



Universidad Nacional Autónoma de México
Posgrado en Ciencias de la Tierra

Emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O

asociadas al riego con agua residual en el Valle del
Mezquital, Hidalgo

Tesis que para optar por el grado de
Doctora en Ciencias de la Tierra

Presenta

M. en C. Blanca González Méndez

Directora:

Dra. Christina Siebe Grabach

Instituto de Geología

Julio 2016

Ciudad Universitaria, Cd. Mx.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Declaro conocer el Código de Ética de la Universidad Nacional Autónoma de México, plasmado en la Legislación Universitaria. Con base en las definiciones de integridad y honestidad ahí especificadas, aseguro mediante mi firma al calce que el presente trabajo es original y enteramente de mi autoría. Todas las citas de, o referencias a, la obra de otros autores aparecen debida y adecuadamente señaladas, así como acreditadas mediante recursos editoriales convencionales.

Resumen	4
Abstract	5
Introducción	6
1. Gases de Efecto Invernadero (GEI)	8
Dióxido de Carbono	9
<i>Importancia ambiental</i>	9
<i>Fuentes de dióxido de carbono</i>	9
<i>Ciclo del carbono</i>	10
Metano	13
<i>Importancia ambiental</i>	13
<i>Fuentes de metano</i>	14
<i>Ciclo del metano</i>	15
<i>Mecanismos de transporte del metano a la atmósfera</i>	18
Óxido nitroso	19
<i>Importancia ambiental</i>	19
<i>Fuentes de óxido nitroso</i>	19
<i>Ciclo del nitrógeno y procesos que producen óxido nitroso en los suelos</i>	20
2.Potencial redox y aceptores de electrones alternativos	25
3. Riego con aguas residuales	28
<i>El caso de México</i>	30
4. Variación en espacio y tiempo	31
<i>Factores que favorecen la emisión de GEI</i>	31
<i>Características del suelo</i>	31
<i>Prácticas de manejo</i>	32
5. Métodos para cuantificar GEI	36
6. Factores de emisión	39
7. Métodos de máxima verosimilitud restringida (REML)	41

8. Objetivos e hipótesis	42
<i>Objetivo general</i>	42
<i>Objetivos particulares</i>	42
<i>Hipótesis</i>	42
9. Descripción de la zona de estudio	43
10. Materiales y métodos	45
<i>Potencial redox</i>	48
<i>Fase analítica</i>	48
<i>Cálculo de los flujos de GEI</i>	49
<i>Cálculo del potencial redox</i>	50
<i>Análisis estadístico</i>	50
<i>Análisis de correlaciones</i>	52
<i>Factores de emisión para el óxido nitroso</i>	52
11. Resultados	53
<i>Propiedades físicas y químicas de los suelos</i>	53
<i>Exploración de los datos</i>	54
<i>Análisis de ante-dependencia</i>	58
<i>Análisis REML</i>	58
<i>Correlación PR y GEI</i>	70
<i>Factores de emisión para el óxido nitroso</i>	71
12. Discusión	72
<i>Propiedades físicas y químicas de los suelos</i>	72
<i>Análisis de los flujos de emisión de GEI</i>	73
<i>Emisiones de gases de efecto invernadero</i>	73
<i>Análisis REML</i>	75
<i>Potencial Redox</i>	77
<i>Variación entre electrodos</i>	78
<i>Variación entre eventos de riego o lluvia</i>	78

<i>Variación entre días de riego o lluvia</i>	78
<i>Correlación PR y GEI</i>	79
<i>Factores de emisión para el óxido nitroso</i>	80
13. Conclusiones	82
<i>Consideraciones finales</i>	83
14. Agradecimientos	84
15. Referencias	85

Resumen

El riego con aguas residuales es una práctica en incremento en las zonas áridas y semiáridas del mundo, donde la escasez de agua limita la productividad de los sistemas agrícolas. El uso de agua residual sin tratamiento además de proveer el recurso hídrico necesario, también adiciona carbono y nitrógeno lábiles, y cuando el riego se realiza por inundación, se genera un rápido cambio de la atmósfera del suelo y del potencial redox, como consecuencia del desplazamiento del aire de los poros y su saturación con agua.

El presente estudio se realizó en el Valle del Mezquital, un sitio que desde hace más de 100 años es regado con las aguas residuales de la Ciudad de México. En la zona se practica el riego por inundación y cada mes se aplican a los suelos láminas de 18 cm en promedio, que pueden promover las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono, el metano y el óxido nítrico, provenientes de la transformación del carbono y nitrógeno adicionado con el riego.

Para medir las emisiones de GEI y monitorear los cambios de potencial redox se escogieron dos parcelas en el Valle del Mezquital: Las Palmas, parcela regada con aguas residuales y con cultivos en rotación de alfalfa (*Medicago sativa*.)- rye grass (*Lolium sp.*)- maíz (*Zea mays*); y El Tigre, parcela con riego de temporal cultivada con maíz. Ambas parcelas se monitorearon al mismo tiempo únicamente durante el cultivo de maíz, con lo cual se pudo comparar las emisiones de los dos sistemas agrícolas.

Durante 21 meses, en Las Palmas se midieron las emisiones de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nítrico (N_2O) utilizando el método de la cámara estática cerrada. Simultáneamente se instalaron electrodos de platino a diferentes profundidades en el suelo, con el fin de registrar los cambios en el potencial redox antes, durante y después del riego. Dado que las mediciones se realizaron sobre las mismas cámaras y electrodos, se obtuvieron datos correlacionados en el tiempo, que se analizaron con métodos de máxima verosimilitud (REML, por sus siglas en inglés) acoplados a análisis de ante-dependencia para determinar el orden de la correlación.

Los resultados obtenidos muestran que las emisiones de los tres gases (CO_2 , CH_4 y N_2O) son mayores en el sistema de riego con agua residual que en el de temporal (77.5 mg C- CO_2 m^2 h^{-1} y 16.6 mg C- CO_2 m^2 h^{-1} ; 0.517 mg C- CH_4 m^2 h^{-1} y 0.304 mg C- CH_4 m^2 h^{-1} ; 0.343 mg N- N_2O m^2 h^{-1} y 0.030 mg N- N_2O m^2 h^{-1} , respectivamente).

En Las Palmas, las emisiones incrementan rápidamente en respuesta al riego, registrándose picos de hasta 448 mg C- CO_2 m^2 h^{-1} , 4.95 mg C- CH_4 m^2 h^{-1} y 2.98 mg N- N_2O m^2 h^{-1} , durante el cultivo de maíz. El potencial redox disminuye también durante el riego y se recupera paulatinamente en los días posteriores. Sin embargo, dadas las características de los suelos (arcillosos con abundante microporosidad, estructura angular en bloques, presencia de grietas y bioporos de raíces), el agua residual infiltra por dos flujos: uno lento a través de la matriz fina del suelo y otro rápido, preferencial, por los macroporos. Lo anterior promueve la generación simultánea de sitios aerobios y anaerobios a través del perfil del suelo.

Se encontró que los picos de emisión pueden estar asociados a la desgasificación, cuando el agua residual infiltra y satura el espacio poroso desplazando al aire del suelo, o bien después de varios días después del riego, cuando el exceso de nitrógeno y el carbono fueron mineralizados. También se observó una correlación entre las emisiones de dióxido de carbono y la fase de crecimiento del cultivo. De esta forma, se hallaron dos fuentes de variación principales: entre riegos, influido probablemente por el crecimiento de cada cultivo, y entre días de riego, como consecuencia de la infiltración del agua residual y la mineralización del carbono y nitrógeno lábil.

Con base en las emisiones medidas directamente en la parcela, se estimaron los factores de emisión para el óxido nítrico de acuerdo con método Tier I (IPCC, 2006). Se calcularon dos factores, uno para las emisiones cuantificadas durante el cultivo de alfalfa y otro para la rotación rye grass-maíz (estimación anual). Los factores de emisión obtenidos son menores al valor default establecido por el IPCC, lo cual sugiere que en el

agroecosistema estudiado, la absorción del nitrógeno por los cultivos puede ser más eficiente que en las regiones templadas. Además, el riego continuo con el agua residual incrementa la productividad y con ello, la remoción del nitrógeno del suelo, disminuyendo el nitrato disponible para la desnitrificación.

Dado que los picos de emisión contribuyen notablemente a incrementar los promedios de las emisiones, se requiere mejorar el diseño de muestreo, con la finalidad de capturar dichos picos y estimar mejor los inventarios regionales de gases de efecto invernadero.

Abstract

The irrigation with waste water is an increasing practice in the arid and semiarid regions around the world, where the water scarcity limits the agricultural productivity. The use of untreated waste water provide not only the water resources, but also adds labile carbon and nitrogen, and when applied by flooding, it rapidly changes the soil's atmosphere and redox potential, as a result of air and water displacement from the soil pores.

This research was done in the Mezquital Valley, where most of the land is irrigated with waste water for over 100 years. Irrigation is done by flooding with raw waste water from Mexico City. The mean irrigation rate is about 18 cm per month and enhanced emissions of green house gases (GHG), as CO₂, CH₄, and N₂O follow each flooding.

We measured simultaneously the emissions of GHG and the soil redox potential from two selected plots: one at Las Palmas, irrigated periodically with waste water and under three crops, namely alfalfa, rye-grass and maize; and a rain-fed plot growing maize at El Tigre. We used static chambers to capture the GHG emissions from soils and installed Pt-electrodes to measure *in situ* the soil redox potential. Las Palmas was monitored during 21 months, before, during and after each irrigation, while El Tigre was studied before and shortly after two rain events. The data from repeated measurements from the same chambers and Pt-electrodes are correlated in time, and so we modeled the ante-dependence and fitted the models by residual maximum likelihood (REML).

The emission from the irrigated plot were larger than those from the rain-fed plot (77.5 mg C-CO₂ m² h⁻¹ and 16.6 mg C-CH₄ m² h⁻¹; 0.517 mg C-CH₄ m² h⁻¹ and 0.304 mg C-CH₄ m² h⁻¹; 0.343 mg N-N₂O m² h⁻¹ and 0.030 mg N-N₂O m² h⁻¹, respectively). The emissions of both CO₂ and N₂O increased rapidly in response to flood irrigation with peaks up to 448 mg C m² h⁻¹ for CO₂ and 2.98 mg N m² h⁻¹ for N₂O under maize. The soil redox potential decreased during the irrigation and recovered the oxic conditions in the next few days. Due to the soil characteristics, the waste water infiltrates slowly through the fine soil matrix, and rapidly by preferential flow through soil macropores, promoting the coexistence of aerobic and anaerobic microsites.

Emissions peaked in particular irrigation events either as the infiltrating water replaced the gas from air-filled pores or several days after irrigation as excess nitrogen and fresh sources of carbon were mineralized. Processes operating during the few days during and immediately after irrigation seem to determine the dynamics of gaseous production in this agricultural ecosystem.

We estimated the nitrous oxide's emission factors by the Tier I method (IPCC 2006). The emissions factors were calculated for N₂O under alfalfa, and for the combination rye-grass-maize (annual basis). The obtained factors were smaller than the IPCC default value, suggesting that in this agroecosystem the nitrogen absorption could be more efficient than in temperate regions. Additionally, the continuous waste water irrigation increased crop productivity, promoting the nitrogen remotion from soils, which results in less nitrogen available for denitrification.

As the peaks contribute substantially to mean emissions, we need to improve our sampling design, in order to capture better those peaks and to have a better estimation of the regional GHG emissions.

Introducción

El dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O) son gases con efecto invernadero que contribuyen al calentamiento global, por lo cual su cuantificación es de gran interés.

Los suelos agrícolas son considerados una de las principales fuentes antropogénicas de gases con efecto invernadero, dado que aportan del 65 al 70% de las emisiones globales anuales de N₂O, y hasta 2/3 partes de las emisiones globales anuales de metano, además de funcionar como fuentes o sumideros de CO₂ (Datta, et al., 2009).

Los procesos que producen y/o consumen estos GEI en el suelo están asociados al metabolismo de la comunidad microbiana, que bajo condiciones aerobias o anaerobias transforman la materia orgánica (MO) y el N disponible en el medio, emitiendo CO₂, CH₄ y N₂O ya sea como productos finales o intermedios de procesos como la nitrificación, desnitrificación, metanogénesis o metanotrofia. Todos estos procesos están a su vez regulados tanto por las propiedades intrínsecas del suelo (pH, contenido de MO, humedad, temperatura, textura, etc.), como por las características de manejo (tipo de riego, adición de nutrientes, tipo de labranza y cultivo, etc.) (Beare, et al., 2009).

Algunas de las mayores emisiones de GEI a partir de parcelas agrícolas se han medido en agroecosistemas templados, altamente fertilizados y con riego por inundación, donde la aplicación de fertilizantes determina directamente la disponibilidad de N, la textura del suelo influye sobre el drenaje y la difusión de los gases y el tipo de riego favorece la persistencia de condiciones anaerobias que promueven la reducción tanto del N como del C, generando emisiones de N₂O y CH₄ (FAO & IFA, 2004). Así, se han reportado flujos de emisión de hasta 1.620 y 1.891 mg de N-N₂O m² h⁻¹ en suelos agrícolas arcillosos y franco arcillosos (Teira, et.al., 1998; Mahmood, et.al., 1997), y flujos de hasta 1.44 mg de C-CH₄ m² h⁻¹ en suelos de arrozales (Zou, et.al, 2009).

Hay muy pocos estudios que reportan emisiones de GEI de suelos regados con aguas residuales. Sin embargo, es de suponer que en estos agroecosistemas pudieran ocurrir emisiones importantes, dado que el riego con agua residual se aplica predominantemente por inundación, lo cual crea condiciones anaerobias temporales, que promueven la emisión de los GEI. Al ser un recurso barato y disponible, muchas veces el agua es adicionada en exceso, sobresaturando el suelo. Con el agua se agregan nutrientes (sobre todo nitrógeno) y también materia orgánica lábil, que promueven la actividad microbiana (Siebe, 1998).

En las últimas décadas, el reúso de aguas residuales (AR) crudas y tratadas para riego de cultivos se ha convertido en una práctica muy común en diferentes partes del mundo. Cobra particular importancia en las zonas áridas y semiáridas, donde la escasez del agua es frecuente. Lo anterior, aunado a una población creciente que demanda recursos alimenticios, ha obligado a los distintos gobiernos –sobre todo de países en desarrollo- a optimizar el uso del agua (Chen, et.al. 2011; Qadir, et.al. 2010). Ante esta situación el reúso de AR ofrece varias ventajas:

- Garantiza la disponibilidad del agua a lo largo del año;
- Introduce nutrientes al suelo -principalmente nitrógeno y fósforo;
- Los nutrientes normalmente se encuentran en formas fácilmente disponibles para las plantas, por lo que se pueden reducir las necesidades de fertilización;
- Mantiene e incluso incrementa la fertilidad y la productividad de los suelos áridos y semiáridos, (Gharsalloui, et.al., 2011).

En el centro de México se localiza el Valle del Mezquital, un sitio con más de 100 años de riego de cultivos forrajeros y maíz con aguas residuales provenientes de la Ciudad de México (Rutkowski, Raskid-Sally & Buecler, 2007). En esta zona, se han desarrollado diversos estudios sobre los efectos del riego con agua residual. Dichos estudios se han enfocado principalmente en la dinámica de contaminantes como los metales pesados en el sistema suelo-planta (Herre et. al., 2004; Vázquez, 2001; Siebe, 1994) o los patógenos en el agua, medidos a través de la densidad de bacterias coliformes fecales (Aguilar, 2006; Downs et al., 1999; Gallegos et al., 1999; BGS et al., 1998; Jiménez, 1997). Otros han investigado el aumento y calidad de la materia orgánica del suelo (Sánchez González, 2006; Lopera, 2005; Herre et. al., 2004), así como la dinámica de los antibióticos (Siemens, et. al., 2008).

Sin embargo, en esta zona, al igual que el resto de los sitios donde se reusa el AR para riego agrícola, se han considerado muy poco, los efectos de la adición constante de N y MO al suelo a través del agua de riego, sobre los ciclos biogeoquímicos del C y el N, y en particular sobre la variabilidad en espacio y tiempo de las emisiones de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso. En este sentido, Siebe (1998) determinó que con el agua de riego, cada año se adicionan tan sólo a las parcelas de alfalfa: 527, 227 y 781 kg ha⁻¹ de N, P y K respectivamente. Estas cantidades exceden entre 1.5 a 8 veces la capacidad de remoción de dichos macronutrientes por el cultivo mencionado, por lo cual, este exceso de N probablemente es lixiviado en forma de nitrato al acuífero, o se emite en forma gaseosa hacia la atmósfera.

Así, el presente estudio tuvo como objetivo medir la magnitud de emisiones de CH₄, CO₂ y N₂O de suelos agrícolas regados por más de 100 años con aguas residuales, determinar la variación en tiempo de los flujos de emisión, así como analizar los datos obtenidos a través de un modelo de mediciones repetidas y utilizando métodos de máxima verosimilitud restringida (REML por sus siglas en inglés, Restricted Maximum Likelihood) para estimar sus parámetros de variación. En la parcela se midió el comportamiento del potencial redox en los suelos, ya que es mucho más sencillo de monitorear, y se quería conocer si pudiera funcionar como indicador de focos temporales y espaciales de emisión.

1. Gases de Efecto Invernadero (GEI)

La superficie de la Tierra absorbe la radiación solar (de longitud de onda corta) y la redistribuye a través de circulaciones atmosféricas y oceánicas para compensar el contraste térmico del ecuador a los polos. La energía recibida es re-emitida al espacio (radiación de onda larga) para mantener en el largo plazo, el balance energético. Cualquier proceso que altere dicho balance se reflejará como un cambio en el clima terrestre (Magaña Rueda, 2004).

Un gas de efecto invernadero (GEI) es un componente gaseoso de la atmósfera –ya sea natural o antropógeno-, que absorbe y emite radiación en determinadas longitudes de onda del espectro de radiación infrarroja (IPCC, 2007).

El incremento en la concentración de GEI reduce la eficiencia de la Tierra para re-emitar la energía recibida al espacio, dado que parte de esta radiación de onda larga es absorbida por los GEI y re-emitada a la superficie terrestre, generando un incremento en la temperatura superficial (Magaña Rueda, 2004).

Los gases de efecto invernadero constituyen el 1% de la composición atmosférica. Los más abundantes son el vapor de agua (H_2O) y el dióxido de carbono (CO_2). El resto (óxido nitroso, metano, clorofluorocarbonos) son considerados también como gases traza por su minúscula presencia en la atmósfera (IPCC, 2007).

Para estimar el efecto invernadero de cada gas, es necesario considerar dos factores: el forzamiento radiativo y el potencial de calentamiento global. El forzamiento radiativo representa el cambio en el balance entre la radiación solar que entra y la radiación infrarroja que sale de la Tierra (Wm^{-2}), debido por ejemplo, a una alteración en la concentración de CO_2 o a cambios en la energía solar que incide en el planeta (Cuatecontzi, 2004). Cuando el forzamiento radiativo es positivo se tiende a calentar la superficie de la Tierra, por el contrario, si el forzamiento es negativo se promoverá el enfriamiento (Magaña Rueda, 2004).

El IPCC (2001), estimó que entre 1750 y el 2000, el forzamiento atribuido al incremento de los GEI en su conjunto, alcanzó un valor de $2.43 Wm^{-2}$ debido a:

- $1.46 Wm^{-2}$ por el incremento del CO_2 ,
- $0.48 Wm^{-2}$ por el CH_4 ,
- $0.34 Wm^{-2}$ por los halocarbonos,
- $0.15 Wm^{-2}$ por el N_2O

El potencial de calentamiento global (PCG) es el forzamiento radiativo acumulado de las emisiones de una masa unitaria de gas en relación con el gas de referencia (CO_2), considerando tanto los efectos directos como los indirectos, en un determinado lapso de tiempo (IPCC, 1996). Los valores de PCG permiten comparar los impactos de las emisiones o de las reducciones de los diferentes gases.

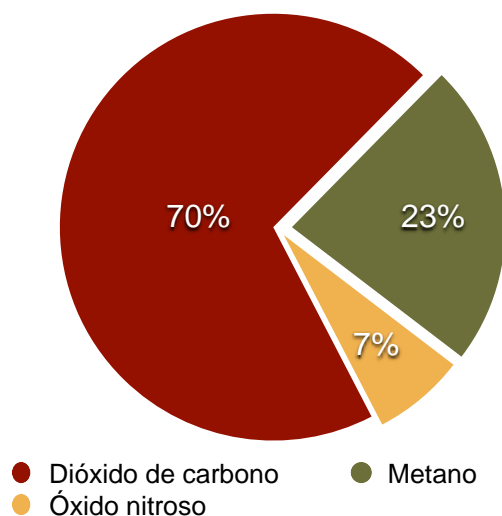


Fig. 1.1 Principales GEI contribuyentes al calentamiento global durante el siglo pasado. Fuente: MacKenzie, 2009

Según Mackenzie (2009), durante el siglo pasado los principales contribuyentes al calentamiento global fueron el CO₂, metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) (figura 1.1).

Dióxido de Carbono

Importancia ambiental

En la atmósfera, el carbono existe predominantemente en forma oxidada como CO₂. Este gas forma parte del ciclo global del carbono, por lo que su destino es una función compleja de diversos procesos. Es también un subproducto de la quema de combustibles fósiles, de la quema de biomasa o de los cambios de uso de la tierra y otros procesos industriales.

Es el GEI antropógeno que más afecta al equilibrio radiativo de la Tierra y es el gas de referencia para la medición de otros gases de efecto invernadero por consiguiente, su potencial de calentamiento mundial es igual a uno. Su tiempo de vida en la atmósfera es de 5 a 200 años y tiene un forzamiento radiativo de 1.46 Wm⁻², lo cual representa el 60% del total de los GEI (IPCC, 2007).

Fuentes de dióxido de carbono

El CO₂ es un gas producido por fuentes naturales y antropogénicas (tabla 1.1), pero en los últimos 3 siglos, las actividades antrópicas como la agricultura, silvicultura, el comercio y el uso de la energía en la industria y el transporte, han tenido tal desarrollo que han modificado las concentraciones atmosféricas de dicho gas (EPA, 2007).

De acuerdo con el Global Carbon Project (GCP, 2008), en los últimos 257 años las concentraciones atmosféricas de CO₂ se han incrementado en 103 ppm (de 280 ppm en 1750 a 383 ppm en 2007), lo cual representa un aumento del 37%. De hecho, se estima que la concentración actual es probablemente la más alta de los últimos 20 millones de años.

Durante el siglo pasado, las emisiones de CO₂ por quema de combustibles fósiles incrementaron más de 1200% y en la última década se registró el mayor crecimiento en la emisión de este gas, de tal forma que se excedió el peor escenario planteado para el periodo 2000-2010 en el Reporte Especial de Escenarios de Emisiones del IPCC.

Los países que más emisiones produjeron fueron Estados Unidos, China, Rusia e India. Los países en desarrollo -que comprenden el 80% de la población mundial-, aportaron el 20% de las emisiones acumuladas desde 1751 y los países con mayor pobreza contribuyeron con menos del 1% de las emisiones (GCP, 2008).

Otra fuente importante es la deforestación que representa una quinta parte de las emisiones antropogénicas de CO₂ y contribuye con una emisión anual promedio de 1.5 Pg de C (2002-2007). Este proceso ocurre casi exclusivamente en las zonas tropicales, donde se ha deforestado el 41% de Centro y Sudamérica, 43% del sureste asiático y 17% de África (GCP, 2008; GCP).

La agricultura también contribuye al incremento de las concentraciones atmosféricas de CO₂, mediante las emisiones relacionadas con el uso de combustibles fósiles en:

- 1) La operación de la maquinaria e infraestructura agrícola
- 2) La producción de fertilizantes y plaguicidas

Tabla 1.1.- Principales fuentes naturales y antropogénicas de emisión de CO₂. Fuente: EPA, 2007

FUENTES NATURALES	FUENTES ANTROPOGÉNICAS
Respiración de la biota (terrestre y marina)	Quema de combustibles fósiles
Erupciones volcánicas	Cambio de uso de suelo

Además contribuye mediante las transformaciones en los almacenes de C en el sistema suelo-planta, principalmente las relacionadas con el metabolismo de la vegetación (Ussiri & Lal, 2009). Éstas están estrechamente relacionadas con la labranza, la cual oxigena el suelo, rompe agregados y con ello promueve la oxidación de la materia orgánica humificada del suelo. Así, el aporte de este sector a las emisiones globales de C es del 4% (Rakshit, et.al, 2009).

Es importante destacar que entre las fuentes antropogénicas de GEI, la agricultura es la única que tiene simultáneamente la capacidad de fijar y almacenar C. Por lo cual es necesario considerar los flujos netos de carbono para evaluar propiamente la contribución de la agricultura y determinar las oportunidades de mitigación de emisiones a través de cambios en las prácticas agrícolas (Wisniewski & Lugo, 1992).

Para comprender el papel de la agricultura como sumidero de GEI es necesario revisar el ciclo del carbono y los procesos que transforman este elemento en el sistema suelo-planta.

Ciclo del carbono

Usualmente, el ciclo del C se divide en una parte profunda, llamada ciclo endogénico y la parte externa o exogénica, donde el C se mueve a través de los distintos compartimientos ambientales - atmósfera, hidrosfera, geosfera, biosfera- (Mackenzie & Lerman, 2006). A través de este ciclo externo, el movimiento del C ocurre a diferentes escalas espacio-temporales, que van desde el nivel molecular hasta el global (Jaramillo, 2004).

Los principales procesos que producen C en el suelo, acoplados al ciclo exogénico de este elemento se muestran en la figura 1.2.

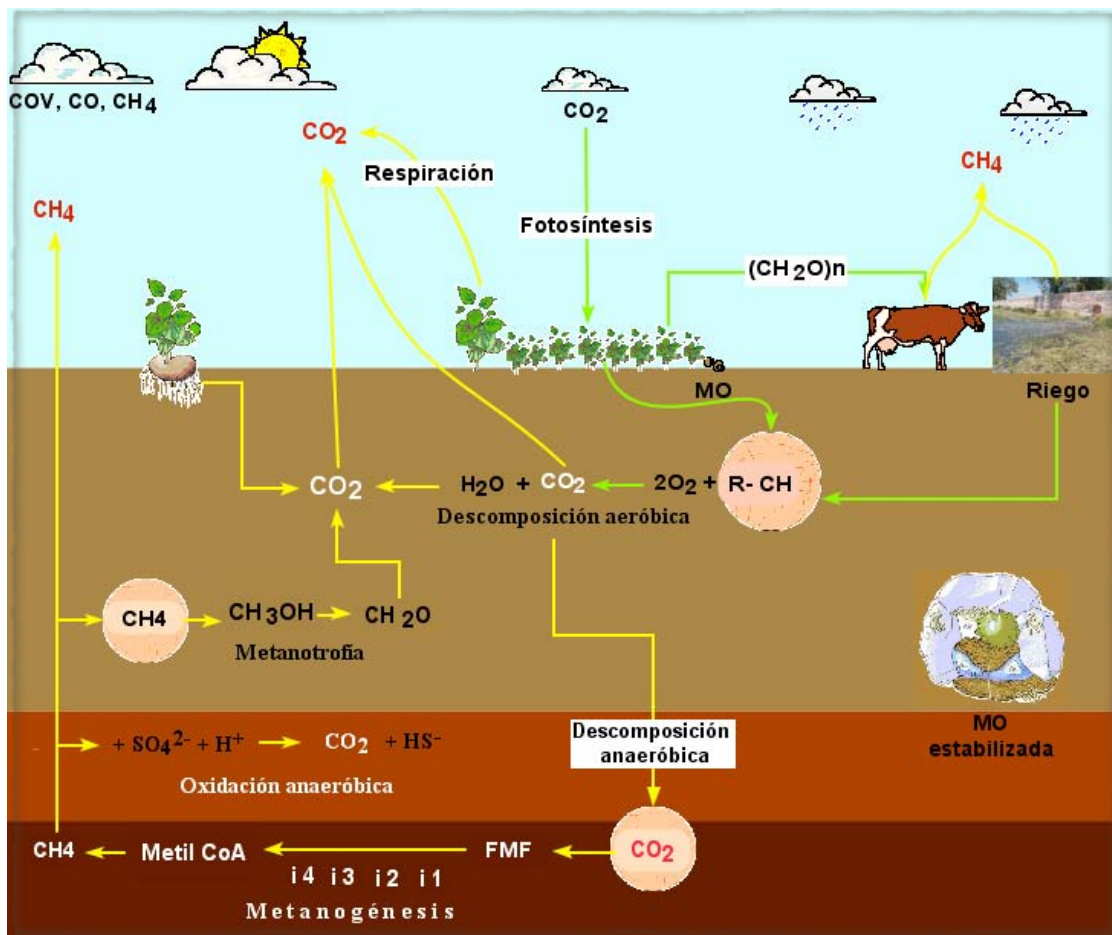


Figura 1.2.- Ciclo del C y principales procesos que transforman este elemento en el suelo

Fotosíntesis y fijación del C

Comúnmente, el ciclo biogeoquímico exogénico inicia con la fijación del C, que consiste en la transformación del C atmosférico inorgánico a C orgánico. Este proceso se lleva a cabo a través de la fotosíntesis, que se realiza en dos etapas:

1) Fase clara o dependiente de luz.- En los organismos autótrofos aeróbicos como las plantas, ocurre en los tilacoides de las células, donde existen dos fotosistemas: el I, que absorbe energía de 700 nm (P 700) -el cual es responsable de la reducción de NADP^+ y usa ferredoxina como transportador de electrones- y el fotosistema II que absorbe energía luminosa de 680 nm (P 680) y realiza la fotólisis del agua. Los fotosistemas están conectados por una serie de transportadores de electrones que establecen un flujo de electrones desde el agua hasta el NADP^+ y que también produce la fotofosforilación (producción de ATP). Los organismos heterótrofos anaeróbicos, como las bacterias oxidantes de S, utilizan el H_2S en lugar del H_2O como fuente de protones (MIT, 2005).

2) Fase oscura o independiente de luz (ciclo de Calvin).- se verifica en el estroma o matriz del cloroplasto y en ella se realiza la fijación reductiva del CO_2 gracias al aporte de ATP y NADPH producidos en la fase clara y se sintetizan carbohidratos sencillos (figura 1.3).

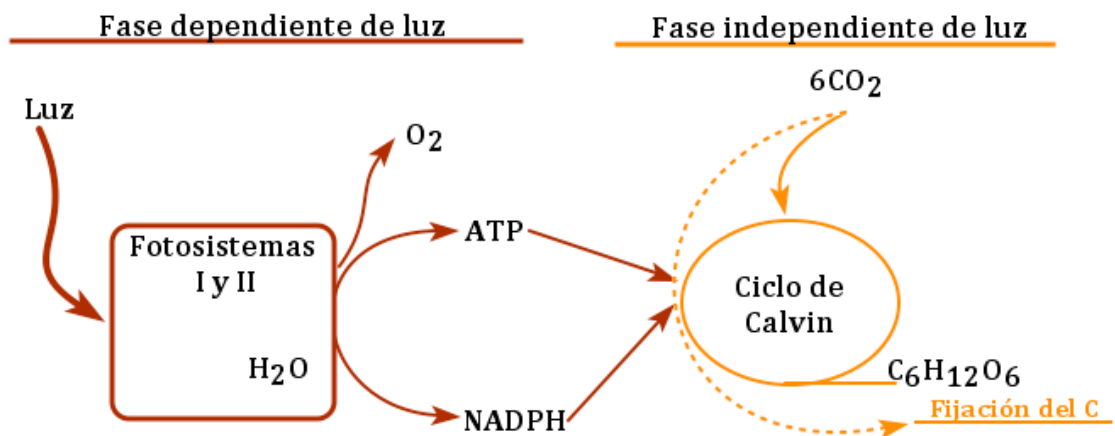


Figura 1.3.- Esquema general de la fotosíntesis

De la figura anterior, se observa que:

1. La energía lumínica se almacena en los enlaces C-C de los carbohidratos.
2. Se absorben 6 moléculas de CO_2 para producir una molécula de glucosa.
3. La fase oscura puede ocurrir con o sin luz, mientras se disponga de ATP y NADPH (Terry, 2004).

Respiración

Las plantas y el resto de los organismos autótrofos utilizan parte de los carbohidratos producidos durante la fotosíntesis para convertirlos en energía, que luego será utilizada para la construcción de biomasa. En tanto que los organismos heterótrofos utilizan los carbohidratos, grasas, aminoácidos y nucleótidos ingeridos para obtener energía (contenida en los enlaces químicos) y biomasa a partir de ellos.

La respiración es un proceso por el cual se sintetiza adenosin trifosfato (ATP o "energía biológica") a partir de la oxidación de la glucosa. Para ello, los electrones se transfieren en forma secuencial a través de una serie de proteínas transportadoras unidas a la membrana -la cadena de transporte de electrones-, luego estos electrones se remueven de los transportadores de membrana mediante

los aceptores finales como el oxígeno (respiración aerobia) o nitrógeno, sulfato o dióxido de carbono (respiración anaerobia). Es importante señalar que tanto en la respiración aerobia como en la anaerobia se produce CO₂ (figura 1.4), (Terry, 2004).

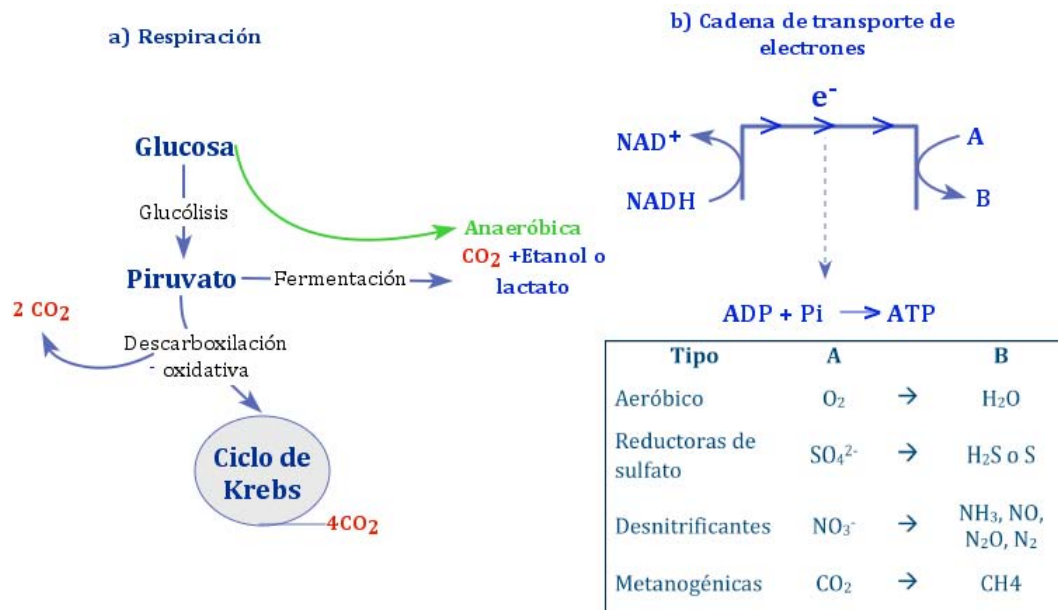


Figura 1.4.- Procesos productores de CO₂ y CH₄ durante la respiración aerobia y anaerobia
Fuente: Modificado de MIT, 2005.

Como la respiración del suelo (emisiones de dióxido de carbono producto de la descomposición de la MO y la respiración de las plantas y fauna del suelo), representa una emisión global de 75 Pg¹ C/año y se considera uno de los flujos de C más importantes en los ecosistemas, resulta crítico entender cuáles son los procesos que la controlan, dado que cambios relativamente pequeños en los intervalos de respiración pueden alterar dramáticamente las concentraciones atmosféricas de CO₂ así como los intervalos de secuestro de C por el suelo (Almagro, et al., 2009; Fest, et al., 2009).

Descomposición de la Materia Orgánica Aerobia

El resto de las moléculas orgánicas que no se emplean en la respiración, se almacenan temporalmente como constituyentes estructurales de los organismos. Cuando éstos son consumidos a lo largo de las cadenas tróficas, cerca de la mitad del C ingerido es exhalado a la atmósfera como CO₂. La otra mitad del C regresa eventualmente al suelo como restos de plantas y animales para conformar la MO del suelo (figura 1.2), (Kandeler, et al., 2006; Schulze, et al., 2001).

Con la adición de estos residuos al suelo se estimula –y hay un incremento inmediato- de la actividad metabólica de los microorganismos, los cuales comienzan a oxidar en primer lugar a los azúcares, almidones y aminoácidos. Los compuestos más complejos como la hemicelulosa, la celulosa e incluso la lignina, son descompuestos más lentamente por un grupo especializado de organismos y al aumentar las poblaciones activas de microorganismos se genera un incremento en la emisión de CO₂ -producto de su respiración- (figura 1.2), (Brady & Weil, 2013).

La descomposición de los compuestos orgánicos en los suelos aerobios se puede representar a través de la siguiente ecuación:

¹ Pg = 1x10¹² kilogramos

Compuestos que
contienen C e H



Oxidación enzimática

Cuando la MO fácilmente oxidable disminuye, los microorganismos comienzan a perecer y sus células se convierten en una fuente de alimento fácilmente digerible para las poblaciones supervivientes que continúan descomponiendo los residuos y emitiendo agua y dióxido de carbono hasta que consumen casi completamente la materia degradable. Entonces la actividad microbiana declina y regresa a su estado de latencia (Schulze, et al., 2001).

La pequeña parte de los residuos que son resistentes a la oxidación son frecuentemente mineralizados a través de vías cometabólicas que utilizan distintas exoenzimas de varios organismos o bien, se estabilizan a través de distintos procesos para conformar el reservorio de MO del suelo (MO estabilizada), que puede permanecer en ese estado décadas e incluso siglos (Lamparter, et al., 2009).

Anaerobia

Bajo condiciones de escasos niveles de oxígeno, la descomposición de la MO es mucho más lenta. Por lo anterior, los suelos en condiciones anaerobias tienden a acumular grandes cantidades de MO parcialmente oxidada. Este proceso es realizado por las bacterias metanógenas (Archaeas), que son un grupo grande, diverso y especializado de microorganismos estrictamente anaerobios que producen metano al final de su metabolismo, de acuerdo con la siguiente reacción:



El metano así producido, puede ser oxidado durante su ascenso a través del perfil del suelo, por las bacterias metanotrofas (alfa y gamaproteobacterias), en un proceso conocido como oxidación aerobia o metanotrofia:



Mientras que en ambientes reductores es oxidado por un consorcio de Archaeas metanotróficas no cultivables, así como por bacterias reductoras de sulfato (Raghoebarsing, 2006). Todos estos procesos serán explicados con mayor detalle con el ciclo del metano.

Formación de carbonatos y bicarbonatos

Pequeñas cantidades de CO_2 reaccionan en el suelo para producir ácido carbónico (H_2CO_3), carbonatos y bicarbonatos de Ca, K, Mg, entre otros. Como los bicarbonatos son muy solubles, pueden ser removidos con el agua que percola a través del perfil. Eventualmente, mucho del C en los carbonatos y bicarbonatos también regresa como CO_2 a la atmósfera (Macpherson, 2009; Mackenzie & Lerman, 2006).

En consecuencia, los suelos son un sumidero importante de CO_2 atmosférico, dado que a través de los distintos procesos metabólicos de la biota, se absorbe y transforma tanto en biomasa como en MO estabilizada, con lo cual se previene su flujo hacia la atmósfera (Johnson, et al., 2007).

Metano

Importancia ambiental

De los GEI antropógenos, el metano es el segundo contribuyente al calentamiento global. Este gas posee un tiempo de vida de 12 años y se estima que tiene un poder de calentamiento 21 a 25 veces mayor al CO_2 (sobre un período de 100 años). Su forzamiento radiativo directo anual es de 0.48 W/m^2 , lo cual representa el 20% del total de los GEI (Chiemchaisri, 2009; Cuatecontzi, 2004; IPCC, 1996).

Este gas se remueve de la atmósfera a través de distintos procesos, entre los cuales, el más importante es la oxidación química con los radicales hidróxilo (OH) en la troposfera, donde el CH₄ reacciona con el OH para producir CH₃ y agua. Una oxidación similar, pero en menor cantidad ocurre en la estratosfera y en conjunto, se estima que ambas reacciones pueden promover hasta el 90% de su eliminación atmosférica (IPCC, 2001).

Los otros dos procesos que remueven el metano son uno biológico: la absorción y oxidación del metano por los microorganismos en el suelo; y otro químico la reacción con átomos de cloro en ambientes marinos. Cada uno de ellos contribuye con el 7% y ≈2% de la remoción total de metano, respectivamente. Por lo tanto, el balance entre las emisiones y los sumideros determinan las concentraciones atmosféricas de dicho gas (Ma et al, 2009; Bousquet, et al., 2006) (tabla 1.2).

De acuerdo con el IPCC (2001), en los últimos dos siglos se han duplicado las concentraciones atmosféricas de CH₄. Tan sólo en 1994, la concentración media fue de 1.72 ppm, lo cual representó un incremento del 45% con respecto a la media en 1750 (0.7 ppm). En los años posteriores, las emisiones han aumentado de forma variable y en la década pasada crecieron a una razón de 7.0 ppb/año (0.4% anual), hasta alcanzar el valor actual de 1.78 ppm (Nayak, et.al., 2006; Flessa, et al., 2002).

Considerando este incremento en la concentración atmosférica, se observa que existe un desbalance entre las emisiones y los sumideros de metano (tabla 1.2). Lo anterior se debe probablemente a que los valores estimados del almacén troposférico dependen en gran medida de la disponibilidad del radical hidroxilo para reaccionar con el CH₄. Pero se sabe que el hidroxilo también reacciona con el CO, el NO₂, y los compuestos orgánicos volátiles (COV) en la troposfera. Consecuentemente, el incremento en las concentraciones de estos gases puede causar una disminución significativa del OH y por lo tanto un decremento en el intervalo de reducción y remoción del metano (Lowe, 2006).

Además, es muy probable que parte de ese desbalance se explique por la falta de cuantificación de todas las fuentes posibles de emisión de este gas (Ferrón et al., 2007; ECHI, 2005).

Tabla 1.2.- Balance de emisiones globales anuales de metano
*Mt/año: Millones de toneladas por año
Fuente: Lowe, 2006

Mecanismo	Remoción estimada de CH ₄ (Mt/año)*	Intervalo de estimaciones
Oxidación troposférica	507	450-510
Oxidación estratosférica	40	40-46
Absorción por los suelos (metanotrofia)	30	10-44
Total Sumideros	577	460-480
Total Fuentes (Naturales + Antropogénicas)	530	500-600
Balance Fuentes-Sumideros	-47	-80 a 140

Fuentes de metano

Las emisiones globales anuales totales de metano ascienden a ≈530 Mt², de las cuales el 70% (375Mt) son producidas por fuentes antropogénicas y el resto (≈160 Mt) por fuentes naturales (Figura 1.5) (ECHI, 2005; Freibauer, 2002).

Revisando con más detalle estos datos, se puede observar que de las emisiones naturales, los humedales son los que contribuyen con hasta 72% del total anual, siguiéndole en orden de importancia los procesos digestivos de las termitas (13%) y "otras fuentes". Este rubro es

² Mt: Millones de toneladas

- Fuentes naturales
- Residuos
- Fermentación entérica
- Quema de biomasa
- Quema de combustibles fósiles
- Cultivo de arroz

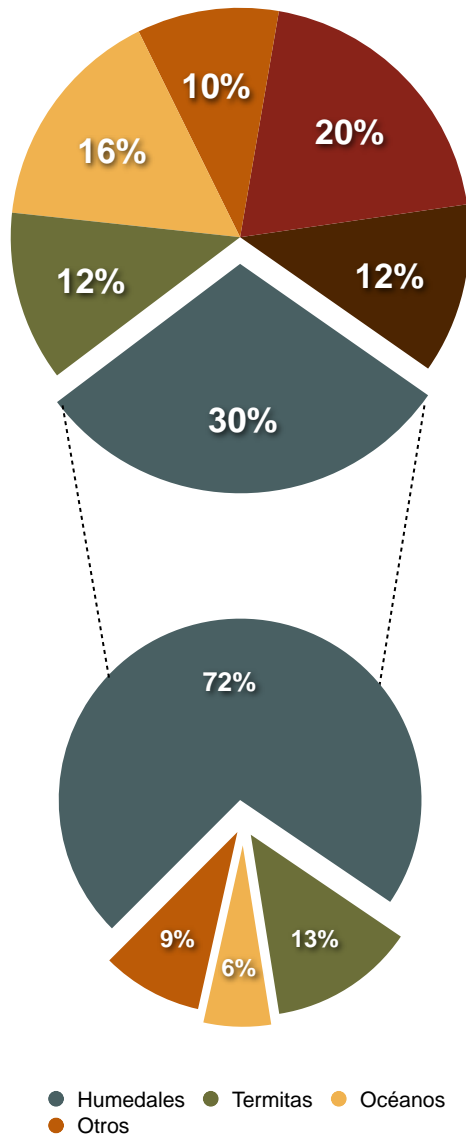


Figura 1.5.- Principales fuentes naturales y antropogénicas de emisión de CH₄
Fuentes: Datta, et.al., 2009; Ma, et.al., 2009; Kapoor, 2005

importante, dado que aquí se incluyen las emisiones de suelos que de manera regular presentan condiciones hidromórficas (Datta et al., 2009).

Con respecto a las fuentes antropogénicas, se observa que las actividades relacionadas con la agricultura, como la fermentación entérica, el procesamiento de los residuos animales y el cultivo de arroz contribuyen con aproximadamente $\frac{2}{3}$ del total de estas emisiones (Zheng, et.al.; 2007; Nayak et al., 2006).

En particular, se estima que anualmente los cultivos de arroz emiten del 10-20% del total global de CH₄, hecho que está asociado con la respiración anaerobia de los microorganismos - por las condiciones de anegación permanente en la que se mantienen estos cultivos- (Hellebrand, 2003). También es probable que los suelos que están sujetos a períodos intermitentes de anegación puedan llegar a constituirse en una fuente de metano o bien, en un sumidero, ya que la oxidación biológica en suelos aeróbicos representa hasta un 3-9% del sumidero atmosférico global (Ma et al., 2009; Kapoor, 2005).

Ciclo del metano

El metano es un producto importante que se forma durante la degradación bacteriana de la materia orgánica en ambientes anaeróbicos como los suelos anegados, los humedales, los estuarios, los sedimentos marinos y continentales, así como en el tracto gastrointestinal de los animales. El ciclo edáfico se muestra en la Figura 1.6.

Metanogénesis

Es un proceso fundamentalmente anaerobio realizado por los microorganismos metanogénicos que pertenecen al dominio Archaea (Keppler, et.al., 2006).

Las Archaeas metanógenas se subdividen en 3 grupos: *Metanobacterium* y *Metanobrevibacter* (grupo I), *Metanococcus* (grupo II) y *Metanospirillum* (grupo III). Todas ellas se caracterizan por ser estrictamente anaerobias, crecen óptimamente entre temperaturas de 20 a 40°C y forman metano como su principal

producto catabólico (Dubey, 2005).

Las archaeas metanógenas, sin embargo, pueden también encontrarse en ambientes óxicos, ya sea porque habitan microambientes que están libres de O₂ o porque pueden crecer en presencia de O₂ cuando los productos de las reacciones inhibitorias son removidos rápidamente por otras bacterias dentro de su ambiente.

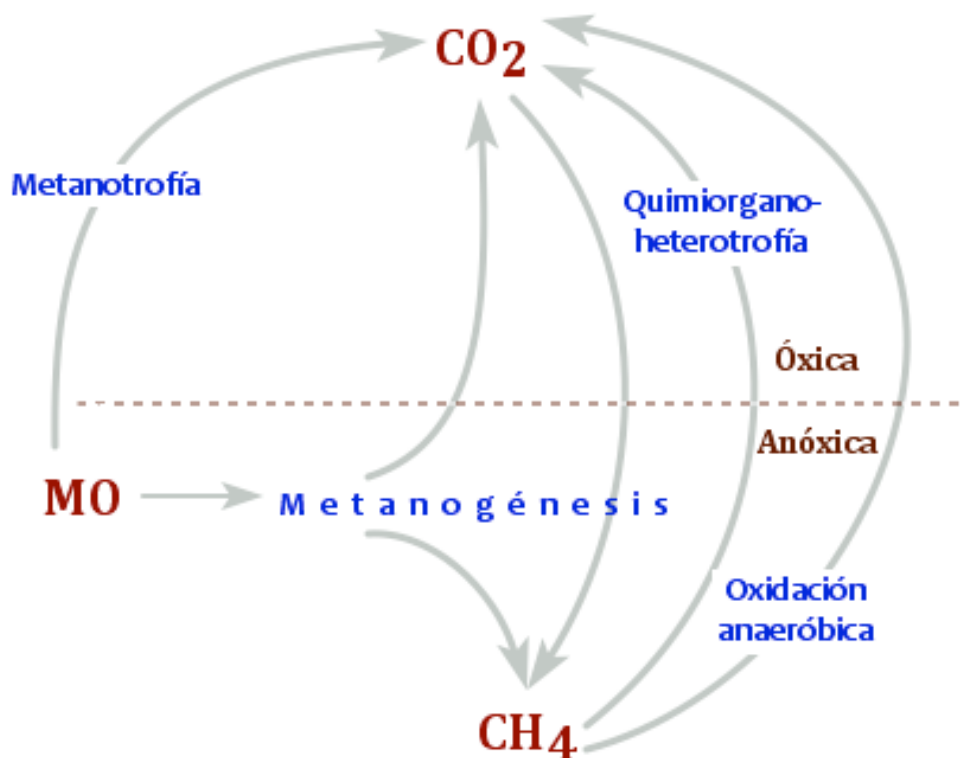


Figura 1.6.- Ciclo del metano

Todas las metanógenas utilizan NH_4^+ como fuente de N, si bien se ha observado que también poseen la habilidad para fijar N_2 . Como fuente de C, usan principalmente acetato -esta vía contribuye con aproximadamente el 80% de la producción de metano- (Wagner, et al., 1999).

Los sustratos que las metanógenas catabolizan son muy limitados, por ello éstas dependen de otras bacterias que puedan transformar los compuestos orgánicos en las moléculas que ellas catabolizan. Así, la degradación anaerobia de la materia orgánica implica 3 fases principales (Figura 1.7):

1. Fermentación.- Durante esta fase se transforma una gran cantidad de MO compleja en un número relativamente pequeño de productos. Para ello se requiere la hidrólisis de la MO y luego por acción de las bacterias fermentativas tiene lugar la formación ácida de compuestos orgánicos simples como ácidos grasos volátiles (AGV), dióxido de carbono e hidrógeno.

La conversión de la mayoría de los componentes de la biomasa (tales como proteínas, carbohidratos, ácidos nucleicos y grasas) generalmente ocurre muy rápido, mientras que, las moléculas orgánicas altamente polimerizadas como la lignina, los hidrocarburos y algunos químicos antropógenos son degradados lenta y/o parcialmente en estos ambientes anerobios (Khalil, 2000).

2. Acetogénesis.- Como los AGV no pueden ser degradados por las metanógenas, se requiere la intervención de un grupo especializado de bacterias homoacetogénicas, que son capaces de producir acetato y propionato por beta-oxidación de los ácidos grasos. Este ácido acético es el precursor del acetato que será luego utilizado por las metanógenas como sustrato. Además, la beta-oxidación está también acoplada a la producción de H_2 - que actúa como un transportador de electrones extracelular durante la metanogénesis-. A este proceso de acoplamiento se le ha llamado "transferencia interespecies de hidrógeno" (Dubey, 2005).

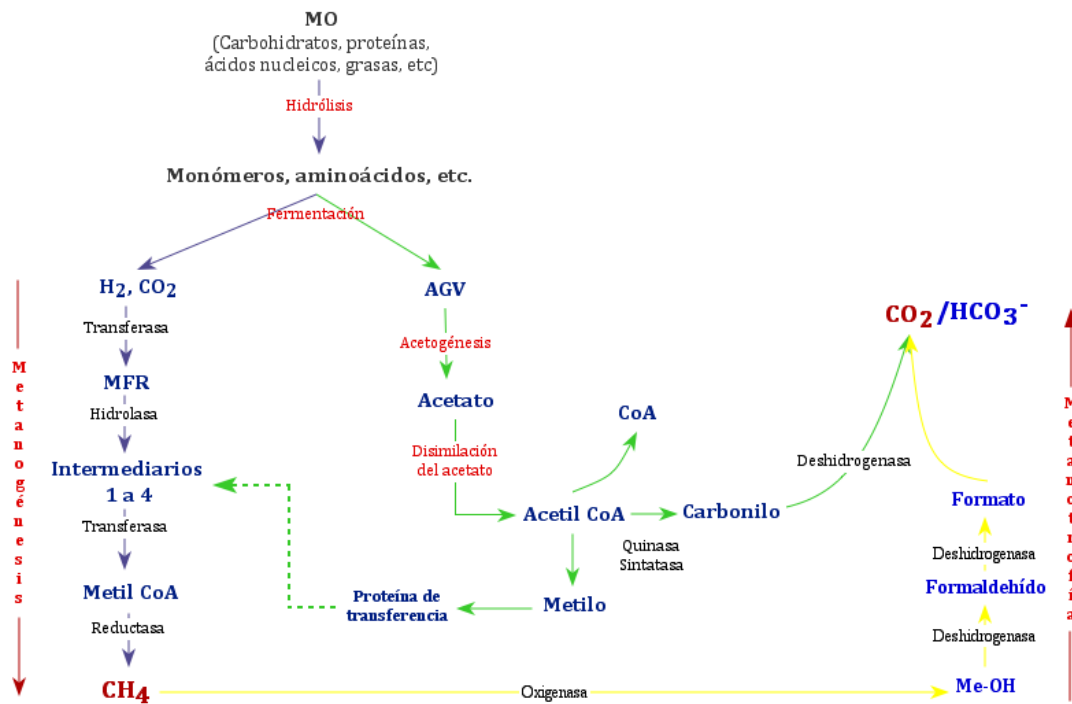


Figura 1.7.- Vías metabólicas del metano. Las flechas color gris indican la metanogénesis a partir de la vía del CO_2 , las flechas verdes representan la vía del acetato y las flechas amarillas muestran el proceso de metanotrofia

3. Metanogénesis.- El metano se forma a partir de H_2/CO_2 , acetato, compuestos simples metilados o alcoholes a través de una serie de reacciones bioquímicas, cuya enzima clave es la metil-coenzima M reductasa (metil CoM). Ésta cataliza el paso final de la metanogénesis, que consiste en la liberación del grupo metilo ligado a la metil CoM, mediante una reacción altamente exérgica (Teske, et.al., 2003).

Existen al menos dos vías metabólicas distintas para la formación del metano. La primera utiliza al CO_2 como sustrato y como aceptor de electrones y el H_2 es la fuente de energía (donador de electrones). El proceso inicia con la unión del CO_2 al metanofurano (MFR) y los compuestos intermediarios producidos son luego reducidos a través de la acción de distintas enzimas y coenzimas para generar metil CoM que cataliza luego la reacción de formación de CH_4 .

La segunda vía o disimilación del acetato, comienza con la activación de la acetil-coenzima A (acetil-CoA), donde *Metanosarcina* y *Metanotrix* utilizan distintos patrones de activación para escindir la acetil-CoA en metilos, carbonilos y CoA. Luego de la acción de distintas enzimas, se obtiene de nuevo la metil CoM y se sigue la formación de CH_4 como en la primera vía. El resultado de la oxidación del metano es la producción de 3 moléculas de CH_4 y una de CO_2 por cada 4 moléculas de metanol degradado (Nisbet, et.al., 2009; Raghoebarsing, 2006).

Es importante destacar que como la metanogénesis es un proceso anaerobio, se verifica después de la reducción secuencial del O_2 , nitratos y sulfatos de Fe y Mn -quienes sirven como aceptores de electrones para la oxidación de la MO hasta CO_2^- (Conrad, 1996) (Esta información se revisará con más detalle en el capítulo 2: Potencial redox y aceptores alternativos de electrones).

Recientemente se ha demostrado que las bacterias aerobias –como las cianobacterias- también pueden producir metano como un intermediario de la descomposición del metilfosfonato. No obstante, este fenómeno es significativo cuando el ambiente presenta bajos niveles de fósforo, por

lo cual es un mecanismo que puede ser importante en los suelos con aplicación de compuestos organofosforados (Nisbet, 2009).

Metanotrofía

Las bacterias aerobias metanotrofas o bacterias oxidantes del metano, poseen una capacidad metabólica única para utilizar al CH₄ como sustrato y generar CO₂ como producto final. Están ampliamente distribuidas en la naturaleza y bien adaptadas a diversas condiciones ambientales, como altas y bajas temperaturas, pH y salinidad. Pertenecen a las Proteobacterias y existen por lo menos 30 géneros clasificados en tres grupos:

- Tipo I o gamaproteobacterias (como *Metilobacter*, *Metilomonas* y *Metilosfera*),
- Tipo II o alfa-proteobacterias (*Metilocistis* y *Metilosinus*), y
- Tipo X con características intermedias como *Metilococcus* (Raghoebarsing, 2006; Dubey, 2005).

La metanotrofía comienza con la activación de la molécula de metano, que debido a su alta estabilidad requiere de la acción de la enzima monooxigenasa (MMO), para convertir al CH₄ y el O₂ a metanol (CH₃OH) y agua. También existen dos vías anabólicas de oxidación del CH₄:

- a. La vía de la monofosfato ribulosa –que produce intermediarios como los azúcares fosfoglicerados-
- b. La vía de la serina –que produce ácidos carboxílicos y aminoácidos como intermediarios-. En ambos casos el C del CH₄ se incorpora a la biomasa celular al nivel del formaldehído (Kammann, et al., 2009; Dubey, 2005).

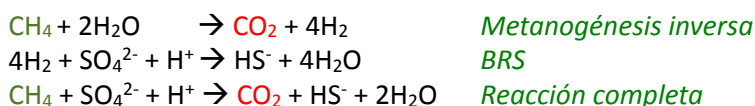
Se estima que la oxidación aerobia del metano remueve anualmente de la atmósfera hasta 30 Tg, lo cual equivale al 5.8% del total global de sumideros de metano (Jones, 2005).

Oxidación anaerobia (OA)

Bajo condiciones anaerobias el metano también puede ser oxidado por un consorcio de metanotrofas no cultivables (debido a su lento crecimiento) y bacterias reductoras de sulfato (BRS) pertenecientes a las deltaproteobacterias. Este proceso cobra mayor importancia como sumidero de CH₄ en los sedimentos marinos (Conrad, 1996).

Se puede considerar a la OA como el mecanismo inverso de la metanogénesis acoplado a la reducción de los sulfatos, donde las metanotrofas se organizan en grupos rodeados por las BRS (*Desulfosarcina* y *Desulfococcus*) (Raghoebarsing, 2006).

La vía comienza cuando las metanotrofas oxidan el CH₄ a CO₂, cuyos productos finales sirven como sustrato para las BRS. Todavía no están claros cuales son los intermediarios formados. Algunas posibilidades pueden ser el H₂, formato, acetato y compuestos metilados (Teske, 2003):



Mecanismos de transporte del metano a la atmósfera

Una vez que el metano ha sido formado en las zonas anaerobias, comienza a difundir hacia la atmósfera a través del espacio poroso, donde puede ser interceptado en su gran mayoría por las bacterias metanotrofas que lo utilizan como fuente única de carbón. De esta forma, hasta el 60-90% de metano producido es oxidado por las bacterias oxidantes en el suelo (EPA, 2007; Frei, et al., 2007).

Cuando el metano se forma en las zonas anóxicas profundas y su velocidad de formación es mayor a la velocidad de difusión, entonces se acumula hasta que su presión parcial es mayor que la del

ambiente, formándose grandes burbujas que ascienden a través del perfil. Dado que el CH₄ es poco soluble, las burbujas pasan rápidamente a través de la zona óxica llegando a la atmósfera (Khalil, 2000; Macdonald, et.al., 1998).

Debido a la heterogeneidad del suelo, también se puede producir metano al interior de los agregados del suelo (cuyo potencial redox es generalmente menor en el centro que en el exterior), y cuando se libera puede ser oxidado por las metanotrofas de manera simultánea en los espacios entre los agregados (Stepniowski & Stepniowska, 2009).

Óxido nitroso

Importancia ambiental

El óxido nitroso es el tercer gas de importancia en el efecto invernadero. Tiene un tiempo de residencia de 110 a 170 años, por lo cual, pequeños incrementos atmosféricos pueden tener efectos de larga duración. Posee un potencial de calentamiento de 250 a 310 veces mayor al del CO₂ y su forzamiento radiativo se estima en 0.15 W/m², equivalente al 6% del total de todos los GEI (Cuatecontzi, 2004; Bowden, 1990).

Es químicamente inerte en la troposfera, pero cuando difunde hacia la estratosfera, se transforma a través de una serie de reacciones fotoquímicas en NO, que destruye al ozono estratosférico y reduce los niveles de radicales OH –los cuales intervienen en la destrucción oxidativa del metano- (Wu, et al., 2009; Kroeze & Mosier, 2000).

De acuerdo con el IPCC (2001), en los últimos 250 años las concentraciones atmosféricas de N₂O se han incrementado en 44 ppb (de 270 ppb en 1750 a 314 ppb en 1994), lo cual representa un aumento del 16%. Además continúa creciendo a una razón de 0.8 ppb/año (0.3% anual). Según Flechard y colaboradores (2007), este incremento en las concentraciones troposféricas es consecuencia del aumento de las emisiones de N₂O tanto de los suelos naturales como agrícolas.

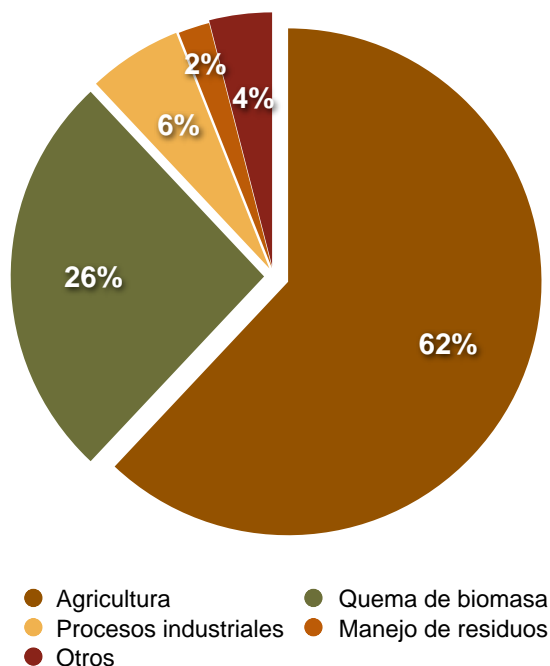


Figura 1.8.- Fuentes Antropogénicas de N₂O
Fuente: EDGAR, 2000.

Tabla 1.3.- Principales fuentes naturales y antropogénicas de emisión de N₂O
Fuente: FAO e IFA, 2004

FUENTES NATURALES	FUENTES ANTROPOGÉNICAS
Suelos con vegetación natural	Quema de combustibles fósiles
Océano	Agricultura y actividades relacionadas
Química de la troposfera	Procesos industriales
Procesos en suelos anóxicos	Quema de biomasa

Fuentes de óxido nitroso

El N₂O es un gas producido tanto por fuentes naturales como antropogénicas (tabla 1.3). Sin embargo, en los últimos 3 siglos, actividades antrópicas como la agricultura y la quema de biomasa han modificado las concentraciones atmosféricas de dicho gas (Dandie, et.al., 2007; EPA, 2007).

A pesar de los esfuerzos realizados a nivel mundial para elaborar los inventarios globales de N₂O, todavía no están bien identificadas ni cuantificadas las distintas fuentes naturales y antropogénicas, además de que existe mucha incertidumbre respecto a su distribución y magnitud (van den Heuvel, et al., 2009; Veeck, 2007).

Entre las fuentes antropogénicas identificadas se encuentran principalmente los suelos agrícolas con distintos tipos de fertilización, la quema de combustibles fósiles y los procesos industriales.

Se estima que la contribución de la agricultura al total global anual de emisiones de N_2O oscila entre el 50 al 75% o 9.5 Tg N- N_2O año⁻¹ (figura 1.8) (IPCC, 2007; Dandie, et.al., 2007; Flechard, et.al., 2007).

Dicho aporte se debe principalmente a la adición de nitrógeno a los suelos a través de la fertilización, el manejo de los residuos de cosecha y la fijación biológica. El nitrógeno introducido es luego transformado por distintos grupos de microorganismos en el suelo bajo distintas condiciones ambientales y liberado posteriormente a la atmósfera. A continuación se revisan los principales procesos que producen al óxido nitroso en el suelo, ligados al ciclo del nitrógeno.

Ciclo del nitrógeno y procesos que producen óxido nitroso en los suelos

El nitrógeno se mueve y se transforma a través de la geosfera, biosfera, atmósfera e hidrosfera. En cada uno de estos compartimientos adquiere diferentes formas químicas, por lo cual su repercusión en el ambiente es variable (figura 1.9) (Jaffe, 2000; Turco, 1997).

Dada la amplitud del ciclo del N, en el siguiente apartado se revisarán únicamente las transformaciones del nitrógeno en la interacción atmósfera-suelo-planta.

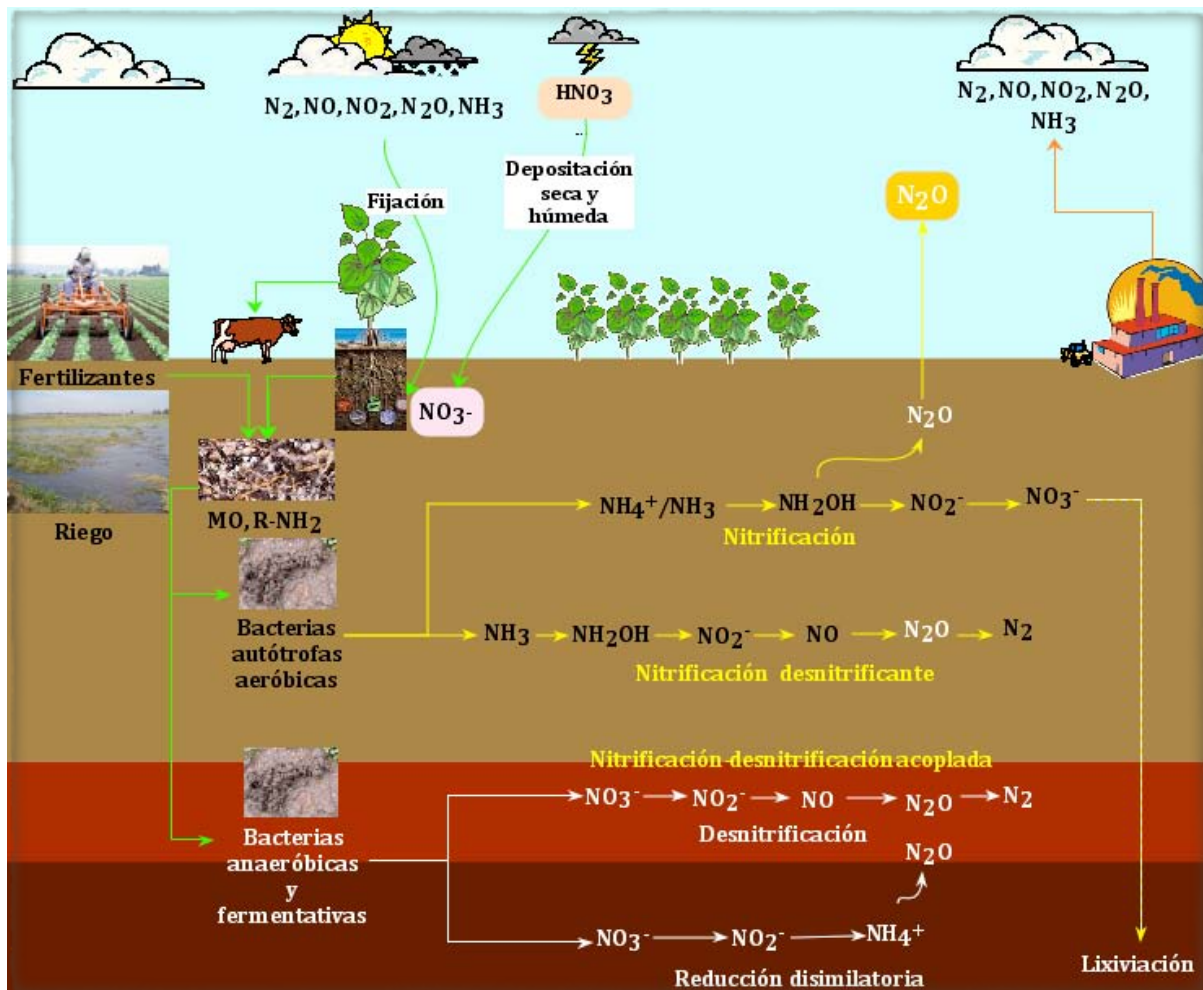


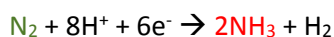
Figura 1.9.- Principales procesos que producen N_2O en los suelos acoplados al ciclo del Nitrógeno

Fijación

El ciclo comienza con la adición de N al suelo, la cual puede realizarse a través de dos grandes procesos:

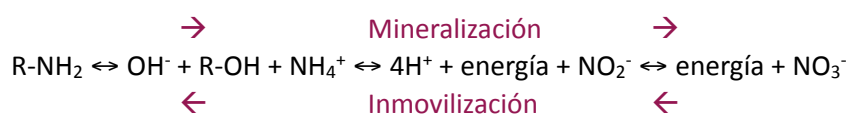
1) Fijación biológica.- Consiste en la conversión del N₂ y los óxidos de nitrógeno atmosféricos a compuestos orgánicos biodisponibles. Es mediada por la acción de la enzima nitrogenasa que cataliza la reducción del N₂ a NH₃ (amoníaco).

La nitrogenasa es producida por un número limitado de microorganismos, incluyendo algunos actinomicetos, cianobacterias, y bacterias simbióticas como *Rhizobium* y *Bradyrhizobium* (Brady & Weil, 2013):



El NH₃ generado se combina con los ácidos orgánicos (producto de la descomposición aerobia de la MO) para formar aminoácidos y finalmente proteínas estructurales en los organismos, o bien puede ser oxidado hasta NO₃⁻ y posteriormente reducido hasta N₂O/N₂, dependiendo de las condiciones del medio (Freney, 1997; Brady & Weil, 2013).

2) Mineralización e inmovilización.- El N puede ser adicionado directamente al suelo a través de la incorporación de residuos orgánicos, o de la cosecha, esparcimiento de abono, aplicación de fertilizantes, agua de riego, lodos residuales, etc. (EPA, 2001; Mosier et al., 1998). No obstante, este nitrógeno suele encontrarse en forma de compuestos orgánicos no disponibles para las plantas superiores. Por lo tanto, se requiere mineralizarlo (transformarlo de nitrógeno orgánico a especies minerales inorgánicas) mediante la acción de microorganismos que degradan dichos compuestos hasta moléculas más simples, que después son hidrolizadas y oxidadas por las bacterias amonio-oxidantes (BAO) y las archaea-amonio oxidantes (AOA) para convertirlas en iones amonio y nitrato (NH₄⁺ y NO₃⁻) (You, et.al., 2009). El mecanismo procede de la siguiente manera:



El proceso inverso o inmovilización, comprende la conversión de nitrógeno inorgánico (NH₄⁺ y NO₃⁻) a formas orgánicas. Para ello, se requiere que los organismos incorporen las formas nitrogenadas minerales a sus componentes celulares, por ejemplo, en forma de proteínas. Cuando los organismos mueren, este N reingresará al suelo como parte de la MO en descomposición que será nuevamente mineralizada e inmovilizada.

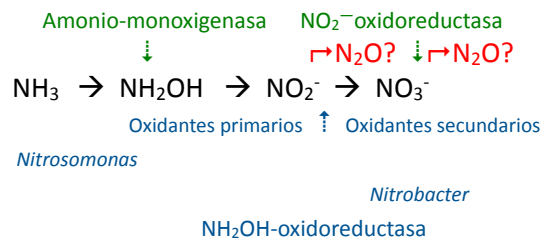
Una vez que el N ha ingresado al suelo y se encuentra en forma de NH₃ o NH₄⁺, puede sufrir una serie de transformaciones ya sea químicas o biológicas. Estas reacciones dependen en gran medida de las condiciones de aireación y del tipo de compuestos presentes en el medio. Se revisarán primero los procesos biológicos aerobios:

Nitrificación

Es la oxidación biológica en tres pasos del amonio (NH₄⁺) o amoníaco (NH₃) a nitrato (NO₃⁻), con el nitrito (NO₂⁻) como intermediario (McClain et al., 2005; Cheng et al., 2004). Se divide en dos tipos según el grupo de microorganismos que participa:

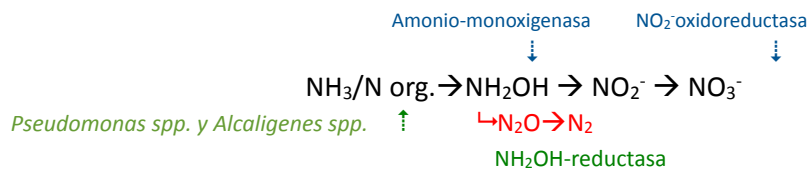
a) Nitrificación autótrofa.- Realizada en la mayoría de los suelos por bacterias autotrófas como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* –aunque recientemente se ha descubierto que las AOA también poseen una alta capacidad de nitrificar- (You, et.al., 2009).

Implica la oxidación del NH₃/NH₄⁺ hasta NO₃⁻, con la producción de algunos intermediarios como la hidroxilamina (NH₂OH), (Wrage et al., 2001):



b) Nitrificación heterótrofa.- Común entre representantes del reino fungi y algunas bacterias como *Pseudomonas* y *Alcaligenes*, que contribuyen de forma importante en suelos forestales y suelos muy ácidos o calientes (Wrage, et al., 2001).

Los organismos nitrificantes heterótrofos son capaces de oxidar tanto el NH_3 como las formas orgánicas de N -entre ellas la urea- y también poseen la habilidad de desnitrificar bajo condiciones aerobias:

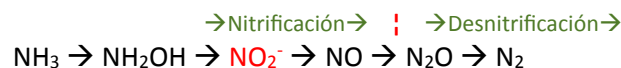


El N_2O es producido -al igual que en la desnitrificación- como un intermediario en la reducción de NO_2^- a N_2 . Este mecanismo es significativo en medios con pH bajo, altas concentraciones de oxígeno y alto contenido de MO (Cheng et al., 2004; Wrage et al., 2001).

La nitrificación produce un valor promedio de óxido nitroso de $\leq 1\%$ del NH_4^+ oxidado, por lo tanto se considera como fuente menor de N_2O cuando se le compara con la desnitrificación (Mei et al., 2004; Garrido et al., 2002).

Nitrificación desnitrificante

Es una extensión del proceso de nitrificación y se realiza por un sólo grupo de microorganismos: las bacterias autótrofas NH_3 -oxidantes u oxidantes primarios como *Nitrosomonas*. Ocurre bajo condiciones aerobias y sin formación de nitrato:



Esta reacción puede ser resultado de un proceso reductivo donde los organismos utilizan al NO_2^- como aceptor de electrones (Bremner, 1997; Williams et al., 1992). No obstante, se sabe muy poco sobre el significado ecológico de este proceso y se proponen las siguientes razones para su ocurrencia:

- 1) conservación del oxígeno para el paso inicial de la oxidación del NH_3 ,
- 2) remoción del NO_2^- , que es un producto tóxico para los organismos,
- 3) disminución de la competencia por el oxígeno, a través de la eliminación de la formación de NO_3^- .

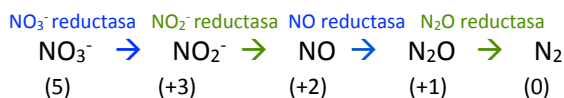
Sucede bajo condiciones ambientales particulares, incluyendo la baja presión de O_2 , alto contenido de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, bajo contenido de C orgánico y posiblemente bajo pH, por ello se cree que puede ser de gran importancia en suelos agrícolas ricos en amonio o en sistemas de tratamiento de aguas residuales (van den Heuvel, et al., 2009; McClain et al., 2005).

Cuando el NO_3^- producido de forma aerobia se somete a condiciones anóxicas, pueden ocurrir los siguientes procesos biológicos:

Desnitrificación

Es la reducción bacteriana respiratoria de $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$ a NO , N_2O o N_2 gaseosos, acoplada a la fosforilación por transporte de electrones (Dandie, et.al., 2007; Garrido et al., 2002).

La llevan a cabo las bacterias heterótrofas desnitrificantes y anaerobias facultativas, capaces de utilizar al NO_3^- en lugar del oxígeno como aceptor de electrones en la cadena respiratoria. Pertenecen a diferentes taxa bacterianos, incluyendo *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Thiobacillus* y *Propionibacterium* (Carrillo, 2003; Wrage et al., 2001). La vía de la desnitrificación se representa generalmente como:



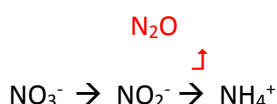
Las enzimas que catalizan las reacciones de reducción del NO_3^- son la nitrato-reductasa (Nar), nitrito-reductasa (Nir), óxido nítrico-reductasa (Nor) y óxido nitroso-reductasa (Nos). El N_2O se acumula cuando las 3 primeras enzimas son más activas que la Nos. Por lo tanto y al contrario de la nitrificación, en este proceso el N_2O es un intermediario obligado y si la desnitrificación no es completa se emite como producto final.

La desnitrificación requiere las siguientes condiciones para llevarse a cabo:

- NO_3^- disponible para su reducción. Sin embargo, el exceso de nitratos inhibe la desnitrificación completa sobre todo cuando el pH del suelo disminuye.
- MO fácilmente degradable para ser utilizada por los microorganismos como fuente de carbono y energía.
- La fase gaseosa del suelo debe contener menos del 10% de oxígeno o menos de 0.2 mg/L de O_2 disuelto. El mecanismo procederá más rápido en ausencia total de oxígeno. No se requiere un suelo completamente anaerobio, pueden ser micrositios localizados como el interior de los agregados.
- La temperatura debe ser de 2 a $>60^\circ\text{C}$, con una óptima entre 25 a 35°C .
- pH de 6 a 8 (Weitz et al., 2001; Götde y Conrad, 1999).

Reducción disimilatoria de NO_3^- a NH_4^+ o amonificación del nitrato

La realizan las bacterias fermentativas como *Clostridium* y *Enterobacter*, que usan al NO_3^- como aceptor de electrones y reducen el NO_2^- a N_2O y a NH_4^+ , pero no llegan a producir N_2 :



Las condiciones favorables para este mecanismo son poco comunes en los suelos naturales. Se requieren ambientes estrictamente anaerobios, ricos en C orgánico fácilmente oxidable, baja concentración de NO_3^- y pH alto. Por ello se asume que dicho proceso es de poca importancia agrícola (Wu, et al., 2009; Mei et al., 2004).

Se ha descubierto un grupo de Archeas capaces de realizar tanto reducciones asimilatorias como disimilatorias, lo cual produce NO y N_2O como cometabolitos, sin embargo el mecanismo no ha sido ampliamente estudiado (You et al., 2009).

Nitrificación-desnitrificación acoplada

No es un proceso per se, más bien indica la presencia de ambientes donde coexisten condiciones favorables para la nitrificación y la desnitrificación en microhábitats cercanos.

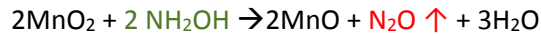
El nitrato que se produce en las capas superficiales aerobias o en las grietas, puede difundir a los sitios anaeróbicos como capas más profundas del suelo, zonas anegadas o el interior de los agregados para su reducción. Los puntos intermedios entre estas áreas, son los de mayor producción de N_2O (Wrage et al., 2001; Arth et al., 1998).

Además de los procesos biológicos, existe otro que se piensa puede ser netamente químico y también es capaz de producir N₂O en los suelos.

Quimiodesnitrificación

Implica la descomposición química de los productos intermedarios de la nitrificación (NH₂OH y NO₂⁻) mediante la reacción con compuestos orgánicos como las aminas, fenoles o con cationes inorgánicos de Mn, Fe o Cu (Flechar, et.al., 2007).

Es probable que la reacción de la NH₂OH con compuestos de Mn dé lugar a la formación de N₂O (Bremner, 1997), de acuerdo con la siguiente ecuación:



También es posible la producción de N₂O como producto colateral, a partir de la descomposición química de un intermediario inestable –el ácido hiponitroso (H₂N₂O₂)– formado durante la oxidación enzimática de la NH₂OH a NO₂⁻:



Sin embargo, se consideran exiguas las emisiones de N₂O por quimiodesnitrificación con respecto a las producidas por los mecanismos biológicos antes mencionados (Wrage et al., 2001; Bremner, 1997).

2. Potencial redox y aceptores de electrones alternativos

Los procesos microbiológicos que transforman la MO – fermentación, glucólisis, metanotrofia, nitrificación, desnitrificación, metanogénesis, etc- están acoplados a las cadenas de transporte de electrones, donde las distintas especies químicas son utilizadas por los diversos microorganismos –aeróbicos, fermentativos, metanotrofos, nitrificantes, desnitrificantes, metanógenos, etc.- como aceptores y/o donadores de electrones.

El tipo de vía metabólica predominante depende de la disponibilidad de oxígeno en el suelo, la cual está a su vez supeditada a las condiciones de saturación hídrica del espacio poroso.

La medición del potencial redox ofrece una valoración semicuantitativa de la intensidad de la oxidación o reducción en un suelo, lo cual es el reflejo de varias parejas redox que operan simultáneamente en un sistema dinámico (Van Bochove et al., 2002).

En los suelos naturales el Eh tiene una alta variación espacial y temporal, por lo cual se recomienda realizar mediciones continuas *in situ*. Las mediciones en campo proporcionan además un panorama de la dinámica de los cambios en el perfil del suelo cuando las condiciones ambientales son drásticamente modificadas, por ejemplo, después de la adición de MO, anegamiento y fertilización (Van Bochove et al., 2002; Fiedler, 2000).

La reducción se define como la ganancia de electrones, mientras que la oxidación es la pérdida de electrones (tabla 2.1). Debido a que las reacciones de oxidación generalmente ocurren en los suelos bien drenados y los procesos de reducción son más probables en suelos pobremente drenados o con exceso de agua, el potencial redox se utiliza como un indicador del grado de aireación del suelo (Tabla 2.2), y se puede relacionar con los procesos biológicos que ocurren en dichos suelos (Tan, 1998; Brady & Weil, 2013).

La composición del aire del suelo es resultado de los procesos de transporte de gas en el continuo atmósfera-suelo-planta, así como de la absorción y generación de gas en el suelo (Stepniowski & Stepniowska, 2009).

En los suelos bien aireados prevalecen las vías metabólicas aerobias que utilizan al O₂ como aceptor de electrones y emiten grandes flujos de CO₂. Si el suelo es saturado con agua se puede generar un gradiente vertical de condiciones redox, conforme el agua se infiltra a través del perfil:

Tabla 2.1.- Secuencia de reacciones de reducción en suelos neutros

Media reacción (reducción)	Intervalo Eh de inicio (mV)
$\frac{1}{4}\text{O}_2(\text{g}) + \text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	295 a 649
$\frac{1}{2}\text{NO}_2^-(\text{ac}) + \text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{2}\text{NO}_2^-(\text{ac}) + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	200 a 501
$\frac{1}{2}\text{NO}_3^-(\text{ac}) + \frac{6}{5}\text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{10}\text{N}_2(\text{g}) + \frac{3}{5}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	
$\frac{1}{8}\text{NO}_3^-(\text{ac}) + \frac{5}{4}\text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{8}\text{NH}_4^+(\text{ac}) + \frac{3}{8}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	
$\frac{1}{2}\text{MnO}_2(\text{s}) + 2\text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{2}\text{Mn}^{2+}(\text{ac}) + \text{H}_2\text{O}(\text{l})$	200 a 400
$\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 2\text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \text{Fe}^{2+}(\text{ac}) + 3\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	100 a 295
$\text{FeOOH}(\text{s}) + 2\text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \text{Fe}^{2+}(\text{ac}) + 2\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	
$\frac{1}{8}\text{SO}_4^{2-}(\text{ac}) + \frac{9}{8}\text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{8}\text{HS}^-(\text{ac}) + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	-147 a 0.0
$\frac{1}{4}\text{SO}_4^{2-}(\text{ac}) + \frac{5}{4}\text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{8}\text{S}_2\text{O}_3^{2-}(\text{ac}) + \frac{5}{8}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	
$\frac{1}{8}\text{SO}_4^{2-}(\text{ac}) + \frac{5}{4}\text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{8}\text{H}_2\text{S}(\text{ac}) + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	
$\frac{1}{8}\text{CO}_2(\text{g}) + \text{g}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{8}\text{CH}_4(\text{g}) + \frac{1}{4}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	-200 a -300

Fuente: Tan, 1998

Tabla 2.2.- Valores de potenciales redox a diferentes estados de aireación del suelo

Estado de aireación del suelo	Eh (mV)
Suelos bien aireados	400 a 700 o más alto
Suelos pobremente aireados	300 a – 350 o más bajo
Suelos inundados	-400 o más bajo

1. El agua ingresa al suelo, desplaza el aire del espacio poroso y lo satura con agua.
2. El O_2 atmosférico interacciona con la superficie del suelo y crea una capa óxica,
3. La profundidad de la capa óxica depende del balance entre el flujo de oxígeno -difusión molecular y/o producción por fotosíntesis- y su consumo por los microorganismos del suelo conforme van degradando la MO.
4. El consumo de O_2 está sujeto a la cantidad de MO degradable en las capas superficiales, así como a la producción de compuestos reducidos - CH_4 , NH_4^+ , sulfuros, etc.-, que se producen en las capas anóxicas profundas y ascienden a los horizontes superficiales -contribuyendo tanto a la demanda química como biológica de O_2 - (Jungkunst & Fiedler, 2007; Conrad, 1996).
5. El continuo del suelo es heterogéneo no sólo con una diferenciación vertical en la distribución del oxígeno, sino también con una alta variabilidad dentro de los mismos horizontes, debido a la agregación natural que permite la formación de microsítios anóxicos, incluso en horizontes muy bien oxigenados (Stepniewski & Stepniewska, 2009).

Cuando los suelos óxicos son inundados y se transforman en anóxicos, existe una reducción secuencial de los diferentes aceptores de electrones (figura 2.1). La descomposición aerobia de la MO inicia en valores de Eh de +300 a +600 mV con el O_2 como aceptor; cuando éste comienza a disminuir, la mineralización continúa con el NO_3^- y Mn^{4+} como aceptores a 250 mV, seguidos del Fe^{3+} (125 mV), y los sulfatos (-150 mV). Por debajo de estos potenciales, dominan la fermentación y la metanogénesis (Dubey, 2005; Conrad, 1996).

La oxidación completa de la MO produce dióxido de carbono, que se encuentra disponible como aceptor para las metanógenas. No obstante, si en el ambiente están presentes los otros aceptores de electrones alternativos (AEA) - O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-} , Mn (IV) o Fe (III)-, los electrones generados en la oxidación de la MO serán

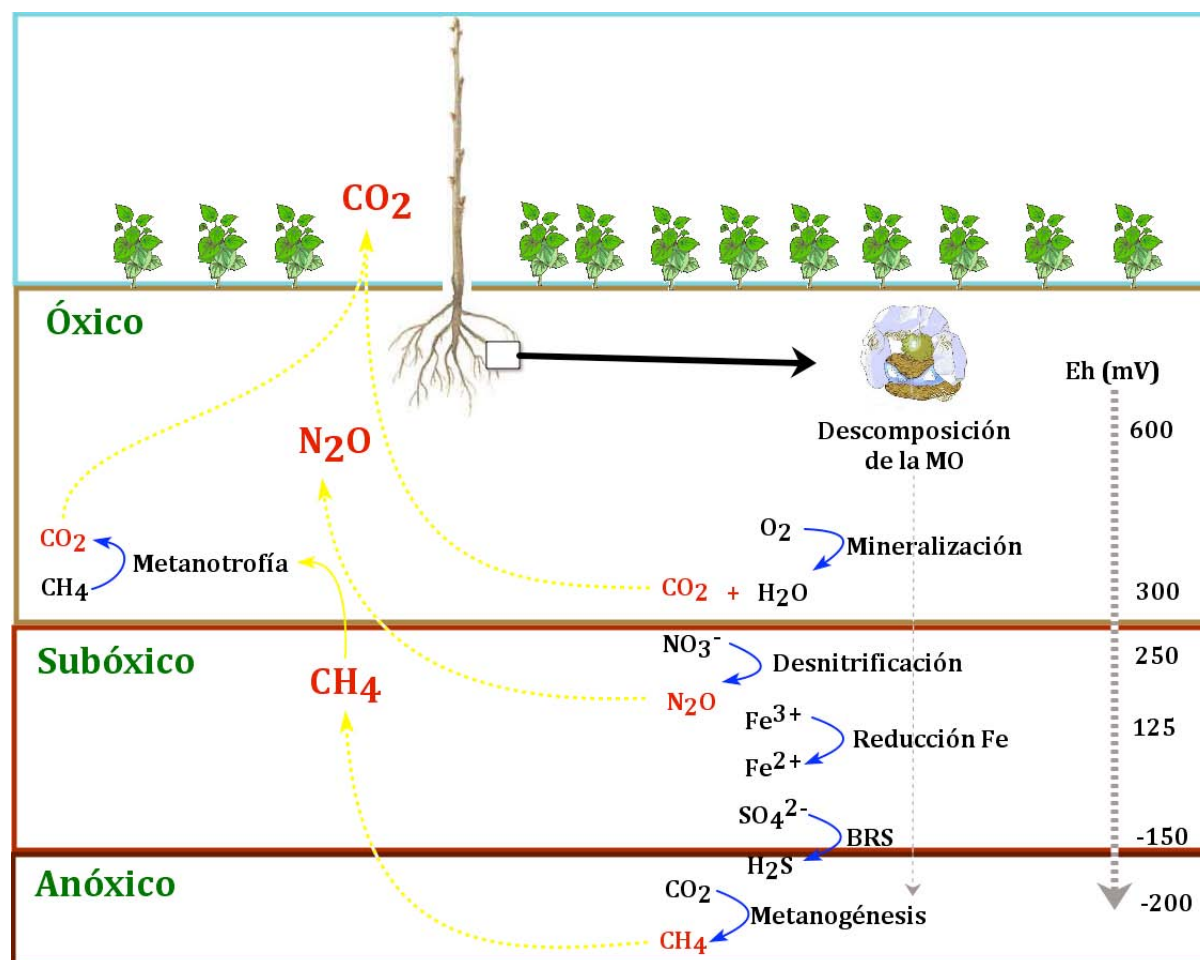


Fig. 2.1.- Esquema conceptual de la distribución vertical del PR y su influencia en la producción de N_2O , CH_4 y CO_2 .

preferencialmente transferidos a alguno de ellos (Khalil, 2000).

Se cree que la metanogénesis es inhibida por la presencia de los aceptores alternativos, -particularmente por el O_2 -. En consecuencia, el PR de un suelo debe ser menor a -200 mV para que haya producción de CH_4 (Knorr & Blodau, 2009).

Hasta el momento, se conocen dos excepciones a la regla del uso secuencial de aceptores de electrones:

- 1) La heterogeneidad en la disponibilidad de O_2 puede dar lugar a la coexistencia de micrositios aerobios y anaerobios donde predominan diferentes reacciones.
- 2) Sustratos no competitivos como las metilaminas y los sulfuros de metilo y metanol pueden ser metabolizados tanto por las metanógenas como por las bacterias reductoras de sulfato. Por lo cual, sirven como sustrato a las metanógenas para producir metano sin la oxidación completa a CO_2 . No obstante, no está bien establecido que condiciones ambientales determinan si son degradados por las metanógenas o por las reductoras de sulfato (Khalil, 2000; Conrad, 1996).

3. Riego con aguas residuales

En las últimas décadas, el reúso de aguas residuales (AR) crudas y tratadas, se ha convertido en una práctica común en diferentes partes del mundo. Sus principales usos son:

- 1) Riego de cultivos agrícolas;
- 2) Disposición directa en el suelo –evitando la contaminación de ríos-;
- 3) Recarga de acuíferos (Chen, et.al. 2011).

El reúso para riego de cultivos es frecuente y va en incremento en las zonas áridas y semiáridas del mundo, debido a la escasez del agua en estos sitios (figura 3.1), por lo que ofrece varias ventajas:

- 1) Garantiza la disponibilidad del agua a lo largo del año,
- 2) Introduce nutrientes al suelo-materia orgánica (MO) y nutrientes como nitrógeno y fósforo,
- 3) Reduce las necesidades de fertilización, porque los nutrientes se encuentran principalmente en formas fácilmente mineralizables, lo cual incrementa su disponibilidad para las plantas,
- 4) Mantiene la fertilidad y la productividad de los suelos,
- 5) Incrementa el rendimiento de los cultivos (Gharsalloui, et.al., 2011; Klay, et.al., 2010).
- 6) Promueve el establecimiento de comunidades microbianas más activas (García-Orenes et al. 2015).



Figura 3.1.- Algunos sitios alrededor del mundo con reúso de aguas residuales.

Sin embargo, esta práctica también presenta diferentes desventajas:

- 1) Genera impactos sobre la salud humana por el alto contenido de agentes patógenos,
- 2) Introduce al suelo compuestos orgánicos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados, plaguicidas organoclorados, disruptores endocrinos y fármacos, que inhiben la actividad microbiana y los procesos de transformación de la MO,
- 3) Acumula metales pesados a lo largo del tiempo,
- 4) Aumenta la salinidad del suelo por acumulación de Na y K (lo cual favorece la dispersión de las arcillas y la destrucción de la estructura del suelo, que a su vez influye sobre la reducción de la infiltración y la conductividad hidráulica a lo largo del perfil),
- 5) Adiciona nutrientes en exceso –que no son aprovechados por las plantas y se pueden lixiviar y contaminar los acuíferos-,

- 6) Genera períodos de desecación-humedecimiento de los suelos, favoreciendo la transformación aerobia y anaerobia de la MO, y con ello la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O)- (Chen et al. 2009; Zou et al. 2009),
- 7) Se encuentra relativamente poco documentada con respecto a la cantidad de hectáreas regadas y el tiempo bajo riego en cada zona, el tipo de agua utilizada (cruda, con tratamiento primario, secundario, efluentes mezclados, etc), así como sus efectos ambientales en el corto, mediano y largo plazo (tabla 3.1) (Qadir et al. 2010),
- 8) Afecta la porosidad estructural y por lo tanto, las propiedades hidráulicas del suelo, mediante el estrechamiento de los macro y mesoporos (Bardhan et al. 2016).

Tabla 3.1.- Algunos sitios alrededor del mundo con reúso de Aguas Residuales.

1: Agua residual sin tratamiento, 2: Agua residual tratada, 3: Efluentes industriales

* Sitios con reportes disponibles donde se concluye que el riego con aguas residuales puede incrementar las emisiones de GEI

AÑOS BAJO RIEGO	CIUDAD, PAÍS	TIPO DE AGUA UTILIZADA	ALGUNOS ESTUDIOS REALIZADOS	REFERENCIAS
-	Vadorara, India	3	Metales pesados	Tiwari et al. 2011
-	Anatolia, Turquía	3	Salinización, contenido de MO y metales pesados	Kiziloglou et al. 2008
-	Shiraz, Tehran e Isfahan, Irán	1	Contenido de MO y metales pesados	Qishiaqi et al. 2008
-	Seli Al-Zarqa, Jordania	1	Aporte de N y P, uso de fertilizantes	Boom et al. 2008
-	Faisalabad, Pakistán	1	<i>Giardia intestinalis</i>	Ensink et al. 2006
3-5	Zabol City, Irán	1	Acumulación de P y Na	Jahantigh, 2008
10	Harare, Zimbabwe	1	Metales pesados	Mapanda, 2005
14	Zaouit Sousse, Túnez	2	Salinización y modificación del pH	Klay et al. 2010
> 20	Mallorca, España	2	Calidad del suelo	Adrover et al. 2010
30	Shenyang, China	1	Metales pesados	Zhang et al. 2008
>50	Hebei, China	1	Fármacos y disruptores endocrinos	Chen et al. 2011
>50	Beijing, China	1	PAH y respuesta de genes desnitrificantes	Zhou et al. 2011; He et al. 2009
-	Jiangsu, China	1	Emisiones de metano y óxido nitroso en suelos arroceros	Zou et al. 2009*
>50	Shenfu, China	1	Hidrocarburos totales en suelo	Zhang et al. 2005
>100	Valle del Mezquital, México	1	Metales pesados, fármacos, patógenos, actividad microbiana, micorrizas, materia orgánica, lixiviación de nitratos, recarga y calidad del acuífero, emisión de óxido nitroso.	Grageda-Cabrera et al. 2011; Samano Díaz, 2011; Fernández-Luqueño et al. 2010*; Siemens, et al. 2008; Carrillo Rivera et al. 2007; Aguilar, 2006; Dillon 2005; Solís et al. 2005; Herre et al. 2004; Jiménez y Chávez 2004; Foster y Chilton 2003; Downs et al. 1999; Gallegos et al., 1999; BGS et al., 1998; Jiménez y Landa, 1998; Siebe, 1994

Del análisis de la tabla 3.1 destacan dos hechos importantes:

- 1) En la mayoría de los sitios del mundo donde se reusa el AR para riego agrícola, se han considerado muy poco, los efectos que tiene la adición constante de N y MO al suelo sobre los ciclos biogeoquímicos del C y el N. Esto es importante, debido a que ambos elementos son transformados por los microorganismos del suelo a través de diferentes procesos metabólicos y luego pueden ser emitidos a la atmósfera en forma de GEI, contribuyendo con ello al cambio climático global.
- 2) Los estudios disponibles sobre emisiones de GEI están marcados con asterisco y están basados en mediciones puntuales realizadas en parcelas experimentales (Zou et al. 2009) o experimentos a nivel invernadero (Fernández-Luqueño et al. 2010). Aún se carece de monitoreos de largo plazo realizados *in situ* donde se consideren tanto las variables ambientales como de manejo de los diferentes agroecosistemas, donde se pueda dilucidar la dinámica de las emisiones de GEI a lo largo del tiempo.

El caso de México

En México, el 56% del territorio corresponde a zonas muy áridas, áridas y semiáridas y el resto es subhúmedo y húmedo (CONABIO 1998). Por ello el riego es indispensable en más de la mitad de su superficie para obtener cosechas agrícolas comercialmente productivas y posiblemente, en más del 90% del territorio nacional el riego sea necesario para obtener rendimientos competitivos en los mercados mundiales de productos agropecuarios (García García 2001). Por otro lado, la superficie dedicada a la agricultura en México es de aproximadamente 20.5 millones de ha (o 10% del territorio nacional). De esta superficie, 15 millones de ha son de temporal (74%) y más de 5.4 millones son de riego (26%) (fig. 3.2) (INEGI 2009).

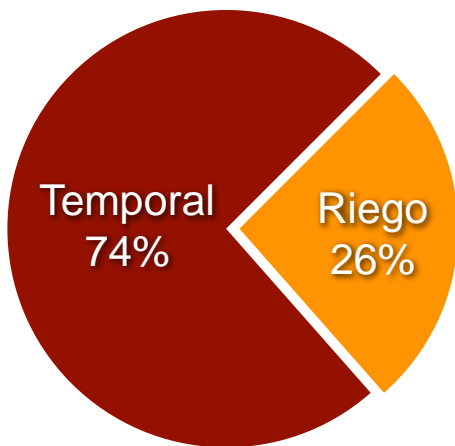


Fig. 3.2 Superficie agrícola de temporal y de riego en México, 2008
Fuente: INEGI 2009.

La agricultura de riego tiene un rendimiento medio anual de 27.13 ton/ha y la de temporal de 7.45 ton/ha (INEGI 2009). La productividad de las áreas de riego es, en promedio, 3.7 veces mayor que las de temporal, y a pesar de su superficie sustancialmente menor, la agricultura de riego genera más de la mitad de la producción agrícola nacional (CONAGUA 2012).

De los 5.4 millones de ha de riego, 350,000 ha son regadas con aguas residuales (6.4%), y 100,000 de ellas (1.8% del total nacional con agricultura de riego) se encuentran localizadas en el Valle del Mezquital en el Estado de Hidalgo (Jímenez y Landa 1998).

En el Valle del Mezquital se ha utilizado el AR proveniente de la Ciudad de México, desde comienzos del siglo pasado para riego de cultivos forrajeros (como alfalfa, pastos, maíz y cultivos de invierno), por lo cual, este sitio, constituye el más amplio ejemplo de reúso de AR con fines agrícolas en el mundo (Rutkowski, Raskid-Sally y Buecler, 2007).

Como se observa en la tabla 3.1, en este sitio se han realizado diferentes estudios sobre el destino de los contaminantes que ingresan con el agua de riego, no obstante, existe muy poca información sobre la producción y emisión de GEI.

Siebe (1998), determinó que con el agua de riego, cada año se adicionan tan sólo a las parcelas de alfalfa: 527, 227 y 781 kg ha⁻¹ de N, P y K respectivamente. Estas cantidades exceden entre 1.5 a 8 veces la capacidad de remoción de dichos macronutrientes por el cultivo mencionado, por lo cual, este exceso de N se está moviendo a través del agroecosistema, ya sea lixiviándose en forma de nitratos (Díaz Sámano, 2011) o emitiéndose en forma de GEI hacia la atmósfera (González Méndez, 2007). En consecuencia, es importante caracterizar las emisiones de GEI derivadas de la adición del agua residual a los suelos y su variación tanto en el tiempo como el espacio.

4. Variación en espacio y tiempo

El suelo es un compartimiento heterogéneo y presenta muchas fuentes de variación en diferentes escalas. La mayor parte de esta variación es natural y se puede dar:

- 1) En espacio: desde escalas de paisaje hasta microagregados.
- 2) En tiempo: dado que el suelo responde a diversos procesos que ocurren a diferentes escalas de tiempo como las estaciones, el crecimiento de las plantas, los eventos de riego, o procesos que ocurren a nivel de la rizosfera.

En los agroecosistemas las diferencias en el contenido de nitrato, amonio y carbono orgánico en pequeñas distancias, combinados con la heterogeneidad del suelo y las variables ambientales, hacen que sea todo un reto estimar de forma confiable las emisiones de GEI, las cuales siempre están asociadas con una alta incertidumbre (Rafique et al. 2012).

Publicaciones previas confirman que la estimación de las emisiones de GEI a escala de campo son complicadas por la alta variación en espacio y tiempo (Li et al. 2012; Huang et al. 2011; Jahangir et al. 2011; Mathieu et al. 2006; Yanai et al. 2003). Así resulta necesario comprender los factores que afectan los procesos de producción y emisión de GEI.

Factores que favorecen la emisión de GEI

La actividad biológica del suelo está gobernada por el tamaño y composición de la comunidad microbiana, la disponibilidad de sustratos y de nutrientes, así como por las condiciones subsuperficiales ambientales. Cualquier cambio en la estructura que altere estas condiciones afecta los procesos biológicos que dan origen a las transformaciones de C y N, y por ende a la producción de GEI (Beare, 2009; Jungkunst & Fiedler, 2007).

Los principales reguladores de las emisiones de GEI en los suelos agrícolas se pueden dividir en las características propias de los suelos y las prácticas de manejo.

Características del suelo

Temperatura.- Influye en varios procesos, por ejemplo, afecta el contenido de humedad y la actividad de los microorganismos, por lo cual la tasa de mineralización y a su vez el potencial redox pueden verse modificados.

Se ha observado que un incremento de la temperatura aumenta los flujos de emisión de N_2O -más que de CO_2 -. Lo anterior se atribuye al incremento de la respiración que genera una disminución del O_2 y una acentuación de los sitios anaerobios (Flessa, H.; et.al., 2002).

El metabolismo microbiano es dependiente de la temperatura, que presenta una variación diurna, estacional y anual. La producción de CH_4 y N_2O se favorece cuando la temperatura oscila entre 20 y 40° C (Dubey, 2005).

Se ha observado que en los sitios donde la temperatura fluctúa significativamente entre el día y la noche, las emisiones de N_2O muestran un patrón diurno, con emisiones máximas durante las tardes y mínimas durante las noches (Maljanen et al. 2002).

Humedad.- Incide directamente sobre el Espacio Poroso Saturado con Agua (EPSA). Cuando éste aumenta, disminuye el contenido de aire y se altera la disponibilidad de O_2 , la actividad microbiana, el potencial redox y se favorece la predominancia de las vías metabólicas anaerobias (Yavitt, 2005).

Bajo condiciones de saturación se reduce la mineralización de la MO y se retiene más carbono orgánico en el suelo, el cual sirve como sustrato para las bacterias metanógenas que generan CH_4 como producto catabólico (Stepniewski & Stepniewska, 2009; Cheng et al., 2004).

La desnitrificación se favorece entre valores de 50 y 70% de espacio poroso saturado con agua o cerca de la capacidad de campo. En situaciones de anegación total (EPSA >80%), el N_2O es consumido y el producto más importante es el N_2 . Cuando el suelo se seca lentamente permite la coexistencia de sitios óxicos y anóxicos y bajo estas condiciones se maximizan las emisiones de N_2O (Flechar, et.al., 2007; Pihlatie et al., 2004)

Razón C/N.- La disponibilidad de sustrato es uno de los principales factores que regulan la producción de GEI bajo condiciones de campo (Wachinger & Fiedler, 2000). Por ejemplo, altas concentraciones de N inorgánico estimulan la oxidación de CH₄ debido a que existe suficiente N disponible para el metabolismo de las metanotrofas (Dubey, 2005).

Si la razón es baja, el N puede ser mineralizado y luego desnitrificado. Como el contenido de C generalmente decrece con la profundidad, los potenciales de desnitrificación más altos normalmente se encuentran en las superficies más que en el subsuelo (Huang et al., 2004).

pH.- La actividad metanogénica se desarrolla favorablemente en el intervalo de 6.7 a 8, mientras que la oxidación de metano es máxima a valores de 6.3 y se inhibe en el intervalo de 4.8 a 5.1 (Dubey, 2005).

Por otro lado, la desnitrificación se favorece en el intervalo de 7 a 8 (Šimek et al., 1999). De acuerdo con Yamulki y colaboradores (1997) cuando el pH es ≈ 7 se favorece la producción de N₂O; de 7 a 8 se formará preferencialmente N₂.

El pH bajo condiciones anóxicas tiende a la neutralidad. Esto significa que en condiciones de anegación, el pH de suelos ácidos incrementa y el de suelos alcalinos disminuye (Stepniewski & Stepniewska, 2009).

Redox.- El inicio de la metanogénesis se reporta en valores Eh de -150 mV. Los suelos que contienen grandes cantidades de sustratos orgánicos de rápida descomposición (acetato, formato, metanol, aminas metiladas, etc) y bajas cantidades de aceptores de electrones (Fe³⁺, Mn⁴⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻) son los que probablemente muestran las producciones más altas de metano (Dubey, 2005).

La presencia de grandes cantidades de Fe (III) fácilmente reducible, inhibe la formación de metano, dado que los microorganismos lo utilizan preferiblemente como aceptor de electrones (Huang, Yu, & Gambrell, 2009).

Las condiciones anóxicas generan cambios directos en la disponibilidad -y eficiencia de uso- de los nutrientes al cambiar sus estados de oxidación, e indirectamente al modificar el pH de la solución del suelo (coprecipitación de iones, intercambio y adsorción) (Stepniewski & Stepniewska, 2009).

Entre las prácticas de manejo que cambian las condiciones redox se encuentran:

- 1) la incorporación de materia orgánica,
- 2) modificación del contenido de agua,
- 3) el laboreo del suelo que modifica el arreglo espacial de las partículas del suelo, afectando tanto la actividad biológica como los coeficientes de difusión de los gases (Stepniewski & Stepniewska, 2009).

Tamaño y composición de la comunidad biológica.- Una mayor presencia de microorganismos heterótrofos trae como consecuencia un alto consumo de oxígeno y la generación de anaerobiosis por disminución de los aceptores de electrones (Hayakawa et al. 2009).

La composición de los consorcios de microorganismos determina las diferentes rutas metabólicas de descomposición y mineralización de la materia orgánica, y con ello las diversas fuentes de energía y los aceptores de electrones utilizados por cada grupo bacteriano (You y Das, 2009).

Prácticas de manejo

Adición de fertilizantes.- El efecto de los fertilizantes sobre la producción de metano depende de la cantidad, tipo y modo de aplicación. La urea promueve los flujos de CH₄ durante la temporada de crecimiento debido tal vez a un incremento en el pH seguido de la hidrólisis de la urea y la caída del Eh, que estimula la actividad metanogénica. Por el contrario, la adición de nitrato de amonio, disminuye las emisiones de CH₄ debido a una inhibición competitiva de la reducción del nitrato en lugar de la del metano (Iqbal, et.al., 2009).

La aplicación de fertilizantes orgánicos no sólo adiciona N disponible sino también C orgánico que estimula la actividad microbiana heterótrofa que consume O₂, promueve condiciones anaerobias y emisiones de N₂O por desnitrificación (Hayakawa, et.al., 2009)

Compactación del suelo.- Al reducir la porosidad total, se cambia la distribución de los poros haciéndolos más pequeños. El efecto inmediato puede ser la reducción de la mineralización de C y N, ya que se favorece la protección física de la MO del ataque microbiano (De Neve & Hofman, 2000). No obstante, existen algunos estudios en los que se ha reportado un efecto nulo en la mineralización de N en los suelos compactados (Beare, 2009).

Intercambio de gases.- En suelos secos el oxígeno atmosférico difunde a través del espacio poroso del suelo hacia las raíces, mientras que el CO₂ producido por la respiración de los microorganismos migra hacia la atmósfera. En condiciones de saturación, la situación se invierte. El oxígeno necesario para la respiración de las raíces se suministra a través del tejido poroso de las plantas (parénquima), que se caracteriza por una mayor difusividad y permeabilidad al aire que el suelo saturado. La cantidad de oxígeno suministrado no sólo puede ser suficiente para cubrir las necesidades de oxígeno de las raíces sino también para oxidar el suelo circundante. En ausencia de plantas, el ingreso de oxígeno hacia el suelo se detiene, mientras que el CO₂ y CH₄ producidos por la actividad de microorganismos en el suelo ejercen una sobrepresión emitiéndose a la atmósfera a través de ebullición (Stepniewski & Steptniewska, 2009).

Períodos de desecación-humedecimiento.- Durante el período seco, el espacio poroso tiende a llenarse con aire y los gases producidos por la transformación de la materia orgánica y el metabolismo de los organismos. Cuando el agua satura el espacio poroso, el aire del suelo es probablemente desplazado, por desgasificación incrementando la emisión de gases hacia la atmósfera (González-Méndez et al. 2015).

El pico de emisión de CO₂ que sigue al rehumedecimiento de un suelo seco, puede atribuirse a la mineralización de la MO expuesta después del rompimiento físico de los agregados (Denef, 2001) y/o la liberación y la subsecuente mineralización del C microbiano (Mikha, 2005). La liberación del C microbiano es el resultado de la lisis de las células y/o la liberación de los solutos intercelulares cuando los microorganismos son sometidos a choque osmótico, seguido de un rápido incremento en el potencial hídrico durante el humedecimiento (Beare, 2009)

De acuerdo con la EPA (2007), las emisiones de metano decrecen cuando los suelos son sometidos a periodos de desecación, especialmente cuando la humedad del suelo es menor al 20% de la capacidad de campo..

Labranza.- Las prácticas de labranza cero promueven las emisiones de N₂O, dado que mantienen al suelo con mayor humedad e incrementan el reservorio de C orgánico por la acumulación de residuos y su lenta descomposición, lo cual estimula también las emisiones de CH₄ (Almaraz, et al., 2009).

Tipo de cultivo.- El tipo de cultivo y la fase del crecimiento donde se encuentre pueden determinar la demanda de nitrógeno que requiere la planta para realizar sus procesos metabólicos, en consecuencia, esto influirá en la cantidad de nitrato que absorba, dejando disponible el resto para lixiviarse o desnitrificarse, según lo permitan las condiciones ambientales (González-Méndez et al. 2015).

Riego.- El riego por inundación trae como consecuencia pérdidas de N por desnitrificación y de C por metanogénesis en mucha mayor cantidad que el riego por aspersión. Las prácticas de riego por inundación incrementan la compactación, la densidad y el encostramiento superficial, dando lugar a una baja infiltración (Nelson y Terry, 1996).

Riego con aguas residuales.- El riego con aguas residuales incrementa significativamente las emisiones de CH₄ en suelos con cultivos de arroz. Este tipo de aguas son ricas en MO, que al descomponerse anaerobiamente proveen a las bacterias metanogénicas los sustratos suficientes para su actividad metabólica (Zou, et al., 2009).

En otro estudio realizado en Polonia en parcelas con pastos regados con aguas pretratadas, se midieron flujos de emisión máximos >61.7 mg N-N₂O m²/h durante el tercer día después del riego. En el mismo estudio se reporta que más del 23% del N introducido con el agua residual (180 y 360 kg N-N₂O/ha) fueron liberados como N₂O durante los primeros 10 días posteriores al riego, lo cual se define como una emisión de corto tiempo (Stepniewski & Stepniewska, 2009).

El riego constante con aguas residuales puede promover los períodos de desecación-humedecimiento del suelo, lo cual probablemente favorezca la formación de *hot moments* de emisión de GEI.

Puntos críticos de emisión (hot spots).- Son áreas (o parches) que muestran altas velocidades de reacción, desproporcionadas con respecto al área circundante (McClain et al., 2003).

La variación en espacio de la emisión de GEI es principalmente causada por la formación de micrositios anaerobios donde se verifica la desnitrificación o la metanogénesis. Dichos sitios pueden originarse a partir de diferentes condiciones:

1. En zonas con alto contenido de MO, donde las reacciones de oxidación consumen el O_2 disponible.
2. En suelos con alto contenido de arcillas y abundante microporosidad que permiten una mayor retención de humedad.
3. Al interior de los agregados, sobre todo cuando la interconexión de los poros intraped impide un adecuado drenaje y aireación (Brady & Weil, 2013; van den Heuvel, et al., 2009).

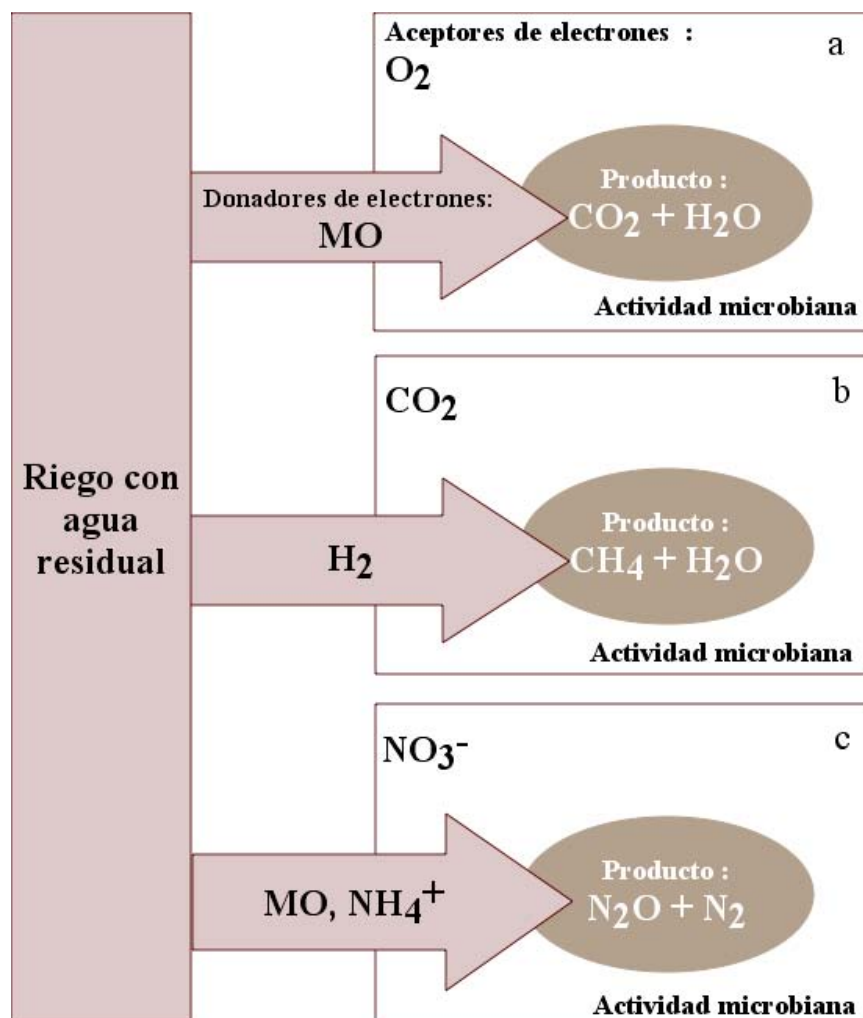


Figura 4.1.- Esquema conceptual de la formación de un *hot spot* de emisión de a) CO_2 , b) CH_4 y c) N_2O , donde el riego con agua residual puede introducir donadores de electrones que reducen a los diferentes compuestos que se encuentran en la solución del suelo, en micrositios o al interior de los agregados. Fuente: Modificado de McClain, et al. 2003.

McClain et al. (2003), describen la formación de *hot spots* de emisión a partir de una fuente (en este caso puede ser el riego con agua residual), que transporta donadores de electrones (COD , CH_4 y NH_4^+), los cuales convergen con zonas donde existen aceptores de electrones (NO_3^- , N_2O) creando zonas de desnitrificación o reducción de compuestos (figura 4.1).

Momentos críticos de emisión (hot moments).- Son períodos cortos de tiempo donde existen altas velocidades de reacción, desproporcionadas con respecto a lapsos mayores de tiempo. Los puntos y momentos críticos de emisión pueden ocurrir de forma separada, pero también se pueden traslapar cuando ocurren altas velocidades de reacción en períodos cortos de tiempo en puntos específicos en el terreno (McClain et al., 2003).

Cuando los períodos de rehumedecimiento del suelo son variables en el tiempo, los *hot spots* pueden ocurrir en *hot moments* determinados. Durante los períodos de desecación los aceptores de electrones se pueden acumular (NO_3^- , CO_2) por la mineralización de la MO. El riego estimula la rápida mineralización y la absorción por las plantas, así como los períodos de elevados flujos de gases de efecto invernadero. La adición de agua residual o la lluvia puede crear un *hot moment* por la mineralización del N y otras transformaciones del N.

Cuando en el sistema están presentes todos los ingredientes excepto uno, de una reacción biogeoquímica, la sola adición del reactivo final generará un *hot moment*. El agua es un reactivo esencial, un catalizador o un medio para muchas reacciones, por lo tanto, su presencia o ausencia da lugar a la activación o desactivación de muchos procesos biogeoquímicos (McClain et al. 2003).

Tanto los *hot spots* como los *hot moments* producen pulsos de emisión de duración corta, pero que contribuyen de forma significativa a las emisiones anuales (Ambus et al. 2010). Mummey y colaboradores (1997) encontraron un pulso de emisión de N₂O que representó el 20% del total anual, durante las 48 horas posteriores a las primeras lluvias en un pastizal semiárido.

La formación de picos de emisión de GEI a partir de suelos agrícolas depende de la coincidencia en tiempo y espacio de condiciones muy particulares. Por lo cual, Parkin y Robinson (1989) sugieren utilizar modelos estocásticos para mejorar la predicción de cuando ocurrirán estos procesos que producen GEI -como la desnitrificación-. A diferencia de los modelos determinísticos, los estocásticos consideran la naturaleza probabilística y altamente variable de los factores que determinan la producción de GEI.

5. Métodos para cuantificar GEI

Cuantificar las emisiones de gases de efecto invernadero *in situ* no es trivial. Los retos que se deben enfrentar cuando se requieren realizar dichas mediciones, se pueden clasificar en dos grandes rubros:

- 1) Las concentraciones atmosféricas del metano y el óxido nitroso son significativamente más bajas que las del dióxido de carbono, por lo cual, quedan fuera del límite de detección de muchas técnicas analíticas.
- 2) La variación temporal y espacial de las emisiones de estos gases, que hacen difícil su captura y se necesita por lo tanto, intensificar la toma de muestras para asegurar la captación de los *hot spots* y *hot moments*.

Consecuentemente, existe una fuerte necesidad de métodos analíticos precisos, pero también de bajo costo e instalación y operación, que permitan obtener mediciones de áreas extensas, durante diferentes periodos de tiempo. Sin embargo, hasta el momento no existe un método que satisfaga todas estas condiciones.

Para cuantificar emisiones de GEI se requiere acoplar dos grandes aspectos, el muestreo y las técnicas analíticas de cuantificación. A continuación se describen brevemente los métodos más utilizados en la actualidad.

MÉTODOS DE MUESTREO:

CÁMARA ESTÁTICA O CERRADA.- Es un método ampliamente utilizado y muy versátil para cuantificar GEI, tanto a nivel de campo como en experimentos en invernadero o laboratorio.

Se basa en la medición de la acumulación de gases en una cámara cerrada insertada en el suelo, cuya forma puede ser cilíndrica o rectangular de PVC, policarbonato, plexiglas, acero inoxidable o galvanizado (Ambus et al. 2010;). El tamaño es variable y depende del área de superficie a muestrear, así como de la variabilidad espacial en la emisión del gas, por ejemplo, Kaiser y colaboradores (1998) encontraron durante un estudio realizado con cámaras pequeñas (área superficial = 281 cm²), que la variabilidad espacial de las emisiones de N₂O en un campo experimental en la baja Sajonia, Alemania, era mayor a 150%. Con el fin de obtener flujos representativos, integrar la variabilidad espacial y reducir el número de réplicas implementaron el uso de cámaras de muestreo que cubrieran un área superficial mayor (5.76 m²) para una investigación posterior en el mismo sitio.

En general, las cámaras cerradas constan de 2 partes: un marco que se inserta en el suelo y una tapa removible equipada en la parte superior con un puerto de muestreo, por donde se toman las muestras a diferentes intervalos de tiempo, generalmente en viales (headspace) o jeringas cromatográficas. El análisis de las muestras

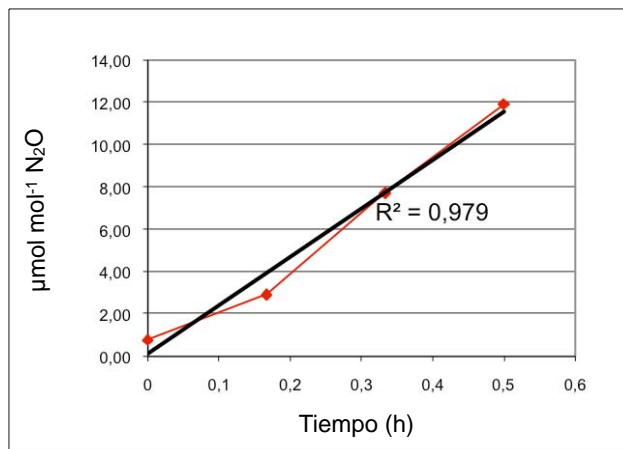


Figura 5.1- Método de la cámara estática, mide el incremento de la concentración de gases al interior de la cámara, a diferentes intervalos de tiempo después de cerrar la cámara, dicho incremento (eje y) sigue un comportamiento lineal con respecto al tiempo (eje x).

se realiza por cromatografía de gases y la variación en la concentración de N_2O con respecto al tiempo sigue un comportamiento lineal (Huang et al., 2002) (fig. 5.1).

Entre las principales ventajas de este método se encuentran su simplicidad, bajo costo, facilidad para trabajar diferentes dimensiones de área, la obtención de duplicados coincidentes en espacio y tiempo. La principal desventaja es que mientras se encuentra sellada durante el período de muestreo, es posible que se formen condiciones artificiales como un incremento en la temperatura o que existan efectos de retroalimentación de gases entre el suelo y la atmósfera interior de la cámara (Schiller y Hastie, 1996).

MÉTODOS MICROMETEOROLÓGICOS.- Se han utilizado para medir emisiones en grandes extensiones (1 a 10 km²). Se caracterizan por usar sensores de gases que se colocan en torres meteorológicas que además miden el viento, la temperatura y las concentraciones de gases en uno o más puntos sobre la superficie del suelo o vegetación. El método más directo para medir el flujo sobre una superficie es el Eddy Covariance, que mide la velocidad de transporte vertical del gas de interés. La densidad del flujo vertical en un punto dado es el producto de la velocidad del viento (medida con un anemómetro) y la concentración del gas (determinada con un sensor que analiza el gas de interés a una frecuencia de 10 Hz o más). Los flujos instantáneos se promedian sobre el periodo de muestreo (generalmente entre 15 a 60 minutos), para incluir todos los tamaños de transporte. Este método no depende de la estabilidad atmosférica, pero si son necesarios analizadores de gases sensibles y de rápida respuesta, lo cual constituye su principal limitante. Otra variante es el Eddy accumulation, donde las corrientes ascendentes y descendentes de aire se colectan en dos contenedores separados a una tasa proporcional a la velocidad del viento. Utiliza una válvula solenoide que permite que el aire sea muestreado y con ello se elimina la necesidad de un analizador de gases de rápida respuesta (Hensen et al. 2013) (fig. 5.2).



Figura 5.2- Método Eddy Covariance sobre un campo de cultivo. Izquierda: Mástil con un anemómetro ultrasónico para medir la velocidad del viento. Derecha: La línea está conectada a un laboratorio móvil donde se encuentra el analizador del gas. Fuente: Hensen et al. 2013).

Métodos de gradiente de flujo: Se miden las concentraciones de los gases en dos o más alturas, además se registra la velocidad horizontal del viento, con lo cual se simplifican las mediciones. El flujo vertical se estima como resultado del producto de la difusividad turbulenta (velocidad del viento y turbulencia) por el gradiente de concentración vertical (determinado por las dos mediciones a diferentes alturas).

Flujo horizontal integrado (IHF): Es útil para áreas menores a 1 ha. Al centro de la parcela se realizan las mediciones de las concentraciones de gases y los perfiles de la velocidad del viento horizontal. El método permite medir el flujo de los gases hasta la punta de la pluma de emisión, asumiendo que el gas se genera en la superficie y que los flujos horizontales pueden integrarse con respecto a la altura, para obtener el flujo vertical. Este método cubre el vacío entre la cámara y los métodos micrometeorológicos clásicos, además de que no requieren analizadores de gases de rápida respuesta (Rapson 2014).

Plataformas móviles: Como barcos, trenes, aeroplanos, etc. Permiten la medición tanto horizontal como vertical del aire con una alta resolución temporal y espacial. Típicamente utilizan técnicas de Eddy-accumulation para coleccionar las muestras y luego analizarlas en el laboratorio, o pueden ser analizadas *in situ* utilizando analizadores de rápida respuesta (milisegundos a minuto) (Rapson 2014).

TÉCNICAS ANALÍTICAS:

CROMATOGRÁFICAS: Una de sus principales ventajas es su bajo costo, sobre todo cuando se compara con otras técnicas. El principio de la cromatografía es la separación de los compuestos en sus constituyentes moleculares (N_2O , CO_2 , CH_4). Para el análisis de los tres gases es necesario un instrumento equipado con detector de captura de electrones (ECD) y de ionización de flama (FID), acoplados a un metanizador para transformar el CO_2 a CH_4 y poder cuantificarlo a través del FID. Además del gas acarreador se requieren los estándares de calibración. Una de sus principales desventajas es el tiempo de análisis de cada muestra (Lotfield et al. 1997).

ÓPTICAS: Sus principales ventaja sobre las técnicas cromatográficas son 1) su capacidad para analizar muestras continuas, dado que los espectros pueden obtenerse en fracciones de segundo, haciéndolas ideales para la medición de GEI; 2) sus necesidades de calibración son menores que los cromatógrafos.

Técnicas de Infrarrojo: Aprovechan la capacidad de los gases (N_2O , CO_2 , CH_4), para absorber la luz infrarroja a longitudes de onda específicas. Se hace pasar la muestra de gas en una celda de medición donde el haz de infrarrojo (IR) ilumina la muestra. Se utilizan diferentes detectores de IR, por ejemplo:

- 1) Infrarrojo por Transformada de Fourier (FTIR), que utiliza un sistema térmico de banda ancha para escanear a través del espectro IR y medir varios gases simultáneamente.
- 2) Espectroscopia láser de IR, son los analizadores más rápidos para medir las concentraciones de GEI. Utiliza una sola longitud de onda, que generalmente corresponde a la línea de rotación/vibración de las especies de interés. Una línea estrecha de láser se sintoniza con la línea de absorción de la especie de interés y se obtiene una línea de absorción integrada, cuya intensidad se utiliza para medir la concentración del gas. Como se selecciona una sola línea de absorción se tiene una alta sensibilidad, pero eso también limita la medición a uno o dos gases (Rapson et al. 2014).

Se puede ver que los métodos micrometeorológicos son capaces de proveer mediciones continuas durante todo el año, generando conjuntos de datos muy robustos. No obstante, están limitados en su aplicabilidad ya que requieren áreas homogéneas en el intervalo de cientos de metros, una fuente de alimentación, así como gastos relativamente altos. Por consiguiente la cámara estática sigue siendo un requisito para obtener mediciones de GEI a escala de parcela ya sea en manipulaciones experimentales o en terrenos irregulares que son inadecuados para la micrometeorología (Ambus et al. 2010)

6. Factores de emisión

Se estima que los suelos agrícolas emiten anualmente de 5.1 a 6.1 Gt de CO₂-eq (10-12% de las emisiones antropogénicas globales totales en 2005), 3.3 Gt de CO₂-eq de metano (50% de las emisiones antropogénicas globales) y 2.8 Gt de CO₂-eq de N₂O (que representan el 60% de las emisiones globales antropogénicas) (Smith, 2007).

La mayor parte de estos datos provienen de estudios realizados en zonas templadas y existen muy pocos datos de las emisiones en suelos tropicales, subtropicales, áridos y semiáridos (tabla 6.1).

Aunque se considera que por las características de temperatura y humedad, los suelos tropicales y áridos pueden representar una fuente importante de GEI (Chapuis-Lardy, 2009), existen muy pocos estudios sobre las magnitudes de los flujos de emisión en estas zonas (Jantalia et al. 2008).

Los países que firmaron el Protocolo de Kyoto están obligados a preparar el inventario nacional de GEI. Los países que no tienen información sobre sus emisiones de GEI normalmente utilizan los lineamientos para el inventario de GEI del IPCC (2006), los cuales permiten estimar las emisiones directas de N₂O a partir de la adición de nitrógeno total al suelo.

El IPCC establece un valor base de 1% de nitrógeno aplicado emitido como N₂O.

Resulta aún más complicado comparar los datos disponibles sobre los flujos de emisión de dichas áreas debido a la variedad de condiciones ambientales bajo las cuales son realizados (tipo de cultivo, tipo de suelo, tipo y cantidad de fertilizante, tiempo de monitoreo,

Tabla 6.1. Flujos de emisión de CO₂, CH₄ y N₂O reportados para diferentes suelos en el mundo.

CARACTERÍSTICAS	mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹	REFERENCIA
Soya, cero labranza (Canadá)	772.56	Almaraz et al. 2009
Soya, labranza convencional (Canadá)	1,818.00	Almaraz et al. 2009
Bosque templado, franco arcilloso (Australia)	88.80	Fest et al. 2009
Maíz, labranza convencional (USA)	86.25	Ussiri & Lal 2009
Maíz, feozem lúvico, fertilizado con 150 kg N/ha año (Argentina)	0.36	Dyer et al. 2012

CARACTERÍSTICAS	mg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹	REFERENCIA
Trigo, franco limoso (Alemania)	0.006	Flessa et al. 1995
Pastizal, vertisol (Puerto Rico)	-0.01	Mossier y Delgado, 1997
Agrícola, franco arenoso (Alemania)	0.003-0.005	Hellebrand et al. 2003
Arroz, gleysol, aguas residuales (China)	1.44	Zou et al. 2009

CARACTERÍSTICAS	mg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹	REFERENCIA
Trigo, franco limoso (Alemania)	2	Flessa et al. 1995
Maíz, franco-arcilloso (Pakistán)	2	Mahmood et al. 1997
Maíz, arcilloso (Canadá)	0.18 - 0.864	McKenzie et al. 1998
Maíz, Arcilloso, España	-0.166 - 1.120	Teira et al. 1998
Alfalfa, vertisol y feozem (México)	0.209 - 0.826	González-Méndez 2007
Soya, cero labranza (Canadá)	0.49	Almaraz et al. 2009
Soya, labranza convencional (Canadá)	0.48	Almaraz et al. 2009
Maíz, andosol (Madagascar)	0-0.036-0.005	Chapuis-Lardy et al. 2009
Franco (Costa Rica)	0.035±0.043	Weitz et al. 2009
Arroz, gleysol, aguas residuales (China)	0.03	Zou et al. 2009

etc.).

Para el caso de México, existen muy pocos estudios sobre la emisión de GEI a partir de suelos agrícolas. Particularmente se han medido los flujos de emisión de N₂O de manera puntual en Tlaxcala e Hidalgo (González-Méndez, 2007; Longoria, et al., 2003; Carbajal, 2000), sin embargo, es necesario realizar monitoreos más largos que permitan integrar tanto la variabilidad espacial como la temporal de las emisiones con el fin de obtener datos más confiables que contribuyan con los inventarios de las zonas subtropicales. En la tabla 6.1, se proporciona una revisión de algunos estudios disponibles sobre los flujos de CO₂, CH₄ y N₂O emitidos por diferentes ecosistemas.

7. Métodos de máxima verosimilitud restringida (REML)

Dada la naturaleza de las emisiones de los gases de efecto invernadero, su cuantificación representa no solamente un reto analítico, sino también estadístico. Como se ha visto antes, la producción de los GEI depende de diversos procesos biogeoquímicos que generan emisiones variables en el tiempo y en el espacio, por lo cual, el primer desafío es decidir el método a utilizar para capturar los flujos. Si se escoge el de la cámara estática cerrada, entonces el segundo reto consiste en elegir apropiadamente los métodos estadísticos para analizar los datos obtenidos.

En la mayoría de los estudios publicados que cuantifican GEI con cámaras estáticas, comúnmente se utiliza el análisis de varianza (ANOVA) para comparar los flujos de los gases obtenidos de diferentes suelos, diversos tratamientos, épocas de muestreo, etc. Sin embargo, es importante señalar que la aplicación de un ANOVA exige dos supuestos fundamentales para el desempeño óptimo del análisis:

- 1) Las muestras obtenidas deben ser independientes entre sí.
- 2) La varianza debe ser homogénea, es decir, la variabilidad de los datos obtenidos en diferentes momentos del muestreo es la misma.

Si se considera que en un muestreo con cámaras estáticas (unidades de muestreo), las mediciones se realizan repetidamente sobre las mismas cámaras durante el tiempo de muestreo definido (un día, un mes, una temporada, un año, etc.), entonces se obtienen mediciones relacionadas entre sí por efecto de la unidad de muestreo (las que provienen de la misma cámara son más similares entre sí, comparadas con las de otras cámaras), y por efecto del tiempo (mediciones tomadas en tiempos cercanos tienden a ser similares, que las mediciones separadas por largos intervalos de tiempo). En consecuencia, las muestras están autocorrelacionadas y no se puede asumir que las observaciones sean independientes la una de la otra. Se infringe el primer supuesto del ANOVA. Por otro lado, la variación en tiempo de los flujos de emisión de GEI produce datos con varianzas heterogéneas, con lo cual, se viola el segundo supuesto fundamental del ANOVA, convirtiendo a esta prueba en poco adecuada para obtener resultados estadísticamente robustos (Kravchenko y Robertson, 2015).

Las fallas técnicas y situaciones inesperadas durante el muestreo, pueden dar lugar a la pérdida de muestras y generar datos no balanceados. Así se requieren utilizar modelos que consideren las estructuras autocorrelacionadas del muestreo debida a mediciones repetidas, la heterogeneidad de las varianzas y los datos no balanceados. Dichos modelos son los lineales mixtos, que contienen tanto términos fijos (que se mantienen constantes, por ejemplo los tratamientos), como aleatorios (factores a los que se permite variar, por ejemplo niveles de los tratamientos) (Knight 2008).

Los modelos mixtos permiten analizar correcta y eficientemente los datos de experimentos con medidas repetidas mediante la modelación de la estructura de las covarianzas, considerando las autocorrelaciones entre las medidas repetidas y la presencia de varianzas heterogéneas. Si no se consideran las autocorrelaciones entre los sujetos, se puede incrementar la tasa de error tipo I y rechazar la hipótesis nula cuando debería ser aceptada (Gómez et al. 2012). La aplicación del modelo lineal mixto, tiene entonces como objetivo, estimar los componentes de la varianza de los efectos aleatorios. Como no se pueden estimar dichos efectos a través de mínimos cuadrados (ANOVA), se utiliza el método de máxima verosimilitud restringida o REML por sus siglas en inglés (Restricted Maximum Likelihood) (Galan Caballero et al. 2003). Se acopla además un análisis de antedependencia, que provee información sobre cuántas de las mediciones precedentes contienen información sobre la medición actual (Webster y Payne 2002).

Una ventaja del REML con las mediciones repetidas es que se pueden especificar modelos que describan las correlaciones entre los efectos aleatorios. El error tendrá entonces dos componentes: la variación aleatoria entre muestras y la variación entre las mediciones hechas en cada muestra (Webster y Payne 2002).

8. Objetivos e hipótesis

Objetivo general

- Evaluar los cambios en las emisiones de gases de efecto invernadero y potencial redox en suelos tipo Phaeozem regados con agua residual y de temporal, bajo uso agrícola.

Objetivos particulares

- Cuantificar la emisión de GEI durante cada riego aplicado a una parcela con cultivos en rotación de alfalfa-rye grass-maíz.
- Determinar la variación en los flujos de emisión de GEI entre suelos Phaeozem profundos y someros a nivel de parcela utilizando métodos de máxima verosimilitud restringida (REML).
- Determinar la variación en los flujos de emisión de GEI entre los diferentes riegos y días de muestreo por cada cultivo, utilizando métodos de máxima verosimilitud restringida (REML).
- Cuantificar el potencial redox de forma simultánea a la medición de los GEI.
- Comparar los flujos de emisión de GEI y el potencial redox cuantificados en una parcela agrícola con riego con los de una parcela de temporal cultivadas ambas con maíz.
- Determinar el efecto de la variación del potencial redox sobre los flujos de emisión de gases de efecto invernadero.
- Estimar la eficiencia del uso del nitrógeno en la parcela regada con aguas residuales utilizando el método de Tier I, para hacer una primera propuesta de factores de emisión para zonas semiáridas.

Hipótesis

- La parcela se riega por inundación por lo que la parte más baja que concentra el escurrimiento permanecerá anegada por mayor tiempo, por lo cual se esperan mayores emisiones de óxido nitroso y metano en esta zona.
- El riego con aguas residuales adiciona materia orgánica lábil al suelo y además satura el espacio poroso promoviendo condiciones anóxicas en intervalos de horas a pocos días, por lo cual se espera que incrementen las emisiones de gases de efecto invernadero en los días posteriores al riego, cuando dicha materia orgánica haya sido transformada anaerobiamente.
- Durante el cambio de cultivo en la parcela el suelo queda sin cobertura desde unos pocos días hasta 3 meses, así, se espera un incremento en la producción de CO_2 y N_2O , debido a la presencia de MO de fácil degradación proporcionada por los residuos de cosecha.
- Durante la temporada de lluvias, el espacio poroso del suelo se satura con el agua de lluvia, además se adiciona agua de riego, dando lugar a una mayor permanencia de las condiciones reductoras, por lo tanto, se espera que se incrementen los flujos de emisión de CH_4 y disminuyan los flujos de N_2O y CO_2 .
- Dado que el potencial redox es una variable indicadora del grado de aireación del suelo, se espera que los flujos de emisión de GEI estén directamente relacionados con los cambios en el Eh.

9. Descripción de la zona de estudio

El Valle del Mezquital (VM) se localiza en la parte suroeste del estado de Hidalgo, a una altitud media de 1,895 msnm y cubre una superficie aproximada de 242,900 ha. Está limitado al norte por el valle de Ixmiquilpan, al este por el valle y la sierra de Actopan, al oeste por la sierra de Ximthe y al sur por el Estado de México (CONAGUA, 2002).

El Mezquital forma parte del Altiplano Mexicano, dentro de la provincia del Eje Neovolcánico. Está compuesto por rocas volcánicas de diversas edades y composiciones, así como de sedimentos calcáreos (INEGI 2005).

Las rocas más antiguas son andesitas basálticas y tobas riolíticas y dacíticas del Plioceno. En las bases de las montañas y piedemonte se encuentran gravas, arenas-limos y suelos residuales, así como depósitos de aluvión que datan del Holoceno (Ramírez-Tello et al. 2009).

Los suelos del VM son de origen coluvio-aluvial. En las sierras dominan los suelos someros, como los leptosoles, en tanto que en las llanuras abundan los suelos profundos como los phaeozems y vertisoles (CNA 2002).

La región posee un clima semiseco templado con lluvias en verano (junio a septiembre). La temperatura media anual es de 16 a 18°C con una precipitación media de 400 a 700 mm y una evapotranspiración potencial anual de 2100 mm (BGS y CNA 1995). Por las condiciones climáticas la agricultura depende del riego para obtener una mayor productividad.

El Valle del Mezquital contiene el más grande y uno de los más antiguos sistemas de riego agrícola con aguas residuales del mundo. Actualmente, alrededor de 100,000 ha que anteriormente pertenecían a una zona semiárida son regadas con un promedio de 40 m³ s⁻¹ de aguas residuales provenientes de la Ciudad de México. El sistema completo se divide en 3 distritos de riego (DDR-3, DDR-100, DDR-112) (fig. 9.1) (Jiménez y Landa 1998).

En su estado natural, la zona disponía de recursos hidráulicos muy limitados, el escurrimiento superficial y la recarga natural de los acuíferos eran de reducida magnitud como consecuencia de la baja precipitación pluvial (CNA 2002).

A partir de la introducción de las aguas residuales procedentes de la Ciudad de México, las condiciones hidrológicas se modificaron sustancialmente: el agua de riego comenzó a infiltrarse a través del suelo y los canales no revestidos, lo cual genera una recarga del acuífero de más de 25 m³ s⁻¹ (Jiménez y Chávez 2004).

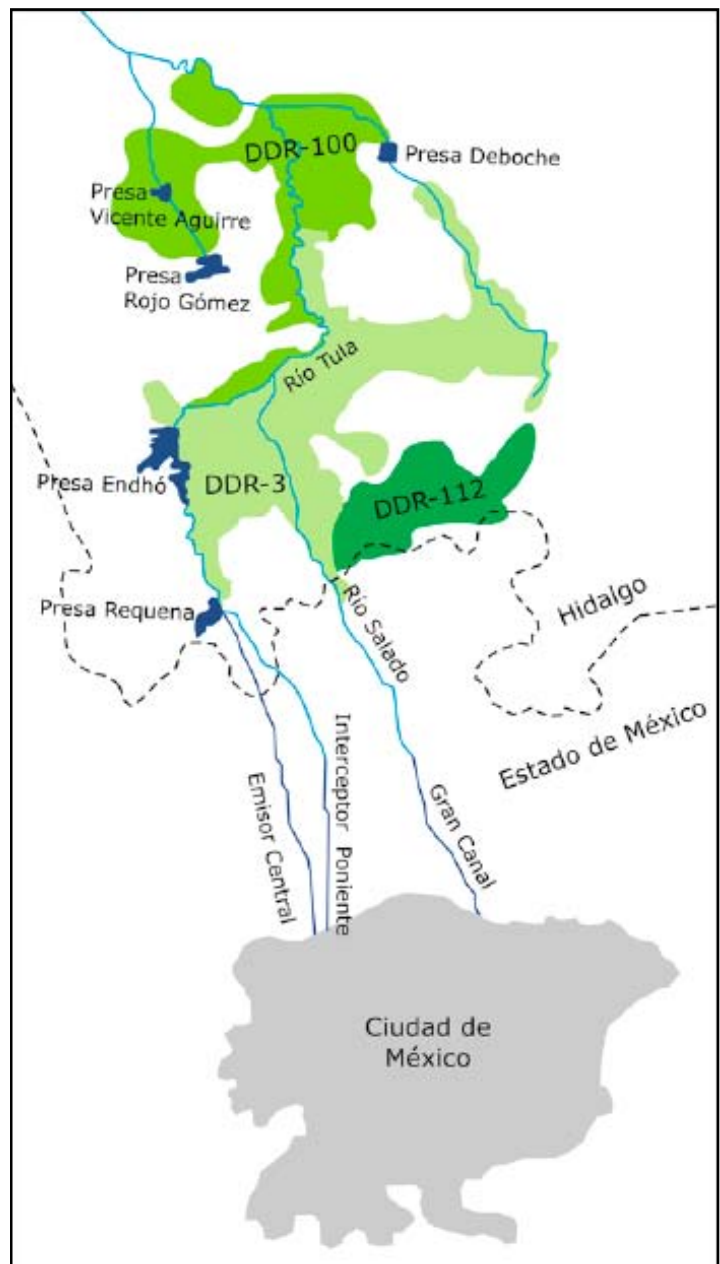


Figura 9.1.- Localización de los distritos de riego en el Valle del Mezquital y las rutas de ingreso del agua residual provenientes de la Ciudad de México.

Tabla 9.1. Caracterización del agua residual de la Ciudad de México.

PARÁMETRO	MEDIA ±DE
CODt (mg L ⁻¹)	440 ±100
pH	7.7
CE (dS m ⁻¹)	1.61±0.2
N total (mg L ⁻¹)	57±10
Ca (mg L ⁻¹)	60±7
Mg (mg L ⁻¹)	32±6
K (mg L ⁻¹)	9±5
Na (mg L ⁻¹)	66±4
Cl (mg L ⁻¹)	138±19
N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	28±4
N-NO ₂ (mg L ⁻¹)	ND
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	ND
P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	78±51

DE: Desviación estándar; CODt: Demanda total de oxígeno químico; CE: Conductividad eléctrica; ND: No detectado

Fuente: Chávez et al. 2012

Riego con aguas residuales

El agua residual (AR) se distribuye a través de un complejo sistema de presas de almacenamiento y canales, y se colecta en drenajes agrícolas en la parte baja del sistema. Sólo parte del agua recibe una forma de tratamiento primario en presas de almacenamiento antes del riego (Presas Endhó, Rojo Gómez y Vicente Aguirre fig. 9.1). El resto se aplica ya sea directamente o como una mezcla (80% agua residual, 20% agua fluvial) (Gallegos et al. 1999). Las principales características físicas y químicas del agua residual sin tratamiento se muestran en la tabla 9.1 (Chávez et al., 2012).

El riego se realiza por inundación, con láminas medias anuales de 1500 a 2200 mm, dependiendo de la especie cultivada, el tipo de suelo y la estación del año. Generalmente existe una rotación de cultivos con siembra de alfalfa durante tres años continuos, seguidos por dos años de cultivo alternado de maíz o vegetales durante la temporada lluviosa (primavera-verano) y rye grass, avena o cebada durante la temporada seca (otoño-invierno) (BGS y CNA 1995).

10. Materiales y métodos

El presente estudio se realizó en dos parcelas seleccionadas en el DR 003:

- 1) Al interior del rancho Las Palmas, en el municipio de Tlahuelilpan (20°07' N, 99°13' W), se escogió una parcela agrícola regada por más de 100 años con aguas residuales,
- 2) Una parcela de cultivo de temporal (solo recibe agua de lluvia), denominada "El Tigre", ubicada en el municipio de Tetepango (20°04' N, 99°09' W) (figura 10.1).

La parcela de Las Palmas tiene un área de 2.43 ha, con cultivos en rotación de alfalfa-pasto-maíz y cuyo riego por inundación con láminas de 18-20 cm de aguas residuales se realiza aproximadamente cada 30 días. Los suelos son Phaeozems háplicos, donde la pendiente del terreno, el arrastre de partículas durante el riego y la posición de ingreso del agua residual a la parcela parecen determinar características de profundidad y drenaje diferentes en la parcela. Por lo tanto, se evaluó la homogeneidad de las características del suelo, mediante barrenaciones a través de transectos longitudinales.

Se ubicaron 3 zonas con suelos de características distintas entre sí: una en la parte alta de la parcela (sitio 1) con suelos someros y principal ingreso del agua residual a la parcela: el segundo punto se ubicó en la parte media (sitio 2), con suelos de profundidad mediana, siguiendo la dirección del flujo del agua de riego en la parcela, y el último punto en la parte baja de la parcela (sitio 3), donde se encuentran los suelos más profundos y se acumula el agua de riego de toda la parcela, permaneciendo saturado por mayor tiempo con respecto a los otros puntos en la parcela (fig. 10.2).

Se escogieron estos puntos de muestreo porque se esperaba que los flujos de emisión variaran a través de la parcela de acuerdo con el flujo y estancamiento del agua.



Figura 10.1.- Ubicación de las parcelas de muestreo. Punto rojo: Las Palmas (riego con aguas residuales); Punto amarillo: El Tigre (maíz de temporal).

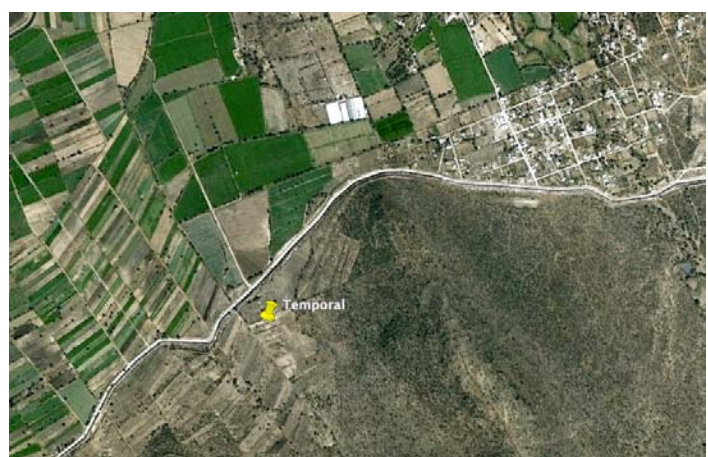


Figura 10.2.- a) Ubicación de los 3 puntos de muestreo al interior de la parcela del rancho Las Palmas. b) Cercanía del Tigre a los canales de riego.

Tabla 10.1. Rotación de cultivos y manejo de la parcela del rancho Las Palmas.

Fecha	Cultivo y manejo	Número de riegos y muestreo	Fertilización
Enero a julio 2008	Alfalfa	5	No
Principios de agosto	Labranza	Remoción de las cámaras	No
Agosto 2008 a Febrero 2009	Rye grass	4	No
Marzo a abril 2009	Barbecho y labranza	Remoción de las cámaras	No
Mayo a septiembre 2009	Maíz	4	100 Kg N ha ⁻¹

La rotación de cultivos, típica en la región incluye 2 a 3 años de alfalfa, seguida por uno o dos años donde se combinan avena, trigo o rye grass y maíz. Durante el periodo de estudio, la parcela fue cultivada con 3 especies: alfalfa (en su período final), rye grass y maíz. Cada cultivo fue regado 5 veces, por lo que se monitorearon los 5 riegos de alfalfa, y debido a fallas técnicas, solo se pudo monitorear 4 de los 5 riegos del rye grass y maíz respectivamente. En cada cambio de cultivo, se desinstalaron las cámaras estáticas y los electrodos de platino para permitir el laboreo de la parcela. Sólo el maíz fue fertilizado con una dosis única de nitrato de amonio, a los 30 días de la emergencia de la planta (tabla 10.1).

La parcela El Tigre cubre un área de 3 ha, con una pendiente de 0.5°. Una vez al año se cultiva maíz, sin fertilizar, durante la temporada de lluvias (Junio a Septiembre). El suelo es un Phaeozem vértico. Se ubicaron dos sitios de muestreo uno en la parte superior (40 cm de profundidad), y otro en la parte baja de la parcela (con suelos de 55 cm de espesor).

Tabla 10.2. Propiedades del suelo determinadas y los métodos respectivos utilizados.

PROPIEDAD	MÉTODO
Densidad aparente (DA)*	Gravimétrico en muestras inalteradas (cilindro 100 ml)
Textura*	Tamices y pipeta, previa destrucción de materia orgánica con H ₂ O ₂
pH**	En agua y CaCl ₂ 0.01 m (relación suelo/solución 1:2.5) (Potenciómetro Beckman 34)
Conductividad Eléctrica (CE)**	En agua (relación suelo/solución 1:2.5)
Carbono total (CT)*	Determinación en equipo de analizador elemental
Nitrógeno total***	Determinación en equipo de C total y Nitrógeno total (TCN)
Ca intercambiable**	Espectrofotometría de Absorción Atómica (Perkin Elmer 3110)
Mg intercambiable**	Espectrofotometría de Absorción Atómica (Perkin Elmer 3110)
K intercambiable**	Flamometría (Corning)
Na intercambiable**	Flamometría (Corning)

⁺Extracción de iones intercambiables con acetato de amonio, pH 7

*Schlichting et al., 1995

**ISRIC, 1992

*** Irenat, 2000

En cada punto se realizó la apertura de un perfil, 5 en total en las dos parcelas, los cuales fueron descritos de acuerdo con Siebe y colaboradores (1996), además se tomaron muestras para la determinación de las propiedades listadas en la tabla 10.2.

El estudio tuvo una duración de 21 meses durante los años 2008 y 2009. Se instalaron 4 cámaras estáticas (replicas) en cada punto de muestreo, lo cual dio un total de 12 cámaras en Las Palmas. La instalación se realizó entre los periodos de laboreo de las parcelas y se permitió su estabilización por varios días antes de tomar las muestras. Los flujos de los gases de efecto invernadero se midieron de acuerdo con el siguiente esquema:

- Durante 6 días en cada evento de riego (un día antes, durante, 1, 2, 3 y 7 días después del riego)
- Una a 3 mediciones en cada día entre las 7:00 y las 19 horas (fig. 10.3).

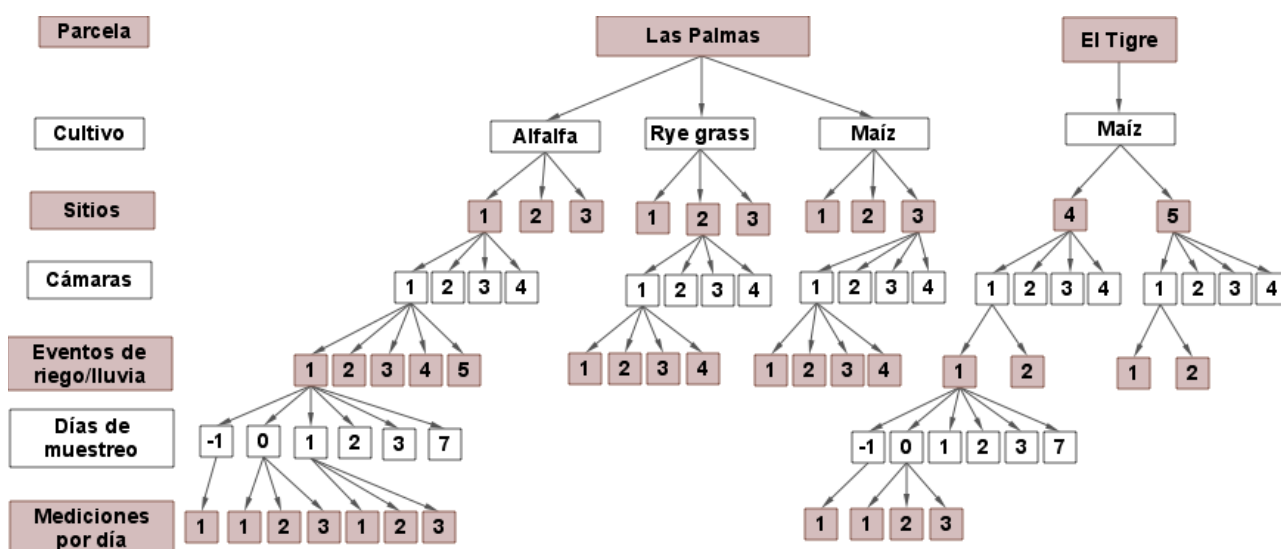


Figura 10.3.- Esquema de muestreo de GEI en Las Palmas y el Tigre

El tiempo específico de muestreo fue variable debido a que cada riego se realiza en diferentes momentos del día, dependiendo del cronograma de trabajo del rancho.

Este diseño de muestreo permitió capturar la variación en las emisiones debidas a las condiciones experimentales (o factores): cultivo, localización de las cámaras, evento de riego y día de muestreo en cada riego.

En El Tigre se midieron dos eventos de lluvia, uno en agosto y otro en septiembre del 2009. El muestreo se realizó durante e inmediatamente después de cada lluvia. En cada punto de muestreo se instalaron 4 cámaras estáticas, dando un total de 8. Las emisiones se midieron siguiendo el mismo esquema utilizado en las Palmas:

- Durante 6 días en cada evento de riego (un día antes, durante, 1, 2, 3 y 7 días después del riego)
- Una a 3 mediciones en cada día entre las 7:00 y las 19 horas, dependiendo del momento de la lluvia (fig. 10.3).

Para capturar las emisiones de CH₄, CO₂ y N₂O, se utilizó el método de la cámara estática cerrada (Denmead, 2008). Se utilizaron cámaras de 50 cm x 50 cm x 15 cm de lámina galvanizada, con una cubierta aislante para mantener la temperatura al interior de la cámara (figura 10.4 b). Los marcos de las cámaras se introdujeron en el suelo previo a la siembra de cada cultivo y se dejaron permanentemente instaladas hasta el cambio para el siguiente cultivo. Todos los residuos de las plantas fueron cuidadosamente removidos sin perturbar la estructura del suelo. Durante el cultivo del maíz, las cámaras fueron instaladas entre los surcos.

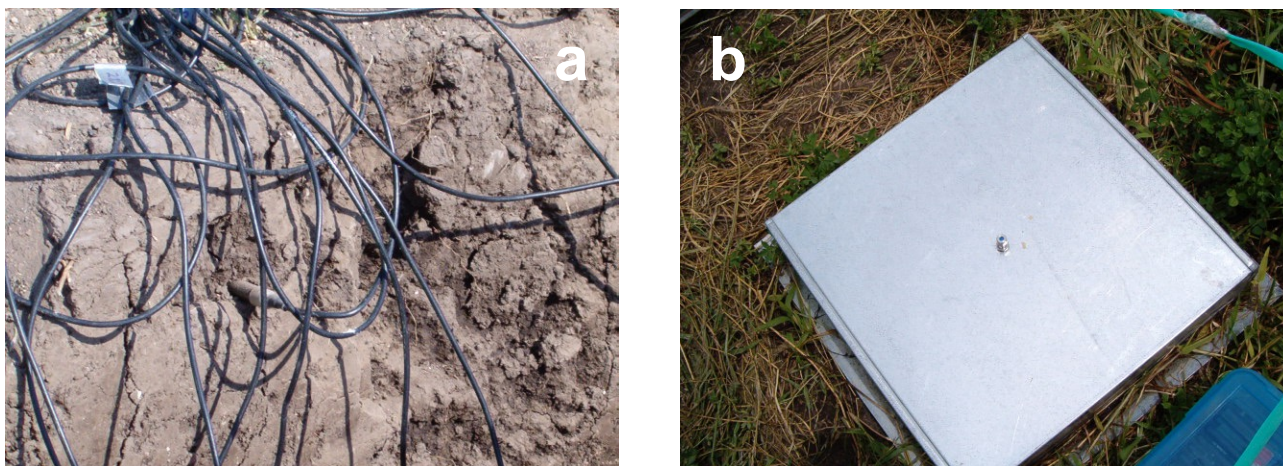


Figura 10.4.- a) Instalación de electrodos de Pt a diferentes profundidades en el suelo. b) Cámara estática cerrada utilizada para el muestreo de emisiones directas de GEI a partir del suelo

En cada medición, se tomaron 4 muestras por cámara en viales previamente evacuados. La primera muestra se obtuvo inmediatamente después de cerrar la cámara (tiempo cero), y después cada 10 minutos durante media hora (0, 10, 20 y 30 min) con la ayuda de agujas dobles conectadas a viales evacuados (headspace). Adicionalmente, se registró la presión inicial antes de tomar la muestra de cada vial, así como la final –después de obtener la muestra-, con ayuda de un manómetro digital (GDH 13 AN), con el objeto de realizar las correcciones pertinentes.

Se tomaron muestras de acuerdo con el esquema ya mencionado, por lo cual se obtuvieron 7,102 muestras para análisis de CO₂, CH₄ y N₂O. Las muestras así tomadas, fueron debidamente etiquetadas y transportadas al laboratorio para su posterior análisis.

Potencial redox

La determinación del potencial redox *in situ*, se realizó de forma simultánea a la medición de GEI, además se tomaron mediciones adicionales durante los días de riego con el fin de monitorear las condiciones de aireación del suelo.

El potencial redox se midió con electrodos contruidos con alambre de platino (Pt) de 0.6 mm de grosor. En cada sitio de muestreo se abrió una calicata donde se instalaron los electrodos en forma horizontal y a diferentes profundidades: 3 electrodos a 10 cm de la superficie, 3 a 20 cm, 2 a 30 y 2 electrodos a 40 cm. En el sitio 3, se colocaron 3 electrodos a 30 cm y 3 a 40 cm, lo cual da un total de 32 electrodos en Las Palmas y 20 electrodos en el Tigre (figura 10.4 a). Se registró la lectura en mV con ayuda de un potenciómetro (pH/Eh, LaMOTTE DHA 3000) y un electrodo de referencia Ag-AgCl (Mettler Toledo, Inlab 301). Para efectuar las mediciones el electrodo de referencia se insertó en el suelo superficial para asegurar un buen contacto con la solución del suelo (Patrick et al., 1996). Así, se obtuvieron un total de 25,978 lecturas durante todo el período de muestreo.

Fase analítica

La cuantificación de GEI se realizó por cromatografía de gases (Shimadzu, GC 2014), equipado con detector de ionización de flama (FID), un detector de captura de electrones (ECD), y un metanizador. Con una columna de acero inoxidable 5m x ¼ ", empacada con Haye Sep Q 80/100, utilizando Ar como gas acarreador; bajo las condiciones

Tabla 10.3. Condiciones de trabajo experimental

Temperatura de la columna	80°C
Temperatura del detector	250°C (FID)/325°C(ECD)
Temperatura del inyector	100°C
Temperatura del metanizador	380°C
Flujo de la columna	25 mL min ⁻¹
Tiempo de corrida	8 min

de trabajo mencionadas en la tabla 10.3.

El equipo fue calibrado con 5 concentraciones de una mezcla certificada tricomponeente de CH₄, CO₂ y N₂O (Praxair), como se muestra en la tabla 10.4.

Tabla 10.4. Curva de calibración de GEI

CO ₂ (μmo mol ⁻¹)	CH ₄ (μmo)	N ₂ O (μmo)	Lote
73	0.3	0.32	L-811161
299	1.0	1.14	L-903248
902	3.0	2.2	L-910023
1516	6.0	10.1	L-809141
4975	18.0	75	L-8092249

Cálculo de los flujos de GEI

El cálculo de los flujos de emisión de CO₂, CH₄ y N₂O se realizó con el siguiente procedimiento:

De la pendiente e intersección de la curva de calibración de cada gas, se obtuvieron las concentraciones de CO₂, CH₄ y N₂O en ppmv.

Se obtuvo un factor de conversión de ppmv a mg/m³ a 20°C (temperatura de campo) y 1 atm de presión (Beychok, 2006):

$$\frac{\text{mg}}{\text{m}^3} = \frac{(\text{ppmv})(12.187)(\text{PM})}{(273.15 + ^\circ\text{C})} = 1.829 \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

PM = Peso molecular de cada gas

12.187 = Constante

°C = Temperatura de las condiciones de campo

Dado que la presión atmosférica decrece con el incremento de la altitud, se debe corregir la concentración del gas de interés de la presión estándar (1 atm) a la presión de trabajo (Beychok, 2006):

$$P_a = 0.9877^a$$

$$C_a = (C)(0.9877^a) = 1.414 \text{ mg/m}^3 \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde:

P_a = Presión atmosférica a la altitud a, en atmósferas

a = Altitud, expresada como múltiplos de 100 metros (2080 msnm)

C = Concentración del gas a 1 atm, en masa por unidad de volumen (1.829 mg/m³)

C_a = Concentración del gas a la altitud a, en masa por unidad de volumen

Para el cálculo de los flujos de GEI (F), se ajustó un modelo lineal al conjunto de las 4 mediciones tomadas en cada cámara durante los 30 minutos de muestreo (ΔC/Δt). Se utilizaron únicamente los datos cuyo coeficiente de correlación fue igual o mayor a 0.85 (r² ≥ 0.85). En algunos casos el ajuste se realizó solamente con 3 puntos, manteniendo el criterio de r² ≥ 0.85. Para estimar los flujos por unidad de área y tiempo se utilizó la siguiente ecuación:

$$F = \frac{(\Delta C)(V_c)}{(\Delta t)(A_c)} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde:

$\Delta C/\Delta t$ = Cambio en la concentración de cada gas (mg/m^3) con respecto al tiempo (h)

V_c = Volumen de la cámara de muestreo (m^3)

A_c = Área superficial de la cámara de muestreo (m^2)

Cálculo del potencial redox

Las mediciones de potencial redox realizadas con electrodos de referencia diferentes a un electrodo estándar de hidrógeno, deben siempre transformarse a potenciales que tienen a este último como sistema de referencia (electrodo estándar de hidrógeno, Eh). Con este propósito se debe aplicar un factor de corrección, donde al potencial estándar del electrodo de referencia (E°_{ref}) a la temperatura de medición, la cual se determinó con un termómetro insertado en los primeros 5 a 10 cm del suelo en campo al momento de cada medición, se le adiciona el voltaje medido (E) para obtener el valor correcto (Eh) (Galster, 2000; Kolling, 2000):

$$E_h = E + E^{\circ}_{\text{ref}} \quad (\text{Ec. 4})$$

En consecuencia, a los datos de potencial redox obtenidos en campo (E) se les aplicó un factor de corrección, debido al electrodo de Ag-AgCl ($E^{\circ}_{\text{ref}} = 207$ (25°C), de acuerdo con datos del fabricante (Mettler Toledo).

Análisis estadístico

Emisión de GEI.- Las mediciones de los flujos gaseosos mostraron distribuciones sesgadas positivamente, por lo cual fueron transformadas logarítmicamente para estabilizar las varianzas para los subsecuentes análisis estadísticos, las medias estimadas fueron luego convertidas a su escala original para reportar los datos finales.

Dado que se tenían flujos negativos de emisión, antes de la transformación logarítmica se adicionó un valor constante a los datos, el cual fue calculado al ajustar una distribución log-normal a cada juego de datos, con el uso del software GenStat 17.

Se utilizó un modelo lineal mixto para mediciones repetidas y datos no balanceados, dado que se tienen observaciones realizadas sobre la misma cámara y por lo tanto, no se tiene independencia entre los datos.

Primero se determinó el grado de correlación en el tiempo utilizando un análisis de ante-dependencia, para encontrar el número de mediciones previas que influyen sobre una muestra dada. Como en cada evento de riego se tomaron muestras durante 6 días (antes, durante, 1, 2, 3 y 7 de riego), entonces el número máximo posible de dependencia entre las mediciones es de 5 días. En consecuencia, se ajustaron modelos de ante-dependencia de orden 0 a 5, cuyo componente aleatorio consideró que las mediciones se realizaron repetidamente sobre la misma cámara durante 6 días en cada evento de riego. Para comparar dos modelos de ante-dependencia de orden diferente se utilizó el método de Kenward (1987), con base en el comando ANTORDER de GenStat (Payne 2012).

El resultado del análisis de ante-dependencia se utilizó como base para los análisis estadísticos posteriores.

Para evaluar la variación en espacio (entre cámaras y sitios de muestreo en cada parcela), se utilizó un modelo con las cámaras anidadas en los sitios como componente fijo y una estructura aleatoria que tomó en cuenta que las mediciones se tomaron repetidamente sobre la misma cámara y que dicha estructura se conservó a través de los diferentes riegos:

$$y = \mu + \text{Riego} + \text{Cámara} + \text{Riego} \cdot \text{Cámara} + \text{Cámara} \cdot \text{Día} + \text{Riego} \cdot \text{Cámara} \cdot \text{Día} + \text{Sitio} + \text{Sitio} \cdot \text{Cámara} + \varepsilon \quad (\text{Ec.5})$$

Donde:

$\text{Cámara} \cdot \text{Día}$ es el efecto anidado del día de muestreo dentro de la cámara; $\text{Riego} \cdot \text{Cámara} \cdot \text{Día}$ es el efecto aleatorio de la interacción entre el muestreo, la cámara y el riego; Sitio es el efecto fijo del punto de muestreo y $\text{Sitio} \cdot \text{Cámara}$ es el efecto fijo anidado de la cámara dentro del sitio de muestreo.

Las diferencias significativas entre los eventos de riego se probaron utilizando el siguiente modelo:

$$y = \mu + \text{Cámara} + \text{Sitio} \cdot \text{Cámara} \cdot \text{Día} + \text{Riego} + \varepsilon \quad (\text{Ec.6})$$

Donde:

y son las mediciones individuales, μ es la media total, *Cámara* es el efecto aleatorio de la cámara, *Sitio · Cámara · Día* es el efecto aleatorio anidado del día de muestreo dentro de la cámara y del sitio; *Riego* es el efecto fijo del evento de riego, y ε es el error residual.

Para los efectos temporales entre los días de muestreo se utilizó un modelo de ante-dependencia de orden 2 vinculado a:

$$y = \mu + \text{Riego} \cdot \text{Sitio} \cdot \text{Cámara} + \text{Día} + \varepsilon \quad (\text{Ec. 7})$$

Donde:

Riego · Sitio · Cámara es el efecto aleatorio de la interacción entre la cámara, el sitio y el evento de riego, *Día* es el efecto fijo.

Potencial redox.- El potencial redox medido durante los cultivos de alfalfa y rye grass mostraron distribuciones sesgadas positivamente. Con el fin de estabilizar las varianzas para los posteriores análisis, se transformaron logarímicamente. Las medias estimadas fueron luego convertidas a su escala original para reportar los datos finales. La distribución de los datos de maíz y maíz de temporal, presentaron una distribución normal sin sesgos, por lo tanto, no se aplicó ninguna transformación.

Al igual que en el análisis estadísticos de los gases, se utilizó un modelo lineal mixto para mediciones repetidas y datos no balanceados, considerando que las observaciones se realizaron sobre el mismo electrodo y en consecuencia, no se puede asumir la independencia entre los datos.

Al igual que para los gases, los datos presentaron una ante-dependencia de orden 2, cuyo valor se utilizó en los análisis subsecuentes.

Para evaluar la variación entre los electrodos y los sitios de muestreo en cada parcela, se utilizó un modelo con factores combinados que consideran la interacción del electrodo instalado a una profundidad determinada, así como la interacción de ellos con el día de muestreo y el sitio. Dicha estructura se conservó a través de los diferentes riegos:

$$y = \mu + \text{Sitio} \cdot \text{Profundidad} \cdot \text{Electrodo} + \text{Riego} \cdot \text{Profundidad} \cdot \text{Electrodo} + \text{Riego} \cdot \text{Profundidad} \cdot \text{Electrodo} \cdot \text{Día} + \varepsilon \quad (\text{Ec. 8})$$

Donde:

y son las mediciones individuales, μ es la media total, *Sitio · Profundidad · Electrodo* es el efecto fijo del electrodo instalado a cierta profundidad en cada sitio; *Riego · Profundidad · Electrodo* es el efecto aleatorio de la interacción entre el electrodo instalado a una profundidad y el riego; *Riego · Profundidad · Electrodo · Día* es el efecto aleatorio de la interacción entre el día, el electrodo monitoreado y la profundidad, anidado en el evento de riego, y ε es el error residual.

El efecto de los diversos eventos de riego sobre el potencial redox se probaron con el siguiente modelo:

$$y = \mu + \text{Sitio} \cdot \text{Electrodo} \cdot \text{Profundidad} \cdot \text{Día} + \text{Riego} + \varepsilon \quad (\text{Ec. 9})$$

Donde:

Sitio · Electrodo · Profundidad · Día es el efecto aleatorio anidado del día de muestreo dentro de la profundidad, el electrodo y el sitio; *Riego* es el efecto fijo del evento de riego.

Para los efectos temporales entre los días de muestreo se utilizó un orden 2 de ante-dependencia con el siguiente modelo:

$$y = \mu + \text{Sitio} + \text{Día} \cdot \text{Electrodo} + \text{Día} \cdot \text{Profundidad} + \text{Día} \cdot \text{Riego} + \text{Sitio} \cdot \text{Electrodo} \cdot \text{Profundidad} \cdot \text{Riego} + \text{Día} + \varepsilon \quad (\text{Ec.10})$$

Donde:

Sitio es el efecto aleatorio del sitio; *Día · Electrodo* es el efecto del electrodo anidado en el día; *Día · Profundidad* es el efecto de la profundidad sobre el día de muestreo; *Día · Riego* es otro efecto aleatorio del riego en el día; *Sitio · Electrodo · Profundidad · Riego* es el efecto anidado del riego en la profundidad, electrodo y sitio; *Riego* es el efecto fijo.

Se probó además un análisis de correlación entre las emisiones de los GEI y el redox. Todos los modelos se ajustaron utilizando los algoritmos de REML en GenStat 17.

Análisis de correlaciones

Con el fin de determinar si el potencial redox del suelo puede utilizarse para estimar las emisiones de GEI, se realizó una correlación de ambas variables. Se obtuvo el promedio de las emisiones de cada gas por sitio y por cultivo, así como el promedio de las emisiones del PR en cada profundidad por cada sitio y cultivo.

Se probó una correlación lineal con el promedio de cada gas y el promedio de PR en cada una de las profundidades, por cultivo.

También se ajustó un modelo de relación lineal entre la fase de cultivo y la emisión de GEI. Se estableció cada riego como punto de la fase de crecimiento de cada cultivo. Así, se observó que la alfalfa, que ya se encontraba en fase de salida, durante el primero riego monitoreado aún presentaba 100% de cobertura, en los riegos posteriores fue disminuyendo hasta llegar a un 50% de cobertura. Se estimó el promedio de emisiones de GEI por cada riego y se correlacionó con la cobertura de la alfalfa.

Para el rye grass y el maíz, cada riego correspondió a una fase de crecimiento: emergencia, macollo, dosel completo o emergencia, brote, grano y madurez, respectivamente. De igual forma, se obtuvo el promedio de las emisiones de cada gas, por cada riego y se correlacionó con las fases del cultivo mencionadas.

Factores de emisión para el óxido nitroso

Para conocer la cantidad de nitrógeno perdido en forma de N_2O en Las Palmas, se calculó su factor de emisión para cada cultivo. Para ello, se utilizó el método de Tier I (IPCC 2006), que considera:

- 1) La cantidad promedio mensual de nitrógeno agregado, en este caso con el agua residual.
- 2) La fijación biológica (con datos estimados por Wagner 2005, para el Valle del Mezquital).
- 3) La adición de fertilizantes (100 kg N ha^{-1}).
- 4) El nitrógeno que regresa al suelo como parte de la mineralización de los residuos de cosecha (de acuerdo con los valores provistos por IPCC, 1996).

Se promediaron las emisiones medidas antes del riego y 7 días después, y se extrapolaron estos datos para el resto de los días en los que no se muestrearon los flujos. Luego se estimó el promedio de las emisiones medidas durante y hasta 3 días después del riego, para obtener un promedio mensual y una media general por cada cultivo. La suma de de todos los factores considerados en el método de Tier I, se dividieron por las emisiones directas de óxido nitroso medidas para cada cultivo. De esta forma, se obtuvo un factor de emisión que relaciona las emisiones de $N-N_2O$ con la cantidad total de nitrógeno que ingresa en la parcela de Las Palmas.

11. Resultados

Propiedades físicas y químicas de los suelos

Los suelos de Las Palmas se desarrollan en un pie de monte coluvial a partir de tobas volcánicas. La pendiente del pie de monte fue suavizada mediante la creación de terrazas. En la parte alta de la parcela los suelos están limitados a profundidad (50-53 cm) por una capa compactada de tepetate (toba volcánica), que modifica la infiltración del agua en el terreno. Lo anterior aunado a la pendiente suave favorece la concentración de los escurrimientos, así como el arrastre de partículas y sedimentos en la parte baja de la parcela. Aquí los suelos son mucho más profundos (160 cm). En la parte alta y media de la parcela se ubicaron los primeros dos sitios de muestreo, mientras que en la parte baja se ubicó el tercer sitio de muestreo.

El contenido de arcillas en la parcela es mayor en la parte alta (donde ingresa el agua) y disminuye hacia la parte baja, en tanto que, el contenido de limos y arenas muestra la tendencia contraria (tabla 11.1). Dicha distribución de las partículas en el terreno tiene influencia directa sobre el drenaje en cada región de la parcela. Así, el sitio 1 se caracteriza por recibir el ingreso del agua de riego, pero dada su textura arcillosa y su posición en la parte más alta, favorece el rápido escurrimiento del agua hacia la porción media del terreno (sitio 2). La composición arcillo limosa de esta región provee también un drenaje moderado a deficiente, limitado a profundidad por el tepetate, lo cual promueve el escurrimiento hacia la parte baja de la parcela. El sitio 3 tiene menor contenido de arcillas y más limos y arenas, que permiten una mejor infiltración del agua de riego, sin embargo por ubicarse en la porción baja de la parcela, concentra el escurrimiento de la misma, permaneciendo anegado por más tiempo con respecto a los sitios 1 y 2.

La parcela El Tigre se localiza también en un pie de monte coluvial. Los suelos (sitios 4 y 5) son medianamente profundos (56-64 cm), y más arcillosos que los de Las Palmas. Presentan facetas de fricción-presión, que evidencia el contenido de arcillas 2:1, sometidas a fenómenos de expansión-contracción como consecuencia de períodos alternados de humedecimiento-desección. La presencia de estas arcillas indica un drenaje deficiente durante la temporada de lluvia, donde un evento intenso puede llegar a saturar rápidamente el espacio poroso del suelo, provocando su anegación y promoviendo condiciones anaerobias para la descomposición de la materia orgánica.

El valor de pH en todos los suelos es neutro. La relación C/N en los 5 puntos es de 10:1 (tabla 11.1), evidenciando que estos suelos tienen comunidades microbianas muy activas, dado que los microorganismos cuentan con el sustrato necesario para el desarrollo de su metabolismo.

Tabla 11.1. Propiedades físicas y químicas de los suelos en Las Palmas y El Tigre

PARÁMETRO	LAS PALMAS			EL TIGRE	
	SITIO 1	SITIO 2	SITIO 3	SITIO 4	SITIO 5
Profundidad (cm)	50	53	160	56	64
Arcilla (g kg ⁻¹)	450	410	390	540	490
Limo (g kg ⁻¹)	360	380	400	280	280
Arena (g kg ⁻¹)	190	210	210	180	230
Clasificación (WRB)	Phaeozem háplico	Phaeozem háplico	Phaeozem háplico	Phaeozem vértico	Phaeozem vértico
pH (en agua)	7	7	7	7	7
N _{total} (g kg ⁻¹)	3	2	2	3	2
C _{org} (g kg ⁻¹)	34	23	22	33	27

Exploración de los datos

Para calcular los flujos de los GEI se obtuvieron las concentraciones de cada gas, en partes por millón en volumen, a partir de la pendiente de la intersección de la curva de calibración. Con las concentraciones de las 4 muestras, tomadas de 0 a 30 minutos, se ajustó un modelo lineal para obtener el flujo de emisión mediante la pendiente del modelo.

Para el CO₂ y el N₂O, el ajuste de la recta se realizó en la mayoría de los casos con las 4 concentraciones de las muestras, dado que el coeficiente de correlación fue ≥ 0.85 . En pocos casos fue necesario ajustar el modelo lineal únicamente con tres puntos para obtener el coeficiente señalado y un porcentaje menor no fue considerado por no ajustarse a una línea recta (tabla 11.2). El 33% de las muestras de metano se ajustaron con tres puntos para obtener un comportamiento lineal con un coeficiente ≥ 0.85 , en tanto que se eliminaron el 8% de los datos por no ajustarse al modelo (tabla 11.2).

Tabla 11.2. Porcentaje del total de datos ajustados para obtener el flujo de emisión de GEI en ambos sitios de estudio.

GAS	AJUSTADAS CON 3 PUNTOS (%)	NO CONSIDERADAS (%)
CO ₂	6	1
CH ₄	33	8
N ₂ O	7	3

Emisión de GEI

Las figuras 11.1, 11.2 y 11.3 muestran las emisiones de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso respectivamente. En general se puede apreciar que el principal gas emitido fue el CO₂ seguido por el CH₄ y el N₂O, donde las emisiones de CH₄ y N₂O incrementan particularmente bajo maíz, pero sin un patrón claro, es decir, se pueden observar picos de emisión durante el riego o en los días posteriores. Asimismo, existe una gran variabilidad entre los riegos medidos durante el mismo cultivo y entre los cultivos.

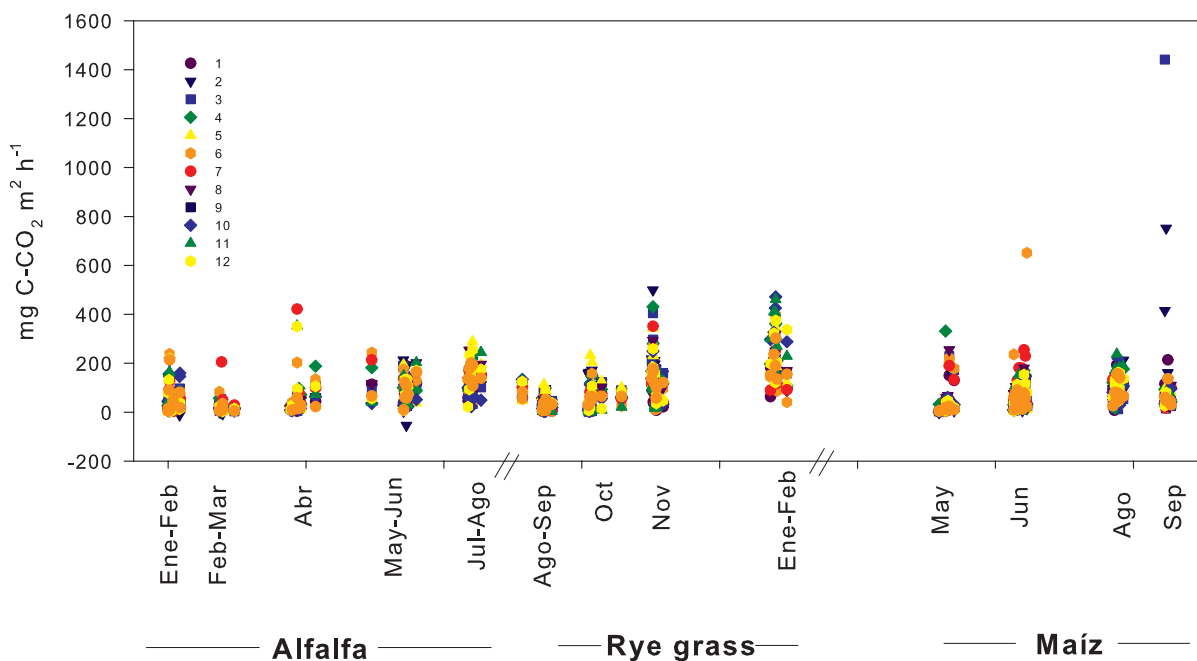


Fig 11.1. Emisiones de CO₂ registradas en las 12 cámaras estáticas instaladas en Las Palmas durante los 13 eventos de riego monitoreados.

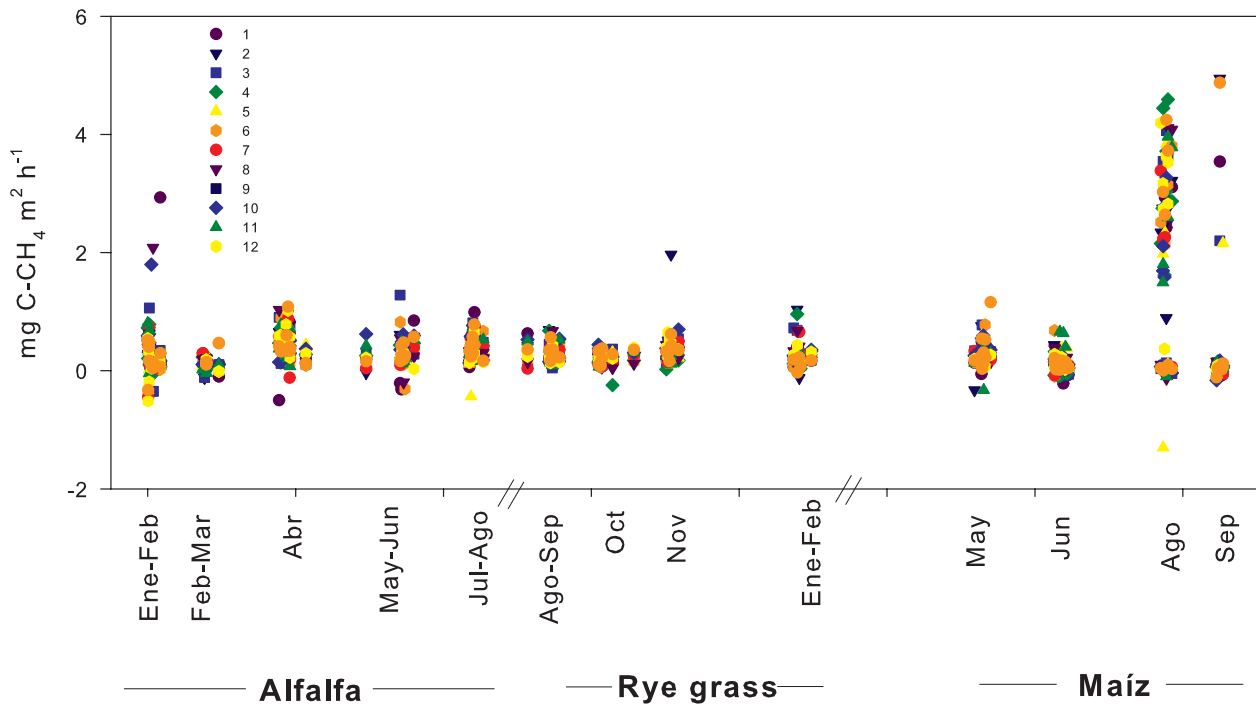


Fig 11.2. Emisiones de CH₄ registradas en las 12 cámaras estáticas instaladas en Las Palmas durante los 13 eventos de riego monitoreados.

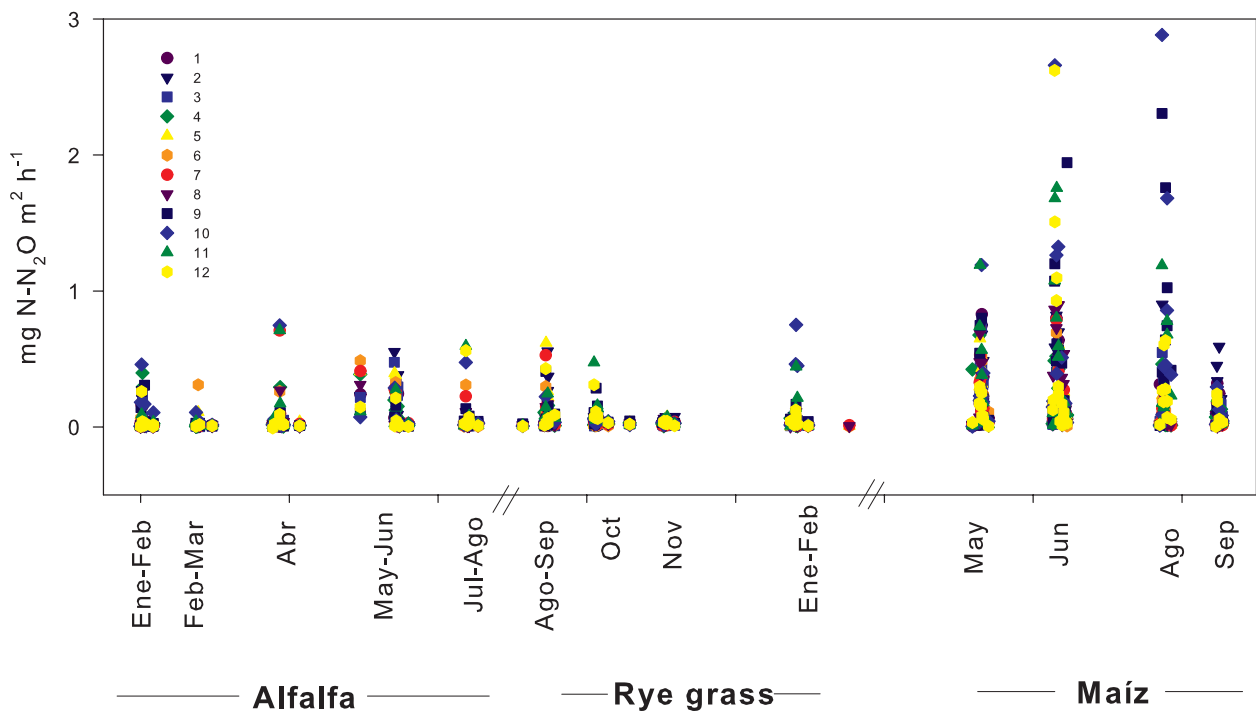


Fig 11.3. Emisiones de N₂O registradas en las 12 cámaras estáticas instaladas en Las Palmas durante los 13 eventos de riego monitoreados.

En la tabla 11.3 se listan los valores mínimos, máximos y promedios de emisión de cada gas para todos los cultivos, en ambas parcelas. En todos los casos se obtuvieron temporal y localmente emisiones negativas, que implican que el sistema suelo actúa como sumidero en lugar de emisor. Para el caso del óxido nitroso los flujos negativos representaron el 0.5% del total de los datos, para el dióxido de carbono fueron el 1% y para el metano el 10%.

Las mayores emisiones promedio de CO₂ se registraron bajo la cobertura de rye grass, siendo similares las emisiones medidas durante alfalfa y maíz. No obstante, los mayores flujos de emisión se registraron durante la cobertura de maíz (tabla 11.3).

Los flujos de metano y óxido nitroso tuvieron un comportamiento similar entre cultivos, siendo el maíz, regado con agua residual, donde se registraron las emisiones más importantes de ambos gases y las menores emisiones correspondieron al rye grass.

La gran variabilidad de las emisiones de GEI, no permite comprender por medio de los valores mínimos, máximos y promedios el comportamiento en el tiempo, dado que en todos los casos se midieron algunos picos de emisión que tienden a incrementar la media general del flujo de cada gas (figs. 11.1, 11.2 y 11.3).

Un análisis más exhaustivo de los datos muestra que el 95% de las emisiones de dióxido de carbono (454 de n=480) medidas bajo el cultivo de alfalfa fueron menores a 200 mg C-CO₂ m²h⁻¹, y sólo el 0.6% corresponden a flujos entre 400 a 600 mg C-CO₂ m²h⁻¹. El 94% de las emisiones obtenidas durante el cultivo de rye grass (336 de 358) fue menor a 300 mg C-CO₂ m²h⁻¹, el 6% (23 de 358) fueron picos entre 300 a 500 mg C-CO₂ m²h⁻¹. Para el maíz el 97% de las emisiones (459 de 475 flujos) fueron menores a 200 mg C-CO₂ m²h⁻¹, mientras que el 0.4% fueron picos mayores a 700 mg C-CO₂ m²h⁻¹ (fig 11.4).

Tabla 11.3. Flujos máximos, mínimos y promedios de los datos obtenidos en mg del gas m² h⁻¹.

Gas	Cultivo	Mínimo	Máximo	Promedio
CO ₂	Alfalfa	1.03	251.3	72.3
	Rye Grass	3.39	448.4	109.5
	Maíz	-2.09	1441.0	77.5
	Maíz (temporal)	2.28	42.1	16.6
CH ₄	Alfalfa	-0.348	2.934	0.307
	Rye Grass	-0.244	1.967	0.268
	Maíz	-1.30	4.95	0.517
	Maíz (temporal)	-0.82	1.677	0.304
N ₂ O	Alfalfa	-0.002	0.553	0.060
	Rye Grass	0.003	0.984	0.049
	Maíz	-0.003	2.985	0.343
	Maíz (temporal)	0.005	0.261	0.030

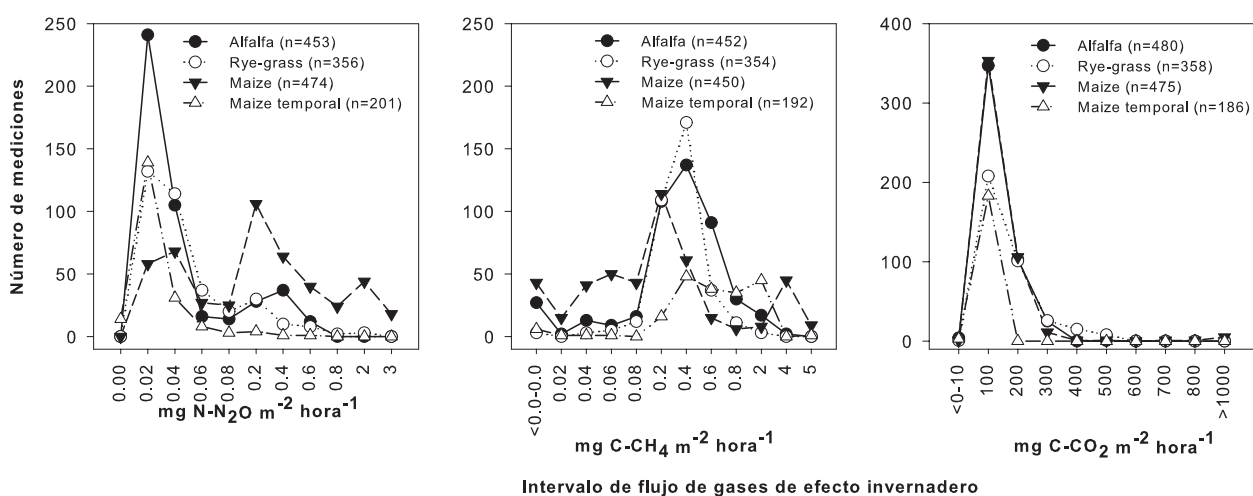


Fig.11.4. Intervalo de flujos de gases de efecto invernadero medidos en Las Palmas y El Tigre.

El 81% de las emisiones de metano (366 de 452) medidas durante el cultivo de alfalfa fueron entre 0.2 a 0.8 mg C-CH₄ m²h⁻¹ y el 4% fueron picos menores a 3 mg C-CH₄ m²h⁻¹. Bajo el rye grass, el 93% fueron flujos de 0.2 a 0.8 mg C-CH₄ m²h⁻¹, y únicamente se capturaron 3 picos (0.8%) menores a 2 mg C-CH₄ m²h⁻¹. Las emisiones bajo maíz fueron más heterogéneas, donde el 35% de los flujos se presentaron en el intervalo de 0.08 a 0.2 mg C-CH₄ m²h⁻¹ y el 14% fueron picos entre 2 a 6 mg C-CH₄ m²h⁻¹.

346 (de 453) flujos medidos de óxido nitroso durante el cultivo de alfalfa fueron menores a 0.04 mg N-N₂O m²h⁻¹, mientras el 3% fueron mayores a 0.4 mg N-N₂O m²h⁻¹. El 80% de los flujos bajo rye grass fueron menores a 0.06 mg N-N₂O m²h⁻¹, con 5 picos (1%) entre 0.8 a 2 mg N-N₂O m²h⁻¹. Durante maíz se registraron

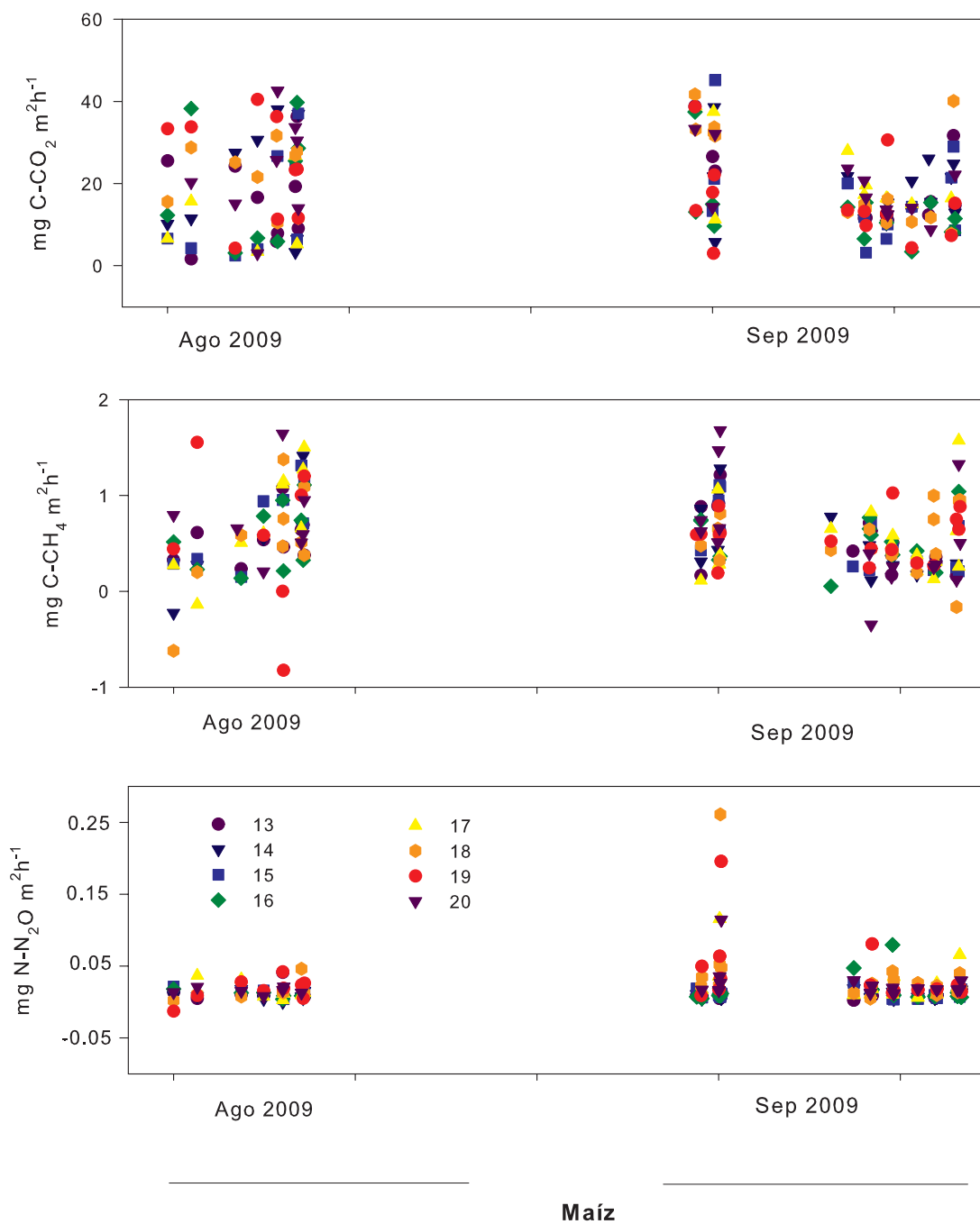


Figura 11.5. Emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O registrados en las 8 cámaras instaladas en El Tigre (maíz de temporal) durante los 2 eventos de lluvia monitoreados.

dos intervalos de emisión principales: 27% entre 0.02 a 0.04 N-N₂O m²h⁻¹, y 36% entre 0.2 y 0.4 mg N-N₂O m²h⁻¹, mientras que el 13% fueron entre 2 a 3 mg N-N₂O m²h⁻¹ (fig. 11.4).

Las emisiones de los tres gases fueron menores en El Tigre (fig. 11.5). Al igual que en Las Palmas, los flujos de dióxido de carbono fueron mayores que los de metano y óxido nitroso. En esta parcela no se registraron picos de emisión durante la primera lluvia, sin embargo en el segundo evento, se capturó un pico de N₂O durante la lluvia, aunque dicho pico fue menor a 0.3 mg mg N-N₂O m²h⁻¹ (fig. 11.4), que es incluso menor a la emisión promedio medida en Las Palmas durante el mismo cultivo. Para el metano y el dióxido de carbono no es tan clara la aparición de picos de emisión debido a la gran variabilidad de los flujos durante los días en los que se realizó el muestreo.

Análisis de ante-dependencia

En la tabla 11.4 se muestran los resultados del análisis de ante-dependencia. Se observa que las comparaciones secuenciales, así como con el orden máximo son estadísticamente significativas para los días 0 y 1, por lo cual, el orden 2 (de un máximo posible de 5) es el que mejor representa la correlación en tiempo. Lo anterior significa que las mediciones realizadas en cualquier día, tanto en una cámara como en un electrodo, durante o después del riego o lluvia, influye directamente a las mediciones realizadas en los próximos dos días. En consecuencia se incorporó la autocorrelación de orden 2 en los subsiguientes modelos para el análisis estadístico de los datos.

Análisis REML

Para evaluar la variación entre las cámaras y los sitios de muestreo dentro de cada parcela, se utilizó un modelo de ante-dependencia de orden 2 y se aplicó al promedio de todas las mediciones realizadas el mismo día en cada cámara (Ec. 5). Se realizó la misma prueba para todos los sitios y todos los eventos de riego o lluvia. Los resultados obtenidos muestran que no hay diferencias estadísticamente significativas en las emisiones entre las diferentes cámaras y entre los sitios para los eventos monitoreados. Lo cual implica que las características de cada sitio al interior de la parcela (posición, profundidad y contenido de arcilla), no son suficientemente diferentes para producir variación en las emisiones al nivel de regiones de la parcela (fig. 11.6). Como se ha mencionado antes, se registró una gran variación de los flujos en el tiempo. De hecho, el diseño de muestreo implementado permitió distinguir entre dos fuentes principales:

- 1) La variación entre riegos (Ec. 6),
- 2) La variación entre los días -durante e inmediatamente después de cada evento (riego o lluvia)- (Ec. 7).

Variación entre riegos

Los flujos de dióxido de carbono -inmediatamente después del riego- mostraron diferentes patrones entre los cultivos (Fig. 11.7). En Las Palmas, las emisiones más bajas de este gas se registraron en los dos primeros eventos de riego para cada cultivo. Luego, la alfalfa y el rye grass mostraron un comportamiento similar; al incrementar

Tabla 11.4. Estructuras de ante-dependencia para los días de riego para las emisiones de CO₂ bajo alfalfa en Las Palmas. Se obtuvieron resultados similares para los otros cultivos y gases, así como para el potencial redox.

Comparación	χ^2 ajustada	Grados de libertad	Probabilidad
a) Comparaciones secuenciales			
Orden 0 vs orden 1	62.85	5	<0.001
Orden 1 vs orden 2	23.14	4	<0.001
Orden 2 vs orden 3	1.62	3	0.654
Orden 3 vs orden 4	10.54	2	0.005
Orden 4 vs orden 5	6.17	1	0.013
b) Comparaciones con el orden máximo			
Orden 0 vs orden 5	95.29	15	<0.001
Orden 1 vs orden 5	39.64	10	<0.001
Orden 2 vs orden 5	18.50	6	0.005
Orden 3 vs orden 5	16.09	3	0.001
Orden 4 vs orden 5	6.17	1	0.013

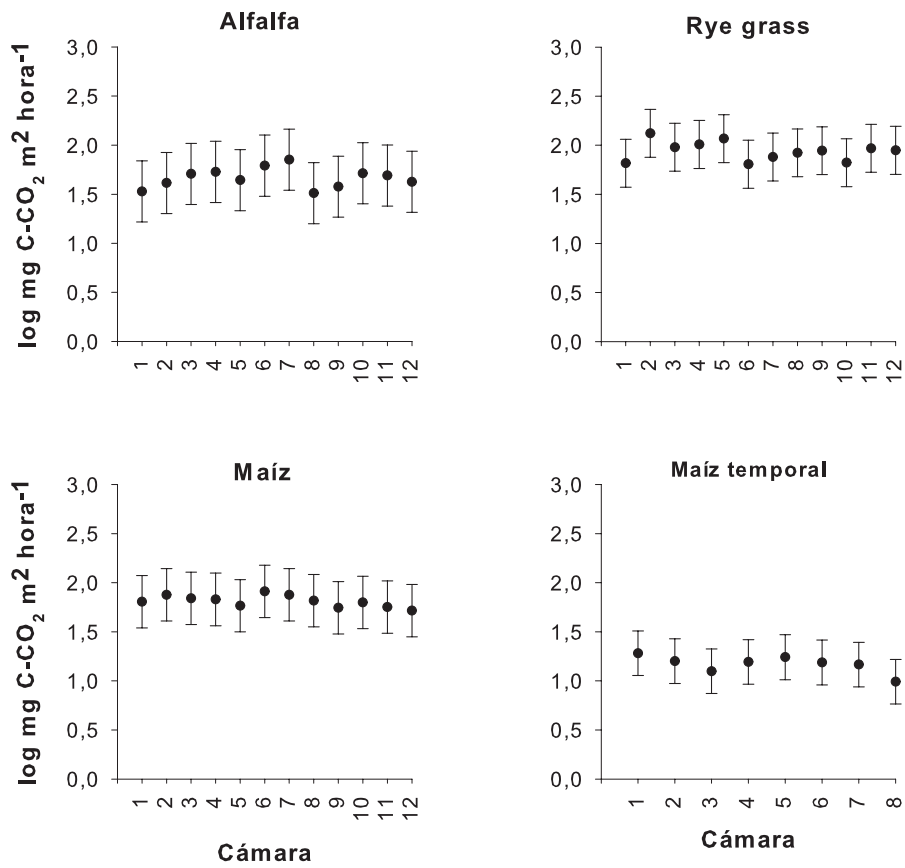


Fig. 11.6. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de CO₂ estimado por REML para cámaras y sitios en Las Palmas y El Tigre. Los resultados son similares para los otros gases y cultivos.

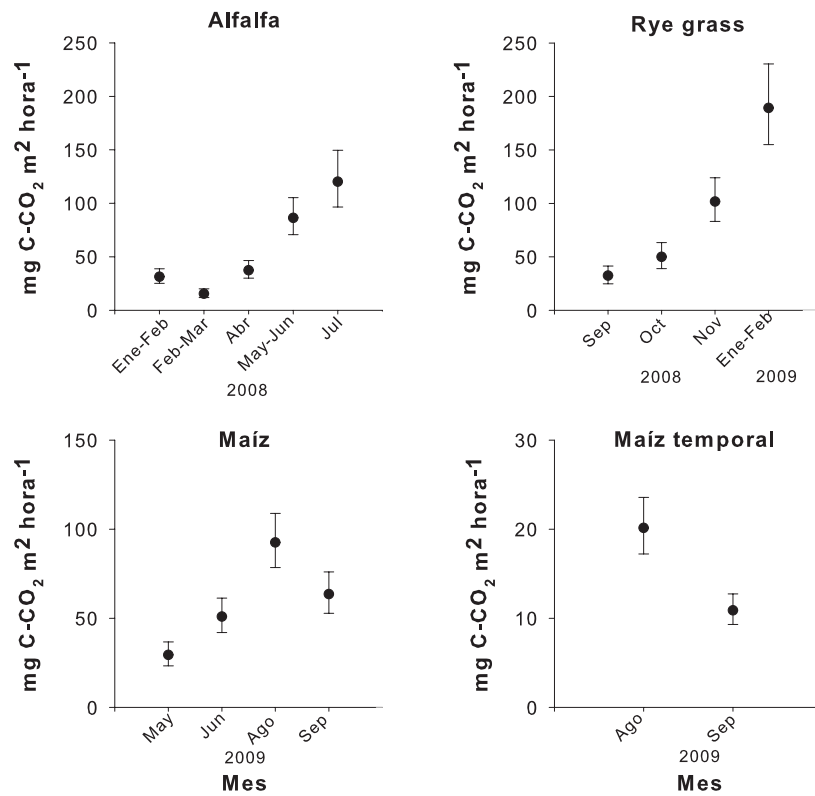


Fig. 11.7. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de CO₂ estimado por REML para los diferentes eventos de riego en Las Palmas y El Tigre.

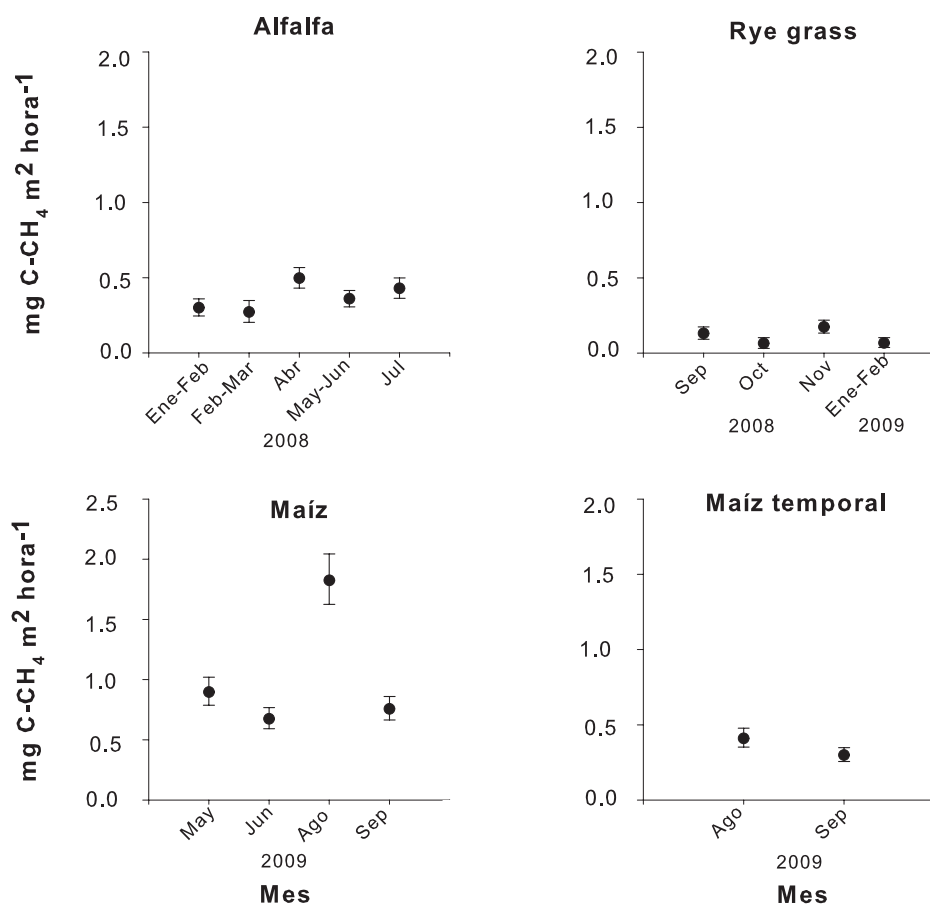


Fig. 11.8. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de CH₄ estimado por REML para los diferentes eventos de riego en Las Palmas y El Tigre.

Tabla 11.5. Pruebas de Wald y F para los GEI estimados por REML entre eventos de riego o lluvia.

Gas	Cultivo	Prueba Wald	n.g.l	Prueba F	d.g.l	Prob. F
CO ₂	Alfalfa	171.14	4	42.78	54	<0.001
	Rye Grass	125.79	3	41.92	44	<0.001
	Maíz	62.09	3	20.7	43	<0.001
	Maíz (temporal)	27.53	1	27.53	14	<0.001
CH ₄	Alfalfa	24.93	4	6.23	263	<0.001
	Rye Grass	18.95	3	6.31	47	0.001
	Maíz	133.04	2	44.35	228	<0.001
	Maíz (temporal)	7.70	1	7.70	78	0.007
N ₂ O	Alfalfa	54.35	4	13.59	280	<0.001
	Rye Grass	14.31	3	4.77	43	0.006
	Maíz	68.54	3	22.84	46	<0.001
	Maíz (temporal)	1.25	1	1.25	77	0.266

los flujos del gas durante los últimos dos riegos. En el caso del maíz, fue el tercer riego el que emitió más dióxido de carbono.

En El Tigre, la situación fue inversa, el primer riego registró las mayores emisiones del gas, con respecto al segundo.

De acuerdo con la estimación del REML, las emisiones registradas entre los eventos de riego por cada cultivo son significativamente diferentes (<0.001 , tabla 11.4), lo cual implica que cada mes se produjeron diferentes flujos de este gas.

Las mayores emisiones de metano se registraron durante el tercer riego de maíz (fig. 11.8), mientras que bajo la cobertura de rye grass se produjeron los menores flujos de este gas. La alfalfa y el maíz de temporal tuvieron emisiones muy similares $-0.3 \text{ mg de C-CH}_4 \text{ m}^2\text{h}^{-1}$, en promedio- (tabla 11.3).

Es importante mencionar que por las características del diseño de muestreo, no fue posible realizar comparaciones de las emisiones entre alfalfa, rye grass y maíz, dado que algunas de estas especies fueron cultivadas durante la época seca y otras en la temporada de lluvias. En consecuencia, no se puede discriminar entre la variación debida al cambio de estación y la variación debida por el tipo de cultivo.

Los mayores flujos de óxido nitroso se presentaron durante el segundo riego del maíz, lo cual coincidió con el inicio de la fase de crecimiento de la plántula. En cambio, fue el cuarto riego de la alfalfa el que presentó los mayores flujos para este cultivo, cuando la cobertura de la planta y la producción de biomasa era baja, debido a que el cultivo se encontraba en la fase de salida, después de tres años de cortes continuos. Los riegos entre estos dos cultivos mostraron además diferencias significativas (tabla 11.5).

En el

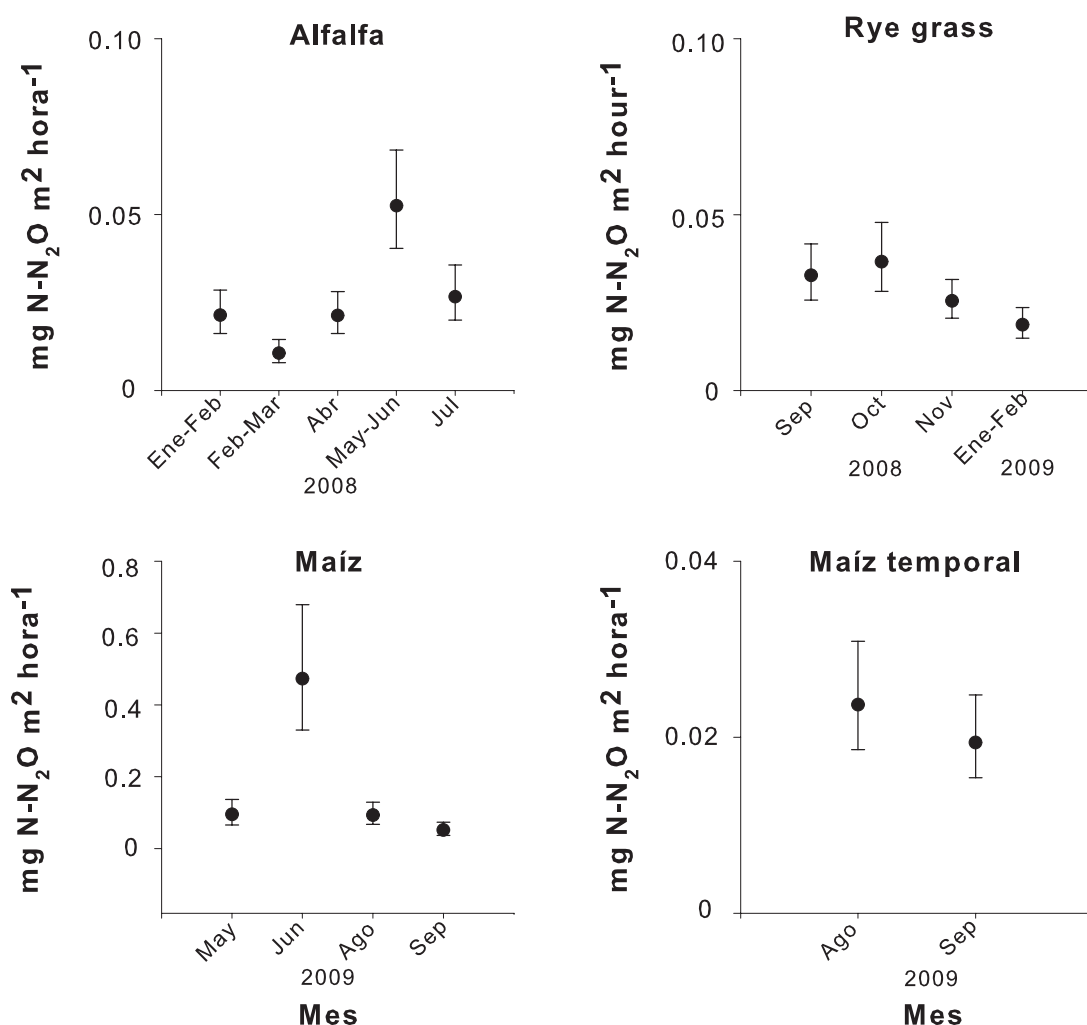


Fig. 11.9. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de N_2O estimado por REML para los diferentes eventos de riego en Las Palmas y El Tigre.

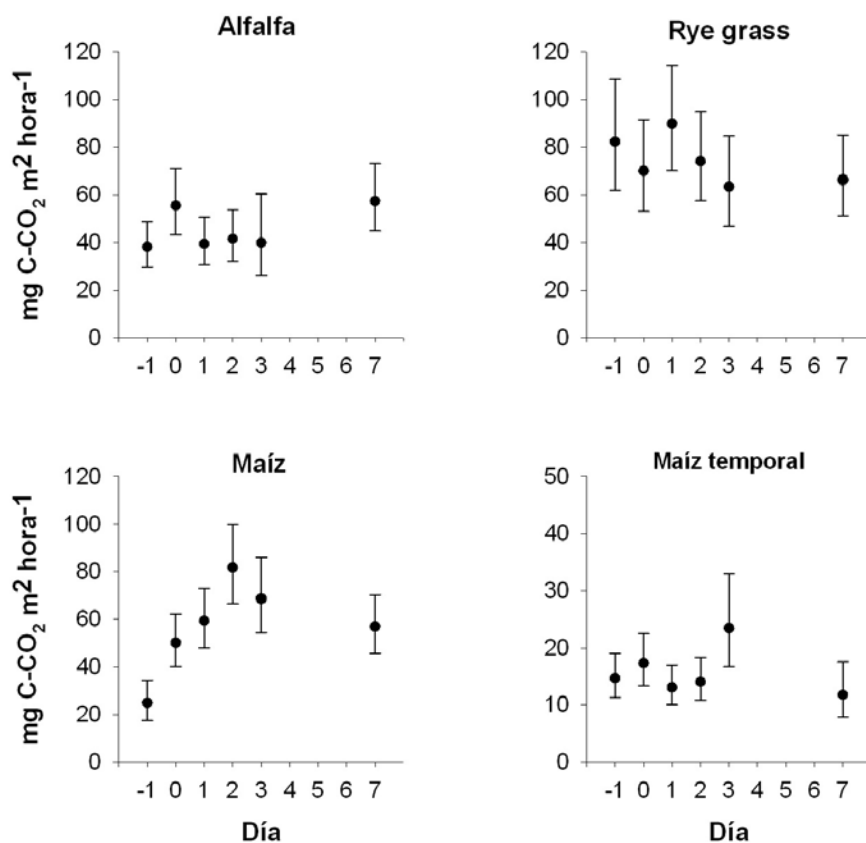


Fig. 11.10. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de CO₂ medidos antes, durante y después del riego o lluvia, donde día -1 corresponde al día antes del riego; día 0 es durante el riego; días 1, 2, 3 son los días después del

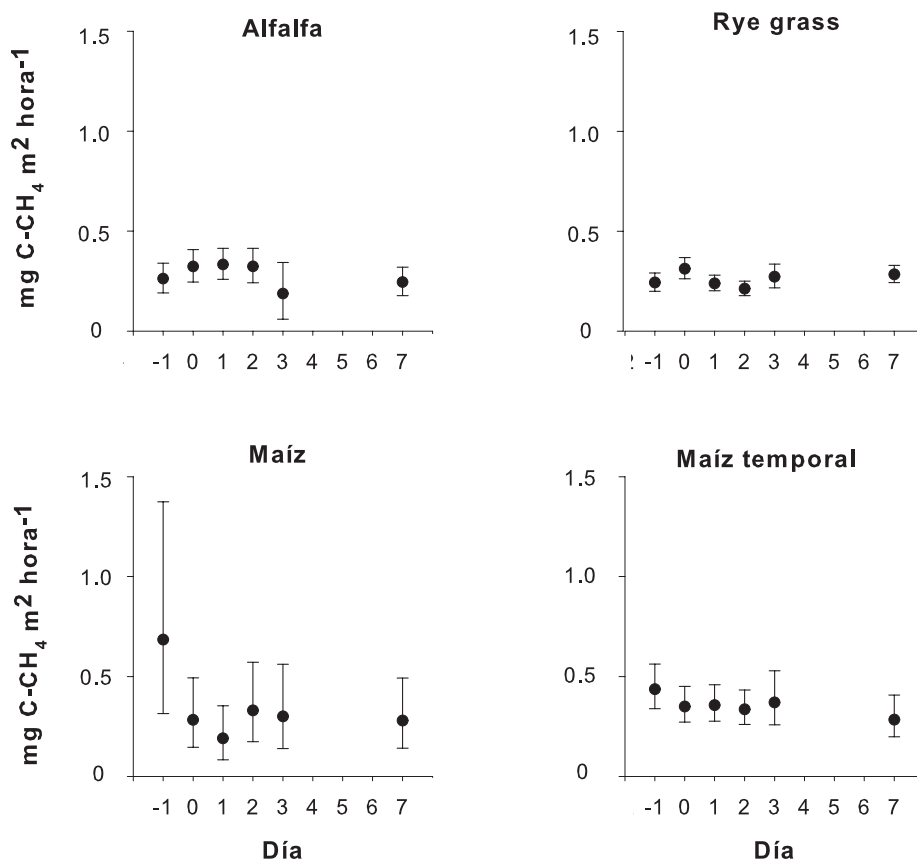


Fig. 11.11. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de CH₄ medidos antes, durante y después del riego o lluvia, donde día -1 corresponde al día antes del riego; día 0 es durante el riego; días 1, 2, 3 son los días después del riego; día 7 es 7 días después del riego.

Tigre las emisiones de N₂O fueron similares entre ambos eventos de lluvia, pero menores comparadas con las emisiones promedio medidas en Las Palmas (fig. 11.9).

Variación entre días de riego

La segunda fuente de variación en el tiempo fue la ocasionada por los días, antes o después del riego, donde se observó una respuesta en los flujos de emisión en lapsos cortos relacionados con el riego de la parcela. Como se capturaron los flujos de GEI sistemáticamente en el mismo número de días en cada riego, entonces se pudo evaluar si existió algún patrón temporal en las emisiones de los gases en cada evento de riego de acuerdo con el modelo mostrado en la ecuación 7.

Tabla 11.6. Pruebas de Wald y F para los GEI estimados por REML entre días.

Gas	Cultivo	Prueba Wald	n.g.l	Prueba F	d.g.l	Prob. F
CO ₂	Alfalfa	20.66	5	4.11	178	0.001
	Rye Grass	9.69	5	1.92	132	0.096
	Maíz	49.99	5	9.93	156	<0.001
	Maíz (temporal)	14.94	5	2.93	47	0.022
CH ₄	Alfalfa	5.83	5	1.17	90	0.332
	Rye Grass	6.79	5	1.35	158	0.247
	Maíz	3.81	5	0.76	78	0.581
	Maíz (temporal)	4.33	5	0.85	50	0.524
N ₂ O	Alfalfa	155.39	5	30.91	181	<0.001
	Rye Grass	48.96	5	9.72	149	<0.001
	Maíz	219.75	5	43.6	147	<0.001
	Maíz (temporal)	10.94	5	2.13	47	0.078

Las emisiones de dióxido de carbono entre los días muestreados en cada riego no muestran un patrón homogéneo (fig. 11.10). En el caso de la alfalfa, el maíz y el maíz de temporal, los flujos antes del riego o la lluvia son menores e incrementan con la adición del agua, luego se observan comportamientos diferentes en cada cultivo. Por ejemplo en alfalfa y maíz de temporal, las emisiones decrecen durante los dos días posteriores al riego. Pero en el caso del maíz regado con aguas residuales, los flujos siguen aumentando justo después de dos días del riego y comienzan a disminuir hasta el día 3 y posteriores. En el maíz de temporal el tercer día después del evento de lluvia es el que registró las mayores emisiones de CO₂, dichos flujos correspondieron a valores constantes de emisión más que a picos o momentos críticos de emisión (*hot moments*) (fig. 11.4 y 11.5).

Por otro lado, el rye grass mostró un inicio completamente contrario al resto de los cultivos. Aquí las emisiones de dióxido de carbono disminuyeron durante el riego, incrementaron al día siguiente y volvieron a disminuir en las horas posteriores. Siendo el día después del riego el que mostró consistentemente mayores flujos, a través de los 4 riegos estudiados.

A pesar de las diferencias de los flujos entre los diversos días del muestreo en cada cultivo, únicamente el maíz regado con aguas residuales presentó emisiones significativamente diferentes (tabla 11.6).

La cobertura de alfalfa emitió más metano durante el día del riego, dichos flujos se mantuvieron casi iguales durante los próximos dos días en las mediciones realizadas en alfalfa y luego disminuyeron hacia el día 3 hasta su emisión más baja para este gas y cultivo (fig. 11.11).

Durante el riego y cuando la parcela era cultivada con rye grass, se registró un incremento en las emisiones de metano, las cuales decrecieron en los siguientes dos días posteriores al riego y volvieron a incrementar hacia el día tres, presentando flujos mayores a los registrados antes del riego. No obstante dichas variaciones no son estadísticamente significativas (tabla 11.6).

Los flujos capturados bajo la cobertura de maíz presentaron una mayor variabilidad entre los días de muestreo, como se aprecia en los límites de confianza estimados por la prueba de REML (fig 11.11). En este caso, las emisiones realizadas antes del riego son mayores que las registradas en los días posteriores. La adición del agua residual generó una disminución de los flujos de metano que se mantuvo durante las próximas 24 horas, para luego incrementar de nuevo 48 y 72 horas después del riego. No obstante dicho incremento no superó los flujos medidos antes del riego.

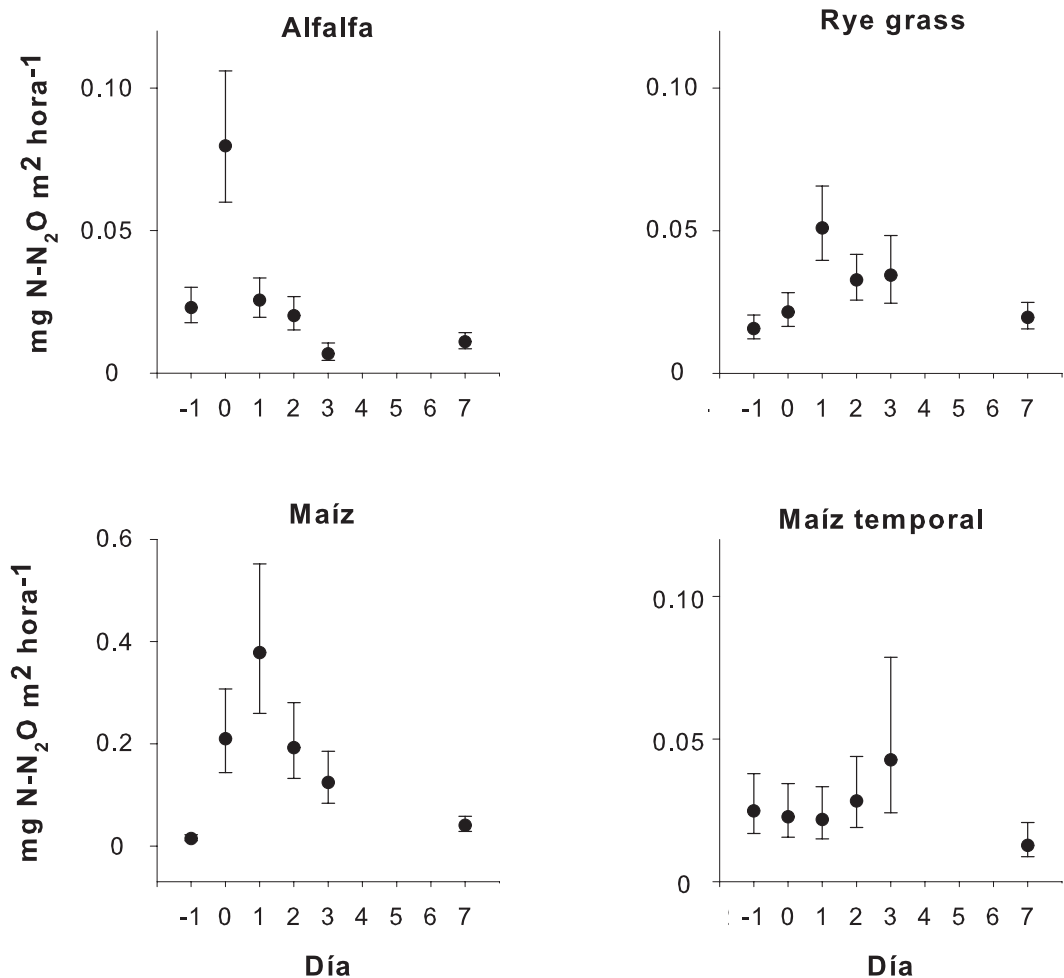


Fig. 11.12. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de N₂O medidos antes, durante y después del riego o lluvia, donde día -1 corresponde al día antes del riego; día 0 es durante el riego; días 1, 2 3 son los días después del riego; día 7 es 7 días después del riego.

El mismo comportamiento de flujos mayores antes de la saturación del suelo con el agua, se observó en la parcela de temporal. No obstante, las emisiones de metano en este terreno aparentan ser más o menos constantes durante la lluvia y días posteriores.

De acuerdo con la estimación realizada por el REML, los flujos de metano entre los días de cada evento de riego o lluvia son similares entre si y ninguno de ellos es significativamente diferente (tabla 11.6).

En la figura 11.12 se muestran las medias estimadas por REML de los flujos de óxido nitroso para los 4 cultivos. Como se observa, el comportamiento de este gas es completamente diferente al del dióxido de carbono y el metano.

En Las Palmas, el agua residual promovió un incremento de las emisiones del N₂O. Dicho aumento fue mayor en magnitud durante el cultivo de maíz, donde se registraron los mayores picos de emisión (fig. 11.5), 24 horas posteriores al riego y decrecieron poco a poco en los próximos días y mostró emisiones de un orden de magnitud mayor que el resto de los cultivos.

Bajo la cobertura de alfalfa, el incremento durante el riego fue también importante, pero menor en magnitud comparado con el maíz. No obstante, en la alfalfa se midió una rápida disminución de las emisiones, de tal forma que al siguiente día del riego se habían alcanzado casi los valores medidos previos a la adición del agua y tres días después, las emisiones de óxido nitroso eran menores que las iniciales.

Al igual que en el maíz, el N_2O emitido durante el rye grass alcanzó su mayor emisión el día posterior al riego y en los días subsiguientes disminuyó. Sin embargo, el flujo registrado durante el riego fue el de menor magnitud en la parcela.

El incremento significativo de los flujos de óxido nitroso en Las Palmas está asociado con *hot moments* donde ocurren algunos picos de emisión que incrementan los promedios estimados, haciéndolos significativamente diferentes entre sí (tabla 11.4).

En el Tigre, la lluvia promueve el aumento de las emisiones de N_2O hasta dos y tres días posteriores al evento meteorológico. Comparada con Las Palmas, el Tigre produce flujos menores del gas.

Potencial Redox

Se analizaron las mediciones del potencial redox obtenidas para ambas parcelas y se obtuvieron promedios de los electrodos instalados a la misma profundidad. Estos datos se presentan en la figura 11.13.

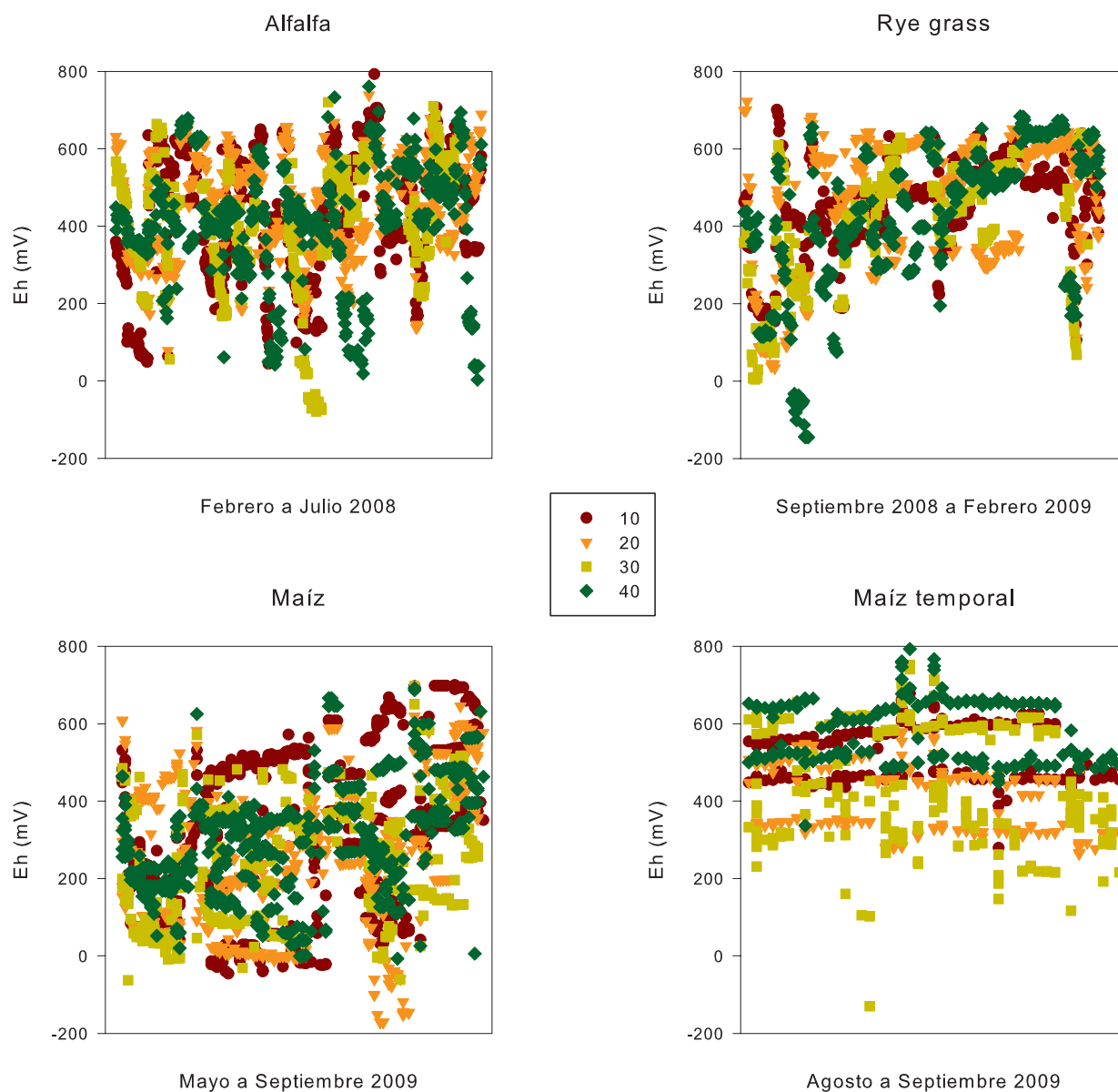


Fig. 11.13. Valores del potencial redox medido durante los diferentes eventos de riego y lluvia en Las Palmas y El Tigre.

En general, se observa que durante todo el período de muestreo, el potencial redox (PR) osciló entre los 0 y 600 mV, en pocas ocasiones disminuyó a valores negativos y cuando los alcanzó, rápidamente regresó a potenciales más altos.

Tanto en alfalfa como maíz los valores redox mostraron una gran variabilidad en los electrodos instalados en las 4 profundidades. No fue el caso para el rye grass, donde los datos muestran la prevalencia de condiciones aerobias (300 a 600 mV), durante los 4 eventos de riego.

En la parcela de temporal, el agua de la lluvia pareció no afectar las condiciones aerobias a los 40 cm de profundidad, dado que se observan registros de PR principalmente entre los 500 y 600 mV.

Durante el maíz fue donde se tuvieron mayor número de mediciones con potenciales menores a 200 mV e incluso negativos (fig. 11.13).

El análisis de los datos por profundidad de instalación del electrodo muestra que en alfalfa y rye grass a los 10 y 20 cm, entre el 80 al 90% de las mediciones de Eh estuvieron entre 400 a 700 mV (fig 11.14), y sólo entre el 10 y 20% representó valores entre 0 y 300 mV. A los 30 y 40 cm entre el 80 y 90% de las mediciones se encontraron en el intervalo de 400 a 700 mV, lo cual implica que a profundidad se mantuvieron condiciones óxicas casi todo el tiempo.

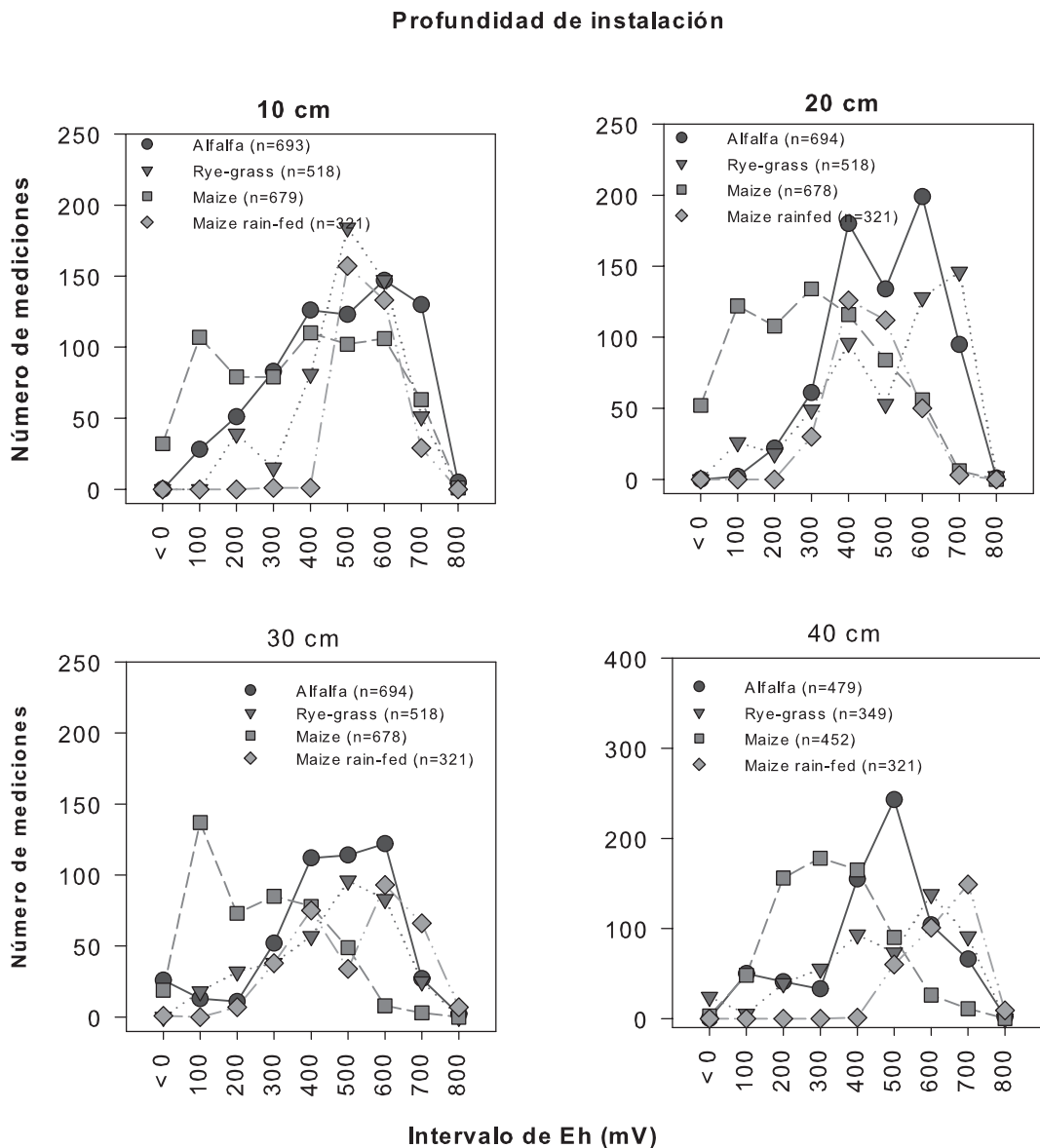


Fig. 11.14. Intervalos de potencial redox medido en Las Palmas y El Tigre. Se muestran valores promedio de electrodos instalados a la misma profundidad.

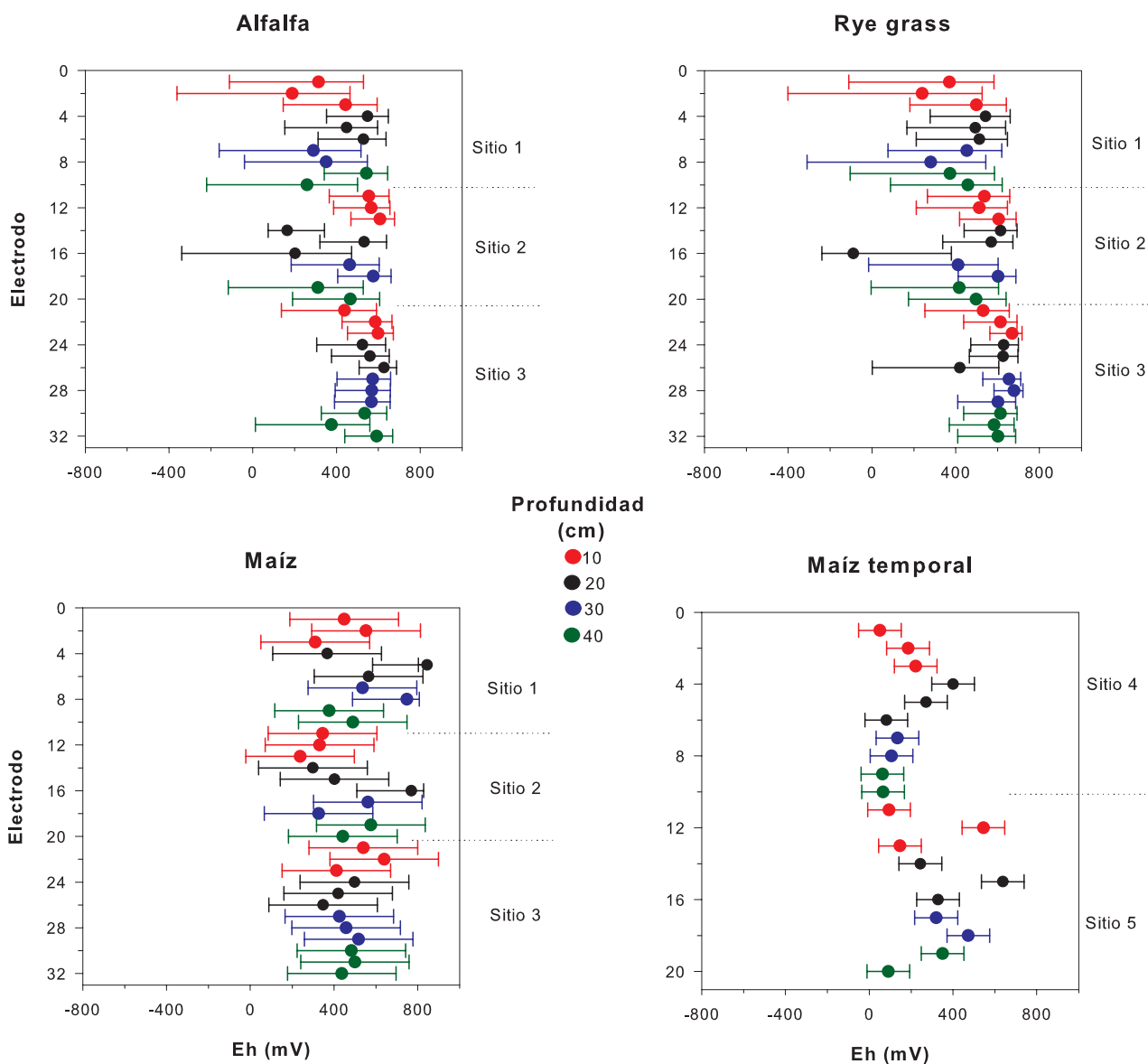


Fig. 11.15. Valores promedio y límites de confianza al 95% estimados por REML para cada uno de los electrodos instalados en Las Palmas y El Tigre.

Durante el maíz se registraron menos mediciones en el intervalo entre 400 y 700 mV en todas las profundidades, teniendo el 55% a los 10 cm, el 38% a los 20 y 30 cm y el 31% a los 40 cm. Lo anterior representó un incremento en las mediciones menores a 300 mV, con el 45% a los 10 cm, el 62% a los 20 y 30 cm y el 69% a los 40 cm. Es importante destacar que sólo el 4% de las mediciones en maíz fueron menores a 0 mV y estas se produjeron a profundidad (40 cm) (fig. 11.13).

El caso contrario se produjo en El Tigre, donde el 99% del potencial redox medido a los 10 cm se encontró en el intervalo entre 400 y 700 mV. Redujo a 52% de las mediciones a los 20 cm y volvió a incrementar a 91 y 86% a los 30 y 40 cm respectivamente. En consecuencia, a los 20 cm se encontró un 48% de mediciones menores a 300 mV y 9% a los 30 cm (fig. 11.13 y 11.14).

En la figura 11.15 se muestran los promedios estimados por REML para cada uno de los electrodos instalados en ambas parcelas. Dichos promedios integran todas las mediciones realizadas durante cada cultivo.

Se puede observar que en muchos casos, los electrodos instalados a la misma profundidad dieron mediciones similares entre si. Dichos valores fueron más homogéneos durante el cultivo de maíz regado con agua residual. Mientras que rye grass alfalfa y maíz de temporal mostraron un poco más de variabilidad en los datos. Las estimaciones realizadas por REML muestran que para estos cultivos, los datos registrados con los electrodos son significativamente diferentes, pero no hay un efecto por la profundidad de instalación (tabla 11.7).

Por otro lado, se aprecia también que en todas las profundidades, se registraron potenciales redox que se encuentran en el intervalo donde se espera que se produzcan las reacciones de nitrificación y desnitrificación (tabla 2.1).

Sólo en el 2% de las mediciones se registraron ambientes con potenciales menores a -200 mV, valor que establece el probable inicio de la metanogénesis (fig. 11.13 y 11.14).

Como se ha mencionado antes, durante alfalfa se monitorearon 5 eventos de riego en cuanto a la emisión de los gases, en el caso del potencial redox, el primer evento no fue monitoreado, debido a que la instalación de los electrodos había sido reciente y no se había dejado el tiempo de estabilización necesario para comenzar a tomar las mediciones. En consecuencia se obtuvieron datos de 4 riegos para cada cultivo.

El análisis por evento muestra que para la alfalfa el Eh permaneció en condiciones principalmente oxidantes y que no hubo diferencias significativas entre los riegos (fig. 11.16 y tabla 11.8). El rye grass mostró un comportamiento similar a la alfalfa, con Eh entre 500 y 600 mV en promedio por cada riego, sin ser significativamente diferentes entre ellos.

Fue bajo el cultivo de maíz donde se observó una tendencia diferente. El primer riego se mantuvo con potenciales de aproximadamente 550 mV, el cual comenzó a descender paulatinamente en los eventos subsecuentes hasta alcanzar Eh cercanos a 300 mV en promedio para el último riego, generando diferencias significativas entre los 4 eventos (tabla 11.8).

La parcela de temporal mostró poca variación entre las lluvias registradas y con Eh entre 200 y 300 mV (fig. 11.16).

La variación entre los días de riego fue significativa para las mediciones realizadas durante alfalfa y maíz (tabla 11.9).

En Las Palmas se observa el mismo patrón en los 3 cultivos: antes del riego, el suelo presenta condiciones bien aireadas con potenciales de 600 mV o más. La adición del agua residual promovió una disminución del Eh, que continúa 24 horas después, con una recuperación paulatina en los próximos días hacia los valores iniciales. No obstante, dicha disminución no fue suficiente para alcanzar valores de Eh relacionados con suelos pobremente aireados (fig. 11.17).

En El Tigre el comportamiento es diferente, antes de la lluvia se tienen potenciales promedio de 300 mV que incrementan con la adición del agua de lluvia y continua aumentando durante los días posteriores.

Tabla 11.7. Pruebas de Wald y F para el PR estimados por REML entre electrodos.

Cultivo	Prueba Wald	n.g.l	Prueba F	d.g.l	Prob. F
Alfalfa	178	31	5.76	96	<0.001
Rye Grass	242	31	7.82	94	<0.001
Maíz	28.68	31	0.93	580	0.586
Maíz (temporal)	1923	19	101.23	199	<0.001

Tabla 11.8. Pruebas de Wald y F para el PR estimados por REML entre riegos.

Cultivo	Prueba Wald	n.g.l	Prueba F	d.g.l	Prob. F
Alfalfa	6.84	3	2.28	124	0.083
Rye Grass	9.75	3	3.25	125	0.024
Maíz	26	3	8.69	124	<0.001
Maíz (temporal)	0.01	1	0.01	38	0.939

Tabla 11.9. Pruebas de Wald y F para el PR estimados por REML entre días de riego.

Cultivo	Prueba Wald	n.g.l	Prueba F	d.g.l	Prob. F
Alfalfa	85.24	5	17.03	17.6	<0.001
Rye Grass	18.49	5	3.70	10.4	0.035
Maíz	109.12	5	21.82	12.9	<0.001
Maíz (temporal)	3.38	5	0.68	5	0.661

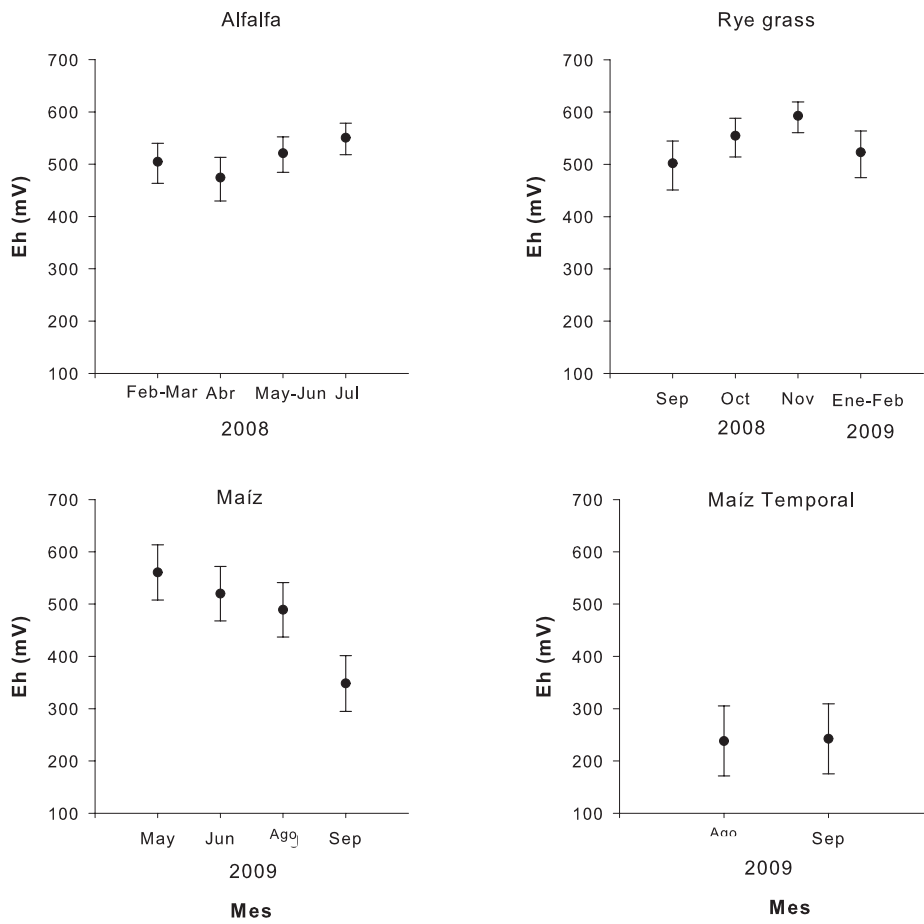


Fig. 11.16. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de potencial redox estimado por REML para los diferentes eventos de riego en Las Palmas y El Tigre.

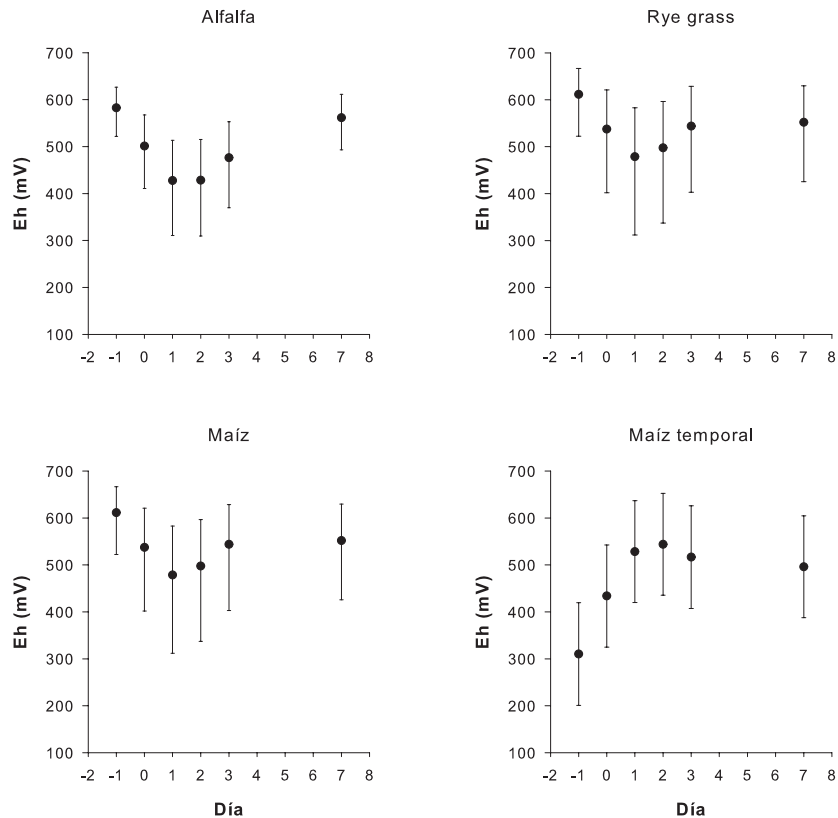


Fig. 11.17. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de potencial redox (Eh), medidos antes, durante y después del riego o lluvia, donde día -1 corresponde al día antes del riego; día 0 es durante el riego; días 1, 2 3 son los días después del riego; día 7 es 7 días después del riego.

Correlación PR y GEI

Dado que el potencial redox es una variable indicadora del grado de aireación del suelo, se correlacionaron las mediciones de Eh con las emisiones de GEI, utilizando el promedio de las emisiones de cada gas en cada sitio y el promedio del PR medido en cada profundidad por cada sitio y cultivo.

Los resultados muestran que no existe una relación lineal entre los flujos de emisión de dióxido de carbono y el potencial redox medido a las diferentes profundidades (10, 20, 30 y 40 cm). La misma ausencia de relación lineal se presenta para el metano. En el caso del óxido nitroso, las emisiones incrementan cuando disminuye el potencial redox. No obstante dicha relación sólo explica como máximo el 20% de la varianza a 10, 20 y 30 cm (fig. 11.18).

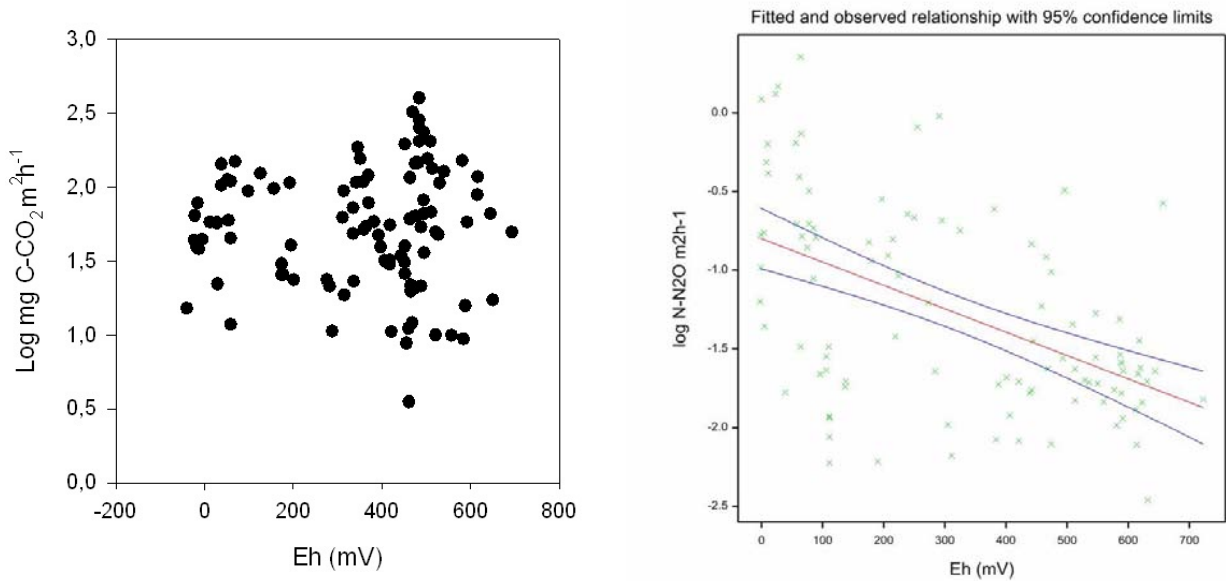


Fig. 11.18. Correlación del potencial redox con las emisiones de dióxido de carbono a los 10 cm (izq.) y óxido nitroso a los 20 cm (der), en el sitio 1. Resultados similares ocurren en el resto de los sitios y profundidades.

Por otro lado, se analizó la relación entre la fase de crecimiento de cada cultivo y los flujos observados de cada gas. Para ello se utilizó el promedio de las emisiones de GEI en cada fase del cultivo y se encontró que únicamente para el dióxido de carbono existe una buena relación entre ambas variables (fig. 11.19).

Ni el metano ni el óxido nitroso presentaron ningún tipo de correlación con la fase de crecimiento de cada cultivo.

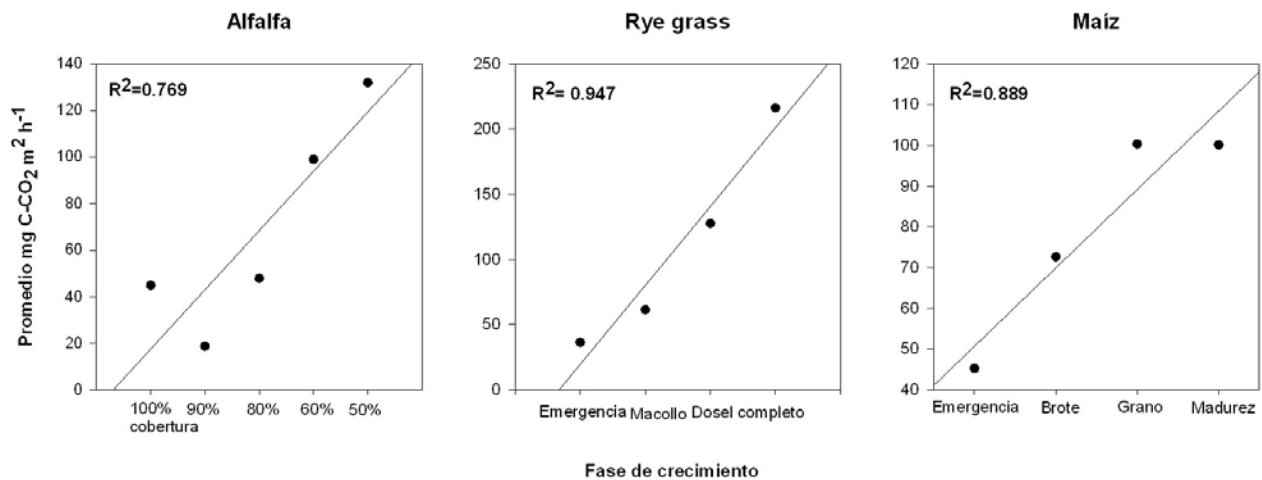


Fig. 11.19. Correlación de la fase de crecimiento de cada cultivo con las emisiones de dióxido de carbono.

Factores de emisión para el óxido nitroso

Para estimar la cantidad de nitrógeno que se pierde como óxido nitroso en Las Palmas, se calculó su factor de emisión, dividiendo las emisiones del gas directamente medido en la parcela entre la suma de todas las adiciones de nitrógeno, las cuales consistieron en:

- 1) La concentración de nitrógeno en el agua de riego, considerando la cantidad promedio mensual agregada en cada riego al suelo.
- 2) El fertilizante sintético aplicado.
- 3) La cantidad de nitrógeno que retorna al suelo como parte de los residuos de cosecha (estimada con base en las ecuaciones y datos proporcionados por el IPCC)

Así, los factores de emisión obtenidos son 0.3% de pérdidas como N₂O durante los cultivos de alfalfa y 0.7% durante el año con la rotación rye grass-maíz (tabla 11.10). Ambos valores se encuentran en el intervalo de incertidumbre de los valores establecidos por el IPCC (2006): 1% ± 0.3-3%.

Tabla 11.10. Factores de emisión directa calculados con la metodología del IPCC (2006).

Cultivo	Emisiones directas (kg N)	Fertilizante (kg N)	N en el agua residual (kg N año ⁻¹)	N en los residuos de cosecha (kg N año ⁻¹)	Factor de emisión
Alfalfa	6.90	0	1544 ± 251	1083	0.003 ± 0.000
Rye Grass-maíz	15.17	243	1544 ± 251	419	0.007 ± 0.001

12. Discusión

Propiedades físicas y químicas de los suelos

La parcela de Las Palmas presenta varias condiciones que influyen sobre la infiltración del agua de riego a través del perfil de los suelos:

- 1) Está limitada a profundidad por una capa de tepetate
- 2) Los suelos son arcillo limosos con abundante microporosidad asociada
- 3) Se presenta una pendiente suave que facilita el escurrimiento superficial y el flujo del agua de riego desde el punto más alto de la parcela al más bajo.

Así, se genera una moderada a lenta infiltración del agua residual a través de los poros del suelo, presentándose un flujo preferencial por los canales de las raíces. Como el movimiento vertical del agua es lento, la pendiente privilegia el escurrimiento superficial a través de la parcela, permitiendo que la parte más baja (sitio 3) permanezca anegada por más tiempo que la parte media y alta (sitios 2 y 1). Sin embargo, como el sitio 3 es más profundo y tiene menor contenido de arcillas (tabla 11.1), existe una mayor infiltración que permite un mayor movimiento del agua de riego a través del perfil, es decir, la anegación en corta en duración.

El movimiento horizontal y vertical del agua residual parece promover microambientes anaerobios muy heterogéneos (hot spots) en los diferentes horizontes de los perfiles estudiados. No obstante, las observaciones realizadas en campo permitieron ver que durante el riego el suelo se humedece, lo cual ayuda a promover y mantener la actividad microbiana que potencialmente transformará la materia orgánica adicionada con el agua residual. (García-Orenes et. al., 2015).

En El Tigre los suelos son más arcillosos que en Las Palmas, además de presentar mayor cantidad de arcillas expansibles como las esmectitas, que dificultan aún más el drenaje del agua de lluvia, a través de los poros del suelo, pero favoreciendo el flujo preferencial por las grietas desarrolladas durante la contracción de las arcillas en la temporada seca.

Dado que esta es una parcela de temporal, los suelos no reciben aporte de agua durante la época de estiaje, por lo cual la lluvia es la encargada de reactivar a las comunidades de microorganismos. No obstante, los dos eventos de lluvia estudiados, fueron cortos en duración y como los suelos se hallaban completamente secos, son microporosos y hay flujo preferencial por las grietas, la lluvia no fue suficiente para humedecer al suelo.

El análisis de las características físicas de los suelos de Las Palmas, muestra que poseen una mejor estructura, mayor agregación y menor densidad aparente que los suelos estudiados en El Tigre, los cuales son menos estructurados y más compactados (anexo 1³). Se sugiere que esta diferencia es resultado del riego con agua residual, cuya materia orgánica favorece la formación de agregados.

Por otro lado, el agua de riego también promueve el intemperismo de las arcillas y Siebe (comunicación personal), ha encontrado que en Las Palmas se encuentra esmectita más ilitizada, mientras que en el Tigre, hay esmectita más cristalina.

³ Anexos disponibles en formato digital, solicitar una copia.

Análisis de los flujos de emisión de GEI

El análisis del ajuste de los datos para calcular los flujos de GEI muestra que el 90% o más de los resultados, presentan un comportamiento lineal para el dióxido de carbono y el óxido nítrico. Mientras que para el metano cerca del 30% de los datos tuvo que trabajarse con tres puntos para ajustar a una línea recta y el 8% se eliminó por no lograr dicho ajuste (anexo 2⁴).

Diferentes autores (Pedersen et al. 2010; Nakano et al. 2004) han propuesto que la difusión del gas desde el suelo hacia la cámara no necesariamente sigue un comportamiento lineal, por lo cual el uso de la regresión para determinar la pendiente, del cambio en la concentración del gas al interior de la cámara estática, en algunos casos subestima el flujo real.

Parkin et al. 2012, probó diferentes métodos como el cuadrático, y el de Hutchinson/Mosier (H/M) para ajustar diversos conjuntos de 4 ó 5 datos de mediciones reportadas de GEI, y encontró que a pesar de que estos métodos intentan corregir los efectos de la difusión del gas al interior de la cámara, no siempre pueden aplicarse a todos los conjuntos de datos, se desconoce aún cuáles son los criterios específicos que se deben reunir para utilizar un método de ajuste u otro.

Adicionalmente, Nakano et al. (2004), sugieren que el coeficiente de difusión del suelo es un parámetro que puede determinar el flujo y la concentración del gas al interior de la cámara estática y por lo tanto, influir sobre la estimación de los flujos de GEI al utilizar una regresión lineal. Así, el ajuste lineal puede depender directamente del tipo de gas y las características del sitio sobre el cual se realizan las mediciones.

El comportamiento no lineal observado en casi el 40% de los datos del metano sugiere que la regresión lineal no es el mejor método de ajuste para este gas. Se puede pensar que tanto los coeficientes de difusión del gas como los de los suelos estudiados están influyendo en una adecuada cuantificación del gas. No obstante, el análisis de los datos redox muestra que sólo el 2% de las mediciones se encuentran en potenciales negativos, necesarios para la producción del gas, lo cual cuestiona directamente si lo que se está midiendo como un flujo del suelo realmente lo es. Se especula que debe haber una fuente externa de CH₄ en los sistemas estudiados (Las Palmas y El Tigre) y que el flujo sería probablemente inverso, de la atmósfera hacia el suelo, lo cual puede explicar el comportamiento no lineal del gas. En consecuencia, en el presente estudio se analizan los datos obtenidos del metano, pero se sugiere tomar su análisis con cautela, debido a que no se existe certeza de que sean en verdad producidos por el suelo.

Emisiones de gases de efecto invernadero

En ambas parcelas, el principal gas emitido fue el dióxido de carbono, seguido por el metano y el óxido nítrico (tabla 11.3). En los suelos analizados se obtuvieron flujos negativos, lo cual sugiere que el suelo absorbe los gases o actúa como sumidero (Bouwman 1990). El gas con mayores flujos negativos fue el metano (10% de las mediciones), seguido por el dióxido de carbono (1%) y el óxido nítrico (0.5%).

Stepniwsky & Stepniwska (2009), señalan que tanto el metano como el óxido nítrico pueden ser absorbidos por suelos óxicos, probablemente como resultado de un flujo por gradiente de difusión, donde el aire del espacio poroso del suelo, presenta menor concentración de cada gas, y por tanto los gases tienden a difundirse de las zonas de mayor (atmósfera) a las de menor concentración (espacio poroso del suelo) (Brady & Weil, 2013). En el caso del dióxido de carbono, su absorción puede verificarse en ciertas partes anóxicas del perfil, donde el dióxido de carbono es menor en el suelo con respecto a la atmósfera.

En Las Palmas, el cultivo que más dióxido de carbono emitió fue el rye grass, seguido por el maíz y la alfalfa. El 94% de las emisiones de dióxido de carbono fue con el rye grass fueron menores a 300 mg C-CO₂ m²h⁻¹ (figura 11.4), estos flujos se observaron generalmente antes y varios días después del riego

⁴ Anexos disponible en formato digital, solicitar una copia.

cuando se tienen mejores condiciones óxicas en el sistema. Durante y 1 ó 2 días después del riego, se llegaron a capturar pocos picos de emisión (6%) entre 300 y 500 mg C-CO₂ m²h⁻¹, lo cual implica que los flujos de emisión fueron más homogéneos bajo este cultivo, tal vez porque la cobertura del cultivo fue más homogénea. Es también probable que el rye grass mejore la estructura del suelo y con ello su porosidad, permitiendo una mayor aireación y emisión de dióxido de carbono. Tisdall, et al. (1979), encontraron que se incrementa la estabilidad de los agregados bajo cultivos de pastos que de leguminosas, tal vez porque los pastos como el rye grass albergan una mayor población de micorrizas vesiculares-arbusculares, que son recubiertas por una capa de polisacáridos y polímeros orgánicos que se enlazan a la superficie de las arcillas mediante cationes polivalentes.

Mientras que alfalfa y maíz presentaron un comportamiento diferente, con muy pocos picos de emisión -0.6 y 0.4% respectivamente-, de 400 a más de 700 mg de C-CO₂ m²h⁻¹ (figura 11.4), siendo estos pocos flujos los que incrementaron el promedio general de emisiones. Estos picos, al igual que en el rye grass, se observan durante y 1 o 2 días después del riego.

Las emisiones de metano se mantuvieron entre 0.2 a 0.8 mg C-CH₄ m²h⁻¹, en el cultivo de alfalfa y rye grass, con picos menores a 2 y 3 mg C-CH₄ m²h⁻¹ respectivamente, posteriores al riego. Bajo el cultivo de maíz, el 14% de las emisiones fueron picos entre 2 y 6 mg C-CH₄ m²h⁻¹. A pesar de estos registros, no se observan condiciones adecuadas para la producción de metano en el suelo (ver potencial redox más adelante), por lo cual, se piensa que el metano puede provenir de los canales de agua residual que bordean a la parcela y que transportan el agua para el riego.

Keppler et al. (2006) reportaron que las plantas podían producir metano bajo condiciones aerobias y que estos flujos podían representar entre el 10 al 45% de las emisiones globales. Al respecto, Nisbet et al. (2009), demostró que las plantas no poseen ningún mecanismo bioquímico metanogénico y no pueden producir metano como un producto de su metabolismo, lo que sucede es que absorben el metano que puede estar disuelto en el agua y cuando transpiran lo emiten a la atmósfera. Este puede ser un mecanismo importante que se presenta en Las Palmas y que pudiera explicar las emisiones de metano encontradas en el sistema.

Un tercer posible mecanismo es que a mayor cobertura del cultivo, el gas probablemente tenga menos posibilidades de difundir hacia el sistema poroso del suelo, permaneciendo en la zona de interacción suelo-atmósfera, que corresponde a la región muestreada con las cámaras estáticas. Esta puede ser la razón por la cual, se registraron mayores picos de emisión bajo la cobertura de maíz (fig. 11.4).

El flujo de óxido nitroso fue más heterogéneo que el del metano y del dióxido de carbono, dado que se registraron diferentes intervalos y picos de emisión en cada cultivo, con diferencias de hasta 2 órdenes de magnitud. En el cultivo de alfalfa el 76% de las mediciones fueron menores a 0.04 mg N-N₂O m²h⁻¹, con el 3% de los picos mayores a 0.4 mg N-N₂O m²h⁻¹. Bajo el rye grass, las emisiones incrementaron hasta 0.06 mg N-N₂O m²h⁻¹, (80% de las mediciones), con 1% de emisiones entre 0.8 a 2 mg N-N₂O m²h⁻¹. El maíz presentó dos intervalos de emisión, 27% con flujos entre 0.02 a 0.04 mg N-N₂O m²h⁻¹, y 36% con emisiones entre 0.2 y 0.4 mg N-N₂O m²h⁻¹, con picos de 2 a 3 mg N-N₂O m²h⁻¹. Los cuales probablemente sean resultado de la fertilización adicional que se hace después de la siembra del maíz.

En El Tigre, las emisiones fueron menores que las registradas en Las Palmas. Presumiblemente porque en Las Palmas, el agua de riego, además de adicionar materia orgánica de fácil descomposición y saturar el espacio poroso, también agrega consorcios bacterianos al suelo, incrementando las comunidades de microorganismos que transforman a la materia orgánica y producen los gases de efecto invernadero como producto de su metabolismo. Lo anterior concuerda con lo encontrado por Friedel et al. (2000), quienes determinaron que hay una mayor biomasa y actividad microbiana en suelos regados durante largo tiempo con agua residual que en suelos de temporal.

La variabilidad de los flujos y la ausencia de picos de emisión en El Tigre son probablemente resultado de la falta de humedad en el espacio poroso del suelo, que aunado a la frecuencia y cantidad de lluvias, así como a la presencia de arcillas esmectíticas, no permitieron un humedecimiento homogéneo del suelo y por lo tanto, no se registraron condiciones anóxicas suficientes para la producción de óxido nitroso o metano. Es probable también que los consorcios bacterianos en esta parcela sean menos diversos o abundantes (Broszat et al. 2014), lo cual no favorece la emisión de dióxido de carbono bajo condiciones óxicas.

Análisis REML

Los resultados del análisis REML para la variación entre las cámaras y los sitios de muestreo, indican que no existen diferencias significativas entre las emisiones registradas en cada cámara (fig. 11.6). Esto significa que la profundidad, la posición en la parcela y el contenido de arcillas, no son fuente de variación en las emisiones estudiadas. Lo anterior, probablemente sea resultado de la poca interacción que tiene el agua residual con el sistema, ya que como se ha mencionado antes, debido a la microporosidad del suelo, la presencia de la capa de tepetate y la pendiente; el agua de riego tiende a moverse horizontalmente, y el movimiento vertical está principalmente influido por flujos preferenciales presentes en los diferentes sitios. De esta forma, el riego alcanza a humedecer el espacio poroso del suelo, sin saturarlo completamente y permanecen condiciones subóxicas durante y 1 ó 2 días después del riego.

Variación entre riegos

Las mayores emisiones de dióxido de carbono fueron bajo rye grass con varios flujos máximos de hasta 448 mg C-CO₂ m²h⁻¹ y un promedio de 109.5 mg C-CO₂ m²h⁻¹ (tabla 11.3), posiblemente como resultado de la mineralización de los residuos de la alfalfa.

El análisis REML muestra que la alfalfa y el rye grass presentan un patrón de comportamiento similar: los primeros riegos tienen las emisiones más bajas y paulatinamente incrementan hasta alcanzar el promedio máximo en el último riego. Es probable que para la alfalfa las emisiones de dióxido de carbono hayan incrementado como respuesta a una menor cobertura del cultivo, en tanto que las mayores emisiones de rye grass se registraron cuando el rye grass presentaba un dosel completo (figura 11.19).

En el caso del maíz, durante el tercer riego (realizado en agosto), se registró el promedio más alto de emisiones, las cuales decrecieron en el cuarto riego (fig. 11.7).

Para el maíz de temporal, de los dos eventos de lluvia medidos, se emitió más dióxido de carbono durante el primer evento, presumiblemente porque la precipitación desplazó el CO₂, producido en la época seca, del espacio poroso.

En Las Palmas, las emisiones de metano fueron mayores durante el cultivo de maíz, siendo agosto el mes con las emisiones más altas registradas. Una posible explicación es que durante este mes comenzó la temporada de lluvias, la cual aunada al agua de riego, pudieron producir micrositios anaeróbicos que favorecieron la producción y emisión de metano. McClain et al. (2013), señala que el agua es un catalizador o medio para muchas reacciones, por lo tanto, puede activar muchos procesos y producir hot spots y hot moments, en este caso, pudo haber estimulado la metanogénesis por la ausencia de oxígeno en los micrositios del suelo.

Las emisiones de óxido nitroso fueron similares pero con algunos picos máximos de más de 1 mg N-N₂O m²h⁻¹, lo cual ocurrió frecuentemente durante el riego y 1 y 2 días después. El tiempo en el que sucedieron estos picos sugiere que el agua que se infiltra desplaza al óxido nitroso -formado antes del riego- del espacio poroso.

El riego por inundación parece generar breves condiciones anaerobias, promoviendo la desnitrificación y las emisiones despuntan en los siguientes días.

Algunos de los mayores picos de óxido nitroso se observaron principalmente durante el cuarto riego de alfalfa y el segundo riego de rye grass. Parece ser que la fase de crecimiento del cultivo y su cobertura, determinan cuánto nitrato absorbe el cultivo y cuánto permanece en el suelo para ser desnitrificado. La alfalfa madura y el rye grass joven absorben poco nitrato dejándolo disponible para ser desnitrificado.

Pocos días después del riego la parcela de Las Palmas mostró flujos similares de óxido nitroso durante los cultivos de alfalfa y rye grass, pero con una variación significativa en tiempo. El fertilizante extra adicionado durante el maíz posiblemente contribuyó a la mayor cantidad de emisiones medidas. Este fertilizante en realidad no se requiere, ya que el agua residual provee ampliamente todo el nitrógeno requerido para satisfacer la demanda de las plantas (Siebe 1998).

Las mayores emisiones de N_2O se midieron bajo maíz, alcanzando un máximo de $2.9 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$, las cuales de nuevo ocurrieron principalmente durante el segundo riego, probablemente porque la parcela fue fertilizada entre el primero y segundo riego, así que se pudo capturar el efecto de la fertilización más el del riego (fig. 29). Schröder et al. (2000), señalan que durante las primeras semanas después de la emergencia, el maíz absorbe menos de $0.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$, nitrógeno mineral. Durante este período y dependiendo de las condiciones ambientales, la adición extra de nitrógeno no será capturada por el sistema radical de la planta y terminará perdiéndose. Considerando lo anterior, se cree que durante el segundo riego, las plantas de maíz eran aún muy pequeñas y sus necesidades de nitrógeno eran bajas, además el sistema contenía suficiente nitrógeno, derivado de la descomposición de los residuos previos de alfalfa y el rye grass, así la adición extra de N que se hizo con el fertilizante fue una fuente extra de nitrógeno que no se requería.

Variación entre días de riego

Las emisiones promedio de dióxido de carbono durante el riego fueron mayores durante alfalfa que durante maíz (fig. 11.10), con flujos promedio de 55 y $50 \text{ mg Cm}^2\text{h}^{-1}$, respectivamente. Bajo alfalfa se midieron mayores flujos justo cuando el agua fue aplicada. Es probable que estos picos sean causados por la desgasificación cuando el aire en el suelo es desplazado del espacio poroso por el agua que se infiltra (fig. 11.10).

Se encontró una gran variación en las emisiones de dióxido de carbono después del riego bajo rye grass y maíz, cada una con varios picos. Tales flujos de dióxido de carbono después del humedecimiento han sido atribuidos a la mineralización de la materia orgánica recién expuesta después de la desintegración física de los agregados del suelo y también a la liberación y subsecuente mineralización del C microbiano (Beare 2009).

Los resultados del REML indican que únicamente las emisiones observadas bajo la cobertura de maíz son estadísticamente diferentes entre los días de riego (tabla 11.5), tal vez porque el maíz se cultiva en la temporada lluviosa, y entonces la comunidad microbiana recibe humedad tanto de la lluvia como del agua de riego, incrementando su actividad metabólica.

Las emisiones de metano no son significativamente diferentes entre los días de riego (tabla 11.5), Se piensa que la fuente del CH_4 son los canales de riego que rodean a la parcela y que transportan el agua residual (Fiedler, comunicación personal). En consecuencia, la zona de interacción atmósfera-suelo-planta se puede enriquecer con el gas y ser capturado por las cámaras estáticas (fig 11.2).

El pico de emisiones de óxido nitroso durante el riego puede deberse a la desgasificación del espacio poroso, que durante los días sin riego acumula N_2O producto de la nitrificación (fig 11.12). Parece ser que las mayores emisiones bajo el cultivo de maíz, obedecen además a la fertilización extra que se realiza a la parcela, por lo cual, el sistema tiene un exceso de nitrógeno que es transformado hacia nitrato, produciendo N_2O como un subproducto. Con la adición del agua de riego, más la lluvia, se generan condiciones reductoras que permiten la desnitrificación y con ello mayores emisiones de óxido nitroso. Schröder et al. (2000)

Basche et al. (2014), señala que un cultivo en desarrollo disminuye el N disponible en el suelo, al incorporarlo en su biomasa, mientras que las leguminosas pueden incrementar el N del suelo a través de la fijación atmosférica. Así, parece que el rye grass por su cobertura tiene una mayor demanda de nitrógeno en forma de nitrato, evitando dejarlo disponible para desnitrificación. En cambio la alfalfa puede favorecer dos procesos: 1) Por ser leguminosa, incrementa el almacén de N en el suelo y 2) al ser un cultivo muy maduro -se monitorearon los últimos cortes de alfalfa antes del cambio a rye grass-, ya no tiene una cobertura completa y existen muchos parches en donde el suelo está expuesto. En conjunto, habría mayor fijación de N y una menor cantidad de plantas que demandan menos nitrato, y este queda disponible para desnitrificación cuando se adiciona el agua de riego.

Potencial Redox

El potencial redox (PR) medido durante el período de muestreo presentó valores de 0 a 600 mV, registrando valores negativos en pocas ocasiones y por cortos períodos de tiempo (fig. 11.13). Esto significa que el suelo se mantuvo principalmente en condiciones de buena a mediana aireación (tabla 2.2) y no alcanzó condiciones de saturación o anegación que genera bajas concentraciones de oxígeno y valores negativos de PR (-400 mV), dado que los valores medidos más bajos fueron de -200 mV (fig. 11.13), que es un indicativo de suelos pobremente aireados.

Por otro lado, tanto el óxido nitroso como el metano sólo se producen durante intervalos pequeños de potencial redox: de 200 a 240 mV para el N_2O , y menos de -200 mV para el CH_4 . Por debajo de 200 mV el óxido nitroso es reducido a nitrógeno y por encima de 240 mV es oxidado a nitrato (Tan, 1998). Por lo tanto, después del humedecimiento de un suelo, se produce óxido nitroso, cuando se alcanzan Eh de 200 mV, pero si el potencial redox sigue disminuyendo, el gas puede ser transformado a nitrógeno. Lo mismo sucede en el caso del metano, en su respectivo intervalo de Eh. Además, dada la heterogeneidad del suelo, y la abundancia de micrositios aerobios o anaerobios, los gases se pueden producir dentro de un agregado y simultáneamente ser oxidados en la superficie de los agregados (Fiedler, 2000). En consecuencia, la emisión o absorción de los gases en el suelo depende de la contribución relativa de las zonas con condiciones oxidantes y reductoras dentro del perfil del suelo (Stepniewski & Stepniewska 2009).

Hay una gran variabilidad en el Eh registrado durante los cultivos de alfalfa y maíz, lo cual implica la existencia de micrositios con diversas condiciones de oxigenación en todo el perfil del suelo. Esta variabilidad es menor para el rye grass y el maíz de temporal, que permanecieron bajo condiciones de mayor potencial redox (fig. 11.15).

En general, se observó que para alfalfa y rye grass, sólo del 10 al 20% de las mediciones realizadas en los primeros 20 cm del suelo estuvieron en el intervalo de 0 a 300 mV, y a profundidad el 90% de las mediciones se mantuvieron entre 400 y 700 mV. Esto implica que el agua residual no infiltra completamente en los perfiles, como se ha mencionado, su principal movimiento vertical es a través del flujo preferencial, y probablemente es en estas zonas del perfil donde se generan las condiciones de menor oxigenación que permiten la formación de óxido nitroso por desnitrificación, en muy breves lapsos de tiempo, cuando el Eh está en el intervalo de 200 a 240 mV.

Por otro lado, los valores de PR registrados sugieren que el sistema difícilmente alcanza condiciones completamente anóxicas para producir metano, dado que los valores más bajos registrados son cercanos a -200 mV, pero nunca más bajos. El mayor número de registros (4% de las mediciones) de estas condiciones se tuvieron bajo la cobertura de maíz a 40 cm, que también fue el cultivo que presentó mayores emisiones de metano. Es probable que la temporada de lluvia -que comenzó en agosto-, aunada al riego, hayan permitido una mayor saturación del espacio poroso generando condiciones de -200 mV y potenciando la producción de CH_4 .

En la parcela de temporal, el agua de lluvia no es suficiente para generar ambientes anóxicos o para reactivar las comunidades de microorganismos, lo cual puede explicar las bajas emisiones de los tres gases medidos en este sitio.

Variación entre electrodos

Los datos registrados con los electrodos instalados a diferentes profundidades muestran valores de Eh similares (fig. 11.15), siendo la alfalfa y el rye grass quienes presentaron mayor variabilidad, sobre todo en los primeros 20 cm, tal vez por ser el horizonte que está directamente en contacto con el agua residual durante el riego. Como se ha mencionado antes, la porosidad de los suelos no permite un drenaje rápido del agua y esto promueve que el agua residual se escurra por la parcela y se infiltre a profundidad por flujo preferencial, manteniendo a los horizontes profundos con pocos cambios en el Eh, así como promueve la existencia de micrositios con diferentes grados de aireación a la misma profundidad.

Las estimaciones realizadas con el REML, muestran que la variación en el Eh a nivel de horizontes es significativa, pero no hay un efecto por la profundidad de instalación (tabla 11.6), probablemente como consecuencia del flujo preferencial que puede humedecer diferentes zonas de cada horizonte, pero distribuirse verticalmente por todo el perfil, generando el mismo tipo de microambientes en el pedón.

Variación entre eventos de riego o lluvia

El análisis REML indica que no existen diferencias significativas entre los 4 riegos monitoreados para alfalfa y rye grass (tabla 11.6). En la figura 11.16 se observa que en promedio, durante los 8 riegos aplicados a los dos cultivos se mantuvieron los suelos bien aireados, permitiendo la producción de dióxido de carbono, que fue el principal gas emitido en la parcela.

La variación de los potenciales redox de cada uno de los riegos aplicados al maíz fueron significativamente diferentes entre sí (tabla 11.6). Cada riego mostró en promedio un Eh más bajo al anterior (fig. 11.16), que pudo ser consecuencia del inicio de la época lluviosa que ayudó a humedecer más el suelo y promovió Eh más bajos que a su vez permitieron desnitrificar más nitratos y reducir más dióxido de carbono, incrementando las emisiones de óxido nitroso y metano, cuyos flujos son más altos bajo este cultivo.

En la parcela de temporal (El Tigre), los dos eventos de lluvia generaron las mismas condiciones de aireación en el suelo. El promedio de potencial redox muestra que se tienen condiciones ideales para la desnitrificación (figura 11.16), no obstante, es probable que la prolongada temporada seca promueva una comunidad microbiana menos diversa o abundante (Broszat et al., 2014), así como una rápida transformación de la MO en los primeros meses después de la cosecha del maíz, por lo tanto, puede haber una gran disminución de nitrato en el sistema y en consecuencia baja producción de óxido nitroso.

Variación entre días de riego o lluvia

En Las Palmas, el análisis REML muestra que existe una disminución del Eh después de la aplicación del agua residual. En el cultivo de alfalfa, dicha disminución fue mayor 1 y 2 días después del riego, mientras que para el rye grass y el maíz, el día posterior al riego fue el que presentó los valores más bajos de potencial redox. Lo anterior sugiere que el riego va infiltrando lentamente a través de los meso y microporos del suelo, permitiendo este decremento del Eh posterior al riego. En tanto que el flujo preferencial transporta el agua a profundidad rápidamente después de la adición del agua. Como el drenaje es lento, entonces la mayor parte del agua aplicada interacciona principalmente con el suelo superficial, modificando el Eh durante el día de riego.

A pesar de la disminución del PR en las 48 horas posteriores al riego, los valores promedio de Eh aún mantienen condiciones de mediana a buena aireación (figura 11.17), y tres días después del riego el PR se vuelve aún más oxidante.

La variación del Eh entre los días de riego, sugiere que los picos de emisión de los diferentes gases registrados durante el riego, son producto de la desoxygenación del espacio poroso, donde el agua residual que ingresa por flujo preferencial desplaza el aire de los poros hacia la atmósfera. Se piensa que el dióxido de carbono y el óxido nitroso -producido durante la nitrificación-, se acumulan en el espacio poroso en las semanas posteriores al riego y son estos pulsos los que se logran captar con las cámaras estáticas al momento del riego. Las emisiones posteriores (figuras 11.10, 11.11 y 11.12), pueden ser producidas en el suelo conforme el agua va infiltrando y generando las condiciones adecuadas para la producción de cada gas, como se ha discutido previamente.

En El Tigre, el comportamiento es diferente. Los potenciales más bajos se observan antes de los eventos de lluvia monitoreados, y en los días posteriores incrementaron las condiciones oxidantes en el suelo. Es probable que esta tendencia sea el resultado de un suelo bastante seco, donde la lluvia no es suficiente para humedecerlo.

Correlación PR y GEI

A pesar de que el sistema mantuvo básicamente condiciones de buena aireación, no existe una correlación lineal entre los flujos de emisión de dióxido de carbono y el potencial redox (figura 11.18). Una posible explicación es que en los suelos se generan micrositios con diversas condiciones de aireación, por lo cual, bajo condiciones oxidantes el dióxido de carbono puede ser consumido por micrositios anaerobios, como se explicó antes, o bien, en suelos pobremente aireados puede haber micrositios aerobios que produzca dióxido de carbono (MacClain et al. 2003). Además en los suelos operan simultáneamente diferentes aceptores de electrones que incluyen al agua, los nitratos y los óxidos de manganeso (tabla 2.1) (Tan, 1998), por lo cual, el oxígeno disponible en el sistema pudo distribuirse entre estos diversos aceptores y no solamente para la producción de dióxido de carbono.

La correlación del potencial redox con la emisión del óxido nitroso explica como máximo el 20% de la variación. En este caso se observa que las emisiones incrementan cuando el potencial redox disminuye. Se estima que la baja correlación es consecuencia del intervalo tan específico en el que sucede la desnitrificación (200 a 240 mV). Como se ha discutido previamente, en los suelos de Las Palmas se registraron Eh menores de 200 mV, donde el óxido nitroso es reabsorbido para su transformación a nitrógeno.

Bajo el cultivo del maíz, donde se tiene abundancia de nitrógeno por la adición del agua residual y el fertilizante, así como la combinación de la lluvia y el agua de riego, se promovieron las condiciones necesarias para la posible existencia de un mayor número de micrositios con Eh de 200 a 240, produciendo mayores flujos de N_2O .

La correlación con el metano tampoco explica la producción de gas, ya que se ha mencionado que se cree que los niveles de fondo de metano en la región son altos, como consecuencia del agua residual presente en todos los canales de riego. Dado que la infiltración del agua no genera condiciones suficientemente anóxicas, entonces se cree que la principal fuente de metano son los canales de riego y no tanto el suelo.

Por otro lado, se encontró correlación entre la fase de crecimiento y las emisiones de dióxido de carbono (figura 11.19), donde se observa que una menor cobertura de alfalfa promueve mayores emisiones, probablemente dióxido de carbono de la respiración microbiana.

Mientras que para el rye grass y el maíz, parece ser que la fase de crecimiento del cultivo influye en las emisiones de dióxido de carbono. El rye grass tiene raíces laterales fibrosas con abundantes raíces finas secundarias (Fageria, 2013), por lo cual puede albergar a una mayor comunidad microbiana que incrementa las emisiones de CO_2 .

Ocho semanas después de la siembra del maíz, comienza a haber un rápido desarrollo de las raíces. Después del brote, las raíces comienzan a reducir su ritmo de crecimiento hasta disminuir su longitud en la fase de grano (Fageria, 2013). Es probable que el rápido desarrollo radical esté asociado a una creciente actividad microbiana que contribuye a la emisión de dióxido de carbono.

Factores de emisión para el óxido nitroso

La metodología propuesta por el IPCC (2006) para calcular los factores de emisión de óxido nitroso en suelos agrícolas, tiene como base los datos experimentales de zonas templadas y establece como valor default que el $1\% \pm 0.3-3\%$ del nitrógeno aplicado es directamente emitido como N_2O .

Con este valor default también se calculan emisiones en sistemas agrícolas semiáridos, subtropicales y tropicales, debido a que existen pocos reportes de emisiones de N_2O en estos ambientes.

En consecuencia, este valor es adecuado para muchos sitios, sin embargo el factor de emisión está influido por parámetros ambientales como el clima, el contenido de C orgánico del suelo, el tipo de cultivo, la cantidad de N adicionado, etc (Zou et al. 2009). Así, el IPCC exhorta a cada país a estimar un factor específico, con el fin de reflejar las condiciones ambientales y de manejo propias de la región. Se estima que el cálculo de factores específicos puede contribuir a mejorar los inventarios nacionales y por lo tanto mundiales de la emisión de óxido nitroso.

Para determinar el factor de emisión específico para Las Palmas, se dividieron las emisiones medidas directamente en el campo entre la suma de todas las entradas de nitrógeno al agroecosistema, las cuales incluyen:

- 1) La concentración de nitrógeno en el agua residual y la cantidad promedio adicionada mensualmente con el agua de riego.
- 2) El fertilizante sintético aplicado
- 3) La cantidad estimada de nitrógeno que retornó al suelo con los residuos de la cosecha (de acuerdo con la metodología del IPCC).
- 4) Se estimó un factor de emisión para alfalfa (5 riegos), y uno para la combinación rye grass-maíz, que proporcionó una estimación anual de los flujos de emisión de N_2O .

Los resultados muestran que en el cultivo de alfalfa, sólo el 0.3% del N aplicado se perdió en forma de N_2O y durante la rotación rye grass-maíz fue el 0.7%.

Los factores estimados sugieren que la absorción de nitrógeno por la alfalfa es muy eficiente, dado que los cortes periódicos permiten que el cultivo demande constantemente nitrógeno para su crecimiento, disminuyendo el nitrato en el suelo y evitando su disponibilidad para ser desnitrificado.

El valor obtenido durante la rotación rye grass-maíz, puede ser mayor debido a la cantidad adicional de fertilizante sintético que se agrega a la parcela. Como se comentó previamente, parece que el agua residual aporta el nitrógeno suficiente para que los cultivos crezcan adecuadamente. El fertilizante extra adicionado además de representar una pérdida económica para el granjero, deriva también en un problema ambiental, como lo es el incremento de las emisiones de óxido nitroso.

A pesar de lo anterior, ambos factores se encuentran por debajo del valor default establecido por el IPCC. De hecho, estudios como los de Jantalia et al. (2008) y Zou et al. (2009), han reportado que el valor establecido por el IPCC sobreestima las emisiones de óxido nitroso de las regiones tropicales, y los cálculos realizados en este trabajo parecen indicar que también se sobreestima el de las regiones semiáridas.

Se puede decir entonces que en el sistema estudiado, la absorción del nitrógeno por los cultivos parece ser más eficiente que en las regiones templadas. Además el riego continuo con el agua residual incrementa la productividad y con ello, la remoción del nitrógeno del suelo, disminuyendo el nitrato disponible para la desnitrificación.

13. Conclusiones

Se evaluaron los cambios en las emisiones de gases de efecto invernadero y el potencial redox producidos por el riego con aguas residuales y se comprobó que el riego favorece el incremento de las emisiones de los gases, y la disminución del Eh durante y los primeros días posteriores al riego.

Entre las posibles causas del incremento de las emisiones se encuentran la desgasificación del espacio poroso, la estimulación de la actividad microbiana por el humedecimiento del suelo y los residuos de la cosecha anterior, así como el cambio en las condiciones redox en un medio enriquecido con C y N. En el caso del maíz la fertilización después de la siembra contribuyó sustancialmente al incremento de las emisiones de N_2O .

Se cuantificaron las emisiones de GEI durante cada riego con agua residual aplicado a la parcela con cultivos en rotación (alfalfa-rye grass, maíz), observándose un incremento en las emisiones después del cambio de cultivo. La probable causa de dicha elevación pudo ser la descomposición de las raíces de la alfalfa y el rye grass, aunque es importante mencionar que el aumento de las emisiones después del cambio del rye grass puede estar enmascarado con la adición de fertilizante al maíz. Adicionalmente, las mayores emisiones de GEI se registraron bajo el cultivo de maíz, tal vez como consecuencia de la adición de fertilizante, además de la saturación del espacio poroso con el agua de lluvia y la de riego.

Se determinó la variación en los flujos de GEI entre suelos Phaeozem profundos y someros, cuyo grosor está determinado por su posición en la parcela. Se esperaba que el sitio que se localiza en la parte más baja, que concentra los escurrimientos y que a su vez es el más profundo, permaneciera anegado por mayor tiempo y emitiera más gases. No obstante se encontró que dicha posición no tiene influencia en la variación de las emisiones, posiblemente porque por las características de los suelos el agua de riego infiltra lentamente y se favorece el escurrimiento superficial, dando lugar a un potencial redox homogéneo a través de los sitios monitoreados.

Por otro lado, se determinó que las principales fuentes de variación en las emisiones de GEI en la parcela estudiada son las temporales, representadas por los eventos de riego y los días de muestreo. La primera parece depender de la fase del crecimiento del cultivo, mientras que la variación entre los días de riego parece estar determinada por los cambios en el potencial redox asociados al movimiento lento del agua a través del perfil.

Al comparar las emisiones del maíz regado con aguas residuales con las del maíz de temporal, se comprobó que el sistema agrícola irrigado emite hasta 11 veces más óxido nitroso, 5 veces más dióxido de carbono y casi el doble de metano que la parcela de temporal; presumiblemente por la aportación de MO lábil en el agua residual, el volumen de la lámina aplicada y la fertilización extra adicionada al maíz en sus primeras fases de crecimiento.

Durante la temporada lluviosa, en la parcela de temporal se esperaba un incremento en las emisiones de metano debido a la saturación del espacio poroso con el agua de riego más la lluvia, lo cual favorecería mayores condiciones anaerobias. Se sabe que el metano en el suelo se puede producir en los micrositios anaerobios que registren potenciales redox menores a -200 mV. Pero los datos obtenidos no apoyaron esta hipótesis dado que menos del 2% de las mediciones realizadas registraron estos intervalos de Eh, por lo cual se sugiere que el metano cuantificado en el sistema proviene probablemente de los canales de riego.

Se midió el potencial redox de forma simultánea a la medición de las emisiones de GEI y se esperaba encontrar una correlación entre ambas variables. Sin embargo, los datos colectados mostraron que en la parcela bajo

estudio no existe una clara correlación entre las emisiones de los gases y el potencial redox, probablemente porque los GEI se producen en intervalos de Eh muy específicos, que rápidamente se superan en el suelo.

Se realizó la estimación de la eficiencia del uso del nitrógeno en la parcela irrigada, de acuerdo con el método de Tier I, hallando que el sistema estudiado es más eficiente en la transformación del nitrógeno que sus equivalentes en regiones templadas. Dado que solamente el 0.3% y 0.7% del nitrógeno aplicado durante el cultivo de alfalfa y la rotación rye grass-maíz se emitió a la atmósfera como óxido nitroso, mientras que el valor default para regiones templadas establecido por el IPCC (2006) es del 1%.

Por la complejidad de las interacciones entre los diversos factores que promueven las emisiones de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso, se concluye que para comprender mejor la variación temporal y estimar con mayor precisión la emisión acumulada se requieren diseñar muestreos más frecuentes que permitan tanto capturar los picos de emisión de GEI, como comprender mejor dichas interacciones entre los factores.

Consideraciones finales

Los resultados obtenidos muestran que unas pocas emisiones, relativamente altas, contribuyen sustancialmente al promedio de las emisiones. Con el diseño de muestreo realizado se pudieron haber perdido picos importantes de cada gas, dado que cada una de las mediciones se realizó durante 30 minutos con una frecuencia de muestreo de 1 a 3 veces al día durante el riego y los 3 días posteriores. Con este esquema, sólo se tienen 3 momentos de cada día donde se capturaron los gases, y no se sabe exactamente que ocurrió en el resto de las horas. Además, no se sabe cómo se comportaron los flujos durante los días 4, 5 y 6 después del riego.

En consecuencia, se requiere poner especial atención en la frecuencia de las mediciones con el fin de mejorar la estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero del sistema. No obstante, el incremento de la frecuencia de muestreo dará como resultado un mayor número de muestras, no asequibles de analizar por cromatografía de gases. Por lo tanto, se requieren diferentes técnicas, que permitan integrar los flujos de los gases en el tiempo. Denmead (2008) propone acoplar los métodos micrometeorológicos a la cámara estática cerrada como una opción para realizar un monitoreo más eficiente de las emisiones de GEI de los suelos.

El diseño del muestreo requiere además considerar la rotación de cultivos natural de las parcelas bajo estudio, por lo cual se sugiere ampliar el análisis a otros sitios ambientalmente comparables, para poder comparar el efecto del cultivo en los mismos meses.

Por otro lado, se necesita una mejor comprensión de los factores que determinan la emisiones, con el fin de poder predecir los hot spots y hot moments de emisión, diseñar el muestreo para capturarlos y mejorar los inventarios regionales de emisiones de gases de efecto invernadero.

14. Agradecimientos

Comité tutorial y jurado:

Dra. Amparo Martínez
Dr. Bruno Chávez
Dra. Christina Siebe
Dra. Georgina Fernández
Dra. Irma Rosas
Dr. Luis Gerardo Ruíz-Suárez
Dra. Sabine Fiedler
Dra.. Silke Cram

Análisis estadístico:

Dr. Richard Webster
Dra. Elisa Loza-Reyes

Apoyo técnico en laboratorio:

M.C. José Manuel Hernández
M.C. Kumiko Shimada
Dra. Lucy Mora

Diseño y construcción de equipo de campo:

M.C. Alejandro Jaramillo
Ing. Caridad Hernández
Ing. Luis Meneses

Muestreo en campo:

M.C. Arturo Sánchez
Biól. Cinthya Samano
M.C. Gustavo Pérez
Biól. Horacio
M.C. Mario Cayetano
Biól. Noé Lozano
Lic. Patricia González
Quím. Ronaldo Cardona

Posgrado en Ciencias de la Tierra

Financiamiento:

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, beca I 64273)
Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica PAPIIT (INI I 3307)
Proyecto MILAGRO (Megacities Initiative: Local and Global Research Observation)

15. Referencias

- Adrover M, Farrús E, Moyà G, Vadell J (2012). Chemical properties and biological activity in soils of Mallorca following twenty years of treated wastewater irrigation. *Journal of Environmental Management* 95:188-192.
- Almagro, M., López, J., Querejeta, J. I., & Martínez-Mena, M. (2009). Temperature dependence of soil CO₂ efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 594-605.
- Almaraz, J., Zhou, X., Mabood, F., Madramootoo, C., Rochette, P., Ma, B., y otros. (2009). Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in southwestern Quebec. *Soil & Tillage Research*, doi:10.1016/j.still.2009.02.003.
- Ambus, P., Skiba, U, Drewer, J., Jones, S.K., Carter, M.S., Albert, K. R., Sutton, M. A. (2010) Development of an for cost-effective chamber measurements of inert trace gas fluxes. *European Journal of Soil Science*, October 61, 785–792.
- Arth, I., Frenzel, P., Conrad, R. (1998). Denitrification coupled to nitrification in the rhizosphere of rice. *Soil, Biology and Biochemistry*, 30, 4, 509-515.
- Bardhan, G., Russo, D., Goldstein, D., Levy, G.J. (2016). Changes in the hydraulic properties of a clay soil under long-term irrigation with treated wastewater. *Geoderma* 264, 1–9.
- Basche, A.D., Miguez, F.E., Kaspar, T.C., Castellano, M.J. (2014). Do cover crops increase or decrease nitrous oxide emissions? A meta-analysis. *Journal of Soil and Water Conservation* 69(6), 471-482.
- Beare, M. H.-G. (2009). Compaction effects on CO₂ and N₂O production during drying and rewetting of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 611-621.
- Beychok, M. R. (2006). *Fundamentals of stack gas dispersion*. 4a. ed. USA, <http://www.air-dispersion.com>, October 2006.
- BGS y CNA (British Geological Survey y Comisión Nacional del Agua). (1995). Effects of wastewater reuse on groundwater in the Mezquitil Valley, Hidalgo State, Mexico. Phase I, BGS Technical report WD/95/24, 80 p.
- Bousquet, P., Clais, P., Miller, J., Dlugokencky, E., Hauglustaine, D., Prigent, C., y otros. (2006). Contribution of anthropogenic and natural sources to atmospheric methane variability. *Nature*, 443 (7110), 439-443.
- Bowden, R. S. (1990). Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United States. *American Geophysical*, 13997-14005.
- Brady, N.C. & Weil, R. (2013). *The nature and properties of soils*. Ed. Pearson, India, 975 p.
- Bremner, J.M. (1997). Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49, 7-16.
- Carrillo, L. (2003). *Microbiología agrícola*. <http://www.unsa.ed.cr/matbib>, abril 2015.
- Carrillo-Rivera, J.J., Cardona, A., Huizar-Alvarez, R., Graniel, E. (2007). Response of the interaction between groundwater and other components of the environment in Mexico. *Environmental Geology* DOI 10.1007/s00254-007-1005-2.
- Cazes, J., & Scott, R. P. (2002). *Chromatography theory*. New York, USA: Marcel Dekker, Inc.
- Chapuis-Lardy, L. M. (2009). Nitrous oxide from Malagasy agricultural soils. *Geoderma*, 148, 421-427.

Chávez, A., K. Rodas, K., Prado, B., R. Thompson, R., B. Jiménez, B., (2012). An evaluation of the effects of changing wastewater irrigation regime for the production of alfalfa (*Medicago sativa*). *Agricultural Water Management* 113, 76– 84.

Chen, F., Ying, G.G., Kong L.X., Wang, L., Zhao, J.L., Zhou, L.J., Zhang, L.J. (2011). Distribution and accumulation of endocrine-disrupting chemicals and pharmaceuticals in wastewater irrigated soils in Hebei, China. *Environmental Pollution* 159, 1490-1498.

Cheng, W., Tsuruta, H., Chen, G., Yagi, K. (2004). N₂O and NO production in various Chinese agricultural soils by nitrification. *Soil, Biology and Biochemistry*, 36, 953-963.

Chiemchaisri, C. C. (2009). Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland. *Bioresource Technology* , doi:10.1016/j.biortech.2009.12.038.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2002. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Valle del Mezquital, estado de Hidalgo. Gerencia de Aguas Subterráneas. Subgerencia de Evaluación y Modelación Hidrogeológica, México, 21 p.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2006. Curso de agua: Tema 8 El agua en la agricultura. Recuperado el 17-12-2012 de ftp://ftp.consejosdecuenca.org.mx/pub/downloads/CNA/Dir_Gral/curso_agua_completo.pdf

Conrad, R. (1996). Soil Microorganisms as Controllers of Atmospheric Trace Gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiological Reviews* , 60 (4), 609-640.

Cuatecontzi, D. y. (2004). Los gases regulados por la CMNUCC. En J. y. Martínez, Cambio climático: una visión desde México (pág. 523). México: Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT.

Dandie, C., Burton, D., Zebarth, B., Trevors, J., & Goyer, C. (2007). Analysis of denitrification genes and comparison of nosZ, cnorB and 16SrDNA from culturable denitrifying bacteria in potato cropping systems. *Systematic and Applied Microbiology* , 30, 128-138.

Datta, A., Nayak, D., Sinhababu, D., & Adhya, T. (2009). Methane and nitrous oxide emissions from an integrated rainfed rice-fish farming system of Eastern India. *Agriculture, Ecosystems and Environment* , 228-237.

De Neve, S., & Hofman, G. (2000). Influence of soil compaction on carbon and nitrogen mineralization of soil organic matter and crop residue. *Biology and fertility of soils* , 30, 544-549.

Denef, K. S. (2001). Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter and microbial community dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* , 33, 1599-1611.

Denmead, O.T., 2008. Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant Soil* 309, 5-24.

Dillon, P. (2005). Future management of aquifer recharge. *Hydrogeology Journal* 13:313–316.

Dubey, S. (2005). Microbial ecology of methane emission in rice agroecosystem: a review. *Applied Ecology And Environmental Research* , 3 (2), 1-27.

Dyer, L., Oelbermann, M., Echarte, L. (2012). Soil carbon dioxide and nitrous oxide emissions during the growing season from temperate maize-soybean intercrops. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175, 394–400.

EDGAR. (2000). Emission Database for Global Atmospheric Research. Recuperado el Abril de 2009, de <http://www.mnp.nl/edgar/>

ECHI (Environmental Change Institute) (2005). Climate Science of Methane. University of Oxford. UK: report (dtd 2005).

EPA. (2007). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2005. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, USA.

- Ensink, J.H.J., van der Hoek, W., Amerasinghe, F.P. (2006). *Giardia duodenalis* infection and wastewater irrigation in Pakistan. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 100, 538—542.
- Fageria, N.K. (2013). *The role of plant roots in crop production*. CRC Press, Florida, USA, 443 p.
- FAO & IFA . (2004). *Estimaciones globales de las emisiones gaseosas de NH₃, NO y N₂O provenientes de las tierras agrícolas*. Organización De Las Naciones Unidas Para La Agricultura Y Alimentación & Asociación Internacional De La Industria De Los Fertilizantes, Roma.
- Ferrón, S. O.-P. (2007). Seasonal study of dissolved CH₄, CO₂ and N₂O in a shallow tidal system of the bay of Cádiz (SW Spain). *Journal of Marine Systems* , 66, 244-257.
- Fernandez-Luqueño, F., Reyes-Varela, V., Cervantes-Santiago, F., Gomez-Juarez, C., Santillan-Arias, A., Dendooven, L., 2010. Emissions of carbon dioxide, methane and nitrous oxide from soil receiving urban wastewater for maize (*Zea mays* L.) cultivation. *Plant Soil* 331, 203-215.
- Fest, B. L. (2009). Soil-atmosphere greenhouse gas exchange in a cool, temperate *Eucalyptus delegatensis* forest in south-eastern Australia. *Agricultural and forest meteorology* , 149, 393-406.
- Fiedler, S. &. (2000). Methane emissions, groundwater levels and redox potentials of common wetland soils in a temperate-humid climate. *Global Biogeochemical Cycles* , 1-13.
- Flechard, C., Ambus, P., Skiba, U., Rees, R., Hensen, A., van Anstel, A., y otros. (2007). Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* , 121, 135-152.
- Flessa, H., Ruser, R., Dörsh, P., Kamp, T., Jimenez, M., Munch, J. C., y otros. (2002). Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment* , 91, 175-189.
- Flessa, H.; Potthoff, M.; Lotfield, N. (2002). Greenhouse estimates of CO₂ and N₂O emissions following surface application of grass mulch: importance of indigenous microflora of mulch. *Soil Biology & Biochemistry* , 34, 875-879.
- Foster, S. S. D., Chilton, P.J. (2003). Downstream of downtown: urban wastewater as groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 12, 115–120.
- Frei, M. R. (2007). Methane emissions and related physicochemical soil and water parameters in rice-fish systems in Bangladesh. *Agriculture, ecosystems and Environment* , 120, 391-398.
- Frenay, J.R. (1997). Emission of nitrous oxide from soils used for agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49, 1-6.
- Freibauer, A. (2002). *Biogenic Greenhouse Gas Emissions from Agriculture in Europe – Quantification and Mitigation*. Tesis , 196. Fakultät IV – Agrarwissenschaften II, Universität Hohenheim.
- Gallegos, E., Warren, A., Robles, E., Campoy, E., Calderon, A., Sainz, M. G., Bonilla, P., Escolero, O. (1999). The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico. *Water, Science and Technology*, 40,2, 45-52.
- Galster, H. (2000). Technique of measurement, electrode processes and electrode treatment. En: Schüring, J., Schulz, H.D., Böttcher, J., Duijnsveld, W. H. M. (eds). *Redox: fundamentals, Processes and applications*. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 251 p.
- García García JO. 2001. La agricultura de riego y el riego con aguas negras. En: *Economía y Sociedad*. No. 10, Octubre 2001. Recuperado el 15-12-2012 de http://www.economia.umich.mx/economia_oldsite/publicaciones/EconYSoc.html

- García-Orenes, F., Caravaca, F., Morugán-Coronado, A., Roldán, A. (2015). Prolonged irrigation with municipal wastewater promotes a persistent and active soil microbial community in a semiarid agroecosystem. *Agricultural Water Management* 149, 115–122.
- Garrido, F., Hénault, C., Gaillard, H., Pérez, S., Germon, J.C. (2002). N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil, Biology and Biochemistry*, 34: 559-575.
- Gharsalloui, M., Benincasa, C., Ayadi, M., Perri, E., Khlif, M., Gabsi, S. (2011). Study on the impact of wastewater irrigation on the quality of olives harvested by hand and from the ground and extracted after the harvesting. *Scientia Horticulturae* 128:23-29
- Global Carbon Project. (2008). Carbon budget and trends 2007. Obtenido de Global Carbon Project: www.globalcarbonproject.org, 26 September 2008.
- Gödde, M. y Conrad, R. (1999). Immediate and adaptational temperature effects on nitric oxide production and nitrous oxide release from nitrification and denitrification in two soils. *Biology and Fertility of Soils*, 30, 33-40.
- Gómez, S., Torres, V., Garca, Y., Navarro, J.A. (2012). Procedimientos estadísticos más utilizados en el análisis de medidas repetidas en el tiempo en el sector agropecuario. *Revista cubana de Ciencia Agrícola* 46, 1.
- González-Méndez, B. (2007). Cuantificación de la desnitrificación en suelos agrícolas del Valle del Mezquital. Tesis Maestría. Instituto de Geología, 111 p.
- González-Méndez, B., Webster, R., Fiedler, S., Loza-Reyes, E., Hernández, J.M., Ruíz-Suárez L.G., Siebe, C. 2015. Short-term emissions of CO₂ and N₂O in response to periodic flood irrigation with waste water in the Mezquital Valley of Mexico. *Atmospheric Environment*, 101, 116-124.
- Grageda-Cabrera, O.A., Vera-Núñez, J.A., Aguilar-Acuña, J.L., Macías-Rodríguez, L., Aguado-Santacruz, G. A., Peña-Cabriales, J. J. (2011). Fertilizer dynamics in different tillage and crop rotation systems in a Vertisol in Central Mexico. *Nutrient Cycling Agroecosystem*, 89:125–134.
- Hayakawa, A., Akiyama, H., Sudo, S., & Yagi, K. (2009). N₂O and NO emissions from an andisol field as influenced by pelleted poultry manure. *Soil Biology & Biochemistry*, doi:10.1016/j.soilbio.2008.12.011.
- Hellebrand, H. K. (2003). Long-term studies on greenhouse gas fluxes during cultivation of energy crops on sandy soils. *Atmospheric environment*, 37, 1635-1644.
- Herre A., Siebe, C., Kaupenjohann, M. (2004). Effect of irrigation water quality on organic matter, Cd and Cu mobility in soils of central Mexico. *Water Science and Technology* 50, 2, 277–284.
- Huang, Y., Jiao, Y., Zong, L., Zheng, X., Sass, R.L., & Fisher, F.M. (2002). Quantitative dependence of methane emission on soil properties. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64, 157–167.
- Huang, Y., Zou, J., Zheng, X., Wang, Y., Xu, X. (2004). Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. *Soil, Biology and Biochemistry*, 36, 973-981.
- Huang, B., Yu, K., & Gambrell, R. (2009). Effects of ferric iron reduction and regeneration on nitrous oxide and methane emissions in a rice soil. *Chemosphere*, 74, 481-486.
- Huang, X., Grace, P., Mengersen, K., Weier, K. (2011). Spatio-temporal variation in soil derived nitrous oxide emissions under sugarcane. *Science of the Total Environment* 409, 4572–4578.
- INEGI (Instituto Nacional de Geografía e Informática). (2005). Anuario estadístico Hidalgo, T. I, México, 446 p.
- INEGI. 2009. Estadísticas históricas de México: Agropecuario, aprovechamiento forestal y pesca. Recuperado el 13-12-2012 de http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/pais/historicas10/Tema8_%20Agropecuario,aprovechamiento_forestal_y_pesca.pdf

IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático) (1996). Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, Vol. 2. Reino Unido.

IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático) (2001). Summary for policymakers, a report of Working Group I. Climate change: The scientific basis. Secretaría del IPCC, Organización Meteorológica Mundial (OMM), Ginebra, Suiza.

IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático) (2007). Cambio Climático 2007: Informe de Síntesis. Informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Ginebra: IPCC.

Iqbal, J., Hu, R., Lin, S., Hatano, R., Feng, M., & Lu, L. (2009). CO₂ emission in a subtropical red paddy soil (Ultisol) as affected by straw and N-fertilizer applications: A case study in Southern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, doi:10.1016/j.agee.2009.02.001.

IRENAT/Colegio de Postgraduados. (2000). Manual de procedimientos analíticos para análisis de suelos y plantas de laboratorio de fertilidad de suelo. Colegio de Postgraduados, México.

ISRIC (Centro Internacional de Referencia e Información de Suelos). (1992). Procedures for soil analysis, 3a. ed. Van Reeuwijk, L.P. (Eds). Technical paper no. 9. International Soil Reference and Information Centre, Wageningen.

Jacinthe, P.A., Lal, R., 2006. Spatial variability of soil properties and trace gas fluxes in reclaimed mine land of southeastern Ohio. *Geoderma* 136, 598-608.

Jaffe, D. A. (2000). The Nitrogen cycle. En: Jacobson, M.C., Charlson, R. J., Rodhe, H., Orians, G. H. *Earth system science: from biogeochemical cycles to global change*. Ed. Academic Press, USA, 527 p.

Jahangir, M.M.R., Roobroeck, D., Van Cleemput, O., Boeckx, P. (2011). Spatial variability and biophysicochemical controls on N₂O emissions from differently tilled arable soils. *Biology Fertility and Soils*, 47, 753–766

Jantalia, C.P., dos Santos, E.P., Urquiaga, S., Boddey, R., Alves, B.J.R. (2008). Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling Agroecosystem*, 82, 161–173.

Jaramillo, V. J. (2004). El ciclo Global del Carbono. En J. y. Martínez, *Cambio climático: Una visión desde México* (pág. 523). México: Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT.

Jiménez, B. & Landa, H. (1998). Physico-chemical and bacteriological characterization of wastewater from Mexico City. *Water Science and Technology*, 37, 1, 1-8.

Jiménez, B., & Chávez, A. (2004). Quality assessment of an aquifer recharged with wastewater for its potential use as drinking source: "El Mezquital Valley" case. *Water Science and Technology*, 50, 2, 269–276.

Jones, S. R. (2005). Greenhouse gas emissions from a managed grassland. *Global and Planetary Change*, 47, 201-211.

Jungkunst, H. &. (2007). Latitudinal differentiated water table control of carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes from hydromorphic soils: feedbacks to climate change. *Global Change Biology*, 13, 2668-2683.

Kammann, C. H. (2009). Stimulation of methane consumption by endogenous CH₄ production in aerobic grassland soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 622-629.

Kandeler, E. M. (2006). Response of soil microbial biomass and enzyme activities to the transient elevation of carbon dioxide in a semi-arid grassland. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 2448-2460.

- Kapoor, D. (2005). Sources And Sinks Of Methane: Future Concentrations And Impact On Global Warming . Master Thesis , 90. University of Pittsburgh, USA.
- Kenward, M.G., 1987. A method for comparing profiles of repeated measurements. *Appl. Stat.* 36, 296-308.
- Keppler, F. H. (2006). Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Nature* , January (12).
- Khalil, M. (2000). Atmospheric methane: Its role in the global environment. Germany: Springer.
- Kiziloglu, F.M., Turan, M., Sahin, U., Kuslu, Y., Dursun, A. (2008). Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. *Agricultural water management* 95, 716 – 724.
- Klay, S., Charef, A., Ayed, L., Houman, B., Rezgui, F. (2010). Effect of irrigation with treated wastewater on geochemical properties (saltiness, C, N and heavy metals) of isohumic soils (Zaouit Sousse perimeter, Oriental Tunisia). *Desalination* 253, 180–187.
- Knorr, K., & Blodau, C. (2009). Impact of experimental drought and rewetting on redox transformations and methanogenesis in mesocosms of a northern fen soil. *Soil Biology & Biochemistry* , doi:10.1016/j.soilbio.2009.02.030.
- Kolling, M. (2000). Comparison of different methods for redox potential determination in natural waters. En: Schüring, J., Schulz, H.D., Böttcher, J., Duijnsveld, W. H. M. (Eds). *Redox: fundamentals, Processes and applications*. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 251 p.
- Kravchenko, A.N. & Robertson, G.P. (2015). Statistical Challenges in Analyses of Chamber-Based Soil CO₂ and N₂O Emissions Data. *Soil Science Society of America Journal*, 79, 200–211.
- Lamparter, A. B. (2009). Carbon mineralization in soil: Impact of wetting-drying, aggregation and water repellency. *Geoderma* , doi:10.1016/j.geoderma.2009.02.014.
- Longoria-Ramirez, R., Carbajal-Benitez, G., Mar-Morales, B.E., Ruiz-Suárez, G. (2003). Nitrous oxide flux in maize and wheat cropped soils in the central region of Mexico during “El Niño” year 1998. *Atmósfera*, 231-244.
- Lowe, C. (2006). Global change: A green source of surprise. *Nature* , 439, 148-149.
- Ma, J., Erdeng, M., Xu, H., Yagi, K., & Cai, Z. (2009). Wheat straw management affect CH₄ and N₂O emissions from rice fields. *Soil Biology & Biochemistry* .
- Ma, J., Ma, E., Xu, H., Yagi, K., & Cai, Z. (2009). Wheat straw management affects CH₄ and N₂O emissions from rice fields. *Soil Biology & Biochemistry* , doi:10.1016/j.soilbio.2009.01.024.
- Macdonald, J.A., Fowler, D., Hargreaves, K.J.; Skiba, U.; Leith, I.D.; Murray, M.B. (1998). Methane emission rates from a northern wetland; response to temperature, water table and transport. *Atmospheric Environment* , 32 (19), 3219-3227.
- Mackenzie, F., & Lerman, A. (2006). CARBON IN THE GEOBIOSPHERE -EARTH'S OUTER SHELL-. The Netherlands: Springer.
- MacKenzie, J. (2009). Thinking long term: Confronting global climate change. Obtenido de World Resources Institute: <http://www.wri.org/climate/longterm/index/html>
- McClain, M.E., Boyer, E.W., Dent, C.L., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., McDowell, W.H., Pinay, G., 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems* 6, 301-312.
- Macpherson, G. (2009). CO₂ Distribution in groundwater and the impact of groundwater extraction on the global C cycle. *Chemical Geology* , doi:10.1016/j.chemgeo.2009.03.018.

- Mahmood, T., Ali, R., Malik, K.A., Shamsi, S.R.A. (1997). Denitrification with and without maize plants (*Zea mays* L.) under irrigated field conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 24: 323-328.
- Mei, L., Yang, L., Wang, D., Yin, B., Hu, J., Yin, S. (2004). Nitrous oxide production and consumption in serially diluted soil suspensions as related to in situ N₂O emission in submerged soils. *Soil, Biology and Biochemistry*, 36, 1057-1066.
- Mikha, M. M. (2005). Carbon and nitrogen mineralization as affected by drying and wetting of soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 37, 339-347.
- MIT. (2005). Carbon and Energy Metabolism. Obtenido de Massachusetts Institute of Technology: http://ocw.mit.edu/NR/rdonlyres/hs/biology/c/7_014_spring_2005_116_17_carb_ener.pdf
- Mosier, A. D. (1997). Methane and Nitrous Oxide fluxes in grasslands in western Puerto Rico. *Chemosphere*, 35 (9), 2059-2082.
- Mummey, D.L., Smith, J.L., Bolton Jr., H. (1997). Small-Scale spatial and temporal variability of N₂O flux from a shrub-steppe ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*, 29, 1112, 1699-1706.
- Nakano, T., Sawamoto, T., Morishita, T., Inoue, G., Hatano, R. (2004). A comparison of regression methods for estimating soil-atmosphere diffusion gas fluxes by a closed-chamber technique. *Soil, Biology & Biochemistry*, 36, 107-113.
- Nayak, D., Adhya, T., Babu, Y., Datta, A., Ramakishnan, B., & Rao, V. (2006). Methane emission from a flooded field of Eastern India as influenced by planting date and age of rice (*Oriza sativa* L.) seedlings. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 115, 79-87.
- Nisbet, R. E.-S.-J. (2009). Emission of methane from plants. *Proceedings of the Royal Society*, 276, 1347-1354.
- Parkin, T.B. & Robinson, J.A. (1989). *Stochastic Models of Soil Denitrification*.
- Parkin, T.B., Venterea, R.T., Hargreaves, S.K. (2012). Calculating the Detection Limits of Chamber-based Soil Greenhouse Gas Flux Measurements. *Journal of Environmental Quality*, 41, 705-715.
- Patrick, W. H., Gambrell, R.P., Faulkner, S.P. (1996). Reduction-oxidation potential measurement. *Soil Science Society America, Book series 5. Methods of soil analysis, part 3, chemical methods*, 1255-1273 p.
- Payne, R.W. (Ed.), 2012. *The Guide to GenStat Release 14 e Part 2: Statistics*. VSN International, Hemel Hempstead, UK.
- Pedersen, A.R., Petersen, S.O., Shelde, K. (2010). A comprehensive approach to soil-atmosphere trace-gas flux estimation with static chambers. *European Journal of Soil Science*, 61, 888-902.
- Pihlatie, M., Syväsalo, E., Simojoki, A., Esala, M., Regina, K. (2004). Contribution of nitrification and denitrification to N₂O production in peat, clay and loamy sand soils under different soil moisture conditions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 70: 135-141.
- Qadir, M., Wichelns, D., Raschid-Sally, L., McCormick, P.G., Drechsel, P., Bahri, A., Minhas, P.S., 2010. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agric. Water Man.* 97, 561-568.
- Raghoebarsing, A. (2006). New directions in microbial methane oxidation. *Radboud Universiteit Nijmegen, Institute for water and wetland research. Applied and Environmental Microbiology*, 55, 1:72, 72-77.
- Rakshit, A., Sarkar, N., Pathak, H., Maiti, R., Makar, A., & Singh, P. (2009). Agriculture: A potential source of greenhouse gases and their mitigation strategies. (C. a. *Climate Change: Global Risks*, Ed.) *Earth and Environmental Science*, 6, 24-25.

- Rutkowski, T., Raschid-Sally, L., Buechler, S. (2007). Wastewater irrigation in the developing world—Two case studies from the Kathmandu Valley in Nepal. *Agricultural water management* 88, 83–91.
- Sánchez González, A. (2006). Efecto del riego con aguas residuales sobre la calidad de la material orgánica extractable con agua (MOEA) y las especies de metales pesados en suelos del Valle del Mezquital. Tesis Ingeniero agrónomo, Universidad Autónoma Chapingo, 123 p.
- Schiller, C.L. y Hastie, D.R. (1996). Nitrous oxide and methane fluxes from perturbed and unperturbed boreal forest sites in northern Ontario. *Journal of Geophysical Research*, 101: D17, p. 22767-22774.
- Schlichting, E., Blume, H. P., Stahr, K. (1995). *Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte* 81, Blackwell Wissenschaftsverlag Berlin.
- Schröder, J. J., Neeteson, J. J., Oenema, O., Struik, P. C. (2000). Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production? Reviewing the state of the art. *Field Crops Research* 66, 151-164.
- Schulze, E., Heimann, M., Harrison, S., Holland, E., Lloyd, J., Colin, I., y otros. (2001). *Global Biogeochemical Cycles in the Climate System*. Germany: Academic press.
- Siebe, Ch. (1994). Akkumulation, Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in langjährig mit Abwasser bewässerten Böden Zentralmexikos. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 17, Stuttgart, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (Ed.), Universität Hohenheim.
- Siebe, C. (1998). Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through longterm irrigation with untreated sewage effluent in Mexico. *Soil. Use. Man.* 14, 119-122.
- Siebe, C., Fischer, W.P. (1996). Effect of long-term irrigation with untreated sewage effluents on soil properties and heavy metal absorption of Leptosols and Vertisols in Central Mexico. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159, 357-364.
- Solís, C., Andrade, E., Mireles, A., Reyes-Solís, I.E., García-Calderón, N., Lagunas-Solar, M.C., Piña, C.U., Flocchini, R.G. (2005). Distribution of heavy metals in plants cultivated with wastewater irrigated soils during different periods of time. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 241, 351–355
- Stepniowski, W., & Stepniowska, Z. (2009). Selected oxygen-dependent process-response to soil management and tillage. *Soil & Tillage Research* , 102, 193-200.
- Terry, T. (2004). Bacterial respiration: electron transport and bacterial chemiosmotic phosphorylation. Obtenido de American Society for Microbiology: http://www.microbelibrary.org/asonly/details_print.asp?id=400&lang=
- Teske, A. D. (2003). Genomic Markers of Ancient Anaerobic Microbial Pathways: Sulfate Reduction, Methanogenesis, and Methane Oxidation. *Biologic Bulletin* , 204, 186-191.
- Tisdall, J.M. & Oades, J.M. (1979). Stabilization of soil aggregates by the root systems of rye grass. *Australian Journal of Soil Research*, 17, 429-441.
- Tiwari, K.K., Singh, N.K., Patel, M.P., Tiwari, M.R., Rai, U.N. (2011). Metal contamination of soil and translocation in vegetables growing under industrial wastewater irrigated agricultural field of Vadodara, Gujarat, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 1670–1677.
- Ussiri, D. A., & Rattan, L. (2009). Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping system from an alfisol in Ohio. *Soil & Tillage Research* , doi:10.1016/j.still.2008.11.008.
- van den Heuvel, R. H. (2009). N₂O emission hotspots at different spatial scales and governing factors for small scale hotspots. *Science of the total Environment* , 407, 2325-2332.
- Veeck, L. (2007). Studies of nitrous oxide and the nitrogen cycle in a temperate river-estuarine system. University of Southampton, School of Ocean and Earth Science.

- Wachinger, G., & Fiedler, S. Z. (2000). Variability of soil methane production on the micro-scale: spatial association with hot spots of organic material and Archaeal populations. *Soil Biology & Biochemistry*, 32, 1121-1130.
- Wagner, D. P. (1999). Methane production in aerated marshland and model soils: effects of microflora and soil texture. *Soil Biology & Biochemistry*, 31, 999-1006.
- Webster, R., Payne, R.W., 2002. Analysing repeated measurements in soil monitoring and experimentation. *Eur. J. Soil. Sci.* 53, 1e13.
- Wisniewski, J., & Lugo, A. E. (1992). *Natural sinks of CO₂*. Netherlands: Kluwer academic Publishers.
- Wu, J., Zhang, J., Wenlin, J., Xie, J., Gu, R., Li, C., y otros. (2009). Impact of COD/N ratio on nitrous oxide emission from microcosm wetlands and their performance in removing nitrogen from wastewater. *Bioresource Technology*, 100, 2910-2917.
- Yavitt, J. W. (2005). Soil chemistry versus environmental controls on production of CH₄ and CO₂ in northern peatlands. *European Journal of Soil Science*, 56, 169-178.
- You, J., Das, A., Dolan, E., & Hu, Z. (2009). Ammonia-oxidizing Archaea involved in nitrogen removal. *Water Research*, doi:10.1016/j.waters.2009.01.016.
- Zhang, W., Zhu, X., Luo, Y., Rafique, R., Chen, H., Huang, J., Mo, J., 2014. Responses of nitrous oxide emissions to nitrogen and phosphorus additions in two tropical plantations with N-fixing vs. non-N-fixing tree species. *Biogeosci. Discuss.* 11, 1413-1442.
- Zheng, J., Zhang, X., Li, L., Zhang, P., & Pan, G. (2007). Effect of long-term fertilization on C mineralization and production of CH₄ and CO₂ under anaerobic incubation from bulk samples and particle size fractions of a typical paddy soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120, 129-138.
- Zou, J. L. (2009). Sewage irrigation increased methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in southeast China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129, 516-522.