campañas agrícolas 1989/90 y 2000/01. El N fijado y aportado por residuos aumentaron marcadamente a partir de 1997/98, debido al aporte de la soja (principal cultivo argentino) y, en menor medida, la siembra de leguminosas forrajeras. Las emisiones directas de N<sub>0</sub>O por uso agrícola de los suelos pasaron de 33,6 Gg N-N<sub>0</sub>O (60 % por fijación simbiótica) en 1989/90 a 71,5 Gg N-N<sub>o</sub>O (55 % por fijación) en 2000/01. A diferencia de otros países agrícolas el sector fertilizante sólo tuvo una participación menor (4 a 12 %, durante el período de estudio). Se concluye que el cultivo de soja fue el principal responsable de las emisiones directas de N<sub>2</sub>O de Argentina.

Palabras clave: Oxido nitroso, emisiones directas, suelos agrícolas, Argentina.

# Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils of Argentina

**Abstract:** Countries signing the Kyoto Protocol must redact periodical inventories of greenhouse gas emissions, following the IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) methodology. Nitrous oxide emissions from agricultural soils are the third key source of greenhouse gas emissions in Argentina. The present report aims to analyze results of the inventory performed for the Second National Communication of Argentina (2000). The N source of  $N_2O$  emissions belonged to: a) mineral N fertilizers; b) biological N fixation; and c) burying of agricultural residues into the soil. The annual consumption of N fertilizers passed from 85 thousand tons in 1989/90 to 503 thousand tons in 2000/01. The N originated by biological

fixation and by agricultural residues increased sharply from 1997/98, which was mainly due to soybean crop and, to a lesser extension, to forage legumes. Direct  $N_2O$  emissions from agricultural soils passed from 33.6 Gg N-N $_2O$  (60 % biological N fixation) in 1989/90 to 71.5 Gg N-N $_2O$  (55 % biological fixation) in 2000/01. Unlike other agricultural countries, mineral fertilizers only had a minor participation of  $N_2O$  emissions (4 to 12 % during the period considered). It can be concluded that soybean crop was the main cause of  $N_2O$  emissions of Argentina.

Key words: Nitrous oxide, direct emissions, agricultural soils, Argentina.

# INTRODUCCIÓN

Los países adheridos al Protocolo de Kyoto deben presentar periódicamente inventarios de emisiones de gases con efecto invernadero siguiendo las metodologías propuestas por el IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). El óxido nitroso ( $N_2O$ ) se produce en forma natural en los suelos mediante los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación. Las emisiones de  $N_2O$  por suelos agrícolas fueron identificadas como la tercera categoría principal de emisiones de gases con efecto invernadero (GEI) de Argentina, tras las fuentes fijas de combustión y de la fermentación entérica de ganado doméstico (consúltese <www.medioambiente.gov.ar>).

Los objetivos del presente trabajo fueron: (i) analizar la composición de las emisiones directas de  $\rm N_2O$  de la agricultura argentina, según los resultados del inventario realizado para el año 2000; (ii) discutir las posibles mejoras futuras a esos cálculos; y (iii) comparar nuestra matriz de emisiones con la de otros países productores agropecuarios.

# **MÉTODOS**

Las emisiones se calcularon para los años 1990, 1994, 1997 y 2000 usando la metodología del *IPCC* (*Intergovernmental Panel on Climate Change* 1997 y 2001).

La ecuación empleada fue la siguiente:

$$N_2O_{Directo} - N = [(F_{SN} + F_{EA} + F_{NB} + F_{RC}) \cdot FE_1] + (FS_0 \cdot FE_2)$$
 [1]

Donde:  $N_2O_{Directo} - N = emisión de <math>N_2O$  en unidades de N;  $F_{SN} = cantidad$  anual de N en los fertilizantes sintéticos aplicados a los suelos, ajustada para cuenta del volumen que se volatiliza como  $NH_3$  y  $NO_x$ ;  $F_{EA} = cantidad$  anual de N en el estiércol animal aplicado intencionalmente a los suelos, ajustada para cuenta del volumen que se volatiliza como  $NH_3$  y  $NO_x$ ;  $F_{NB} = cantidad$  de N fijado por las variedades fijadoras de N que se cultivan anualmente;  $F_{RC} = cantidad$  de N en residuos de cosechas que se reintegran anualmente a los

suelos;  $F_{SO}$  = superficie de suelos orgánicos que se cultiva anualmente;  $FE_1$  = factor de emisión correspondiente a las emisiones procedentes de aportes de N (kg de N-NO $_2$ /kg aporte de N);  $FE_2$  = factor de emisión correspondiente a las emisiones procedentes del cultivo de suelos orgánicos (kg de N-N $_2$ O-/kg aporte de N).

Dado que la Argentina no posee suelos orgánicos (esto es, Histosoles) destinados a la agricultura se pueden anular los términos  $F_{SO}$  y  $FE_2$  de la ecuación anterior. Asimismo, al no ser el abonado de los suelos con estiércoles animales (una práctica difundida a nivel extensivo), se supone despreciable el término  $F_{FA}$  de la ecuación [1].

#### **RESULTADOS**

Cálculo de las cantidades de N aportado anualmente

Previo al cálculo de las emisiones de  $N_2O$  fue necesario conocer cuánto N se aplicó anualmente a la agricultura. Este N fue el proveniente de los fertilizantes sintéticos ( $F_{SN}$ ), la fijación biológica ( $F_{NB}$ ) y el enterramiento de residuos ( $F_{DC}$ ).

Nitrógeno de fertilizantes sintéticos, ajustado para dar cuenta de la volatilización ( $F_{\rm SN}$ ):

Este término se calculó usando la ecuación:

$$F_{SN} = N_{FERT} \cdot (1 - FRAC_{GASF})$$
 [2]

Donde:  $N_{FERT}$  = total de fertilizante sintético utilizado en el país (kg N año¹); obtenido de estadísticas oficiales (<www.sagyp.gov.ar>; <www.senasa.gov.ar>) y privadas (<www.inpofos.org>; <www.fertilizar.org.ar>); y FRAC\_{GASF} = fracción total de N del fertilizante sintético que se emite como  $NO_x + NH_3$  (kg N kg¹). Se supuso un valor por defecto de 0,1 kg NH3-N + NOx-N kg¹ de N en el fertilizante sintético aplicado.

Entre las campañas agrícolas 1989/90 y 2000/01 el consumo de fertilizantes nitrogenados en Argentina pasó de aproximadamente 85.000 a 503.000 toneladas de N (Fig. 1).



**Figura 1.** Consumo de fertilizantes minerales de Argentina. Fuentes: <www.fertilizar.org.ar>; <www.inpofos.org>; <www.senasa.gov.ar>.

# N fijado por cultivos y forrajeras ( $F_{NR}$ ):

La fijación biológica de N tiene lugar en los nódulos de las raíces de cultivos como soja, poroto y otras laguminosas, y también de especies forrajeras como alfalfa, melilotus y tréboles. Este componente del cálculo se divide en dos: Los aportes procedentes de los cultivos y el procedente de las leguminosas forrajeras.

# Aporte procedente de los cultivos

Las *Directrices del IPCC* suponen que la cantidad de N contenida en la parte aérea de la planta (el producto del cultivo más sus residuos) es razonablemente representativa de la cantidad de N fijada por el cultivo. Se utilizó, entonces, la ecuación siguiente (*IPCC* 2001):

$$F_{NB} = \Sigma_{i} [Cultivo_{BFi} \cdot (1 + Res_{BFi} / Cultivo_{BFi}) \cdot Frac_{MSi} \cdot Frac_{NCRBFi}]$$
 [3]

Donde: Cultivo<sub>BF</sub> = producción de biomasa de legumbres secas + soja en el país (kg de biomasa seca / año), según estadísticas oficiales (www.indec. gov.ar; ENA de la SAGPyA); Res<sub>BFi</sub> / Cultivo<sub>BFi</sub> = relación de masa ente los residuos y el producto de las cosechas que es específica para cada tipo de cultivo i; Frac<sub>MSi</sub> = fracción de materia seca existente en la biomasa aérea de cada tipo de cultivo i. y FRAC<sub>NCRBF</sub> = fracción del N en cultivos fijadores del N (kg N / kg de biomasa seca). Se utilizó el valor por defecto propuesto por el *IPCC*. Este valor fue 0,03 kg N / kg<sup>-1</sup> de biomasa seca. Se aplicó un factor 2,0 para convertir la producción de cultivos a total de los cultivos.

Los valores de  $\mathrm{Res}_{\mathrm{BFi}}$  /Cultivo $_{\mathrm{BFi}}$ ,  $\mathrm{Frac}_{\mathrm{MSi}}$  y  $\mathrm{Frac}_{\mathrm{NCRBFi}}$  usados fueron los indicados por defecto por el "Manual de Buenas Prácticas" (IPCC 2004).

Aporte procedente de las leguminosas forrajeras: En el caso de las leguminosas forrajeras la ecuación fue la siguiente:

$$F_{NB} = \Sigma_{i} [Cultivo_{BFi}, Frac_{MSi}, Frac_{NCRBFi}]$$
 [4]

Previo a la aplicación de la Ecuación [4] fue necesario calcular los aportes de biomasa por cada una de las forrajeras. A diferencia de los cultivos agrícolas, para los cuales existen estadísticas oficiales de producción de grano (<www.indec.gov.ar>; <www.sagyp.mecon.gov.ar>), sólo existen estimaciones de la cantidad de hectáreas sembradas de cada especie forrajeras (Encuestas Nacionales Agropecuarias de la SAGPyA) e información, más ajustada, de los dos últimos inventarios (1988 y 2002); Censos Nacionales Agropecuarios (<www.indec.gov.ar>; <www.sagyp.mecon.gov.ar>).

No se dispone de la necesaria información de producción de materia seca. Para cubrir esta deficiencia se ha propuesto una metodología de cálculo basada en la producción de forrajeras puras y asociadas en pastoreo en la región pampeana (Cangiano 1996).

En el caso de las pasturas coasociadas la estimación de las ENA es que se renuevan las praderas cada 4 o 5 años en la región pampeana, cuando éstas comienzan a mostrar síntomas de envejecimiento. En promedio existe una tasa de renovación del 19 % (uno de cada cinco años) en la región pampeana (ENA). Para estimar la producción anual de las leguminosas incluidas en pasturas consociadas se supuso que las leguminosas contribuyen en un 50 % a la producción del pastizal, con una proporción de 0,2 cada año (cada cinco años se siembra una pradera).

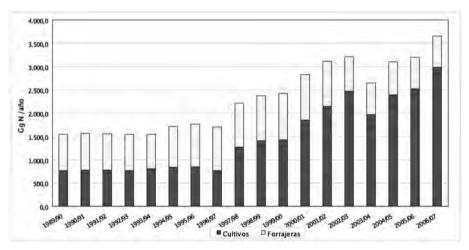


Figura 2. Cantidad de N fijado por cultivos agrícolas y plantas forrajeras.

N en residuos de las cosechas y pastos reintegrados a los suelos:

En las directrices del IPCC la cantidad de N que se integra anualmente a los suelos mediante la incorporación de residuos de cosechas ( $F_{RC}$ ) se estima determinando la cantidad total de N que se produce en los residuos de las cosechas (ya sea de cultivos no fijadores como fijadores de N) y ajustándola para tener en cuenta de la fracción de residuos que se quema en los campos durante o después de la cosecha.

El N en residuos de las cosechas reintegrados a los suelos fue calculado usando la siguiente ecuación:

$$\begin{split} F_{RC} = & \ \Sigma_{i} \left[ \left( \text{Cultivo}_{0i} \cdot \text{Res}_{0i} / \text{Cultivo}_{0i} \cdot \text{Frac}_{\text{MSi}} \cdot \text{Frac}_{\text{NRC0i}} \right) \cdot \left( 1 - \text{Frac}_{\text{QUEMi}} - \text{Frac}_{\text{COMB-CRi}} - \text{Frac}_{\text{CONST-CRi}} - \text{Frac}_{\text{FOR}} \right) \right] + S_{j} \left[ \left( \text{Cultivo}_{\text{BFj}} \cdot \text{Res}_{\text{BFj}} / \text{Cultivo}_{\text{BFj}} \cdot \text{Frac}_{\text{MSj}} \cdot \text{Frac}_{\text{NRBFj}} \right) \cdot \left( 1 - \text{Frac}_{\text{QUEMj}} - \text{Frac}_{\text{COMB-CRj}} - \text{Frac}_{\text{CONST-CRj}} - \text{Frac}_{\text{FORj}} \right) \right] \end{split}$$

Donde se permiten usar los valores específicos para cada cultivo de las siguientes variables (es decir, para todos los demás tipos de cultivos i y para cada tipo de cultivo fijador de Nj), siendo:  ${\rm Res_{0i}}/{\rm Cultivo_{0i}}$  y  ${\rm Res_{BFj}}/{\rm Cultivo_{BFj}}$  = relación de masa entre los residuos y el producto de los cultivos;  ${\rm Frac_{MSi}}$  y  ${\rm Frac_{MSi}}$  = contenido de materia seca de la biomasa aérea;  ${\rm Frac_{NRCi}}$  y  ${\rm Frac_{NRBF}}$  = contenido de nitrógeno de la biomasa aérea;  ${\rm Frac_{QUEMi}}$  y  ${\rm Frac_{QUEMj}}$  = fracción de residuos quemada en los campos antes y después de la cosecha;  ${\rm Frac_{COMB-CRi}}$  y  ${\rm Frac_{COMB-CRj}}$  = fracción de residuos usada como combustible;  ${\rm Frac_{CONST-CRj}}$  y  ${\rm Frac_{CONST-CRj}}$  = fracción de residuos usada para la construcción; y  ${\rm Frac_{FORi}}$  y  ${\rm Frac_{FORi}}$  = fracción de residuos usada como forraje.

Se han utilizado los valores por defecto de  $\mathrm{Res}_{0\mathrm{f}}/\mathrm{Cultivo}_{0\mathrm{i}}$ ,  $\mathrm{Frac}_{\mathrm{MSi}}$  y  $\mathrm{Frac}_{\mathrm{NRC0i}}$  recomendados en "Manual de Buenas Prácticas" ( $\mathit{IPCC}\ 2001$ ).

Para calcular el aporte causado por enterramiento de rastrojos durante las labranzas,  $(F_{RC})$ , la metodología del *IPCC* requiere conocer: La producción de soja y legumbres secas en el país estudiado (Cultivo<sub>BF</sub>, kg año¹); las dos principales leguminosas cultivadas en el país; y la producción de otros cultivos (Cultivo<sub>0</sub>, kg a¹). Estas cifras fueron obtenidas de las estadísticas oficiales (<www.indec.gov.ar>; <www.sagyp.mecon.gov.ar>).

La Fig. 3 muestra el aporte de N proveniente de la incorporación de los residuos al suelo. Como puede observarse el aporte de los cultivos forrajeros no fue importante, pues queda atenuado por la periodicidad plurianual en que son interrumpidas las pasturas. Del aporte de los cultivos existió un aumento muy importante de la superficie sembrada con fijadoras de N (esto es, soja) entre las campañas 1997/98 y 2000/01, en detrimento de cultivos no fijadores (como maíz y trigo).

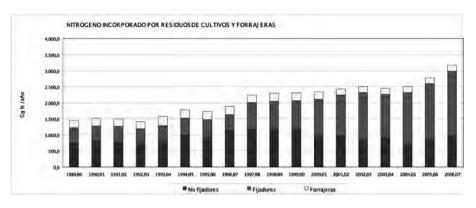


Figura 3. Cantidad de N aportado por incorporación de residuos de cultivos y praderas.

Cálculo de las emisiones de N<sub>2</sub>O

a) Elección de los factores de emisión.-

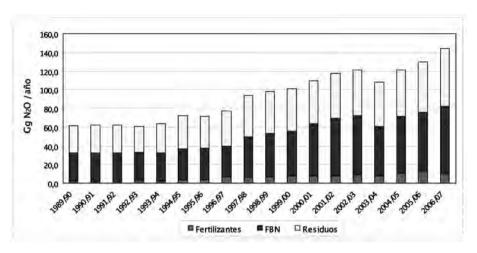
El factor  $FE_1$  indica la cantidad de  $N_2O$  emitida por las distintas formas de incorporación de N a los suelos. Las directrices del  $\mathit{IPCC}$  establecen la conveniencia de utilizar, siempre que sea posible, factores de emisión específicos de cada país a fin de reflejar las condiciones específicas y sus prácticas agrícolas. Argentina no dispone aún de factores de emisión específicos. Por ello fue necesario recurrir a factores de emisión por defecto. El valor FE1 por defecto que figura en las directrices del  $\mathit{IPCC}$  es el 1,25 % del N aplicado a los suelos en kg de N- $N_2O$  kg $^{-1}$  N.

Pese a la importancia de la fuente de emisión, la Argentina no dispone aún de datos originales de los factores de emisión correspondientes a cada fuente de emisión de  $N_{\rm 2}O$ .

# b) Emisiones directas de $N_2$ O.-

La Fig. 4 permite apreciar que las emisiones directas por uso agrícola de los suelos siguieron, como es lógico, la misma evolución que la del N aplicado por diversas fuentes. Hubo un crecimiento sostenido de las pérdidas de  $N-N_2O$  a lo largo de los años noventa. Al inicio de la década (1989/90) se emitían menos de 40 mil toneladas, de los cuales más de la mitad provenía de la fijación simbiótica de N.

En el inventario (1997/98), las emisiones recalculadas habían superado las 60000 toneladas, con un aumento de la participación del sector fertilizantes (3 al 8 %). En el inventario 2000/01 ya las pérdidas superaron las 70.000 toneladas, hecho atribuible al aumento de la superficie sembrada con soja.



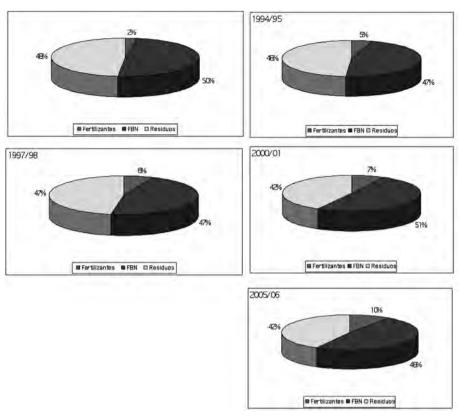
**Figura 4.** Cantidad de N emitido directamente como óxido nitroso por suelos agrícolas argentinos.

### DISCUSIÓN: ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRES

Las tres fuentes de emisión directa de óxido nitroso por suelos agrícolas variaron en su participación porcentual a lo largo de la década de los noventa (Fig. 5). El uso de fertilizantes nitrogenados aumentó siete veces entre las campañas agrícolas 1989/90 y 2000/01. A consecuencia de semejante incremento la participación del sector en las emisiones de  $\rm N_2O$  pasó de 2 % a 12 %. Sin embargo, siguieron prevaleciendo las emisiones debidas a los cultivos y forrajeras fijadores biológicos de N y al enterramiento de residuos (Fig. 5).

Gran parte de estas emisiones directas de  $N_2O$  se debieron a que el cultivo de soja no sólo fija N atmosférico, sino que también incorpora anualmente sus residuos al suelo. Actualmente se discute si estas emisiones no sufren acaso un doble conteo (Rochette y Jansen 2005). Esta advertencia sobre un posible doble conteo fue realizada por Brasil (Ministry of Science and Technology 2004), cuyo cálculo de emisiones se ve también afectada por esta doble contabilidad del cultivo de soja.

En Argentina las emisiones directas de  $\rm N_2O$  también son causadas por las especies forrajeras usadas en pastoreo directo por ganado doméstico. Especies como alfalfa, melilotus, lotus y tréboles, no sólo fijan N, si no que también son incorporados al suelo anualmente (verdeos), o cada cierto número de años, dependiendo de si son praderas puras o consociadas. En este caso el planteo productivo de Argentina tiene cierto parecido con el de Uruguay o de países como Nueva Zelanda o Australia. Ellos también utilizan pasturas como base forrajera para los animales. Estados Unidos de Nortemérica, en cambio, usa alfalfa para reservas de forraje. El ganado pastorea pastizales naturales y se engorda con suplementos a base de grano en corrales de encierre.



**Figura 5.** Participación de cada sector en las emisiones directas de  $\rm N_2O$  en los inventarios de las campañas 1989/90, 1994/95, 1997/98, 2000/01 y 2005/06.

En el presente inventario se ha realizado un importante esfuerzo para mejorar estas estimaciones a partir de la conversión de las áreas sembradas con verdeos y praderas a datos de biomasa. Sin embargo, subsisten razonables dudas acerca de la representatividad de esas estimaciones biomasa para praderas pastoreadas, pues es difícil conocer cuánto remueve el ganado durante el pastoreo. Se aplicaron estimaciones en base a recomendaciones de expertos.

Razonablemente debe señalarse la falta de datos locales de emisión de gases con efecto invernadero (GEI) como la principal incertidumbre de las cifras del sector agrícola. Otra fuente de incertidumbre se refiere a la amplia adopción de la siembra directa (SD) para implantar los cultivos y aún praderas. Según el último censo agropecuario realizado en 2002 (véase <www.indec. gov.ar>) más de la mitad de la superficie pampeana se cultiva con siembra directa. Ello implica que los residuos del cultivo anterior no se incorporan al

suelo, sino que permanecen sobre el suelo. También la SD hace uso de una cantidad mayor de fertilizantes nitrogenados.

La información publicada sobre emisiones GEI en SD es contradictoria. En mucho está fomentada por la discusión sobre si la SD puede contribuir o no a la mitigación de emisiones de GEI. Por un lado Lal (2004) afirmó que en EE UU ocurría captura de C bajo SD, mientras que Six et al. (2004) afirmaron que la práctica generaba mayor cantidad de emisiones de  $\rm N_2O$ , el cual posee un poder de calentamiento 210 veces mayor, por lo que el balance de equivalentes no necesariamente es positivo. En Australia Dalal (2003) halló que las emisiones de  $\rm N_2O$  son sitio-específicas y muy variables en función de las condiciones climáticas. Por ello, hay situaciones en que la SD emite más y otras en que emite menos.

En Argentina una reciente revisión de Steinbach y Álvarez (2006) mostró aumentos medios de 1 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> en la tasa de desnitrificación en SD, lo cual podría anular en 35 años el efecto de mitigación potencial debido al secuestro de C atribuido a la SD. Estos antecedentes determinan que no pueda preverse razonablemente cuál será la tendencia de emisiones GEI en suelos argentinos con SD hasta tanto no se realicen mediciones locales.

En las Tablas 1a y 1b se muestran las resultados de un análisis comparativo de las emisiones directas de  $\rm N_2O$  en Argentina, en Brasil (Ministry of Science and Technology 2004), Uruguay (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente 2004) y EE. UU. de Norte-América (U.S. Environmental Protection Agency 2004). Surge, en primer lugar, la relativa equivalencia de dimensiones entre Argentina y Brasil (excepto en el sector fertilizantes donde las emisiones de son mucho mayores). EEUU emite alrededor de 10 veces lo que emite el primero de los países mencionados, lo cual de alguna forma se relaciona con la dimensión de la agricultura de ambos. Finalmente, Uruguay emite unas 100 veces menos, también en relación con el tamaño de su sector agrícola.

No obstante, cuando el análisis se hace en términos porcentuales surge claramente que Argentina emite muy poco por el uso de fertilizantes minerales, incluso aún menos que Uruguay. La estructura de emisiones de Argentina se basa en el N que entra por fijación biológica y en la incorporación de residuos. En cambio, las emisiones de  $\rm N_2O$  de Brasil se basan en los fertilizantes y el enterramiento de residuos, mientras que EE. UU. lo basa en los fertilizantes y la fijación biológica de N.

Tabla 1 a. Emisiones directas de  $\mathrm{N}_{\mathrm{2}}\mathrm{O}$  (en Gg).

Argentina	1990/91	1994/95	1997/98	2000/01
Fertilizantes	1,49	5,15	7,67	13,68
FBN	33,16	34,21	42,80	54,10
Residuos	30,98	35,67	44,86	47,89
	65,63	75,03	95,32	115,67
Uruguay	1990/91	1994/95	1997/98	2000/01
Fertilizantes	S.d.	S.d.	S.d.	0,71
FBN	S.d.	S.d.	S.d.	0,03
Residuos	S.d.	S.d.	S.d.	0,81
				1,55
Brasil	1990/91	1994/95	1997/98	2000/01
Fertilizantes	13,80	20,80	S.d.	S.d.
FBN	21,10	26,40	S.d.	S.d.
Residuos	36,10	43,10	S.d.	S.d.
	71,00	90,30	S.d.	S.d.
EEUU	1990/91	1994/95	1997/98	2000/01
Fertilizantes	263,81	S.d.	291,90	285,24
FBN	278,57	S.d.	324,76	327,62
Residuos	110,48	S.d.	136,67	138,10
	652,86	S.d.	753,33	750,95

S.d.: Sin datos.

**Tabla 1 b.** Proporción de emisiones directas de N<sub>2</sub>O en cada sector.

Argentina	1990/91	1994/95	1997/98	2000/01
Fertilizantes	2,28	6,86	8,04	11,83
FBN	50,53	45,60	44,90	46,77
Residuos	47,20	47,54	47,06	41,41
	100,00	100,00	100,01	100,00
Uruguay	1990/91	1994/95	1997/98	2000/01
Fertilizantes	S.d.	S.d.	S.d.	45,81
FBN	S.d.	S.d.	S.d.	1,94
Residuos	S.d.	S.d.	S.d.	52,26
				100,00
Brasil	1990/91	1994/95	1997/98	2000/01
Fertilizantes	19,44	23,03	S.d.	S.d.
FBN	29,72	29,24	S.d.	S.d.
Residuos	50,85	47,73	S.d.	S.d.
	100,00	100,00		
EEUU	1990/91	1994/95	1997/98	2000/01
Fertilizantes	40,41	S.d.	38,75	37,98
FBN	42,67	S.d.	43,11	43,63
Residuos	16,92	S.d.	18,14	18,39
	100,00		100,00	100,00

FBN = Fijación biológica de N; S.d.: Sin datos.

#### CONCLUSIONES

Se deduce que mientras no exista un cuerpo sólido de conocimientos que permita caracterizar las emisiones GEI en distintos tipos de suelos, distintos sistemas de labranza (siembra directa y labranza convencional con remoción de residuos), con distintas dosis de fertilizantes y en una serie de años que contemple una gran variabilidad climática deberá continuarse con el uso de los valores propuestos por defecto por el *IPCC* (1997) para suelos de clima templado.

Queda claro en este análisis que un eventual plan de reducción de emisiones en la agricultura argentina debe basarse en reducir la influencia que tiene la soja, en lugar del consumo fertilizantes nitrogenados. Pero, previamente, Argentina deberá encarar un proyecto de medición de factores de emisión en los distintos agroecosistemas a nivel nacional. Podrá darse así definitiva respuesta a muchos interrogantes actuales. Entre ellos, por ejemplo, en qué

medida se emitirá menos si reemplazamos maíz por soja en las rotaciones agrícolas; o bien, hasta qué punto el balance de C (emisiones GEI) se vuelve positivo con siembra directa.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Cangiano C. 1996. Producción Animal en Pastoreo. Publicación INTA, Balcarce (Argentina).
- Dalal R.C., W. Wang, G.P. Robertson, W.J. Parton, 2003. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. *Australian J. Soil Res.*, 41: 165-195.
- I.P.C.C. 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for Nacional Greenhouse Inventories. NGGIP Publ., Tokio. <www.ipcc-nggip.iges.or.jp>.
- I.P.C.C. 2004. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. NGGIP Pub., Tokio <www.ipcc-nggip.iges. or.jp>.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestratrion to mitigate climate change. *Geoderma*, 123: 1–22.
- Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (Uruguay). 2004. Segunda Comunicación Nacional a la Conferencia de las Partes en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. MVOTMA, Montevideo.
- Ministry of Science and Technology. 2004. Brazil's Initial National Communication to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Ministry of Science and Technology, São Paulo (Brasil).
- Rochette Ph., H.H. Janzen, 2005. Towards a revised coefficient for estimating N<sub>2</sub>O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73: 171-179.
- Six J., S.M. Ogle, F.J. Breidt, R.T. Conant, A.R. Mosier y K. Paustian, 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage manangement is only realized when practised in the long term. Global Change Biol., 10: 155–160.
- Steinbach H. S. y R. Álvarez, 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystems. *J. Environ. Quality*, 35: 3–13.
- U. S. Environmental Protection Agency. 2004. Inventory of U.S. Gas Emissions and Sinks (1999-2002). Consulta: <a href="https://www.epa.gov/climatechange/emissions/usinventoryreport.html">www.epa.gov/climatechange/emissions/usinventoryreport.html</a>>. E. P. A., Washington D. C.

# FLUJOS DE N Y EMISIÓN DE $\mathrm{N_2O}$ EDÁFICOS EN BOSQUES TROPICALES ESTACIONALMENTE SECOS DE YUCATÁN (MÉJICO)

### Soledad Vásquez-Murrieta<sup>1,3</sup>, Luc Dendooven<sup>2</sup> y Julio Campo<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. (Méjico). <sup>2</sup>Departamento de Biotecnología y Bioingeniería, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, México D. F. (Méjico). <sup>3</sup>Dirección actual: Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México D. F. (Méjico). Correo electrónico: <murrieta@hotmail.com>, <dendoove@cinvestav.mx>, <jcampo@ecologia.unam.mx>.

**Resumen:** Si bien los bosques son una fuente importante de emisión de N<sub>o</sub>O, es escasa la información sobre el potencial de desnitrificación durante la sucesión secundaria en regiones tropicales. Muchas áreas de los trópicos son marcadamente estacionales en el patrón de lluvias y, presentan cambios en la magnitud y forma de los flujos de N<sub>2</sub>O entre las estaciones seca y de lluvias. El objetivo del presente estudio fue determinar los patrones temporales de liberación de N<sub>o</sub>O y las transformaciones de N durante la sucesión secundaria de bosques tropicales estacionalmente secos. Por esta razón se analizaron las emisiones de  $N_2O$ , la concentración de N inorgánico ( $NH_4^+$  y  $NO_3^-$ ) edáfico, las transformaciones de N (mineralización y nitrificación neta) en el suelo y el potencial de nitrificación en una cronosecuencia de bosques secundarios (con 5, 15 y 40 años de edad), tanto en muestras de suelos tomadas durante la estación seca como durante la estación de lluvias. Los resultados indican que el potencial de desnitrificación y emisión de N<sub>2</sub>O fueron mayores en suelos muestreados en la estación de lluvias que en aquellos de la estación seca. La emisión media de N<sub>2</sub>O fue mayor en suelos procedentes del bosque de 15 años durante las estaciones seca y lluviosa  $(0.79 \pm 0.04 \text{ y } 1.31 \pm 0.17 \text{ µg})$ g suelo<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, respectivamente). La magnitud del flujo de N<sub>2</sub>O se correlacionó significativa y positivamente con la conductividad eléctrica, la concentración de N total, el contenido de limo y la tasa de nitrificación neta del suelo; y, de forma negativa con la capacidad de retención de agua, el contenido de arcilla y la mineralización neta de N. La mineralización y nitrificación netas variaron con la edad del bosque y con la estación. Estas variaciones temporales en las transformaciones de N y concentraciones de N edáfico en los bosques estudiados deberán tenerse en cuenta en cualquier acción de regeneración forestal.

Palabras clave: Ciclo del N, emisión de gases con efecto invernadero, sucesión secundaria.

# N fluxes and N<sub>2</sub>O emissions from soils in seasonally dry tropical forests of Yucatan, Mexico

**Abstract**: Although forests are considered to be an important source for  $N_{o}O$ , little information on the denitrification potential during secondary succession in Tropical regions is available. Many parts of the Tropics are highly seasonal in the rainfall pattern and shows changes in the magnitude and form of  $N_2O$  fluxes between dry and rainy seasons. The objective of our study was to determinate the N<sub>o</sub>O emissions and soil N transformations during secondary succession of seasonally dry Tropical forests. For this reason, N<sub>2</sub>O emissions, soil inorganic N (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and NO<sub>2</sub>) concentration, and N transformations (net mineralization and nitrification) in the soil and potential nitrification in a chronosequence of secondary forests (5, 15, and 40 yr-old), in both soils collected in the dry and in the rainy seasons. Results indicate that potential denitrification and N<sub>2</sub>O emissions were higher in soils collected in the rainy season than in those collected in the dry season. The mean of  $N_2O$  emissions was largest in soils from 15-yr old forest in both the dry and rainy seasons (0.79  $\pm 0.04$  and 1.31  $\pm 0.17 \,\mu g \,g \,soil^{-1} \,h^{-1}$ , respectively). The magnitude of N oxide fluxes was correlated positively to electric conductivity, total N concentration, loam content, and net nitrification rate in the soils; and, negatively to water holding capacity, clay content and net N mineralization. Net N mineralization and nitrification changed with stand age and season. Finally, variations in N transformations among forests and relationships with soil N concentration and succession stages of the Tropical forest studied should be taken in account in the implementation of forest remediation.

Key words: N cycling, greenhouse gas, secondary succession.

#### INTRODUCCIÓN

En Méjico los bosques tropicales estacionalmente secos (BTES; sensu Mooney et al., 1995) son el segundo tipo de vegetación más extenso tras el matorral xerófilo. En 1970, cubrían alrededor del 8 % del territorio nacional (SPP, 1981). Estos bosques se han desforestado en gran parte con fines de conversión a tierras para cultivos y ganadería a un ritmo superior que cualquier otro ecosistema forestal (Houghton et al., 1991). Los resultados de esta presión por el cambio de cobertura-uso de la tierra han ocasionado que en 1990 sólo el 27 % del área de BTES originales permanezca intactas; del área restante, un 50 % se encontraba en estado fragmentado o degradado y el 23 % restante presentó cambios de uso del suelo (Trejo y Dirzo, 2000).

En algunas regiones, como en la Península de Yucatán, se ha perdido 98 % de la cubierta original de los BTES como consecuencia del aumento del área destinada al cultivo del henequén (*Agave fourcroydes* Lem) y a la práctica de la ganadería extensiva, lo que ha producido alteraciones tanto en los ciclos de nutrientes como en sus interacciones (v. g., C, N y P; Campo

y Vázquez-Yanes, 2004; Campo, 2007). Otros autores han documentado importantes cambios en la magnitud de los flujos del N asociados a la emisión de gases con efecto invernadero (GEI) cuando compararon los cultivos con la cobertura forestal original en regiones tropicales estacionalmente secas (Matson y Vitousek, 1995). Si bien se han hecho esfuerzos para caracterizar los patrones en los ciclos biogeoquímicos y en la estructura y composición de la vegetación de los BTES, una vez que se abandona el uso agrícola-ganadero de la tierra y se restablece la vegetación nativa (Cotler y Ortega-Larrocea, 2006; Campo et al., 2007; Romero-Duque et al., 2007; Lebrija-Trejos et al., 2008; Vargas et al., 2008), aún se carece de una adecuada comprensión de las emisiones de GEI durante la sucesión secundaria en el trópico seco.

El  $\rm N_2$  atmosférico es el producto final de la desnitrificación, siendo el  $\rm N_2O$  un producto intermedio con consecuencias ambientales perjudiciales debido a su contribución al efecto invernadero (se estima que contribuye con 6,06 % al calentamiento global;  $\it IPCC$ , 2007). La emisión de  $\rm N_2O$  a la atmósfera es resultado, principalmente, de los procesos de nitrificación y de desnitrificación, pero se considera que se produce en una mayor proporción por procesos de reducción más que de oxidación (Bergsma  $\it et al., 2002$ ).

En regiones tropicales (donde la distribución de lluvias suele ser estacional) se presentan cambios temporales en la magnitud de los flujos de óxidos de N edáficos (Davidson *et al.*, 1993; Keller y Reiners, 1994; Verchot *et al.*, 1999). Estas regiones tropicales se caracterizan por presentar alta emisión del gas durante la estación lluviosa y baja durante su contraparte seca (Wolf y Brumme, 2002). Existe, también, una gran variación latitudinal en la producción de N<sub>2</sub>O en suelos boscosos, la cual cubre un intervalo desde 0,2 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> en regiones templadas, a más de 7 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> en regiones tropicales (Wolf y Brumme, 2002). A escala global los BTES representan una fuente significativa de producción de N<sub>2</sub>O (4,4 Tg N<sub>2</sub>O a<sup>-1</sup>; Castaldi *et al.*, 2006).

El actual aumento de las áreas de bosques secundarios en la región tropical ha propiciado una mayor atención en el estudio de áreas bajo sucesión (González-Iturbe et al., 2002; Gould et al., 2002; Kennard, 2002; Kennard et al., 2002; McLaren y McDonald, 2003; Pereira et al., 2003; Kalacska et al., 2004; Eaton y Lawrence, 2006; Kalacska et al., 2006; entre otros). Estos estudios y, principalmente, los que abordan el análisis de los cambios en el funcionamiento de los ecosistemas en áreas abandonadas y bajo sucesión secundaria son necesarios para el fortalecimiento de los fundamentos de la Ecología de la restauración, aspecto imprescindible para mejorar la práctica de la restauración ecológica.

El **objetivo** de este trabajo fue determinar las transformaciones de N y el potencial de desnitrificación en suelos de BTES durante la sucesión secundaria: para ello se seleccionaron tres bosques en una cronosecuencia de regeneración en la Península de Yucatán. Se investigaron, particularmente, si las transformaciones de N y el potencial de desnitrificación presentan: 1) Tendencias sucesionales; 2) Variaciones estacionales; y 3) Las posibles relaciones de estos procesos con características físicas y químicas edáficas.

# MATERIALES Y MÉTODOS

#### Sitios de estudio

Para este estudio se seleccionaron tres BTESs secundarios representativos de estadios de sucesión temprana (5 años de edad, BSt), sucesión media (15 años, BSM) y sucesión tardía (40 años, BST). Todos los bosques se encuentran en la localidad de *Xmatkuil* (20° 52' N, 89° 37' O) en el municipio de Mérida (Estado de Yucatán, Méjico).

Datos climáticos de una larga serie (período de 50 años) de la región indican que la temperatura media anual es 26 °C y la precipitación media anual 1003 mm a<sup>-1</sup> (INEGI, 2008), existiendo una estación lluviosa y otra seca. La estación lluviosa se extiende de Junio a Octubre y concentra 79 % de la cantidad de lluvia anual, siendo el mes más lluvioso Septiembre (233 mm). El clima en la zona de estudio, por tanto, se corresponde con el tipo AW0(i´)g, de lluvias estivales, pero el más seco de los cálidos subhúmedos (Bautista *et al.*, 2002).

Los bosques estudiados se encuentran en la planicie cárstica de Mérida, caracterizada por la presencia de un relieve plano a ligeramente ondulado, en la que predominan suelos con alta heterogeneidad en sus características físicas y químicas (Bautista, 2005). Los suelos (*Leptosoles mólicos*) son superficiales (de profundidad generalmente inferior a -20 cm), que localmente se denominan como *Haylu'um* en nomenclatura maya (Bautista *et al.*, 2002).

La vegetación típica en la región es el BTES, predominando las familias Leguminoceae, Euphorbiaceae, Burseraceae, Cactaceae, Malphigiaceae y Anacardiaceae (Trejo y Dirzo, 2000).

#### Muestreo de suelos

En cada uno de los tres bosques se muestreó el suelo de tres parcelas (aproximadamente de 400 m² cada una) y a 0-10 cm de profundidad) en dos ocasiones; una a mediados de la estación seca (Marzo) y otra a mediados de la de lluvias (Septiembre), meses en los que suelen ocurrir fuertes cambios en los almacenes y dinámica del C, N y P de los pisos forestal y edáfico (Solís y Campo, 2004; Campo *et al.*, 2007).

Las coordenadas geográficas de cada punto de muestreo se determinaron con un *Global Positioning System (GPS*).

# Análisis físicos y químicos

En el laboratorio los suelos se tamizaron de forma separada (por sitio y por parcela) utilizando una malla de 2 mm de apertura de trama. El contenido de humedad se determinó gravimétricamente. La granulometría se determinó según el método de Gee y Bauder (1996). El pH edáfico se determinó en una suspensión de agua:suelo (1/2,5 en p/v; Thomas, 1996) y la conductividad eléctrica (CE)

en el extracto de la pasta saturada (Bower y Wilcox, 1965). La concentración de C orgánico edáfico (COS) se determinó por vía seca usando un *T.O.C.A.* (Shimadzu) y la de N total (Nt) por el método Kjeldahl (Bremner, 1996).

El C en la biomasa microbiana (CBM) del suelo se cuantificó usando la técnica de respiración inducida por sustrato (SIR, por sus siglas en inglés) de acuerdo con Anderson y Domsch (1978). Para ello, tres submuestras de 10 g de suelo de cada parcela se colocaron en botellas serológicas de 120 mL a las que se les adicionaron 1 mL de solución de glucosa (1 mg glucosa g¹ suelo); las botellas se taparon y se incubaron a 22 °C durante 150 min y se analizó el  $CO_2$  liberado después de 30 y 150 min. La producción de  $CO_2$  obtenida se utilizó para calcular el C microbiano según el criterio propuesto por Anderson y Domsch (1978) como:

**CBM** (mg C 
$$g^{-1}$$
 suelo) = 40,04 \* (mL CO<sub>2</sub>  $g^{-1}$  suelo  $h^{-1}$ ) + 0,37

El  $\mathrm{CO_2}$  liberado se cuantificó en cromatógrafo de gases (Agilent 4890D) equipado con un detector de conductividad térmica (DCT) a 250 °C, usándose una columna HP-Plot Q (30 m × 0,32 mm) para separar el  $\mathrm{CO_2}$  de otros gases. Se utilizó He como gas portador con un flujo de 5 mL min<sup>-1</sup>; la temperatura del horno se mantuvo a 32 °C.

Después de tamizar el suelo se ajustó al  $40\,\%$  de su capacidad de retención de agua (CRA) y se pre-incubó durante siete días antes de iniciar las incubaciones, excepto para el potencial de desnitrificación. El suelo se colocó en bolsas de plástico que permanecieron abiertas dentro de contenedores; dentro se colocó un frasco con agua para evitar la pérdida de humedad y el otro con NaOH  $1\,$ M para evitar la acumulación de  ${\rm CO}_2$ .

Las concentraciones de N inorgánico [nitrato + amonio] iniciales se determinaron mediante la extracción de 10~g de suelo seco con 40~mL de  $KCl\ 2~M$ . El  $NO_3^-\ y$  el  $NH_4^+\$ se analizaron por métodos colorimétricos en un autoanalizador (Braun Luebbe Auto Analyser).

La mineralización neta de N (MNN) se midió en incubaciones aerobias en laboratorio (Hart et al., 1994). Para cada muestra de suelo tamizada se tomaron 6 sub-muestras de 10 g y se colocaron en botellas de plástico Nalgene de 125 mL. Tres de las sub-muestras se extrajeron inmediatamente con 40 mL de KCl 2 M, mientras que las otras tres se incubaron a 25 °C durante 7 días antes de la extracción. Los extractos se guardaron en viales en refrigeración (4 °C ) hasta su análisis. La MNN se calculó restando la concentración inicial de N inorgánico (NH $_4^+$  más NO $_3^-$ ) a la concentración de N inorgánico después de los 7 d de incubación. La nitrificación neta (NN) se calculó sustrayendo la concentración inicial de nitrato (NO $_3^-$ ) a la concentración de NO $_3^-$  después de los 7 d de incubación. Todos los resultados se expresaron en términos de base seca.

El potencial de nitrificación edáfica (PNS) se calculó usando el método de suelo-lodo (Hart et al., 1994). De cada muestra de suelo se colocaron 15 g de suelo en un frasco Nalgene de 250 mL; se les adicionaron 100 mL de solución

con 1,5 mM de  $(NH_4)_2SO_4$  y se taparon permitiendo el intercambio de gases. Todos los frascos se agitaron a 160 r.p.m. durante 24 h. Después de 2, 4, 18 y 24 h se tomaron alícuotas de 10 mL, que se centrifugaron a 8000 g durante 5 min. El sobrenadante se decantó y se filtró. Las muestras se guardaron en refrigeración hasta su análisis. El PNS para cada muestra se calculó por regresión lineal de concentraciones de  $NO_3$  frente a tiempo. Los resultados se expresaron en base seca. Este procedimiento controla los factores abióticos conocidos que tienen un efecto sobre la nitrificación (por ejemplo, disponibilidad de amonio y  $O_2$ , limitación de la difusión, temperatura y pH edáfico; Carney et al., 2004).

El potencial de desnitrificación del suelo (PDS) se determinó con la técnica de inhibición con acetileno (Yoshinari y Knowles, 1976). Se utilizó acetileno (C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>, 10 % v/v) para bloquear la reducción de N<sub>2</sub>O a N<sub>2</sub> y registrar la producción de N<sub>2</sub>O durante la desnitrificación (Balderstone et al., 1976). Una segunda submuestra de suelo se incubó sin acetileno, utilizándose como testigo. Un total de 24 sub-muestras de 10 g de suelo de cada sitio y parcela se colocaron en botellas serológicas de 120 mL. A cada sub-muestra se le agregaron 25 mL de KNO<sub>3</sub> 14 mM con una concentración final de 100 μg N-NO<sub>3</sub> g<sup>-1</sup> suelo. Cada sub-muestra se homogenizó para crear una pasta y, de esa forma, minimizar el efecto de difusión de NO3 a través de la matriz del suelo. Posteriormente, se seleccionaron al azar tres botellas de cada tratamiento y parcela para analizar la concentración de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> mediante extracción con 40 mL de KCl 2 M; el extracto resultante se filtró a través de papel Whatman №. 42 y se refrigeró hasta su análisis. Las botellas se cerraron con un tapón de teflón y se sellaron con casquillos de Al. Se utilizó N<sub>2</sub> para desplazar el O<sub>2</sub>. A la mitad de las botellas se les adicionó 12 mL de C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> (tratamiento ACE) mientras la otra mitad se mantuvo como testigo (prueba en blanco). Las botellas se incubaron durante 48 h. Para analizar la producción de CO2 y de N2O se seleccionaron al azar tres botellas de cada tratamiento y parcela al tiempo cero (previo a la incubación) y, luego de 6, 24 y 48 h de incubación. Las muestras gaseosas se analizaron en un cromatógrafo 4090 (A*gilent*) equipado con un detector de captura de electrones (DCE); para separar el  $N_0$ O de los otros gases se utilizó una columna HP-PLOTQ 30 m con temperaturas de detector, inyector y horno de 225, 100 y 35 °C, respectivamente. El  $\mathsf{N}_2$  se utilizó como gas transportador con un flujo de 6 m $\mathsf{L}$ min<sup>-1</sup>. El N<sub>2</sub>O disuelto en el suelo-agua se cuantificó como lo describen Moraghan y Buresh (1977). Los flujos se calcularon basándose en la regresión lineal de concentraciones contra tiempo, con la corrección del N<sub>2</sub>O disuelto (Tiedje, 1994). Después del análisis de gases cada sub-muestra se extrajo con 40 mL de KCl 2 M durante 30 min para analizar la concentración de N inorgánico.

#### Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se hicieron con el programa S.A.S. (S.A.S., 1989).

La diferencia en las características fisicoquímicas así como las diferencias en las transformaciones de N entre los sitios se exploró mediante una prueba

de ANOVA. Las comparaciones de las medias se realizaron usando la prueba de Tukey con un nivel de significancia de P < 0.05. Un  $PROC\ MIXED$  se utilizó para explorar el efecto de la sucesión y de la estacionalidad sobre los parámetros seleccionados. Asimismo, se realizó un análisis de correlación lineal Pearson ( $PROC\ CORR$ ) para encontrar relaciones entre las propiedades del suelo y las transformaciones de N.

Cada dato es la media de 9 valores (tres mediciones por tres parcelas).

### **RESULTADOS**

Características físicas y químicas del suelo

Los suelos son arenosos (arcillas,  $3 \pm 2\%$ ; limos,  $9 \pm 2\%$ ; arenas,  $88 \pm 2\%$ ) y su textura arenosa obviamente no varió con la etapa sucesional (P > 0.05).

El pH del suelo fue próximo a la neutralidad y varió significativamente con el estado de sucesión del bosque (F=6,63; P<0,01) y la estacionalidad (F=122; P<0,001), siendo la interacción de ambos factores significativa (F=5,52; P<0,01; Tabla 1). También la CE edáfica varió entre suelos, siendo mayor en BSM que en BSt y BST ( $4,5\pm1,10,1,5\pm0,08,$  y  $1,1\pm0,09$  dS m<sup>-1</sup>, respectivamente).

Como era de esperar la humedad edáfica no varió con la etapa sucesional del bosque (F = 2,77; P = 0,073); en cambio, los suelos recolectados durante la estación de lluvias presentaron mayor humedad que aquellos recolectados en la estación seca (F = 82,2; P < 0,001). La CRA varió con la etapa de sucesión (F = 76,1; P < 0,001) y con la época de muestreo (F = 20,2; P < 0,001).

**Tabla 1**. pH, contenido de humedad y capacidad de retención de agua (CRA) de los suelos de *Xmatkuil* (Yucatán, Méjico).

Estación/Propiedad	Bosque de Sucesión- Temprana (BSt)	Bosque de Sucesión- Media (BSM)	Bosque de Suce- sión-Tardía (BST)
Estación seca			
pH edáfico	$7,4 \pm 0,08 \text{ bA}$	$7.1 \pm 0.05 \text{ bB}$	$7.1 \pm 0.05 \text{ bB}$
Humedad (%)	$23 \pm 0.9 \text{ aA}$	$20 \pm 0.4 \text{ bB}$	$19 \pm 0.6$ bB
CRA (%)	$110 \pm 2.7 \text{ aB}$	$130 \pm 3,1 \text{ aA}$	$110 \pm 1,4 \text{ aB}$
Estación de lluvias			
pH edáfico	$7,6 \pm 0,04 \text{ aAB}$	$7.7 \pm 0.02 \text{ aA}$	$7.6 \pm 0.04 \text{ aB}$
Humedad (%)	$23 \pm 0.4 aC$	26 ±0,2 aA	$24 \pm 0.4$ aB
CRA (%)	106 ±1,2 bB	124 ±1,9 bA	$100 \pm 1.7 \ bC$

Medias con diferente letra minúscula indican diferencias significativas (P < 0.05) entre estaciones y con diferente letra mayúscula (P < 0.05) entre bosques. Los valores son medias de 9 muestras  $\pm$ error estándar.

COS, N total, relación C:N edáfico, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, CBM y relación Cmic:COS

Las concentraciones de COS y Nt del suelo variaron significativamente con la etapa sucesional (F = 54.9 y F = 15.3; P < 0.001, respectivamente; Tabla 2). Los suelos del BSM presentaron la mayor concentración de COS y de Nt, mientras que los suelos del BST las más bajas. Ambos bioelementos variaron significativamente con la estacionalidad de las lluvias (F = 6.17 y F = 2.17; P < 0.05; para el COS y el Nt, respectivamente). La relación C:N del suelo fue baja (generalmente inferior a 5.0) y no varió con la etapa sucesional (F = 1.45; P = 0.43), ni con la estacionalidad de las lluvias (F = 3.74; P = 0.56).

La concentración de  $\mathrm{NH_4}^+$  no varió con la etapa de sucesión de los bosques (F=0.93; P=0.40), pero demostraron ser sensibles a la estacionalidad de las lluvias (F=111; P<0.001), siendo la interacción significativa (F=9.23; P<0.001; Tabla 3). En contraste, las concentraciones de  $\mathrm{NO_3}^-$  variaron significativamente con la etapa de sucesión (F=4.23; P<0.05), pero no con la estacionalidad (F=0.05; P=0.82); la interacción de ambos factores tampoco fue significativa (F=2.57; P=0.08).

La concentración de CBM varió entre bosques (F = 12,3; P < 0,05) y decreció siguiendo el orden BSt > BSM > BST (Tabla 2). Por otra parte, su concentración varió significativamente con el período de muestreo del suelo (F = 32,9; P < 0,05), siendo aproximadamente un 30 % mayor en los suelos recolectados durante la estación seca que en los correspondientes de la estación de lluvias. La relación CBM:COS fue próxima al 1 %, no presentando cambios significativos con la etapa sucesional ni con la estacionalidad de las lluvias. El CBM se correlacionó significativa y positivamente con la emisión de  $N_2$  y los contenidos de COS y Nt (P < 0,05), mientras que mostró una correlación negativa con la producción de CO $_2$  (P < 0,05).

# Transformaciones de N in vitro

El ANOVA mostró que la MNN varió significativamente con la etapa sucesional del bosque (F = 30.1; P < 0.001) y con la estación de muestreo (F = 63.1; P < 0.001; Tabla 3). También, la MNN mostró diferencias significativas entre bosques (F = 17.6; P < 0.001) y entre muestreos (F = 6.20; P < 0.05).

El PNS varió de 0.5 a  $0.8~\mu g$  N g  $^{-1}$  h $^{-1}$  en los suelos muestreados durante la estación seca, y de 0.4 a  $0.9~\mu g$  N g $^{-1}$  h $^{-1}$  en aquellos recolectados en la estación de lluvias (F=119; P<0.001; Tabla 3). No se encontraron diferencias significativas (F=1.39; P<0.26) entre suelos procedentes de los diferentes bosques.

**Tabla 2.** Concentración de C orgánico (COS), N total (Nt), C en la biomasa microbiana (CBM) y de N inorgánico (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y relación C:N en suelos de *Xmatkuil* (Yucatán, Méjico).

Estación/Propiedad	Bosque de Suce- sión-Temprana (BSt)	Bosque de Suce- sión-Media (BSM)	Bosque de Sucesión- Tardía (BST)
Estación seca			
COS (mg C g suelo -1)	$77 \pm 2.7 \text{ aB}$	$86 \pm 3.0 \text{ aA}$	$47 \pm 1.6$ aC
Nt (mg N g suelo -1)	$17 \pm 3,6 \text{ aB}$	$23 \pm 5.7$ aA	$12 \pm 1,6 aC$
C:N edáfico	$4 \pm 0.2$ aA	$4 \pm 0.1 \text{ aB}$	$4.0 \pm 0.1$ aAB
CBM (mg C g suelo <sup>-1</sup> )	$1,14 \pm 0,13 \text{ aA}$	$0.87 \pm 0.99 \text{ aA}$	$0.48 \pm 0.66 \text{ aB}$
CBM:COS (%)	$1,5 \pm 0,01 \text{ aA}$	$1.0 \pm 0.01 \text{ aA}$	$1.0 \pm 0.02 \text{ aA}$
$N-NH_4^+$ extraíble (mg N g <sup>-1</sup> )	$6.4 \pm 0.2 \text{ aA}$	$5,4 \pm 0,1 \text{ aB}$	$5.2 \pm 0.3 \text{ aB}$
N-NO <sub>3</sub> - extraíble (mg N g <sup>-1</sup> )	$11.5 \pm 0.3 \text{ aA}$	$11.0 \pm 1.5 \text{ aA}$	$6.6 \pm 0.3 \text{ bA}$
Estación de lluvias			
COS (mg C g suelo -1)	$63 \pm 3,6 \text{ bB}$	$78 \pm 1,9 \text{ aA}$	$49 \pm 1,7 aC$
Nt (mg N g suelo -1)	$18 \pm 3.9 \text{ aB}$	$21,5 \pm 4,8 \text{ bA}$	$11,9 \pm 1,5 aC$
C:N edáfico	$3 \pm 0.1  \text{bB}$	$4 \pm 0.2 \text{ aB}$	$4, \pm 0.2 \text{ aA}$
CBM (mg C g suelo -1)	$0.79 \pm 0.08  \text{bA}$	$0,65 \pm 0,07 \text{ bA}$	$0.37 \pm 0.04 \text{ bB}$
CBM:COS (%)	$1.3 \pm 0.01 \text{ aA}$	$0.8 \pm 0.01 \text{ aA}$	$0.75 \pm 0.02 \text{ bA}$
$N-NH_4^+$ extraíble (mg N g <sup>-1</sup> )	$2,2 \pm 0,3$ bB	$3.7 \pm 0.3 \text{ bA}$	$3.1 \pm 0.5 \text{ bAB}$
N-NO <sub>3</sub> - extraíble (mg N g <sup>-1</sup> )	8,3 ± 0,1 aB	12,5 ± 0,3 aA	9,1 ± 0,4 aB

Medias con diferente letra minúscula indican diferencias significativas (P < 0.05) entre estaciones y con diferente letra mayúscula (P < 0.05) entre bosques. Los valores son medias de 9 muestras  $\pm$ error estándar.

**Tabla 3.** Mineralización neta de N (MNN), nitrificación neta (NNS) y potencial de nitrificación (PNS) en suelos de *Xmatkuil* (Yucatán, Méjico).

	Bosque de Sucesión- Temprana (BSt)	Bosque de Sucesión- Media (BSM)	Bosque de Sucesión- Tardía (BST)
Estación seca			
MNN ( $\mu g N g^{-1} d^{-1}$ )	$1,4\pm0,1$ aA	$1,1 \pm 0,05 \text{ aB}$	$1,2 \pm 0,1 \text{ aB}$
NNS ( $\mu$ g N g $^{-1}$ d $^{-1}$ )	$0.8 \pm 0.1 \text{ aA}$	$0.8 \pm 0.1 \text{ bA}$	$0.5 \pm 0.1 \text{ aB}$
<b>PNS</b> ( $\mu g N g^{-1} h^{-1}$ )	$0.8 \pm 0.2 \text{ aA}$	$0.8 \pm 0.1 \text{ aA}$	$0.5 \pm 0.02 \text{ aA}$
Estación de lluvias			
MNN ( $\mu g N g^{-1} d^{-1}$ )	$0.6 \pm 0.04 \text{ bA}$	$0.8 \pm 0.04 \text{ bA}$	$0.7 \pm 0.09 \text{ bA}$
NNS ( $\mu$ g N g $^{\text{-1}}$ d $^{\text{-1}}$ )	$0.6 \pm 0.1 \text{ aB}$	$1,4 \pm 0,1 \text{ aA}$	$0.7 \pm 0.1 \text{ aB}$
<b>PNS</b> (μg N g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	$0.9 \pm 0.05 \text{ aA}$	$0.8 \pm 0.01 \text{ aA}$	$0.4 \pm 0.04 \text{ aB}$

Medias con diferente letra minúscula indican diferencias significativas (P <0,05) entre estaciones y con diferente letra mayúscula (P <0,05) entre bosques. Los valores son medias de 9 muestras  $\pm$ error estándar.

## Emisión de N<sub>2</sub>O

La emisión de  $\rm N_2O$  varió con la etapa sucesional del bosque (F=40.6; P<0.001) y con la estacionalidad de las lluvias (F=18.0; P<0.001; Tabla 4). La emisión de  $\rm N_2O$  en el suelo incubado sin adición de  $\rm C_2H_2$  fue diferente para los tres bosques en la estación seca; la emisión más alta se presentó en suelos del BSM, siendo seis veces mayor a la emisión de aquellos procedentes del BSt y 4,6 veces la emitida por los correspondientes al BST. En los suelos muestreados durante la estación de lluvias la emisión de  $\rm N_2O$  fue 2,3 y 3,1 veces mayor en los recolectados en el BSM que aquellos bajo el BSt y BST, respectivamente. Generalmente la estacionalidad de las lluvias afectó la emisión de  $\rm N_2O$ ; ésta fue mayor en suelos muestreados durante la estación de lluvias que en los recolectados en la estación seca, excepto en suelos procedentes del BST, donde las diferencias no fueron significativas.

En el suelo incubado con  $C_2H_2$  el estado sucesional del bosque tuvo un efecto significativo (F=82,5; P<0,001) sobre la emisión de  $N_2O$ . En suelos muestreados durante la estación seca el patrón de emisión de  $N_2O$  fue el siguiente BSt > BSM > BST. La producción de  $N_2O$  de suelos bajo el BSt fue 1,2 veces mayor que la de aquellos bajo el BSM y 2,3 veces mayor comparada con los procedentes del BST. En cambio, en suelos colectados durante la estación de lluvias la emisión de  $N_2O$  mostró el siguiente patrón BSM > BSt > BST. La emisión de suelos del BSM fue casi dos veces la de suelos del BSt y 3,4 veces la de aquellos del BST. Asimismo, el tiempo de recolección y la procedencia del suelo (esto es, el bosque) afectaron la emisión potencial de  $N_2O$  (F=16,7; P<0,001 para la estacionalidad; y F=29,9; P<0,001 para la procedencia).

En suelos muestreados durante la estación seca la relación de  $N_2O/N_2$  en el suelo (el  $N_2$  se calculó de la diferencia entre el  $N_2O$  producido en el tratamiento ACE y en el testigo) de BSt fue de 0,1 después de 48 h (Tabla 4). La relación  $N_2O/N_2$  para los suelos del BSM y del BST fue 2,0 y de 4,0 respectivamente. Las relaciones fueron similares durante la estación de lluvias (0,90 para suelos del BSt y 1,5 y de 2,0 para aquellos del BSM y del BST respectivamente; Tabla 4).

La proporción de  $N_2$  en la cantidad de  $N-(N_2O+N_2)$  emitido por suelos muestreados en la estación seca fue 90, 32 y 19 % para el BSt, BSM y BST, respectivamente. Durante la estación lluviosa la proporción fue 52, 40 y 32 % para los suelos de los BSt, BSM y BST, respectivamente.

**Tabla 4.** Emisiones de óxido nitroso ( $N_2O$ ) y de  $N_2$  en suelos de *Xmatkuil* (Yucatán, Méjico) incubados en condiciones anaerobias durante 48 h a 22  $\pm$ 2 °C.

Estación / tratamiento	Bosque de Sucesión- Temprana (BSt)	Bosque de Sucesión- Media (BSM)	Bosque de Sucesión- Tardía (BST)	
	Emisión de N <sub>2</sub> O (μg N g suelo <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )			
Estación seca				
Testigo <sup>1</sup>	$0.13 \pm 0.02 \ bC^3$	$0.79 \pm 0.04 \text{ bA}$	$0,47 \pm 0,05 \text{ aB}$	
ACE <sup>2</sup>	$1,39 \pm 0,09 \text{ aA}$	$1,17 \pm 0,04 \text{ bB}$	$0,59 \pm 0,06 \text{ aC}$	
Estación de lluvias				
Testigo	$0,56 \pm 0,09 \text{ aB}$	$1,31 \pm 0,17 \text{ aA}$	$0,42 \pm 0,05 \text{ aB}$	
ACE	$1,17 \pm 0,04 \text{ bB}$	$2,19 \pm 0,15 \text{ aA}$	$0,63 \pm 0,08 \text{ aC}$	
	Emisión de N <sub>2</sub> (µg N g suelo <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )			
Estación seca				
(ACE - testigo)	$1,25 \pm 0,10 \text{ aA}$	$0.38 \pm 0.03 \text{ bB}$	$0.11 \pm 0.02 \ bC$	
Estación de lluvias				
(ACE - testigo)	$0,61 \pm 0,10 \text{ bB}$	$0.87 \pm 0.04 \text{ aA}$	$0,21 \pm 0,04 \ aC$	

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Testigo: Suelo incubado únicamente con KNO<sub>2</sub> (300 mg<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub> kg suelo<sup>-1</sup>),

Relaciones de las concentraciones y transformaciones de N con las características del suelo

La concentración de  $\mathrm{NH_4^+}$  en el suelo se correlacionó de forma positiva con la CRA, la concentración de COS, la emisión de  $\mathrm{N_2}$  ( $r^2 = 0.30$ ; P < 0.05), la MNN ( $r^2 = 0.83$ ; P < 0.001) y, de forma negativa, con el pH edáfico y el contenido de humedad.

La concentración de  $NO_3^-$  se correlacionó positiva y significativamente con el pH edáfico, la CE, la concentración de COS, el contenido de arena y el de limo. El PNS ( $r^2 = -0.83$ ; P < 0.05) tuvo una correlación negativa con el contenido de arcilla.

Ambas transformaciones netas de N (es decir, mineralización y nitrificación) se correlacionaron con el contenido de humedad y la concentración de N inorgánico (NH<sub>4</sub>+ + NO<sub>3</sub>) en el suelo. La MNN se correlacionó positiva y significativamente con la CRA, la concentración de NH<sub>4</sub>+ ( $r^2$  = 0,83; P <0,001) y la emisión de N<sub>2</sub> ( $r^2$  = 0,32; P <0,05); y negativamente con el pH edáfico, el contenido de humedad y la emisión de N<sub>2</sub>O ( $r^2$  = -0,33, P <0,05). Por su parte la NNS se correlacionó positiva y significativamente con la CE, la concentración de COS y de Nt y el contenido de limo.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> ACE: Suelo incubado con KNO<sub>3</sub> en una atmósfera con C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> (10 % v/v),

 $<sup>^3</sup>$  Medias con diferente letra minúscula indican diferencias significativas (P <0,05) entre estaciones y con diferente letra mayúscula (P <0,05) entre bosques. Los valores son medias de 9 muestras  $\pm$ error estándar.

El PNS se correlacionó positiva y significativamente con el pH edáfico, la CE, la concentración de COS y la de  $NO_3^-$  ( $r^2 = 0.83$ ; P < 0.001) y el contenido de arena; y negativamente con el contenido de arcilla.

Después de 48 h la emisión de  $N_2O$  del testigo se correlacionó positivamente con la concentración de C y de Nt, el contenido de limo y la NNS ( $r^2 = 0.44$ ; P < 0.01); y negativamente con la CRA, el contenido de arcilla y la MNN ( $r^2 = -0.33$ ; P < 0.05).

La emisión de  $N_2O$  en los suelos incubados tras  $48\,h$  con  $C_2H_2$  también se correlacionó positivamente con el pH ( $r^2=0,29; P<0,05$ ), la CE ( $r^2=0,37; P<0,01$ ), el contenido de humedad ( $r^2=0,45; P<0,001$ ), la concentración de C ( $r^2=0,54; P<0,001$ ) y de Nt ( $r^2=0,72; P<0,001$ ), el contenido de limo, la concentración de CBM ( $r^2=0,43; P<0,01$ ), la emisión de  $N_2O$  en el testigo ( $r^2=0,69; P<0,001$ ) y de  $N_2$  ( $r^2=0,66; P<0,001$ ), la NNS ( $r^2=0,52; P<0,001$ ) y el PNS ( $r^2=0,31; P<0,05$ ) y, negativamente, con el contenido de arcilla.

# DISCUSIÓN

#### Tendencias con la sucesión

En general, las concentraciones de COS, Nt y CBM en los suelos disminuyeron con el tiempo del transcurso de la sucesión secundaria entre el 32 y 42 % para el COS, el 33 y 45 % para el Nt, y el 56 y 44 % para el CBM respecto al BSt y al BSM, respectivamente. Este patrón de disminución de las concentraciones de C y N conforme avanza la sucesión secundaria coincide con lo reportado por Saynes et al. (2005) para otros BTES de México, sugiriendo un incremento en la mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS).

El CBM, expresado como porcentaje del COS, representó entre 0,75 y 1,5 %, valores que se ubican en el límite inferior del intervalo reportado por Jenkinson (1988; entre 1 y 3 %) o por otros autores (Kaiser *et al.*, 1992; Franzluebbers *et al.*, 1999; entre 0,1 y 10 %). Esta proporción fue mayor al comienzo de la sucesión (BSt), para luego caer en aproximadamente un 36 % en los BSM y el BST. La variación de la participación del CBM en el COS puede asociarse con diferencias en la cubierta vegetal y la calidad de sus residuos (Anderson y Domsch, 1989).

En este estudio la concentración de N inorgánico ( $NH_4^+ + NO_3^-$ ) en los BTES varió significativamente en cada etapa de sucesión en las dos épocas de muestreo. Sin embargo, no se observó una tendencia clara de la concentración de N inorgánico en la estación seca que pudiera relacionarse con el desarrollo de la sucesión; contrariamente, en la estación de lluvias la concentración de  $NO_3^-$  incrementó conforme avanzó la sucesión, lo cual ya fue reportado para otros BTES (Davidson *et al.*, 2007).

La concentración de  $NO_3^-$  fue mayor que la de  $NH_4^+$  en las dos épocas de muestreo, como es frecuente en muchos bosques tropicales (Rhoades y Coleman, 1999; Verchot *et al.*, 1999; Davidson *et al.*, 2007). La relación de  $NO_3^-/NH_4^+$  en la cronosecuencia fue mayor en los BSt y BSM que en el BST en suelos de ambos muestreos, sugiriendo que el N disponible es más abundante al comienzo de la sucesión (siempre que el  $O_2$  el suelo no sea limitante; Vitousek 1982; Davidson *et al.*, 2000).

En la estación seca la MNN y la tasa de NNS fueron mayores en suelos del BSt que en los del BSM; ambas variables son indicadoras de la capacidad de los suelos para suministrar N a las plantas y retener este bioelemento después de fuertes perturbaciones (Nadelhoffer et al., 1983; Pastor et al., 1984; Matson y Vitousek 1987; Montagnini y Buschbacher, 1989; Steudler et al., 1991; Keller y Reiners, 1994). Estas diferencias en el ciclo del N al comienzo de la sucesión pueden asociarse a un mayor flujo en hojarasca, con una mayor concentración del bioelemento y mayor producción de necromasa (Campo et al., 2007).

La tendencia general reportada en la literatura es que la emisión de  $\rm N_2O$  se incrementa con el desarrollo de la sucesión, tanto en bosques templados como en tropicales (Verchot *et al.*, 1999, 2000; Wiseman y Seiler, 2004; Davidson *et al.*, 2007). Sin embargo, en nuestro estudio el flujo de  $\rm N_2O$  no presentó una tendencia de emisión relacionada con la sucesión secundaria.

Los suelos procedentes del BSM fueron los que presentaron significativamente una mayor emisión de  $N_2O$  en ambas estaciones; una posible explicación podría ser la existencia de cambios en la capacidad de retención de  $NO_3^-$  en función del estado sucesional del bosque (Markewitz et al., 2004); sin duda este es un aspecto de relevancia para los planes de restauración de los bosques tropicales estacionales, por lo que merece mayor investigación.

### Variación estacional

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 (Campo, 2007). Es evidente que la concentración y la transformación de N entre estados sucesionales cambian de un periodo de muestreo a otro. Las diferencias son consecuencia, entre otros factores, de la actividad microbiana en respuesta a la distribución de lluvias, la cual regula los patrones de mineralización de bioelementos en estos ecosistemas (Singh  $et\ al.$ , 1989; Campo  $et\ al.$ , 1998), así como a la baja disponibilidad del  $O_2$  en condiciones de mayor humedad. Así, la MNN y la NNS fueron mayores en suelos recolectados durante la estación de lluvias que en aquellos de la estación seca. Si bien durante la estación seca ocurre la acumulación de bioelementos en el suelo de estos ecosistemas (García-Oliva

et al., 2006; Saynes et al., 2005), es durante la estación lluviosa cuando la actividad microbiana es mayor (Campo et al., 1998).

El COS y el CBM generalmente se vieron afectados por la estacionalidad de las lluvias, disminuyendo el COS y el CBM en los suelos procedentes del BSt y del BSM en dicha estación de lluvias; sin embargo, en el BST no hay diferencias significativas entre estaciones. Estas diferencias (y otras anteriormente señaladas) indican que varios aspectos de la biogeoquímica del bosque continúan cambiando tras 15 años de sucesión secundaria. Una adecuada comprensión de estos y otros cambios en la función del ecosistema en áreas en regeneración son aspectos cruciales en la formulación de bases más sólidas que conduzcan a mejorar la implementación de prácticas para la restauración ecológica de ecosistemas tropicales.

El agua es el factor de control más importante de la nitrificación y la desnitrificación y, por tanto, de la producción de óxido nitroso (Bandibas et al., 1994; Bollman y Conrad, 1997). Uno de los principales factores que controlan la magnitud de la desnitrificación en suelos es la disponibilidad del O<sub>2</sub>; al aumentar el contenido de humedad la difusión de O2 en el suelo disminuye, por lo que bajo estas condiciones las bacterias desnitrificantes deben utilizar nitrato como aceptor de electrones. En los BTEs (García–Méndez et al., 1991; Steudler et al., 1991; Davidson et al., 1993; Kiese y Butterbach-Bahl, 2002) la NNS disminuye en la estación lluviosa debido la baja disponibilidad del O<sub>2</sub>. En este estudio los suelos fueron incubados a capacidad de campo, por lo cual las diferencias entre estaciones no pueden asignarse a las mismas razones de otros estudios realizados in situ. Una disminución en las tasas de desnitrificación, por tanto, podría deberse a una disminución absoluta o relativa de disponibilidad de "sustrato", esto es, a una mayor demanda de N por parte de plantas y de microorganismos no-desnitrificantes previamente a la toma de las muestras.

Relación de la producción de N<sub>2</sub>O con las características del suelo

La producción y emisión de  $N_2O$  depende de la disponibilidad de una fuente mineral de N (sustrato para la nitrificación o desnitrificación), el suministro de  $O_2$ , la temperatura, el pH, la salinidad y (para la desnitrificación) la disponibilidad de compuestos orgánicos lábiles. Se ha reportado la existencia de correlación significativa positiva entre la emisión de  $N_2O$  y algunas de las formas y disponibilidad de N (por ejemplo, concentración de  $NO_3$  edáfico, MNS y NNS, mineralización neta o nitrificación; Davidson et al., 2000; Erikson et al., 2001). En este estudio se encontró una correlación significativa entre concentración de Nt y nitrificación. También, el pH edáfico se correlacionó positiva y significativamente con la producción de  $N_2O$  (en presencia de  $C_2H_2$ ), resultado que es consistente con los reportes de menores emisiones gaseosas de  $N_2O$  a la atmósfera conforme se reduce el pH del suelo (Sîmek y Cooper, 2002).

Se observaron también correlaciones positivas entre concentración de COS y de Nt con producción de  $\rm N_2O$  en presencia de  $\rm C_2H_2$  y, también, de la concentración de Nt con la producción de  $\rm N_2O$  en el testigo. Si bien hay reportes que no hallaron relaciones significativas entre concentraciones de C y de N y producción de  $\rm N_2O$  (v. g., Angoa-Pérez et al., 2004) de forma general, otros autores (Williams et al., 1998; Rudaz et al., 1999; Wulf et al., 1999; Hadi et al., 2000) indicaron la existencia de esta relación; ello se basa en el hecho que una mayor concentración de MOS implica una mayor concentración de N susceptible de ser mineralizado y, con ello, una mayor producción de  $\rm NH_4^+$  que incrementa la nitrificación y la producción de  $\rm N_2O$  (Dalal et al., 2003).

### **CONCLUSIONES**

La mineralización de N y la nitrificación neta no obedecen a un patrón conforme avanza la sucesión secundaria de los bosques tropicales estacionalmente secos de Yucatán. Por otra parte, las transformaciones de N en el suelo y, por tanto, las emisiones de  $\rm N_2O$  presentan cambios con la estacionalidad, indicando el papel regulador de las lluvias en la dinámica del N edáfico, al menos durante los primeros 40 años de la sucesión secundaria. Esta heterogeneidad temporal en la dinámica del N edáfico a ambas escalas analizadas (tanto intra-anual como multianual) deberá considerarse para una apropiada restauración del ecosistema, más aún en un escenario de mayor incertidumbre por los pronósticos de cambio climático y mayor deposición atmosférica.

## Agradecimiento:

Se agradece a E. Solís y V. Maldonado su apoyo en el campo y en el laboratorio; al Dr. F. Bautista-Zúñiga por la identificación de los sitios; y a la Universidad Autónoma de Yucatán (Méjico) el permitirnos el acceso a los sitios de muestreo. Este trabajo fue realizado durante la estancia posdoctoral de la primera autora en el Laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima del Instituto de Ecología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) en el marco del Programa Apoyos Integrales para la Formación de Doctores en Ciencias del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. La investigación fue financiada por la UNAM a través del proyecto PAPPIT 204107 y por el Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN (CINVESTAV-IPN).

## BIBLIOGRAFÍA

- Anderson J.P.E. y K.H. Domsch. 1978. Mineralization of bacteria and fungi in chloroform-fumigated soils. *Soil Biol. Biochem.*, 10: 207-213.
- Anderson J.P.E. y K.H. Domsch. 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.*, 21: 471–479.
- Angoa-Pérez M.V., J. Gonzalez-Castañeda, J.T. Frías-Hernández, O. Franco-Hernández, O. Van Cleemput, L. Dendooven y V. Olalde. 2004. Trace gas emissions from soil of the central highlands of México as affected by natural vegetation: a laboratory study. *Biol. Fert. Soils*, 40: 252–259.
- Balderstone W. L., B. Scherr y W.J. Payne. 1976. Blockage by acetylene of nitrous oxide reduction in *Pseudomonas perfectomarinus*. *Appl. Environ. Microb.*, 31: 504-508.
- Bandibas J, A. Vermoesen y C.J. de Groot. 1994. The effect of different moisture regimes and soil characteristics on nitrous oxide emission and consumption by different soils. *Soil Sci.*, 158: 106–114.
- Bautista F. 2005. Información edafológica para el manejo de recursos naturales. En: F. Bautista y G. Palacio (edts.). Caracterización y manejo de los suelos de la Península de Yucatán: Implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de Yucatán, Instituto Nacional de Ecología, México D.F. Pp.: 1-8.
- Bautista F., J. Jiménez-Osornio, J. Navarro-Alberto, A. Manu y R. Lozano. 2002. Microrelieve y color del suelo como propiedades de diagnóstico en leptosoles cársticos. Terra. 21: 1-11.
- Bergsma T.T., G.P. Robertson y N.E. Ostrom. 2002. Influence of soil moisture and land use history on denitrification end-products. *J. Environ. Qual.*, 31:711–717.
- Bollmann A. y R. Conrad. 1997. Enhancement by acetylene of the decomposition of nitric oxide in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 29: 1057–1066.
- Bremner J.M. 1996. Total Nitrogen. En: D.L. Sparks (edt.). *Methods of Soil Analysis*. Part 3. Soil Science Society of America/American Society of Agronomy, Madison (*USA*). Pp.: 1085–1122.
- Bower C.A. y L.V. Wilcox. 1965. Soluble salts. En: C.A. Black (edt.). *Methods of Soils Analysis*: Part 2. American Society of Agronomy, Madison (*USA*). Pp.: 933–940.
- Campo J. 2007. Estequiometría y acumulación de C en bosques tropicales estacionalmente secos: Estudios comparativos y evidencias experimentales En: J.F. Gallardo Lancho (edt.). La captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamericanos. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Salamanca (España). Pp.: 85-106.
- 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., 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., 252: 33–40.

- Campo J. y C. Vázquez-Yanes. 2004. Effects of nutrient limitation on aboveground carbon dynamics during tropical dry forest regeneration in Yucatan, Mexico. *Ecosystems*, 7: 311-319.
- Carney K.M., P.A. Matson y B.J.M. Bohannan. 2004. Diversity and composition of tropical soil nitrifiers across a plant diversity gradient and among land-use types. *Ecol. Lett.*, 7: 684–694.
- Castaldi S., A. Ermice y S. Strumia. 2006. Fluxes of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from soils of savannas and seasonally-dry ecosystems. *J. Biogeogr.*, 33: 401–415.
- Cotler H. y M.P. Ortega-Larrocea. 2006. Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela watershed, Mexico. *Catena*, 65: 107–117.
- Dalal R.C., W. Wang, G.P. Robertson y W.J. Parton. 2003. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. *Aust. J. Soil Res.*, 41: 165–195.
- Davidson E.A. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. En: J.E. Rogers y W.B. Whitman (edts). *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes*. American Society for Microbiology, Washington D.C. Pp.: 210–235.
- Davidson E.A., M. Keller, H.E. Erickson, L.V. Verchot y E. Veldkamp. 2000. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *Bioscience*, 50: 667–680.
- Davidson E.A., C.J. Reis de Carvalho, A.M. Figueira, F.Y. Ishida, J.P.H.B. Ometto, G.B. Nardoto, R.T. Saba, S.N. Hayashi, E.C. Leal, I.C.G. Vieira y L.A. Martinelli. 2007. Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. *Nature*, 995-999.
- Davidson E.A., P.A. Matson, P.M. Vitousek, R. Riley, K. Dunkin, G. García-Méndez y J.M. Maass. 1993. Processes regulating soil emissions of NO and  $N_2O$  in a seasonally dry tropical forest. *Ecology*, 74: 130–139.
- Eaton J.M. y D. Lawrence. 2006. Woody debris stocks and fluxes during succession in a dry tropical forest. *Forest Ecol. Manage.*, 232: 46–55.
- Erickson H.E., M. Keller y E. Davidson. 2001. Nitrogen oxide fluxes and nitrogen cycling during secondary succession and forest fertilization in the humid tropics. *Ecosystems*, 4: 67–84.
- Franzluebbers A.J., R.L. Haney y F.M. Hons, 1999. Relationships of chloroform fumigation–incubation to soil organic matter pools. *Soil Biol. Biochem.*, 31: 395–405.
- García-Méndez G., J.M. Maass, P.A. Matson y P.M. Vitousek. 1991. Nitrogen transformations and nitrous oxide flux in a tropical deciduous forest in Mexico. *Oecol.*, 88: 362–366.
- García-Oliva F., J.F. Gallardo Lancho, N.M. Montaño y P. Islas. 2006. Soil Carbon and Nitrogen Dynamics Followed by a Forest-to-pasture Conversion in Western Mexico. *Agroforest Syst.*, 66: 93-100.
- Gee G.W. y J.W. Bauder. 1996. Particle-size analysis. En: A. Klute (edt.), *Methods of Soil Analysis: Physical and Mineralogical Methods*. Soil Science Society of America, Madison (*USA*). Pp.: 383-411.

- González-Iturbe J.A., I. Olmsted y F. Tun-Dzul. 2002. Tropical dry forest recovery after long term Henequen (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation in northern Yucatan, Mexico. *Forest Ecol. Manage.*, 167: 67–82.
- Gould K.A., T.S. Fredericksen, F. Morales, D. Kennard, F.E. Putz, B. Mostacedo y M. Toledo. 2002. Post-fire tree regeneration in lowland Bolivia: implications for fire management. *Forest Ecol. Manage.*, 165: 225–245.
- Hadi A., K. Inubushi y E. Purnomo. 2000. Effect of land-use changes on nitrous oxide N<sub>2</sub>O emission from tropical peatlands. *Chemosphere–Global Change Sci.*, 2, 347.
- Hart S.C., J.M. Stark, E.A. Davidson y M.K. Firestone. 1994. Nitrogen mineralization, immobilization and nitrification. En: R.W. Weaver (edt.), *Methods of Soil Analysis*, *Part 2, Microbial and Biochemical Properties*. Soil Science Society of America, Madison (*USA*). Pp.: 985-1018.
- Houghton R.A., D.S. Lefkowitz y D.L. Skole. 1991. Change in the landscapes of Latin America between 1850 and 1985. Forest Ecol. Manage., 38: 143-172.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática de México. 2008. <a href="https://www.inegi.gob.mx">www.inegi.gob.mx</a>>.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Contributions of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. S. Solomon, D. Quin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, H.L. Miller (edts). Cambridge University Press, Cambridge. 996 pp.
- Jenkinson D.S. 1988. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. En: J.R. Wilson (edt.). *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Systems*. CAB International, Wallingford. Pp.: 368-386 pp.
- Kalacska M., G.A. Sanchez-Azofeifa, J.C. Calvo-Alvarado, M. Quesada, B. Rivard y D.H. Janzen. 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecol. Manage.*, 200: 227–247.
- Kalacska M., G.A. Sánchez-Azofeifa, B. Rivard, T.H. Caelli, P. White y J.C. Calvo-Alvarado. 2006. Ecological fingerprinting of ecosystem succession: Estimating secondary tropical dry forest structure and diversity using imaging spectroscopy. Remote Sens. Environ., 108: 82-96.
- Kaiser E.A., T. Mueller, R.G. Joergensen, H. Insam y O. Heinemeyer. 1992. Evaluations of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with the soil texture and organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 24: 675–683.
- Keller M. y W.A. Reiners. 1994. Soil atmosphere exchange of nitrous oxide, nitricoxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Global Biogeochem. Cycles*, 8: 399–409
- Kennard D.K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *J. Trop. Ecol.*, 18: 53–66.
- Kennard D., K. Gould, F.E. Putz, T.S. Fredericksen y F. Morales. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in tropical dry forest. *Forest Ecol. Manage.*, 162, 197–208.
- Kiese R. y K. Butterbach-Bahl. 2002.  $\rm N_2O$  and  $\rm CO_2$  emissions from three different tropical forest sites in the wet tropics of Queensland, Australia. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 975–987.

- Lebrija-Trejos E., F. Bongers, E. Pérez-García y J. Meave. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica*, en prensa. DOI:10.1111/j.1744-7429.2008.00398.x.
- Markewitz D., E.A. Davidson, P. Moutinho y D.C. Nepstad. 2004. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. *Ecol. Appl.*, 14: 177–199.
- Matson P.A. y P.M. Vitousek. 1987. Cross-system comparisons of soil nitrogen transformations and nitrous oxide flux in tropical forest ecosystems. *Global Biogeochem. Cycles*, 1: 163–170.
- Matson P. y P. Vitousek. 1995. Nitrogen trace gas emission in a tropical dry forest ecosystem. En: S.H. Bullock, H.A. Mooney y E. Medina (edts.). Seasonally Dry Tropical Forests. Cambridge University Press, Cambridge. Pp.: 384-398.
- McLaren K.P. y M.A. McDonald. 2003. Seedling dynamics after different intensities of human disturbance in a tropical dry limestone forest in Jamaica. *J. Trop. Ecol.*, 19: 567–578.
- Montagnini F. y R. Buschbacher. 1989. Nitrification rates in two undisturbed tropical rain forests and three slash-and-burn sites of the Venezuelan Amazon. *Biotropica.*, 21: 9–14.
- Mooney H.A., S.H. Bullock y E. Medina. 1995. Introduction. En: S.H. Bullock, H.A. Mooney y E. Medina (edts.). Seasonally Dry Tropical Forests. Cambridge University Press, Cambridge. Pp.: 1-8 pp.
- Moraghan J.T. y R. Buresh. 1977. Correction for dissolved nitrous oxide in nitrogen studies. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 41: 1201–1202.
- Nadelhoffer K.J., J.D. Aber y J.M. Melillo. 1983. Leaf-litter production and soil organic-matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in Southern Wisconsin (USA). *Can. J. Forest Res.*, 13: 12–21.
- Pastor J., J.D. Aber, C.A. McClaugherty y J.M. Melillo. 1984. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology*, 65: 256–268.
- Pereira I.M., L.A. Andrade, E.V.S.B. Sampaio y M.R.V. Barbosa. 2003. Use-history effects on structure and Flora of the Caatinga. *Biotropica*, 32: 154–165.
- Rhoades C.C. y D.C. Coleman. 1999. Nitrogen mineralization and nitrification following land conversion in montane Ecuador. *Soil Biol. Biochem.*, 31: 1347–1354.
- Romero-Duque L.P., V.J. Jaramillo y A. Pérez-Jiménez. 2007. Structure and diversity of secondary tropical dry forests in Mexico, differing in their prior land-use history. *Forest Ecol. Manage.*, 253: 38–47.
- Rudaz A.O., E. Wälti, G. Kyburz, P. Lehmann y J. Fuhrer. 1999. Temporal variation in  $N_2O$  and  $N_2$  fluxes from a permanent pasture in Switzerland in relation to management soil water content and soil temperature. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 73: 83–91.
- S.A.S. 1989. Statistic Guide for Personal Computers, version 6.04, Ed. SAS Institute, Cary (USA).
- 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.

- Simek M. y J.E. Cooper. 2002. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *Eur. J. Soil Sci.* 53: 345-354.
- 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.
- Solis E. y J. Campo. 2004. Soil N and P dynamics in two secondary tropical dry forests after fertilization. *Forest Ecol. Manage.*, 195: 409-418.
- S.P.P. (Secretaría de Programación y Presupuesto de México). 1981. *Atlas Nacional del Medio Físico*. S.P.P., México D. F.
- Steudler P.A., J.M. Melillo, R.D. Bowden, M.S. Castro y A.E. Lugo. 1991. The effect of natural and human disturbance on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican wet forest. *Biotropica*, 23: 356–363.
- Thomas G.W. 1996. Soil pH and soil acidity. En: D.L. Sparks (edt.). *Methods of Soil Analysis: Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison (USA). Pp.: 475-490.
- Tiedje J.M. 1994. Denitrifiers. En: R. W. Weaver, S. Angle, P. Bottomley, D. Bezdicek, S. Smith, A. Tabatabai, y Wollum (edts). *Methods of soil analysis*, Part 2, A. Soil Science Society of America, Madison (*USA*). Pp.: 245-267.
- Trejo I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biol. Conserv.*, 94: 133-142.
- Vargas R, M.F. Allen y E.B. Allen. 2008. Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Global Change Biol.*, 14: 109–124.
- Verchot L.V., E.A. Davidson y J.H. Cattanio. 2000. Land-use change and biogeochemical controls of methane fluxes in sols of eastern Amazonia. *Ecosystems*, 3: 41–56.
- Verchot L.V., E.A. Davidson, J.H. Cattanio, I.L. Ackerman, H.E. Erickson y M. Keller. 1999. Land-use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochem. Cycles*, 13: 31–46.
- Vitousek P.M., J.R. Gosz, C.C. Grier, J.M. Melillo y W.A. Reiners. 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecol. Monogr.*, 52: 155–177.
- Williams, P.H., S.C. Jarvis y E. Dixon. 1998. Emission of nitric oxide and nitrous oxide from soil under field and laboratory conditions. *Soil Biol. Biochem.*, 30: 1885–1893.
- Wiseman P.E. y J.R. Seiler. 2004. Soil  ${\rm CO_2}$  efflux across four age classes of plantation loblolly pine (*Pinus taeda* L.) on the Virginia Piedmont. *Forest Ecol. Manage.*, 192: 297–311.
- Wolf I. y R. Brumme. 2002. Contribution of nitrification and denitrification sources for seasonal  $N_2$ O emissions in an acid German forest soil. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 741-744.
- Wulf S., J. Lehmann y W. Zech. 1999. Emissions of nitrous oxide from runoff-irrigated and rainfed soils in semiarid north-west Kenya. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 72: 201–205.
- Yoshinari T. y R. Knowles. 1976. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. *Biochem. Bioph. Res. Comm.*, 69: 705–710.



<www.sifyqa.org.es>