



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE GEOLOGÍA

MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

EMISIONES DE GASES CON EFECTO INVERNADERO DE SISTEMAS AGRÍCOLAS
QUE USAN AGUA DE DISTINTA CALIDAD PARA RIEGO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

CARLA HUDLER SCHIMPF

TUTOR(A) PRINCIPAL DE TESIS: DRA. CHRISTINA DESIREE SIEBE GRABACH

INSTITUTO DE GEOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. IRMA AURORA ROSAS PÉREZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DE LA ATMÓSFERA Y CAMBIO CLIMÁTICO, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. ROCÍO JETZABEL ALCÁNTARA HERNÁNDEZ

INSTITUTO DE GEOLOGÍA, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX. DICIEMBRE 2021



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.

COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

ENTIDAD INSTITUTO DE GEOLOGÍA

OFICIO CPCB/1071/2021

ASUNTO: Oficio de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
P r e s e n t e

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Subcomité de Biología Experimental y Biomedicina del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **23 de agosto de 2021** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Manejo Integral de Ecosistemas** de la estudiante **HUDLER SCHIMPF CARLA** con número de cuenta **310619750** con la tesis titulada **“EMISIONES DE GASES CON EFECTO INVERNADERO DE SISTEMAS AGRÍCOLAS QUE USAN AGUA DE DISTINTA CALIDAD PARA RIEGO”**, realizada bajo la dirección de la **DRA. CHRISTINA DÉSIREE SIEBE GRABACH**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DRA. BLANCA LUCIA PRADO PANO
Vocal: DRA. MARÍA GUADALUPE BARAJAS GUZMÁN
Vocal: DRA. BLANCA GONZÁLEZ MÉNDEZ
Vocal: DRA. KATHIA CONSTANCE LÜNEBERG RODRÍGUEZ
Secretario: DRA. ROCÍO JETZABEL ALCÁNTARA HERNÁNDEZ

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 10 de noviembre de 2021

COORDINADOR DEL PROGRAMA



DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA



Agradecimientos Institucionales

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM por el apoyo administrativo durante mis estudios de maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada, la cual me permitió continuar con mi formación académica y finalizar mis estudios de maestría (CVU 1002708).

Al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica UNAM-DGAPA-PAPIIT IG101221 por haber financiado los recursos necesarios para poder llevar a cabo mi trabajo de investigación.

A la Dra. Christina Siebe por fomentar mi amor y pasión por los suelos. Le agradezco su enseñanza y paciencia a lo largo de mi trabajo, así como todo el apoyo que me ha otorgado dentro y fuera del salón de clases.

A mi comité tutorial, constituido por la Dra. Irma Rosas Pérez y la Dra. Rocío Alcántara, por retroalimentar mi trabajo cada semestre y el apoyo otorgado.

Agradecimientos Personales

A mi mamá, por siempre ayudarme a salir adelante. Sin ti nunca hubiera llegado hasta aquí, tu amor y tu apoyo son lo más importante para mí. Este logro es tanto tuyo como mío. Te amo.

A mi hermano, por apoyarme y protegerme. La vida no sería la misma sin ti niño gordo.

A Enrique, por su constante amor y apoyo. Me has hecho muy feliz y no hay palabras para agradecerte todo lo que has hecho por mí estos últimos seis años. Te amo corazón.

A mis tías, Elke (Norma), Elsa, Isabel y Marcela, por siempre estar junto a mí, dándome todo el apoyo y compañía. Son mujeres extraordinarias que me inspiran todos los días. Las quiero mucho y agradezco que estén en mi vida.

A mis hermanas, Andrea, Tanya y Paulina, por hacerme reír desde hace 27 años. Hemos caminado juntas desde el principio y no puedo esperar a descubrir todas las aventuras que aún nos esperan. Gracias por su apoyo y amistad incondicional.

A mi bubu (Lucero), por aceptar ser mí amiga del Kinder. Te agradezco los años de amistad y todas las risas compartidas.

A Zoar y Nayelli, por siempre escucharme y darme consejos. Me han dado más en los últimos años de lo que pudiera imaginar. Su amistad me ha dado mucha felicidad y espero nos dure toda la vida.

A los sinodales del jurado integrado por la Dra. Blanca Prado Pano, la Dra. Blanca González Méndez, la Dra. Kathia Lüneberg Rodríguez, la Dra. Guadalupe Barajas Guzmán y la Dra. Rocío Alcántara Hernández por sus aportaciones que ayudaron a enriquecer este trabajo.

A Blanca González, por todo tu apoyo y paciencia en este trabajo. Sobra decir, que no lo hubiera logrado sin ti. Te agradezco mucho que sin conocerme hayas

aceptado trabajar conmigo y me ofrecieras tu amistad, la cual atesoro todos los días.

A Thalita, por enseñarme a usar el GasMet (alias mi bebe en el instituto). Tu energía y felicidad es algo que agradecí desde el primer día que nos conocimos. Gracias por tu apoyo y amistad.

A todos los integrantes del Laboratorio de Edafología Ambiental del Instituto de Geología de la UNAM, en especial a la Dra. Lucy Mora Palomino por su apoyo durante la realización de este trabajo.

Al Dr. Leopoldo Galicia y al equipo de CARSE, por siempre contribuir a mejorar mi trabajo.

A la Dra. Blanca Prado y la Dra. Lucy Mora por acompañarme cada mañana y tarde en la estación de lisímetros. Aprecio mucho todo su apoyo y enseñanza.

A Alex y Yusnier, por acompañarme en todas las aventuras en la Estación de Lisímetros. El proyecto no hubiera sido lo mismo sin su compañía.

A Gustavo, por siempre estar listo para arreglar todo. No se que haríamos en el laboratorio sin ti.

A mis compañeros, Erick, Rafa, Daniela, Laura, Ana, Manuel y Agustín, por su amistad.

A Mario, por apoyarme con los cálculos y mediciones al inicio del experimento.

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Instituto de Geología por recibirme en sus instalaciones y guiarme en el camino a la investigación.

Índice

Resumen.....	1
Abstract.....	3
1.- Introducción	5
1.1.- <i>Riego con agua residual</i>	5
2.- Marco teórico.....	10
2.1.- <i>Emisión de gases de efecto invernadero</i>	10
2.2.- <i>Producción de GEI en el suelo</i>	11
- <i>Dióxido de Carbono (CO₂)</i>	11
- <i>Metano (CH₄)</i>	12
- <i>Óxido nitroso (N₂O)</i>	14
2.3.- <i>Factores reguladores de la emisión de GEI</i>	18
<i>Humedad del suelo</i>	18
<i>Temperatura</i>	19
<i>Textura y estructura del suelo</i>	20
<i>pH</i>	20
<i>Nutrientes</i>	21
<i>Cobertura vegetal</i>	22
<i>Uso y manejo del suelo</i>	22
2.4.- <i>Efecto del riego con agua residual sobre la emisión de GEI</i>	23
2.5.- <i>Estaciones de Lisímetros</i>	29
2.6.- <i>Modelos para calcular los flujos de GEI</i>	30
3.- Objetivos	32
3.1.- <i>Objetivo general</i>	32
3.2.- <i>Objetivos particulares</i>	32
4.- Hipótesis.....	32
5.- Metodología general.....	34
5.1.- <i>Zona de estudio: Estación de Lisímetros, UNAM.</i>	34
5.1.1.- <i>Zona de estudio: El Valle del Mezquital, Hidalgo</i>	36

5.2.- Perfiles de suelo	36
5.3.- Cobertura vegetal.....	39
5.4.- Medición de GEI.....	39
5.5.- Estimación de los flujos de GEI	43
5.6.- Cálculo de emisiones de GEI acumuladas y el potencial de calentamiento global (GWP).....	45
5.7.- Análisis químico.....	46
5.8.- Dinámica de C y N	47
5.9.- Análisis estadístico.....	47
5.9.1.- Análisis estadístico: Flujos de GEI	47
6.- Resultados	50
6.1.- Características del agua de riego (agua tratada vs agua residual):.....	50
6.2.- Emisión de GEI.....	54
6.2.1.- Emisión de GEI: flujos registrados en el periodo agosto-diciembre 2019	54
6.2.2.- Análisis de ante-dependencia	63
6.2.3.- Análisis REML	65
Variación entre aguas de riego	65
Variación entre riegos.....	67
Variación entre días	70
6.3. – Sensores de temperatura, humedad y potencial redox.....	72
6.4. – Balance iónico y dinámica de N y C en el sistema	78
7.- Discusión.....	85
7.1.- Características del agua de riego (agua tratada vs agua residual):.....	86
7.2.- Emisión de GEI.....	90
Emisión de GEI: flujos registrados en el periodo agosto-diciembre 2019.....	90
Variación entre el tipo de agua de riego	101
Variación entre tipos de riego.....	103
Variación entre momentos de medición.....	106
7.3.- Temperatura, humedad y potencial redox del suelo.....	108
7.4. – Dinámica de la carga iónica y la carga de N y C en el sistema	113
8.- Conclusión	115

9.- Consideraciones finales.....	117
10.- Referencias	119
Anexo 1.- Modelos lineales y no-lineales para cuantificar GEI:.....	142
Anexo 2.- Equipo de medición – Lisímetros:.....	147
Anexo 3.- Descripción edafo-ecológica de los perfiles de suelo.....	149
Anexo 4.- R Script utilizados para calcular los flujos de CO ₂ , CH ₄ y N ₂ O a partir de la función “Selectfluxes” del paquete de R “Gasfluxes”	179
Anexo 5.- Flujo mínimo detectable y ajuste de datos mediante la función “Selectfluxes” del paquete de R “Gasfluxes”.	183
Anexo 6.- Balance hídrico de los lisímetros por evento de riego.....	183
Anexo 7.- Flujos de CO ₂ , N ₂ O y CH ₄ registrados a lo largo del estudio (agosto-diciembre 2019).....	188
Anexo 8.- Evolución temporal de la concentración de NH ₄ ⁺ y NO ₃ ⁻ por lisímetro en las muestras de agua (entrada y salida)	191

Resumen

El Valle del Mezquital en el Estado de Hidalgo constituye uno de los sistemas más grandes de uso de agua residual y que ha utilizado el agua residual (AR) proveniente de la Ciudad de México por más de 100 años para riego agrícola. El riego aporta nutrientes y materia orgánica lábil al suelo e induce cambios en el contenido de humedad y en la disponibilidad de oxígeno en el suelo, de tal forma que influye sobre los principales procesos que dan origen a los gases con efecto invernadero (GEI). La reciente apertura de la planta de tratamiento de aguas residuales de Atotonilco constituye una nueva fuente de agua para el riego agrícola en la zona. El agua tratada (AT) presenta un menor contenido de materia orgánica, por lo que su uso permite implementar métodos de riego que excluyen la necesidad de realizarlo por inundación.

Este estudio se llevó a cabo en la estación de lisímetros de la UNAM con el objetivo de evaluar el efecto del cambio en la calidad de agua (AR vs AT) sobre las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O en suelos agrícolas provenientes del Valle del Mezquital. Adicionalmente, se estimó el efecto de la lámina de agua de riego aplicada (riego moderado vs riego por inundación) y si las emisiones registradas a lo largo de 3 días consecutivos resultan de un efecto temporal de las condiciones del suelo derivado del evento de riego. Las mediciones de las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O se realizaron mediante el método de la cámara cerrada y con ayuda de un analizador de flujo de suelo FTIR (espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier) tipo GasMet. Adicionalmente, se monitoreó la humedad del suelo, la temperatura y los valores de potencial redox a 20, 50 y 80 cm de profundidad. Los datos se analizaron mediante métodos de máxima verosimilitud (REML, por sus siglas en inglés) acoplados a análisis de ante-dependencia. La relación entre los flujos de emisión de cada gas con los valores de humedad, temperatura y potencial redox se evaluó mediante correlaciones de Spearman.

Los resultados indican que la calidad de agua para riego no ejerció un efecto significativo sobre la emisión de CO₂, CH₄ y N₂O. No obstante, se registraron

mayores emisiones de CO_2 y N_2O en los lisímetros regados con AR, lo cual se relacionó con un mayor aporte de materia orgánica. El efecto del tipo de riego fue significativo para los tres gases. Los flujos de CO_2 fueron mayores durante los riegos moderados, mientras que, los flujos de N_2O se vieron favorecidos por el establecimiento de condiciones más reductoras durante los riegos por inundación. Los resultados sugieren que el CH_4 se encuentra presente en el AR y no es producido en el sistema, ya que las emisiones se restringieron a los lisímetros regados con AR y únicamente se presentaron después del riego. Aunado a lo anterior, los valores de potencial redox permanecieron entre los 390 y 700 mV (condiciones óxicas).

Se observó un efecto temporal derivado del riego sobre las emisiones de CO_2 , CH_4 y N_2O . El CO_2 presentó un pico de emisión posterior al riego, mientras que, el N_2O lo presentó pasadas 24 horas. Los flujos de emisión de CO_2 presentaron una relación positiva con la temperatura a 20 cm, y la humedad a 80 cm de profundidad. En cambio, el metano presentó una relación positiva con la humedad a 80 cm y una relación negativa con la temperatura a 50 y 80 cm. El N_2O se relacionó negativamente con la temperatura a 20, 50 y 80 cm de profundidad y con el potencial redox a 20 cm. La relación negativa entre el CH_4 y el N_2O con la temperatura no fue concluyente y requiere ser estudiada más a fondo. Es posible que el efecto de la humedad y la temperatura se sobrepongan, por lo que, un factor combinado (humedad-temperatura) puede contribuir más a explicar las emisiones de gases con efecto invernadero.

Abstract

The Mezquital Valley is one of the oldest and largest wastewater use systems of the world, receiving wastewater from Mexico City for more than 100 years. The wastewater for irrigation adds organic matter and nutrients to the soil and is usually applied through flooding. Irrigation practices modify the soil water content and oxygen and, therefore influences the production of the main greenhouse gases and their emissions. The Atotonilco wastewater plant started to operate in 2018 and is supposed to supply the agricultural area with treated water for irrigation. Treated wastewater has a lower content of organic matter, so the irrigation doesn't have to be applied through flooding.

The study took place in the UNAM lysimeter station in Mexico City. The aim was to estimate the effects of irrigation with treated wastewater and untreated wastewater on soil greenhouse gas emissions from soils from the Mezquital Valley. Additionally, the effect of the amount of water applied (moderate irrigation vs flooding) was evaluated. The gaseous fluxes were measured by the closed chamber method and using a FTIR (Fourier Transform Infrared) gas analyzer (GasMet®). Soil water content, temperature and redox potential were monitored at 20, 50 and 80 cm depth in each lysimeter for the entire study. The data were analyzed through residual maximum likelihood (REML) models, coupled to an ante-dependence model. Correlations between GHG fluxes with soil water content, temperature and redox potential were analyzed for each treatment separately by Spearman correlation.

Results show that water quality did not affect GHG emissions. Nevertheless, CO₂ and N₂O emissions were higher under the untreated wastewater treatment. This is related to a higher organic matter input. The amount of water applied was significant for the three gases. CO₂ fluxes were higher under moderate watering, while N₂O fluxes peaked under flooding in response to anaerobic conditions. Results suggest that CH₄ is applied with the irrigation water, instead of being produced in the soil, since emissions were restricted to the untreated wastewater

irrigation treatment and only occurred right after irrigation. In addition, the redox potential values remained between 390 and 700 mV (oxic conditions).

A temporal effect from irrigation over GHG emission was observed. CO₂ peaked right after irrigation, while N₂O peaked 24 hours later. CO₂ fluxes were positively correlated with soil temperature at 20 cm depth and with soil water content at 80 cm depth. Methane was also positively correlated with soil water content at 80 cm depth and was negatively correlated with soil temperature at 50 and 80 cm depth. Similarly, N₂O fluxes were negatively correlated with soil temperature at 20, 50 and 80 cm depth and with redox potential values at 20 cm. The negative relation between CH₄ and N₂O with soil temperature was not conclusive and needs further investigation. It's possible that a combined factor water content-temperature can contribute more to explain the GHG emissions, rather than each variable independently.

1.- Introducción

1.1.- Riego con agua residual

La disponibilidad de agua es una de las principales limitantes de la productividad agrícola a escala mundial, por lo que la irrigación de los cultivos constituye una práctica habitual, especialmente en regiones áridas y semiáridas, donde la disponibilidad de agua es escasa (Gharaibeh et al., 2016). La agricultura es el principal consumidor del recurso hídrico, utilizando entre el 70-90% del agua dulce (Fig. 1) (Rashid-Sally y Jayakody, 2008; Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2018). Lo anterior tiene grandes implicaciones para la seguridad hídrica y alimentaria, ya que actualmente se riegan alrededor de 275 millones de hectáreas (Weil y Brady, 2017), lo que representa el 40% de los campos agrícolas globales (Xu et al., 2019).

Lo anterior ha causado una presión sobre los recursos hídricos locales, aumentando la necesidad de encontrar soluciones sostenibles para el mantenimiento del recurso a largo plazo. Una de las prácticas más prometedoras y utilizadas consiste en el reúso de aguas residuales para contrarrestar la demanda de agua por el sector agrícola (Becerra-Castro et al., 2015; Gharaibeh et al 2016). Se estima que se riegan más de 20 millones de hectáreas con agua residual o tratada a escala global, lo cual constituye alrededor del 10% del área total bajo sistema de riego (Gatto D'Andrea et al., 2015).

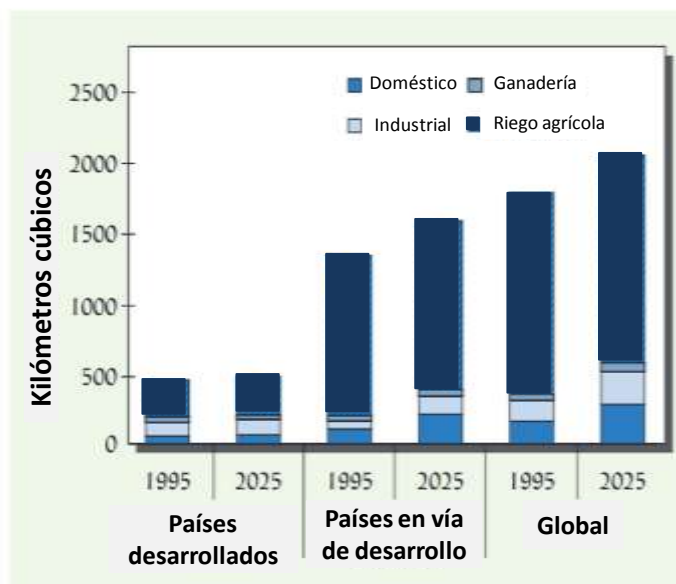


Figura 1.- Proporción del agua utilizada para uso doméstico, industrial, ganadería y para riego agrícola en países en vías de desarrollo, países desarrollados y en el mundo en 1995. Se predicen los valores para el año 2050 (Figura modificada a partir de Weil y Brady, 2017).

El Valle del Mezquital en el Estado de Hidalgo constituye uno de los sistemas de uso de agua residual más grandes y antiguos del mundo. La zona agrícola de la región ha utilizado el agua residual proveniente de la Ciudad de México por más de 100 años para el cultivo de alfalfa, maíz, pasto, entre otros. Se estima que alrededor de 40 m³/s de agua residual son descargadas en el valle y alrededor de 90,000 ha son regadas con agua residual en la zona (Gatto D'Andrea et al., 2015).

La escasez de agua no es el único factor que promueve el uso de agua residual en la agricultura. Adicionalmente, el uso de agua residual tiene el potencial de contribuir a la recarga de acuíferos (Elgallal et al., 2016), mejorar la fiabilidad del suministro de agua (Keraita et al., 2008) y mejorar los niveles de fertilidad del suelo al aportar materia orgánica (hasta 1000 mg de C orgánico disuelto por litro) y nutrientes al suelo (527 kg de N, 227 kg de P y 781 kg de K por hectárea al año en parcelas cultivadas con alfalfa; Siebe, 1998), lo que puede incrementar el rendimiento de los cultivos y reducir el uso de fertilizantes inorgánicos (Keraita et al., 2008).

La entrada de nutrientes es considerada un beneficio, no obstante, el contacto con aguas residuales, así como el consumo de productos regados con la misma, se han asociado a enfermedades gastrointestinales como la helmintiasis, cólera, tifoidea, giardiasis, y amebiasis, así como a problemas e infecciones en la piel (Rashid-Sally y Jayakody, 2008; Gatto D'Andrea et al., 2015). Por otro lado, existe una preocupación por la acumulación de sales, metales pesados (Abd-Elwahed et al., 2018; Elgallal et al., 2016; Fang et al., 2017; Ganjegunte et al., 2018), agentes tensoactivos (Siebe y Cifuentes, 1995) y productos farmacéuticos (Qadir et al., 2010; Rehman et al., 2015), derivado del uso prolongado de agua residual para riego. Lo anterior, repercute en la composición y actividad de la comunidad microbiana (Dang et al., 2019; Gou et al., 2017; Lüneberg et al., 2018a). Friedel y colaboradores (2000) reportan un aumento en la biomasa y actividad microbiana en respuesta a la entrada de materia orgánica de fácil degradación (C/N~4), nutrientes y agua al suelo. Por el otro lado, reportan un efecto negativo de la creciente salinización, especialmente de la saturación de sodio (Na), sobre la respiración basal y la carga energética de adenilato (AEC por sus siglas en inglés; *adenylate energy charge*), así como un aumento de la capacidad desnitrificante. Una alta concentración de sodio en el suelo tiende a afectar la estructura de la comunidad microbiana al reducir el potencial osmótico de las células microbianas. Se ha reportado una adaptación de los taxones bacterianos asociados a suelos con altas concentraciones de sodio (posiblemente mediante la acumulación de osmolitos) y al estrés salino derivado del uso de agua residual (Lüneberg et al., 2018). Se ha observado una dominancia de bacterias pertenecientes a los phyla *Planctomycetes*, *Proteobacteria*, *Bacteroidetes* y *Gemmatimonadetes* en los suelos del Valle del Mezquital regados con agua residual, así como la presencia activa de patógenos potenciales como *Acinetobacter*, *Bacillus* y *Norcadia* spp. (Lüneberg et al., 2018).

En el Valle del Mezquital es común realizar el riego por inundación debido al alto contenido de materia orgánica suspendida en el agua. El riego por inundación promueve la infiltración en la zona, lo cual resulta en una recarga del acuífero a nivel del distrito de $24.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, si se asume una irrigación de 0.26 m por evento de

riego (Hernández-Martínez et al., 2018). Tras un evento de riego por inundación, el suelo permanece saturado con agua, lo que conlleva a condiciones favorables para la producción de N_2O y CH_4 (González-Méndez et al., 2015). La actividad desnitrificante ha sido reportada anteriormente en la zona. Friedel y colaboradores (2000) reportan un incremento de la capacidad de desnitrificación 50 veces mayor en parcelas regadas con agua residual en relación a parcelas de temporal. Los autores atribuyen este aumento de la capacidad desnitrificante a un efecto negativo de los contaminantes del agua de riego; específicamente al alto contenido de agentes tensoactivos (alquilbencensulfonato) (Friedel et al., 2000). Por su parte, Lüneberg y colaboradores (2018) reportan una mayor presencia de microorganismos involucrados en la nitrificación y desnitrificación en suelos irrigados con agua residual, así como una alta abundancia de géneros como *Nitrosospira*, *Nitrosomonas* (*Nitrosomonadales*), *Nitrospira* (*Nitrospirae*), *Nitratireductor* (*Rhizobiales*) y *Massilia* (*Burkholderia*). Asimismo, reportan la presencia de taxa involucrados en las vías metabólicas del metano y la presencia de *Verrucomicrobia* y *Gammaproteobacteria*, que incluyen taxones metanotróficos como *Methylacidiphilum* y *Methyloccacea* (Lüneberg et al., 2018). Esto concuerda con lo reportado por Ibekwe y colaboradores (2018), quienes encontraron un mayor número de OTUs asociados a bacterias nitrificantes, bacterias fijadoras de nitrógeno, degradadores de carbono y bacterias desnitrificantes en suelos de California regados con agua residual en relación a suelos regados con agua limpia (Ibekwe et al., 2018).

El riego por inundación con agua residual aporta una mayor carga¹ de nutrientes, incluido N, el cual puede ser fácilmente perdido vía lixiviación como NO_3^- o emisión de N_2O . González-Méndez et al (2015) reporta un aumento en las emisiones de N_2O y CO_2 en cultivos de maíz regados con agua residual (emisión promedio: 0.343 mg de N- N_2O $m^{-2} h^{-1}$, 77.5 mg de C- CO_2 $m^{-2} h^{-1}$,) en relación a parcelas de temporal (emisión promedio: 0.03 mg de N- N_2O $m^{-2} h^{-1}$ y 16.6 mg de

¹ Se utiliza el concepto de carga como equivalente al término en inglés "load" que hace referencia a la cantidad de cualquier sustancia (por ejemplo, nutriente, contaminante etc.) que se descarga en un sistema. La carga [g] se determina a partir de la multiplicación de la concentración de cualquier sustancia (masa/volumen o masa/masa) y el flujo (volumen o masa). El término se utiliza a lo largo del documento.

C-CO₂ m⁻² h⁻¹). Los autores atribuyen este aumento de las emisiones a la entrada adicional de compuestos orgánicos lábiles, así como al establecimiento de condiciones anóxicas temporales (decremento del potencial redox en 150 – 200 mV) que conducen a altas tasas de desnitrificación y, por ende, se ven reflejadas en mayores flujos de N₂O (González-Méndez et al., 2017). A pesar de que se ha reportado una alta eficiencia del sistema en relación al uso de N (65% del N es absorbido por los cultivos), cerca del 10% del N contenido en el agua de riego se pierde vía lixiviación (Hernández-Martínez et al., 2018).

Dado los problemas y riesgos de salud reportados en diversas partes del mundo y en la zona, han aumentado las plantas de tratamiento de aguas residuales en el país y se tiene prevista la construcción de 21 plantas adicionales para el presente sexenio (Proyectos de México, 2019). En 2018, comenzó la operación continua de la planta de tratamiento de aguas residuales de Atotonilco, en el Estado de Hidalgo, la cual tiene previsto sanear el 60% de las aguas residuales que arriban de la Zona Metropolitana del Valle de México y proveer de agua tratada a la zona agrícola del Valle del Mezquital.

Para investigar los efectos del cambio en la calidad del agua de riego sobre los procesos edáficos, el grupo Suelo y Ambiente del Instituto de Geología inició un experimento a mediano plazo en la estación de lisímetros de la UNAM en 2019. La estación cuenta con monolitos de suelo extraídos de parcelas regadas por 100 años con agua residual sin tratar. La instrumentación de los monolitos en la estación de lisímetros permite dar seguimiento a los balances de agua, nutrientes y contaminantes bajo condiciones muy similares a las que prevalecen en campo. En esta tesis me enfoqué a medir emisiones de flujos de GEI durante el primer ciclo de cultivo establecido en los monolitos de agosto 2019 a enero 2020. En dicho ciclo, se experimentó con diferentes láminas de riego con el objetivo de verificar el funcionamiento de todos los sensores. Yo aproveché este ciclo para entrenarme en la técnica de medición de gases con la intención de aplicarla en el segundo ciclo de maíz (abril a noviembre 2020). Sin embargo, la contingencia sanitaria no permitió dar puntual seguimiento a este segundo ciclo, por lo cual he

aprovechado los datos del primer ciclo para analizar los efectos de la calidad y la lámina de agua aplicada sobre la emisión de gases con efecto invernadero. Esta tesis documenta las experiencias ganadas durante este primer ciclo de cultivo en la estación de lisímetros de la UNAM. El objetivo fue determinar el efecto del cambio en la calidad de agua de riego sobre las emisiones de GEI en suelos agrícolas de la región del Valle del Mezquital, así como de evaluar el efecto de la lámina de agua aplicada sobre las emisiones de GEI. Los resultados del presente trabajo pueden proporcionar información relevante acerca de la respuesta inicial de los suelos del Valle del Mezquital al cambio en la calidad de agua utilizada para riego, así como al cambio en los regímenes de riego.

2.- Marco teórico

2.1.- Emisión de gases de efecto invernadero

Los suelos juegan un papel primordial, tanto en el ciclo global del carbono (C) como en el ciclo global del nitrógeno (N), ya que pueden actuar como sumidero o fuente de dichos bioelementos. A pesar de que se encuentran distribuidos de forma inequitativa (Δ 3-4 órdenes de magnitud de C). En el suelo se almacenan alrededor de 2500 Pg de C total, de los cuales aproximadamente 1500 Pg de C corresponden a carbono orgánico del suelo (COS), y 136 (92-140) Pg de N total en las capas superficiales del suelo (0 - 1 m de profundidad). De tal forma que, los suelos representan los reservorios terrestres más grandes de C y N y, por lo tanto, influyen sobre el balance global de los principales gases de efecto invernadero (GEI) (Oertel et al., 2016). Dentro de éstos, el dióxido de carbono (CO_2) es el GEI más abundante en la atmósfera (360 - 410 ppm) y es considerado el GEI más importante de origen antropogénico, debido a que sus emisiones anuales aumentaron en un 80% de 1970 a 2004 (IPCC, 2007), lo cual se relaciona esencialmente con la quema de combustibles fósiles. El CH_4 y el N_2O son otros gases considerados dentro del grupo de GEI. A pesar de que su concentración atmosférica es menor con respecto a la del CO_2 (1.72 ppm y 320 ppb

respectivamente), su contribución al efecto invernadero es mayor, siendo 25 a 30 veces más efectiva en el caso del CH₄ y 300 a 310 veces más efectiva en el caso del N₂O (Weil y Brady, 2017).

2.2.- Producción de GEI en el suelo

- Dióxido de Carbono (CO₂)

El CO₂ se produce bajo condiciones aeróbicas mediante la respiración del suelo, la cual constituye el flujo de CO₂-C del suelo a la atmósfera e integra todos los procesos metabólicos que liberan CO₂, tanto de organismos autótrofos como heterótrofos. La respiración autótrofa corresponde a la respiración de las raíces de las plantas, mientras que, la respiración heterótrofa es llevada a cabo por la fauna edáfica y microbiana (hongos y bacterias) que ocurre durante los procesos de descomposición y mineralización de la materia orgánica (Adachi et al., 2006; Lou y Zhou, 2006; Noh et al., 2016).

La respiración del suelo representa entre el 60 y el 90% de la respiración total del ecosistema (Raich et al., 2002). Se estima que mediante este proceso se pierde el 25% del carbono que entra al suelo a partir de la productividad primaria neta, de los cuales únicamente el 26% proviene de la respiración de las raíces y micorrizas, mientras que, el resto proviene de los procesos de descomposición y mineralización (Raich y Schlesinger, 1992). A escala global los procesos de respiración del suelo contribuyen con 78-100 Pg de C al año (Raich et al., 2002; Bond-Lamberty y Thomson, 2010), lo que equivale a diez veces las emisiones de C por la quema de combustibles fósiles (Hanson et al., 2000; Kuzyakov, 2006).

Por otro lado, el CO₂ es un producto de los procesos de metanotrofia y la oxidación anaerobia de metano dependiente de nitrito (N-DAMO), no obstante, la contribución de CO₂ en estos procesos es considerablemente menor en relación a la obtenida mediante los procesos de respiración. Cabe mencionar que una fracción del CO₂ producido puede ser empleado por microorganismos metanogénicos; porción que suele ser mucho menor y casi menospreciable en

relación a la cantidad que se produce por procesos de respiración en suelos no inundados (Lou y Zhou, 2006).

- Metano (CH₄)

La mayor parte de la producción de CH₄ en los suelos se atribuye al proceso de metanogénesis que se lleva a cabo bajo condiciones anóxicas. Este proceso puede darse en sitios aislados dentro del suelo (micrositios anaerobios) que fungen como refugio para las arqueas metanogénicas o en suelos inundados, donde se alcanzan las condiciones necesarias para la producción de CH₄ (potencial redox ≤ -200 mV) (Serrano-Silva et al., 2014). Los organismos metanógenos pueden encontrarse en ambientes muy diversos tales como sedimentos marinos, tracto digestivo de casi todos los animales (incluyendo el ser humano), en agua dulce, volcanes, ambientes salinos, digestores de residuos anaerobios, entre otros. Son organismos estrictamente anaerobios, por lo que la producción de CH₄ a nivel global se asocia principalmente a los cultivos de arroz bajo inundación, el manejo anaeróbico de residuos sólidos, quema de biomasa y los procesos digestivos de los rumiantes (Thangarajan et al., 2012). Los metanógenos emplean diferentes compuestos para reducir el CO₂ a CH₄ como son el acetato, compuestos metilados, alcoholes y el CO₂ e H₂, lo que los vuelve microorganismos versátiles que pueden encontrarse en diversos ambientes anaerobios.

En condiciones aerobias, ciertas bacterias producen la enzima metano-monoxigenasa, la cual les permite oxidar el CH₄ a CO₂ (proceso conocido como metanotrofía) (Weil y Brady, 2017). Estas bacterias pertenecen a los grupos de *Alpha-* y *Gamma-proteobacteria* y *Verrucomicrobia*, y pueden reducir en un 50-80% las emisiones de CH₄ a la atmósfera (Serrano-Silva et al., 2014). Su actividad óptima se observa bajo condiciones de pH neutro, temperaturas cercanas a los 25°C y baja salinidad. Estos organismos habitan en una gran variedad de sistemas, principalmente en sitios con una interfase entre condiciones óxicas y anóxicas. Mientras que, en condiciones anaerobias, la oxidación de CH₄ es

realizada por un consorcio de arqueas metanotróficas (ANME, *Anaerobic Methanotrophic archaea*) que pueden acoplarse a diversos grupos como reductoras de sulfato (Knittel y Boetius, 2009), reductoras de nitrato/nitrito (Haroon et al., 2013), o reductoras de Fe o Mn (Ettwig et al., 2016; Lui et al., 2020).

Los suelos emiten CH₄ mediante tres mecanismos:

1. La difusión de CH₄ disuelto que sigue un gradiente de concentración de las capas más profundas del suelo donde se lleva a cabo una mayor producción de CH₄ (condiciones menos aerobias) hacia las capas superficiales donde la concentración de CH₄ tiende a ser menor debido a las condiciones aerobias. El proceso de difusión es el mecanismo de emisión de CH₄ más lento, no obstante, es de suma importancia debido a que permite el contacto entre el CH₄ y las bacterias metanótrofas se prolongue, promoviendo la oxidación de CH₄ en las capas superficiales y, por lo tanto, reduciendo las emisiones de dicho gas a la atmósfera (Serrano-Silva et al., 2014).
2. Mediante el proceso de ebullición, el cual hace referencia a la liberación de CH₄ a partir de burbujas de gas que migran a la superficie. Este proceso ocurre cuando la producción de CH₄ es grande; tiende a ser un proceso de difusión rápido que no permite que la oxidación del CH₄ se lleve a cabo.
3. Por último, el transporte mediado por plantas consiste en la liberación del CH₄ vía el aerénquima de plantas vasculares (Lia, 2009). El aerénquima es un tipo de parénquima (tejido vegetal) que se caracteriza por presentar un sistema continuo de grandes espacios intercelulares rellenos de aire. Este tipo de tejido es característico de plantas acuáticas, sin embargo, se ha observado en plantas vasculares que se encuentran adaptadas a zonas inundadas o que experimentan prácticas de riego por inundación, como es el caso del arroz o incluso maíz (Lia, 2009). La función básica del aerénquima es transportar el O₂ necesario para la respiración de las raíces

y la división celular de los órganos sumergidos. El gradiente de concentración formado dentro del aerénquima es la fuerza que impulsa la difusión del CH₄ de la zona de las raíces a las partes aéreas de las plantas y su posterior liberación a la atmósfera. Este mecanismo también evita la capa aeróbica-oxidante de CH₄, por lo que constituye una fuente importante de emisiones de CH₄ (Lai, 2009; Serrano-Silva et al., 2014).

Recientemente, se descubrió la oxidación de metano dependiente de nitrito (N-DAMO), de tal forma que hay un acoplamiento del ciclo del N y C (Ettwig et al., 2010). En este proceso el CH₄ es utilizado como donador de electrones por organismos pertenecientes al filo bacteriano Methylomirabilota (antes NC10) incluyendo bacterias como *Candidatus "Methylomirabilis oxyfera"* (Ettwig et al., 2010; van Kessel et al., 2018). Esta bacteria posee una vía intra-aeróbica única que le permite producir oxígeno a partir de dos moléculas de óxido nítrico (dismutación de NO en N₂ y O₂). El oxígeno resultante es utilizado para la oxidación del CH₄ de manera similar a como se realiza mediante el proceso de metanotrofía (Wu et al., 2011).

- Óxido nitroso (N₂O)

La producción y liberación de N₂O se atribuye principalmente al proceso de nitrificación y desnitrificación. El primero es un proceso aerobio que consiste en la oxidación biológica de amonio (NH₄⁺) a nitrato (NO₃⁻) con la hidroxilamina (NH₂OH) y el nitrito (NO₂⁻) como intermediarios. Estos dos últimos compuestos son intermediarios lábiles y su formación fomenta la producción y, consecuente liberación de N₂O (Fowler et al., 2015). Principalmente, durante la oxidación de la hidroxilamina, se forma óxido nítrico (NO), el cual es fácilmente reducido a N₂O (Thangarajan et al., 2012). La nitrificación es realizada por bacterias autótrofas como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* (bacterias amonio o nitrito-oxidantes) o por algunas arqueas como *Crenarchaeota* (arqueas-amonio-oxidantes), así como organismos heterótrofos que incluyen bacterias del género *Achromobacter*,

Pseudomonas y algunos hongos (*Aspergillus*, *Nocardia*, entre otros). Las bacterias nitrificantes suelen ser muy sensibles a los cambios en su entorno. Su actividad se ve favorecida en suelos bien aireados (cerca del 60% del espacio poroso lleno con agua), bajo temperaturas entre los 20 y 30°C, y una alta concentración de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}). En cambio, estos organismos se ven afectados por la aplicación de pesticidas, condiciones muy ácidas o concentraciones muy altas de NH_4^+ (Fowler et al., 2015).

Recientemente, se descubrió que bacterias del género *Nitrospira* son capaces de llevar a cabo el proceso de nitrificación de manera completa (comammox, complete ammonia oxidation). Es decir, realizan tanto la oxidación de amonio y nitrito, sin la producción de los intermediarios, por lo que, no generan N_2O (Koch et al., 2019).

La desnitrificación constituye la reducción de nitrato vía N_2O a N_2 . Es un proceso anaerobio/microaerobio (potencial redox: 200 – 240 mV; espacio poroso ocupado por agua > 50%) y es considerada la principal fuente de N_2O en los suelos. La llevan a cabo bacterias heterótrofas desnitrificantes o anaerobias facultativas como *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Microccus* y *Achromobacter* (Weil y Brady, 2017). El proceso ocurre comúnmente en las interfases aerobias-anaerobias del suelo. En este proceso actúan una serie de enzimas que se encargan de reducir el NO_3^- a N_2 ; primero actúa la enzima nitrato-reductasa (NAR), seguido de la nitrito reductasa (NIR), la óxido-nitrito-reductasa (NOR) y, finalmente, la óxido-nitroso-reductasa (NOS). A diferencia de la nitrificación, en la desnitrificación el N_2O sí es un intermediario obligado. Éste se emite cuando la actividad enzimática de la NOS, NIS y NIR es mayor a la NOR o cuando las condiciones no permiten que el proceso se lleve a cabo de forma completa. Lo anterior, puede ocurrir si los niveles de O_2 no son lo suficientemente bajos (menores al 10%), bajo condiciones de acidez ($\text{pH}<5$), si la disponibilidad de C es relativamente baja y si las concentraciones de NO_3^- y NO_2^- son altas. Todas estas condiciones inhiben la desnitrificación completa y favorecen la liberación de N_2O (Fowler et al., 2015; Weil y Brady, 2017).

Otro proceso recién descubierto es la oxidación anaerobia del amonio (Anammox, *anaerobic ammonium oxidation*). El proceso consiste en la conversión de NH_4^+ a N_2 utilizando el NO_2^- como aceptor de electrones. El nitrito requerido puede provenir de bacterias o arqueas nitrificantes, de tal forma que el proceso se lleva a cabo en la interfase aerobia-anaerobia del suelo, suelos saturados o al interior de macroagregados. Las bacterias que realizan este proceso son inusuales y pertenecen al orden Brocadiales del phylum Planctomycetota (Weil y Brady, 2017).

En ambientes estrictamente anaerobios, ricos en C orgánico fácilmente oxidable y bajas concentraciones de NO_2^- puede llevarse a cabo la reducción disimilatoria de NO_3^- a NH_4^+ (DNRA). La realizan bacterias fermentativas como *Clostridium* y *Enterobacter* que usan al NO_3^- como aceptor de electrones y reducen el NO_3^- a NO_2^- y a NH_4^+ , pero no llegan a producir N_2 (Weil y Brady, 2017).

Además de las emisiones de N_2O y otros gases como NH_3^+ , NO_x o N_2 , el N del suelo puede perderse vía lixiviación en forma de NO_3^- . Este último proceso ocurre cuando el volumen de agua que llega al suelo excede la capacidad de retención de éste, de tal forma, que los nutrientes o compuestos presentes en la solución del suelo son arrastrados con el flujo de percolación. Este proceso se ve influenciado principalmente por la textura y estructura del suelo en cuestión, por la cobertura vegetal y por la cantidad y forma del N presente en el suelo (Weil y Brady, 2017).

La Figura 2 muestra las principales rutas de producción y emisión de CO_2 , CH_4 y N_2O en el suelo.

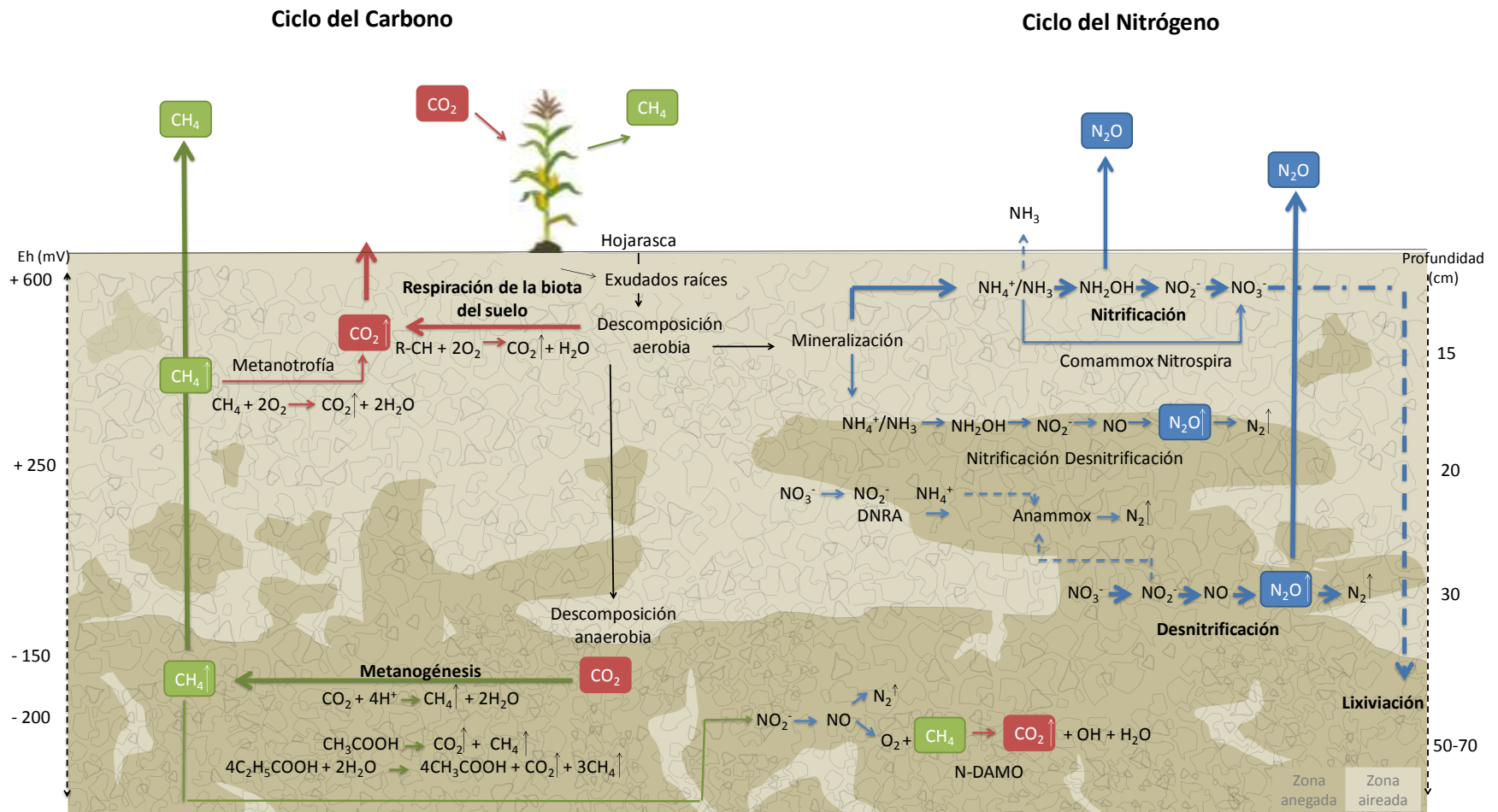


Figura 2.- Principales procesos de producción y liberación de CO₂, CH₄ y N₂O en el suelo. Las flechas rojas indican los procesos relacionados con la producción, liberación y consumo del CO₂, mientras que las verdes y las azules hacen referencia a los procesos relacionados con el CH₄ y N₂O, respectivamente. La zona inferior (café oscuro) indica condiciones anaerobias, mientras que la sección de café claro indica condiciones aeróbicas. (Elaboración propia con base en Nisbet et al., 2009; Serrano-Silva et al., 2014; Fowler et al., 2015; Hu y He, 2017; Weil y Brady, 2017).

2.3.- Factores reguladores de la emisión de GEI

La respiración del suelo, la actividad microbiana y los procesos de descomposición son afectados por diversos factores bióticos y abióticos, lo cual se ve reflejado en la emisión de GEI. Entre los factores que más afectan los flujos resultantes se encuentran la temperatura y la humedad, ya que ambos determinan la dinámica redox del suelo, la capacidad de difusión, la actividad microbiana y de raíces, así como la disponibilidad de nutrientes (Wood et al., 2013).

Humedad del suelo

Es considerada el factor regulador más importante, ya que influye directamente sobre la actividad microbiana y sobre los procesos asociados. Se relaciona con el contenido de oxígeno y los procesos de difusión.

Tanto, la respiración del suelo como la nitrificación, constituyen procesos aerobios que requieren oxígeno (O_2). El contenido de humedad en el suelo limita dichos procesos al disminuir la disponibilidad de O_2 bajo condiciones muy húmedas o de saturación, mientras que, en condiciones de poca humedad el efecto del agua sobre la respiración y nitrificación está regulado por la baja disponibilidad de agua y nutrientes para los microorganismos desintegradores (Zimmerman et al., 2015). El contenido de agua óptimo se encuentra cerca de la capacidad de campo del suelo (60-80% del espacio poroso saturado con agua; EPSA)(Xue et al., 2012), donde los macroporos se encuentran principalmente llenos de aire, facilitando la difusión de O_2 , mientras que, los microporos se encuentran llenos de agua, facilitando la difusión de sustratos solubles (Davidson et al., 2000) y la actividad microbiana.

En contraste, condiciones muy húmedas o de saturación favorecen las vías metabólicas anaeróbicas, como la metanogénesis y la desnitrificación. La producción de CH_4 requiere condiciones estrictamente anaerobias (~100% EPSA; valores de potencial redox muy bajos) y se correlaciona de forma positiva con la humedad del suelo (Gao et al., 2014). La producción de metano no comienza hasta que se alcanzan valores de potencial redox muy bajos (< -200 mV), y la

reducción de nitrato, hierro (III), manganeso (IV) y sulfato se hayan completado, lo cual requiere condiciones de saturación prolongadas (Smith et al., 2018). En relación al N_2O , se ha reportado una emisión y producción óptima al 70-80 % de EPSA, mientras que, a valores de humedad más altos se promueve su reducción a N_2 (Butterbach-Bahl et al., 2013; Smith et al., 2018).

Periodos prolongados de sequía pueden reducir considerablemente las emisiones de GEI, fungiendo como reservorios de CH_4 y N_2O (Oertel et al., 2016). Por otro lado, la entrada de agua tras periodos prolongados de sequía genera pulsos de emisión (“Birch effect”) (Birch, 1958). Los pulsos de rehidratación promueven las emisiones en las primeras horas a días, en respuesta a la disponibilidad de nutrientes derivada de la reactivación de los procesos de mineralización y la disponibilidad de materia orgánica de fácil descomposición (Inglima et al., 2009; Oertel et al., 2016). Por otro lado, la entrada de agua (de lluvia o por riego) al sistema promueve el desplazamiento de los gases contenidos en el espacio poroso del suelo hacia la atmósfera, ocasionando una desgasificación del suelo (González-Méndez et al., 2015; Xu et al., 2018).

Temperatura

La temperatura regula la actividad microbiana al regular la actividad enzimática. A bajas temperaturas, la actividad tiende a disminuir, resultando en tasas de descomposición más bajas, y un ciclo de nutrientes más lento (Davidson y Janssens, 2006; Chapin et al., 2011) y, por ende, en tasas de emisión de GEI más bajas. Diversos estudios han demostrado que las tasas de respiración aumentan con la temperatura, siempre y cuando el C y los nutrientes no se encuentran limitados (Wood et al., 2012; Wood et al., 2013). El aumento en las tasas de respiración puede reducir la concentración de O_2 en el espacio poroso del suelo y, por consiguiente, promover la producción de CH_4 y N_2O (Butterbach-Bahl et al., 2013). El efecto positivo de la temperatura puede ser contrarrestado por el estrés hídrico, ya que el agua funge como transporte de los nutrientes requeridos por los microorganismos (Zhou et al., 2013).

Textura y estructura del suelo

La textura y estructura del suelo ejercen un efecto debido a que a ambas se encuentran ligadas a la porosidad, la cual determina la capacidad de retención y movimiento del agua, así como la difusión de O_2 a lo largo del perfil.

La tasa de difusión entre y dentro de los agregados influye sobre el intercambio de gases entre el suelo y la atmósfera. Suelos con una mayor proporción de macroporos (por ejemplo, suelos arenosos) retienen menos agua y, por lo tanto, fomentan vías metabólicas aerobias, como la respiración y nitrificación (Ball, 2013). En cambio, suelos con una mayor proporción de microporos y texturas finas soportan la formación de CH_4 y N_2O en condiciones húmedas. De igual forma, suelos bien estructurados reducen las emisiones de GEI, ya que el C y N se encuentra dentro de los agregados, de forma que no está al alcance de los microorganismos (Oertel et al., 2016). En cambio, la presencia de agregados rotos en suelos compactados promueven las emisiones, al restringir los procesos de difusión e intercambio de gases.

pH

El pH juega un papel importante al regular las reacciones químicas del suelo, así como el crecimiento, proliferación y actividad de los microorganismos. La mayoría de las bacterias crecen bajo un rango de pH entre 4 y 9, mientras que, los hongos son moderadamente más acidófilos con un rango de pH de 4 a 6 (Lou y Zhou, 2006; Rousk y Bááth, 2011; Grosso et al., 2016; Weil y Brady, 2017).

La producción de CO_2 se ve favorecida en valores de pH cercanos a 7 (Lou y Zhou, 2006). En suelos muy ácidos ($pH < 4$) se produce de 2 a 12 veces menos CO_2 debido al efecto adverso de la acidez sobre la actividad microbiana. Asimismo, se ha reportado una disminución del 18% de la emisión de CO_2 en valores pH de 8.7 y hasta una disminución del 83% bajo $pH \geq 10$ (Lou y Zhou, 2006). El pH óptimo para la metanogénesis se encuentra entre pH 4 y 7 (Dalal y Allen, 2008). La nitrificación aumenta conforme lo hace el valor de pH dentro del rango circumneutral, pero no es favorable a valores alcalinos, dado que el

equilibrio entre NH_3 y NH_4^+ cambia y favorece la formación del gas amoníaco (Oertel et al., 2016). Por lo que, la actividad óptima de los organismos nitrificadores y desnitrificadores se encuentra en el rango de pH entre 7 y 8. En condiciones de acidez (pH <5), la reducción de N_2O a N_2 tiende a verse afectada debido a la inhibición de la actividad de la óxido-nitroso reductasa (Fowler et al., 2015; Weil y Brady, 2017).

El pH del suelo también influye en la disponibilidad o fijación de algunos nutrimentos del suelo, lo que puede influir sobre la actividad microbiana y de las plantas. Por ejemplo, la acidez favorece el intemperismo, de forma que se liberan K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} y Mn^{2+} e incrementa la solubilidad de sulfatos, carbonatos y fosfatos (Weil y Brady, 2017). Por otro lado, las plantas pueden acidificar hasta dos unidades su rizósfera debido a la secreción de exudados ricos en ácidos orgánicos y debido a una mayor absorción de cationes (por ejemplo, K^+ , NH_4^+ y Ca^{2+}) en relación a los aniones (por ejemplo NO_3^- , SO_4^{2-}), conduciendo a una mayor secreción de iones H^+ (Taiz y Zeiger, 2010; Weil y Brady, 2017).

Nutrientes

La calidad del sustrato está determinada por el contenido de compuestos lábiles y recalcitrantes que presenta un sustrato y se mide a partir de la relación C/N. La hojarasca de rápida descomposición tiende a presentar una mayor concentración de componentes lábiles en relación a los recalcitrantes (C/N baja), lo que promueve las tasas de descomposición y, por ende, conduce a altas tasas de respiración (Chapin et al., 2011). De manera similar, las emisiones de N_2O presentan una correlación negativa con la relación C/N, presentando los valores más bajos ante valores de $\text{C/N} \geq 30$ (materia orgánica de difícil descomposición) y mayores emisiones a valores de C/N de 11 (descomposición óptima-rápida) (Oertel et al., 2016).

Por otro lado, la adición de fertilizantes, principalmente ricos en N, promueve los procesos de respiración siempre y cuando el C no se encuentre limitado. En cambio, las emisiones de N_2O dependen del tipo de fertilizante aplicado y de si la

planta es capaz de absorberlo. En general, un aporte mayor de N en formas no disponibles para la planta, resulta en mayores emisiones de N₂O (McSwiney y Robertson, 2005).

Cobertura vegetal

El tipo de vegetación, así como la edad de la misma puede influir en la toma de nutrientes del suelo y en la actividad de la rizósfera. Se ha reportado una disminución de las tasas respiratorias en bosques de pino y abetos conforme éstos envejecen, lo cual es atribuido a una reducción de la biomasa fina de raíces (Oertel et al., 2016). En sitios agrícolas, las emisiones de N₂O asociadas a plantas fijadoras de N (leguminosas) tienden a ser más altas en relación a especies no fijadoras, debido a una mayor disponibilidad de Nt y, por ende, mayores tasas de mineralización (Dalal y Allen, 2008). Sin embargo, las emisiones de N₂O siguen siendo menores a las asociadas a suelos fertilizados (Butterbach-Bahl et al., 2013; Oertel et al., 2016). Por otro lado, la etapa de la planta o cultivo en cuestión influye sobre la absorción y demanda de nutrientes y, en consecuencia, sobre el contenido de N o C en el suelo que puede ser emitido en forma de GEI. Se ha reportado que en el caso del maíz (*Zea mays*), la demanda de N y otros nutrientes (P, K y Zn) aumenta durante el periodo vegetativo y alcanza un máximo alrededor de las ocho semanas (Mahfuzah et al., 2017) o etapas V14-VT/R1 (previo y durante etapas de panojado y floración) (Bender et al., 2013) y, posteriormente, disminuye (Mahfuzah et al., 2017). Dicha demanda, influye sobre la disponibilidad de NH₄⁺ o NO₃⁻ en el suelo; conforme la demanda del cultivo por el N aumenta, el contenido de N en el suelo disminuye y, por ende, las emisiones de N₂O suelen ser menores (Snyder et al., 2009; Kool et al., 2011; Wang et al., 2019).

Uso y manejo del suelo

El cambio de uso de suelo y el tipo de manejo influyen sobre el potencial del suelo para fungir como reservorio o fuente de los principales GEI. Se han reportado pérdidas del 30-35% del C almacenado en las capas superficiales del suelo tras la conversión de bosque a campos agrícolas (Degryze et al., 2004). Por otro lado, prácticas de drenaje en suelos inundados (por ejemplo, humedales) promueven la

emisión de N_2O y CO_2 en respuesta a la activación de la comunidad microbiana aerobia (Smith et al., 2018). Promover la eficiencia y eficacia del uso de fertilizantes ricos en N puede reducir considerablemente las emisiones de N_2O y CO_2 , al reducir las tasas de descomposición y mineralización (Snyder et al., 2009). Finalmente, las prácticas como el arado de la tierra, la quema de biomasa, la deforestación, la remoción de los residuos vegetales y la irrigación de los cultivos ejercen un efecto sobre las emisiones de GEI al modificar la estructura del suelo, el contenido de materia orgánica y nutrientes esenciales, la temperatura y las condiciones temporales de humedad en el suelo (Oertel et al., 2016).

2.4.- Efecto del riego con agua residual sobre la emisión de GEI

Los suelos naturales inalterados tienden a ser sumideros de CH_4 y N_2O , y secuestran tanto C como el que emiten en forma de CO_2 , sin embargo, debido a las actividades humanas, principalmente la agricultura, los suelos son actualmente una fuente importante de GEI. Se estima que a escala global las emisiones de CO_2 , CH_4 y N_2O han aumentado en un 17% de 1990 a 2005 (IPCC, 2007), lo cual se relaciona principalmente con las prácticas agrícolas (Hui et al., 2018). El aumento en las emisiones se relaciona principalmente con la entrada de compuestos orgánicos lábiles que enriquecen al suelo con carbono y nitrógeno.

La degradación biológica de la materia orgánica presente en el agua residual es considerada una de las principales fuentes antropogénicas de gases de efecto invernadero como el dióxido de carbono (CO_2), el óxido nitroso (N_2O) y el metano (CH_4). La emisión de GEI ocurre durante los procesos de tratamiento del agua residual, al igual que durante su almacenamiento y posterior aplicación al suelo (Thangarajan et al., 2012).

La materia orgánica presente en el agua residual es mineralizada, por lo que las emisiones de CO_2 y N_2O aumentan en relación a suelos regados con agua limpia (p.ej. agua de pozo). El amonio presente en el agua residual, así como el que es liberado a partir de los procesos de mineralización, es oxidado a nitrito y,

posteriormente, a nitrato. El NO_3^- generado es entonces reducido a N_2 o liberado en forma de N_2O bajo condiciones anaerobias por el proceso de desnitrificación. Lo anterior ocurre en respuesta al agua de riego (Fig. 3), la cual promueve el establecimiento de sitios anaerobios ($\geq 80\%$ del EPSA) y la coexistencia de sitios óxicos y anóxicos que maximizan las emisiones de N_2O (70-80% del EPSA) (Xue et al., 2012; González-Méndez et al., 2015).

Si el riego es abundante o se realiza por inundación, las condiciones anaeróbicas resultantes (90-100% del espacio poroso saturado con agua) y el alto contenido de materia orgánica disuelta, promueve las emisiones de CH_4 (Fig. 3). Zou y colaboradores (2009) observaron que el riego con agua residual de los cultivos de arroz aumenta significativamente las emisiones de CH_4 en un 27 y 33% con y sin adición de fertilizantes nitrogenados respectivamente, en relación a suelos regados con agua de río. Las emisiones de CH_4 en los suelos está determinada por la diferencia entre la formación de CH_4 en las zonas donde el O_2 se encuentra ausente y por el consumo de CH_4 en las regiones aireadas del suelo (Oertel et al., 2016), por lo que, las emisiones de este gas se ven afectadas por el sistema de riego, así como la capacidad de infiltración y drenaje del suelo definidas a partir de su estructura y textura.

El uso de agua residual se ha asociado a cambios en la estructura del suelo (Becerra-Castro et al., 2015; Lado y Ben-Hur, 2009; Levy, 2011), lo cual influye sobre la capacidad de infiltración, percolación y retención del agua y, por ende, sobre la actividad microbiana aerobia y anaerobia (Ball, 2013). El intercambio de gases entre el suelo y la atmósfera está regulado por los procesos de difusión, los cuales a su vez dependen de la continuidad y distribución de los agregados. La continuidad del flujo o difusión de gases puede alterarse por el efecto del arado de la tierra (Weil y Brady, 2017); por la incorporación de residuos sólidos suspendidos en el agua residual (Lado y Ben-Hur, 2009; Levy, 2011) o, incluso, por cambios en el contenido de agua en el suelo (Ball, 2013). Xue y colaboradores (2012) evaluaron la relación entre el porcentaje del espacio poroso del suelo saturado con agua (EPSA) con las emisiones de CO_2 y N_2O en suelos regados con agua tratada

y agua destilada. En estos estudios, los autores encontraron que las emisiones de CO_2 se ven potenciadas cuando el 60 y el 80% del espacio poroso se encuentra ocupado con agua, mientras que, en condiciones más húmedas, cercanas a la saturación, la respiración se ve inhibida por la falta de O_2 . En cambio, el N_2O se produjo principalmente en suelos saturados con agua (80 y 100% del espacio poroso lleno de agua), lo cual indica que la desnitrificación fue el proceso principal en la formación de N_2O . En ambos casos, las emisiones fueron mayores en los suelos regados con agua tratada, lo cual lo atribuyen al alto contenido de C y N lábil presente en la misma.

Por otro lado, el riego con agua residual o tratada puede resultar en un aumento en la concentración de sales solubles en el suelo, lo que puede ocasionar un aumento en la salinización del suelo o un aumento del contenido de sodio en relación a otros iones (Bedbabis et al., 2014). El exceso de sales en el suelo interfiere con los procesos edáficos, de tal forma que afecta la absorción de nutrientes por las plantas, lo que resulta en tasas de rendimiento y crecimiento bajas (Nelson y Ham, 2000). Adicionalmente, la comunidad microbiana se ve afectada por la concentración de sales en el suelo. Rietz y Hayne (2003) demostraron que la descomposición de la materia orgánica se ve inhibida conforme la salinidad aumenta, lo que representa una disminución del N potencialmente mineralizable. Lo anterior, influye sobre las emisiones de GEI, debido a que la salinidad ejerce efectos sobre la estructura y composición de la comunidad microbiana y, por ende, sobre los procesos que dan origen a los GEI. En general, periodos de sequía o un exceso de sales limitan la actividad microbiana debido al estrés osmótico (Smith et al., 2003). Zhang y colaboradores (2018) reportan una disminución de las emisiones de CO_2 y un incremento en las emisiones de N_2O conforme el nivel de salinización aumenta. El efecto negativo sobre las emisiones de CO_2 es atribuido a una reducción de la actividad y crecimiento de la comunidad microbiana heterotrófica en respuesta a la toxicidad causada por el aumento en la concentración de iones de sodio (Na^+), y al estrés osmótico generado. En cambio, se ha reportado un aumento de las emisiones de N_2O en respuesta a altos niveles de salinidad. Lo anterior se relaciona

principalmente con que la actividad enzimática de la óxido nitroso reductasa se ve inhibida ante niveles altos de salinidad (5% de NaCl); sin esta enzima, el N_2O no puede ser reducido a N_2 , es decir, la desnitrificación no puede llevarse a cabo de forma completa y, por ende, las emisiones de N_2O aumentan (Menyailo et al., 1996). Adicionalmente, se ha reportado que el incremento de la concentración iónica en la solución del suelo reduce la solubilidad de N_2O , promoviendo su emisión (Cayuela et al., 2013). Aunado a esto, la acumulación de NO_2 resultante de la inhibición de la actividad microbiana heterotrófica aerobia (proceso de nitrificación), conlleva a un aumento de la producción de N_2O (Zhang et al., 2016).

Además de añadir sales solubles, el agua residual/tratada puede aportar grandes concentraciones de cloro (Cl^- y en forma de ácido hipocloroso) y metales pesados. Los iones de Cl^- son altamente solubles y la fuerza con la que pueden ser adsorbidos a la fracción mineral es muy baja (Weil y Brady, 2017), por lo que tienden a moverse con facilidad en la solución del suelo, donde pueden ser absorbidos por las plantas o lixiviados a los mantos acuíferos. El cloro, incluso en bajas concentraciones, puede inhibir la amonificación, nitrificación y la descomposición de la materia orgánica, ya que puede ser tóxico para diversos organismos. Mientras que el ácido hipocloroso es considerado un biocida debido a su acción oxidante (Vieira Megda et al., 2014) y su efecto negativo sobre la producción de ATP (trifosfato de adenosina) (Coronado et al., 2011; Lentech, 2021). Adicionalmente, el cloro puede suprimir la absorción de NO_3^- por las plantas, lo que conlleva una mayor absorción de amonio. La absorción de NH_4^+ tiene un efecto acidificante del suelo, específicamente en la zona de la rizósfera, debido a la liberación de iones H^+ (Weil y Brady, 2017). El agua residual aporta grandes concentraciones de sales, además de N en forma de NH_4^+ , por lo que puede promover la acidificación del suelo (Khai et al., 2016).

Por otro lado, también se ha reportado un incremento del pH, el cual se ha atribuido a la entrada de cationes intercambiables, principalmente sodio (Androver et al., 2012). El pH del suelo es de suma importancia, ya que influye sobre la capacidad de intercambio catiónico, sobre la disponibilidad y solubilidad de

nutrientes y metales pesados, así como sobre la actividad microbiana (Khai et al., 2016).

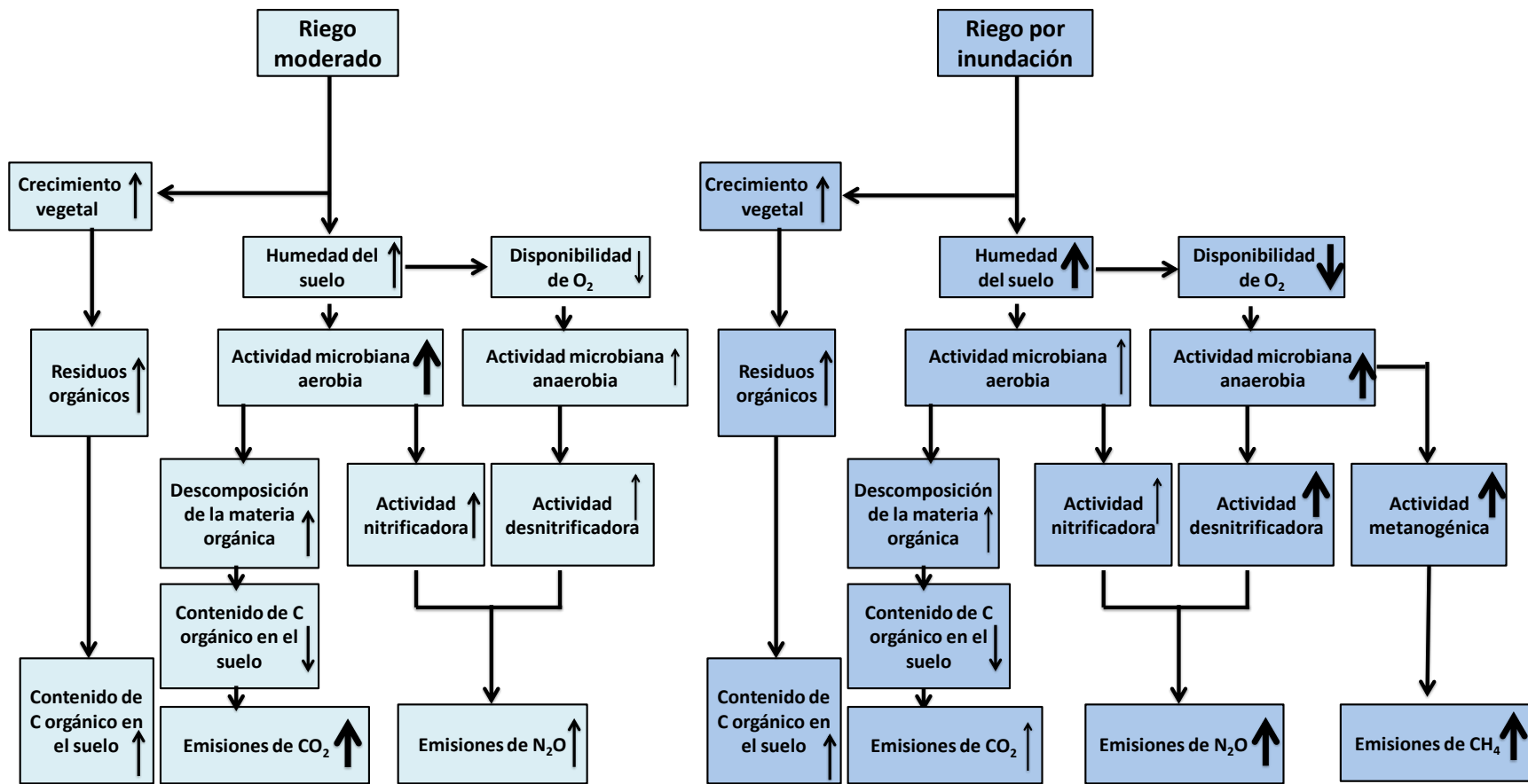


Figura 3.- Esquematización del efecto del riego agrícola moderado y el riego por inundación sobre las emisiones de CO₂, N₂O y CH₄ (Modificado de Trost et al., 2013). El grosor de las flechas del diagrama refleja la contribución relativa de cada proceso.

2.5.- Estaciones de Lisímetros

Debido a que las emisiones de GEI están reguladas por diversos factores bióticos y abióticos, así como la interacción de múltiples procesos, su estimación es considerada un reto, especialmente si se trata de estudios realizados en campo. Esto se debe a que las emisiones de GEI están reguladas por la interacción de múltiples factores que actúan de forma no lineal, resultando en efectos aditivos sinérgicos o antagonistas, ocasionando que su medición, delimitación y comprensión mediante estudios de campo se dificulte (Butterbach-Bahl et al., 2013). En respuesta a lo anterior, se ha recurrido a los estudios en laboratorio que han ayudado a evaluar la influencia de parámetros individuales (p. ej. temperatura, humedad, disponibilidad de nutrientes) sobre la producción y emisión de GEI en el suelo, mientras otros parámetros se mantienen constantes (Oertel et al., 2016).

Actualmente, los lisímetros constituyen una alternativa que permite vincular los estudios de campo con los de laboratorio al simular la relación natural entre el suelo, las plantas y la atmósfera a partir del monitoreo constante de diversas variables. Un lisímetro es un monolito de suelo contenido en un cilindro de acero de volumen y superficie de área conocida. El cilindro puede llenarse de forma manual con suelo perturbado o puede ser extraído de la zona de estudio conservando el arreglo natural de las partículas y agregados. Los lisímetros pueden equiparse con un sistema de recolección de lixiviados que permite la evaluación cuantitativa del agua de percolación. Adicionalmente, los lisímetros pueden equiparse con sensores como tensiómetros, sondas de humedad, termómetros, cápsulas de succión de solutos, sensores de potencial redox (Anexo 2), que permiten investigar el funcionamiento de los ecosistemas y ciertos procesos microbianos (UGT, 2020).

Los lisímetros han sido ampliamente utilizados con la finalidad de estudiar el movimiento del agua (balance hídrico) en diversos ambientes (agrícola, forestal, urbano, etc.), la calidad y movimiento de solutos a lo largo del suelo, las características físico-químicas del suelo (pH, temperatura, potencial redox), el crecimiento y establecimiento de la vegetación, la producción y movimiento de

gases, entre otros. Lo anterior ha promovido el uso de lisímetros en diversos campos científicos que incluyen el manejo agrícola, geoquímica aplicada, contaminación ambiental, hidrología, manejo forestal, estudio de agroquímicos, entre otros (Matusek et al., 2016; Reth, 2016).

Su implementación en el estudio de GEI permite ampliar el área de inferencia de los parámetros que repercuten sobre los procesos que dan origen a los GEI y su consecuente liberación a la atmósfera al evaluar de manera periódica las condiciones edáficas a diferentes profundidades, así como el movimiento de elementos esenciales como C y N a lo largo de los diferentes compartimentos, incluyendo las pérdidas por lixiviación.

2.6.- Modelos para calcular los flujos de GEI

Adicional a las dificultades para evaluar los diferentes efectos bióticos y abióticos sobre la emisión de los principales GEI, la cuantificación analítica de los flujos es susceptible a errores aleatorios derivados del método de muestreo. El método de la cámara cerrada (estática o dinámica) es el método más utilizado para medir emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O en campo. Su popularidad deriva del bajo costo, versatilidad y facilidad para adaptarlo a las condiciones en campo (Hutchinson y Livingston, 1993; Oertel et al., 2016; de Klein et al., 2020). Sin embargo, se ha documentado que la colocación de la cámara altera los procesos de intercambio de gases entre el suelo y la atmósfera, generando un dilema donde la precisión de la cantidad del gas medido es alterada por el proceso de medición (Rochette y Eriksen-Hamel, 2008; Levy et al., 2011; Venterea et al., 2020).

Los flujos de gas pueden calcularse mediante modelos lineales y no lineales a partir del cambio en la concentración del gas de interés dentro de la cámara cerrada a lo largo del tiempo (Oertel et al., 2016). Es común ajustar un modelo de regresión lineal, no obstante, la concentración de un gas dentro de una cámara cerrada sigue en teoría una forma no lineal debido a los procesos subyacentes de la teoría de difusión (cambios en los gradientes de difusión entre el suelo y el aire

de la cámara). Los flujos laterales y las fugas también contribuyen a la falta de linealidad (Anthony, Hutchinson y Livingston, 1995). Al ignorar los efectos de la cámara y aplicar un modelo lineal se genera un sesgo, el cual tiende a subestimar los flujos. En contraste, las estimaciones no lineales presentan incertidumbre para flujos pequeños, así como una alta sensibilidad al error de medición aleatorio, lo que resulta en estimaciones con una mayor varianza, dado el mismo grado de error, en relación a los modelos lineales (Venterea et al., 2020). La incertidumbre relacionada con el modelo seleccionado para el cálculo de flujos es considerada la mayor fuente de error para el flujo estimado (Levy et al., 2011).

Actualmente, existen diferentes modelos para la estimación de flujos, cada uno con sus ventajas y desventajas. Dentro de los más utilizados se encuentran el modelo de regresión lineal, regresión cuadrática, método de corrección de sesgo de cámara (CBC; por sus siglas en inglés, *Chamber bias correction method*), modelo de regresión Hutchinson y Mosier (HMR) y el estimador de flujo difusivo en estado no estacionario (NDFE; por sus siglas en inglés, *Non-steady state diffusive flux estimator*) (Anexo 1). La aplicación práctica de estos modelos es desafiante porque el investigador debe decidir para cada flujo si el ajuste no lineal es apropiado u ocasiona una sobrestimación de los flujos debido a artefactos derivados de la medición (Hüppi et al., 2018). Estos artefactos pueden ser, la altura de la cámara, el tiempo de cierre y ciertas propiedades físicas del suelo como la porosidad y la densidad aparente (Venterea, 2013).

Recientemente, se propuso el esquema de cálculo de flujo “KAPPA.MAX” que permite simular, visualizar y optimizar el esquema de cálculo para cualquier sistema de medición con cámara cerrada. El procedimiento de decisión y las herramientas de visualización están incluidas como parte de la función “Selectfluxes” en el paquete de R “Gasfluxes” (Fuß, Hüppi y Pedersen, 2020), disponible para el Software R (R Development Core Team, 2020). Este método busca reemplazar el umbral arbitrario aplicando uno dinámico basado en la lógica física y en los parámetros del sistema de medición. La función determina si los flujos se ajustan a un modelo lineal, lineal-robusto o no-lineal.

3.- Objetivos

3.1.- Objetivo general

- Determinar el efecto de la calidad del agua (agua residual y tratada) y la lámina de agua aplicada sobre las emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄, N₂O) derivadas del riego agrícola en lisímetros con suelo proveniente del Valle del Mezquital.

3.2.- Objetivos particulares

- Cuantificar los flujos de emisión de CO₂, CH₄ y N₂O en suelos regados con agua residual (AR) y agua tratada (AT) durante un ciclo de maíz.
- Evaluar el efecto de la lámina de agua de riego aplicada (riego moderado vs. riego por inundación) sobre las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O.
- Determinar la variación en los flujos de CO₂, CH₄ y N₂O entre los diferentes momentos de medición; particularmente se evaluó el cambio en las emisiones previas al riego, posterior al riego, 24 horas del riego y 48 horas después del riego.
- Relacionar los flujos de los distintos gases con las condiciones de humedad, la temperatura, y las condiciones redox al momento de su medición.

4.- Hipótesis

- Partiendo de que el agua residual aporta una mayor carga de materia orgánica lábil al suelo, se espera una mayor emisión de GEI (CO₂, CH₄ y N₂O) en los suelos regados con agua residual en relación a los suelos regados con agua tratada.

- El riego moderado busca únicamente satisfacer parte del déficit hídrico y evitar el establecimiento de áreas anegadas, por lo que se promoverán las emisiones de CO₂. En cambio, el riego por inundación satura el espacio poroso del suelo, promoviendo condiciones anóxicas, por lo que se esperan mayores emisiones de óxido nitroso (N₂O) y metano (CH₄) bajo este esquema de riego.
- La emisión de CH₄ será mayor el día del riego debido a las condiciones anaerobias establecidas durante el mismo, mientras que las emisiones de CO₂ y N₂O serán mayores en los días posteriores al riego en respuesta a la pérdida del exceso de agua (drenaje del suelo) y a la asimilación de la materia orgánica por parte de la comunidad microbiana (procesos de respiración y nitrificación/desnitrificación).
- La actividad microbiana aerobia disminuye con la profundidad, mientras que la humedad del suelo aumenta y con ello también la proporción de sitios anaerobios en el suelo. Además, la zona superficial tiende a perder humedad más rápido al estar expuesta de forma directa a la radiación solar. En cambio, las zonas más profundas del perfil no tienen inferencia directa de la radiación solar, por lo que suelen guardar más humedad y permanecer a rangos de temperatura más constantes en relación a la capa superficial. Con base en lo anterior, se espera que la emisión de CO₂ se correlacione positivamente con la temperatura y el contenido de humedad en superficie, mientras que, el N₂O se correlacionará positivamente con la temperatura y humedad, y negativamente con el potencial redox en la parte media del suelo, donde se espera aumenten los sitios anaerobios. El CH₄ presentará una correlación negativa con el potencial redox, y una correlación positiva con el contenido de humedad y temperatura a mayor profundidad, conforme dominen los sitios anaerobios sobre los aerobios.

5.- Metodología general

5.1.- Zona de estudio: Estación de Lisímetros, UNAM.

El proyecto se llevó a cabo dentro de la estación de lisímetros del Instituto de Geología de la UNAM en la Ciudad de México. Se instalaron seis lisímetros de peso (UGT – Novel Lysimeter-Techniques; Fig. 4-e) durante los meses de marzo y abril del 2019 con suelo proveniente del rancho Las Palmas ubicado en Tlahuelilpan en el Valle de Mezquital, Hidalgo (Fig. 4-a). Se seleccionó este rancho porque está ubicado en una zona con suelos representativos del Valle del Mezquital (Phaeozems vérticos) y porque los dueños del rancho amablemente otorgaron el permiso para extraer los monolitos.

Los monolitos de suelo fueron extraídos *in situ* con ayuda de una grúa, procurando no modificar o alterar la estructura original del suelo en lugares dentro de las parcelas, en los que el suelo tuviera un espesor mayor a 100 cm (lo cual se verificó previamente mediante barrenaciones). Se extrajeron dos monolitos por parcela de tres parcelas distintas, con la finalidad de abarcar una mayor variabilidad espacial de propiedades del suelo dentro del rancho, de tal forma que se obtuvieron dos lisímetros con propiedades semejantes por parcela. Una vez extraídos, los monolitos fueron trasladados a las instalaciones de la UNAM para la instalación de sensores (Anexo 2) y su final colocación dentro de la estación, localizada en la parte posterior de la planta de composta de la UNAM. Adicionalmente, se realizó la descripción de los perfiles de suelo adyacentes a los monolitos con base en el *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en campo* (Siebe et al., 2016) (Anexo 3).



Figura 4.- Zona de estudio e instalación de lisímetros. a) Ubicación de la zona de estudio y puntos de extracción de los lisímetros (puntos en amarillo, rosa y azul); b) Procedimiento para la extracción de lisímetros con ayuda de maquinaria pesada; c) Ejemplo de perfil de suelo descrito (descripción edafo-ecológica); d) Condición frontera del lisímetro establecida a partir del arreglo de cápsulas de succión; e y f) Vista inferior y superior de la estación de lisímetros del Instituto de Geología de la UNAM; g) Riego de lisímetro.

5.1.1.- Zona de estudio: El Valle del Mezquital, Hidalgo




La zona del Valle del Mezquital se encuentra a 100 km al norte de la Ciudad de México en el Estado de Hidalgo (20°7'44"N y 99°12'54"O). El área se caracteriza por ser semi-árida con una temperatura media anual de 16-18°C y una precipitación media de 400 a 700 mm. Predominan los suelos de origen coluvio-aluvial (leptosoles, phaeozems y vertisoles) (Friedel et al., 2000). El Valle del Mezquital constituye uno de los sistemas de riego agrícola con aguas residuales más grandes y antiguos del mundo, con áreas que han sido regadas por más de 100 años con agua residual (Gatto D'Andrea et al., 2015). Los principales cultivos de la zona son maíz (*Zea mays*), el cual se produce durante el ciclo primavera-verano (marzo a septiembre), mientras que, en el ciclo otoño-invierno se pueden observar cultivos de avena, cebada o chile (Friedel et al., 2000; González et al., 2015). El segundo cultivo más importante es la alfalfa (*Medicago sativa*), la cual permanece como cultivo forrajero perenne bajo agricultura de riego a lo largo de 3 a 5 años. El riego se realiza por inundación con láminas de riego de 200 mm aproximadamente cada 28 días.

5.2.- Perfiles de suelo

Se tomaron muestras de cada horizonte durante la descripción edafo-ecológica de los perfiles de suelo adyacentes a los puntos de extracción de los monolitos para su posterior análisis en el Laboratorio de Edafología Experimental del Instituto de Geología de la UNAM. Se determinó el contenido gravimétrico de agua, densidad aparente, pH, conductividad eléctrica, Ct, C orgánico y Nt en las muestras de suelo colectadas por horizonte. Las muestras se analizaron por duplicado; los resultados se muestran a continuación.




Debido a las restricciones derivadas de la pandemia del COVID-19 no fue posible determinar ciertas características del suelo, como fue: la textura, contenido de nitrógeno orgánico y contenido de fósforo lábil. La clasificación de los suelos se

Tabla 1.- Características de los perfiles correspondientes a los lisímetros 1, 3 y 5.

Lisímetro		Horizonte	Profundidad (cm)	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	% C total	% C orgánico	% N total	Contenido de humedad (%)	Densidad Aparente (g/cm^3)
1		Ap	0 - 15	7.3	1009.0	2.3	2.1	0.2	24.77	1.06
		Ah1	15 - 45	7.5	854.5	1.5	1.6	0.1	26.15	1.03
		Ah2	45 - 71	7.7	941.0	0.9	0.8	0.1	28.50	0.99
		Ah3	71 - 89	8.2	787.5	0.7	0.6	0.1	33.64	1.04
		Ah4	89 - 133	7.8	873.0	0.6	0.6	0.1	37.88	1.10
		Cw	133 - 150	8.0	975.5	0.6	0.2	0.1	35.09	1.02
3		Ap	0 - 12	7.3	1109.0	2.3	2.3	0.2	22.21	0.98
		Ah1	12 - 31	7.5	789.0	1.5	1.5	0.1	28.57	0.93
		Ah2	31 - 53	7.5	576.5	1.3	1.3	0.1	27.10	0.97
		Ah3	53 - 83	7.5	488.5	1.4	1.4	0.1	28.36	1.00
		Ah4	83 - 111	7.6	401.0	1.0	1.0	0.1	28.20	1.05
		AC	111 - 137	7.7	426.0	0.6	0.5	0.1	33.87	1.17
5		Ap	0 - 9	7.3	1167.0	2.0	1.9	0.2	17.84	1.06
		Ah1	9 - 23	7.8	960.5	1.3	1.3	0.1	30.21	1.08
		Ah2	23 - 44	8.1	690.0	0.9	0.8	0.1	33.72	1.06
		Ah3	44 - 70	7.8	754.0	0.8	0.8	0.1	39.66	0.87
		Ah4	70 - 96	7.8	636.5	1.0	0.9	0.1	27.91	0.93
		Ah5	96 - 118	7.8	552.5	1.0	1.0	0.1	40.29	0.72
		AC1	118 - 149	8.1	706.0	0.5	0.5	0.1	38.03	0.78

Nota: Se reporta el promedio de los duplicados. Debido a las restricciones derivadas de la

Tabla 2.- Características de los perfiles correspondientes a los lisímetros 2, 4 y 6.

Lisímetro		Horizonte	Profundidad (cm)	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	% C total	% C orgánico	% N total	Contenido de humedad (%)	Densidad Aparentes (g/cm^3)
2		Ap	0 - 10	7.3	944.0	23	2.1	0.2	17.33	0.94
		Ah1	10 - 28	7.5	999.0	19	1.9	0.2	29.53	0.98
		Ah2	28 - 52	7.5	817.5	12	1.1	0.1	30.78	1.01
		Ah3	52 - 82	7.9	921.0	0.8	0.8	0.1	32.62	0.99
		Ah4	82 - 115	8.0	715.5	0.7	0.7	0.1	35.04	1.08
		C	115 - 150	8.0	723.0	0.5	0.4	0.1	38.31	1.08
4		Ap	0 - 10	6.8	1369.0	26	2.5	0.2	12.31	0.96
		Ah1	10 - 29	7.4	1023.0	23	2.3	0.2	26.99	0.99
		Ah2	29 - 55	7.7	821.0	1.4	1.3	0.1	30.15	1.00
		Ah3	55 - 81	7.7	608.5	1.0	0.9	0.1	18.57	1.07
		Ah4	81 - 94	8.4	577.0	0.9	0.8	0.1	25.12	0.94
		AC	94 - 117	8.2	608.5	0.7	0.6	0.1	24.18	1.06
		C	117 - 139	8.2	566.5	0.2	0.2	0.0	26.85	0.93
6		Ap	0 - 10	7.2	1236.5	22	2.1	0.2	16.21	0.95
		Ah1	10 - 29	7.6	996.0	1.8	1.7	0.2	29.78	0.95
		Ah2	29 - 55	7.9	883.0	1.0	0.8	0.1	29.81	1.03
		Ah3	55 - 80	7.8	827.5	0.9	0.8	0.1	35.94	1.06
		Ah4	80 - 116	7.8	512.0	1.1	1.1	0.1	33.12	1.04
		Ac1	116 - 140	7.8	481.5	0.7	0.6	0.1	40.46	0.88

Nota: Se reporta el promedio de los duplicados.

determinó mediante la *descripción y evaluación ecológica de los perfiles de suelo en campo (Anexo 3)*.

5.3.- Cobertura vegetal

Tras la instalación de los seis lisímetros en la estación se prosiguió a sembrar plántulas de maíz (*Zea mays*); aproximadamente seis plántulas por lisímetro. El cultivo se mantuvo durante los meses posteriores (agosto-diciembre 2019) y fue regado con agua residual (lisímetro 2, 4 y 6) y con agua tratada (lisímetro 1, 3 y 5) (Fig. 5). Las plantas se cosecharon a inicios de enero del 2020, los residuos vegetales fueron colectados para su posterior secado y análisis (determinación del contenido de C y N).



Figura 5.- Desarrollo de las plántulas de maíz sembradas en la estación de lisímetros a lo largo del periodo de estudio (agosto 2019 - enero 2020).

5.4.- Medición de GEI

El estudio tuvo una duración de cinco meses (agosto a diciembre del 2019), en los que se cosechó un ciclo de maíz (*Zea mays*). Las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O

se realizaron mediante el método de la cámara dinámica cerrada. Durante el mes de agosto del 2019, se instalaron las bases de seis cámaras (anillo de PVC de 20 cm Ø), una por lisímetro, las cuales quedaron fijas en el suelo durante el periodo de investigación.

Se regaron tres lisímetros (L1, L3 y L5; réplicas) con agua tratada y tres lisímetros (L2, L4 y L6; réplicas) con agua residual durante la duración del estudio (Fig. 6). El agua de riego provino del influente (agua residual) y del efluente (agua tratada) de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Atotonilco, Hidalgo.

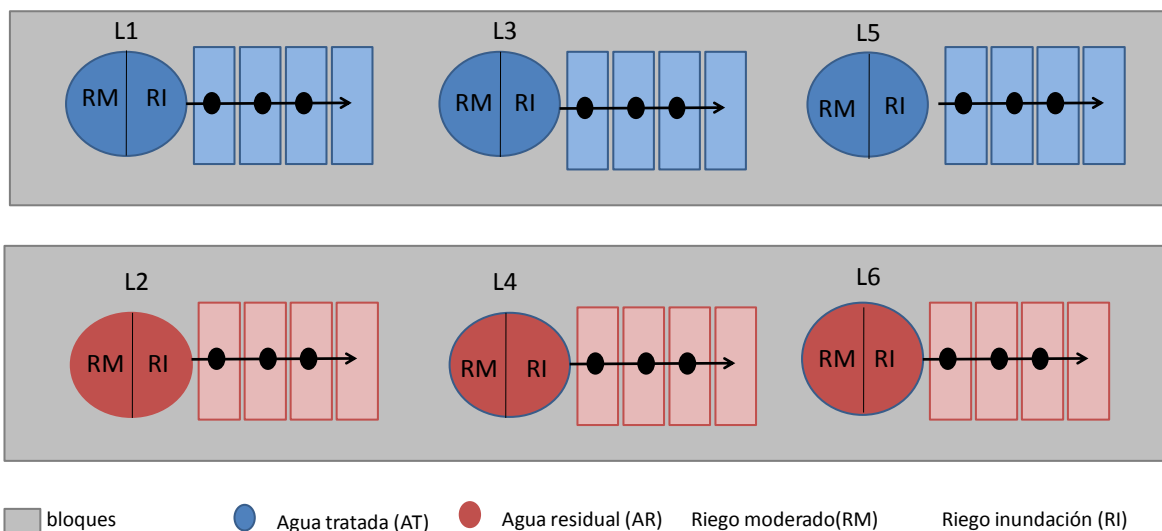


Figura 6.-Esquema del diseño experimental de tipo Split Split-plot (parcelas o cuadrantes divididos) con bloques para mediciones repetidas. El tipo de agua aplicada actúa como bloque (2 parcelas principales), mientras que, los lisímetros corresponden a las réplicas del factor a nivel de parcela principal (2 niveles; 3 réplicas: 3 lisímetros regados con agua tratada y 3 lisímetros regados con agua residual). A nivel subparcela actúan los eventos de riego, fungiendo el tipo de riego (2 niveles; moderado y por inundación) como factor-subparcela. Finalmente el tiempo actúa a nivel sub-subparcela; en este caso, los diferentes momentos de medición actúan como el factor sub-subparcela (4 niveles; PR, DR, 24 h DR y 48 h DR, donde PR es previo al riego y DR es después del riego).

Durante los primeros dos meses del estudio (agosto-septiembre y octubre) se aplicó un riego moderado (26 - 58 mm), mientras que, en noviembre y diciembre se aplicó un riego por inundación (115 - 173 mm). La lámina de agua aplicada se definió con base en el déficit hídrico de cada lisímetro, el cual se estimó al

momento del riego. En el caso del riego moderado se aplicó la lámina de agua requerida para satisfacer dicho déficit, mientras que en el riego por inundación se aplicó lo equivalente a dos veces el déficit hídrico (Tabla 3). Se aplicó un riego por mes en función del contenido de humedad registrado en los lisímetros y considerando los eventos de lluvia (Fig. 7).

Tabla 3.- Relación de fechas y lámina de agua aplicada a cada lisímetro durante los eventos de riego. AT: agua tratada; AR: agua residual.

Tratamiento	Lisímetro	Lámina de agua (mm)			
		Agosto-septiembre 2019	Octubre 2019	Noviembre 2019	Diciembre 2019
		Riego moderado		Riego por inundación	
Riego con agua tratada	L1	26.4	40.5	152.8	149.7
	L3	52.5	51.7	117.5	128.6
	L5	SD	38.5	129.8	146.7
Riego con agua residual	L2	46.8	42.8	152.9	172.4
	L4	47.5	42.8	146.9	159.8
	L6	58.3	45.8	141.2	152.1

Nota: El L5 no se regó durante el periodo de agosto-septiembre 2019 debido a que no se contó con agua (AT) suficiente para llevar a cabo el riego.

Las concentraciones de los gases de interés (CO_2 , N_2O y CH_4) se determinaron en ppmv en cuatro tiempos distintos: previo al evento de riego (PR), una hora posterior al mismo (DR) y durante los 2 días posteriores al riego (24 h DR y 48 h DR, respectivamente).

Al momento de la medición, se colocó la parte superior de la cámara sobre la base (vol. 4479 cm^3 , área 300 cm^2) y se conectó a un analizador de flujo de suelo FTIR (espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier) tipo GasMet (DX4040) (Fig. 8). El tiempo de medición fue de 5 minutos durante el riego moderado y de 20 minutos por anillo durante el riego por inundación; las concentraciones de gas se registraron cada 20 segundos. Las mediciones se realizaron entre 9:00 am y 15:00 pm (hora local).

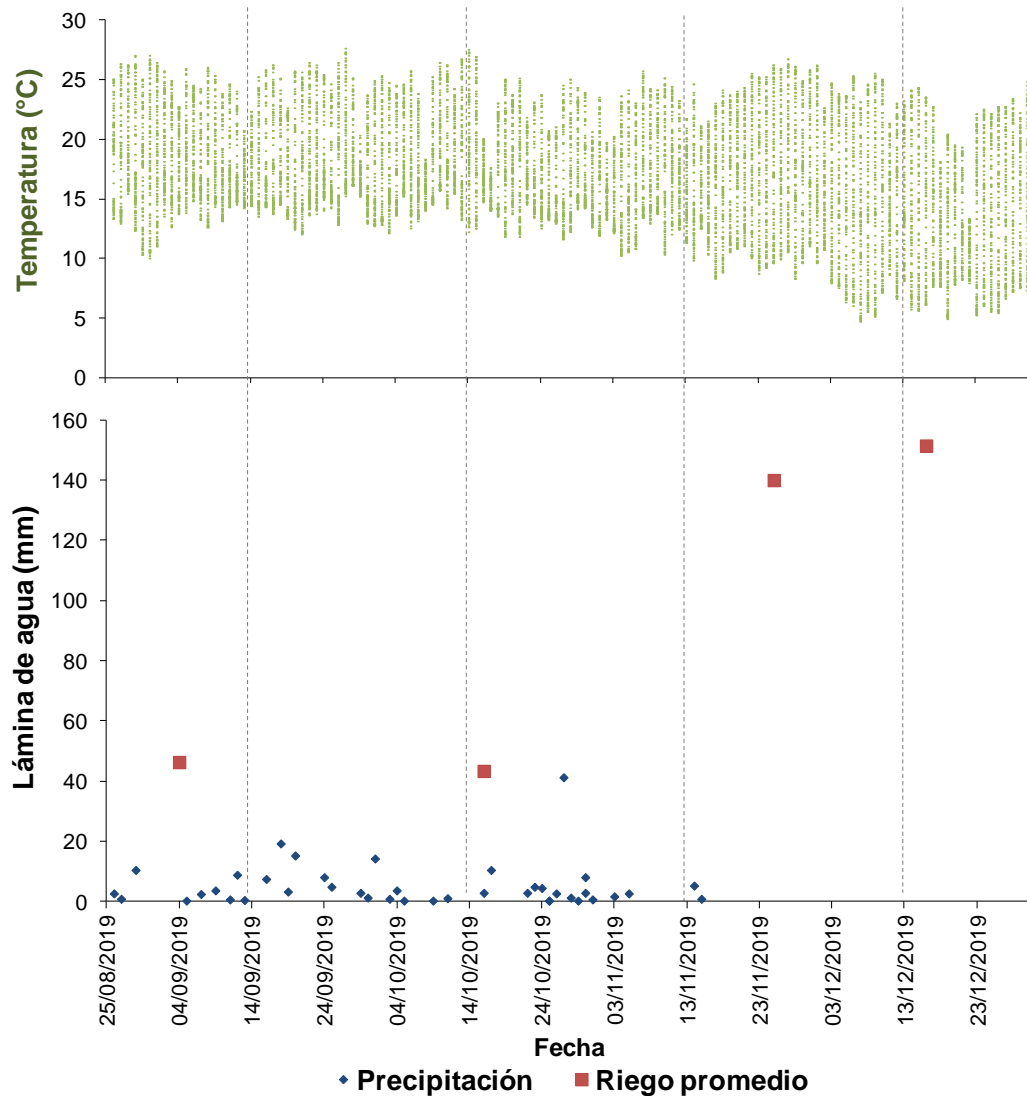


Figura 7.- Precipitación, temperatura ambiental y láminas de riego correspondientes al ciclo de maíz agosto-diciembre 2019. Los datos de temperatura y precipitación se obtuvieron de la estación meteorológica del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM.

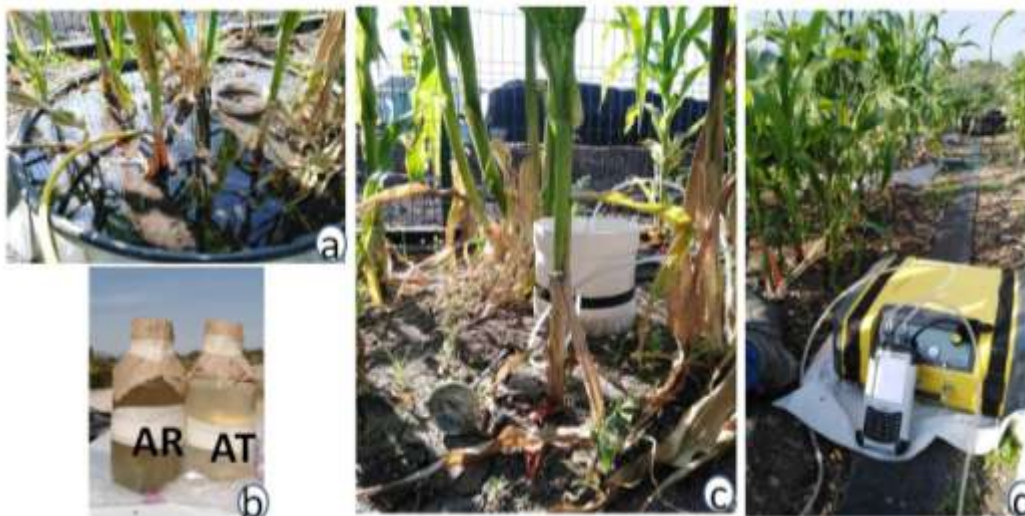


Figura 8.- Medición de GEI. a) Riego de lisímetro. b) Muestra de agua residual (AR) y agua tratada (AT). c) Cámara dinámica cerrada para el muestreo de emisiones directas de GEI. d) Analizador de flujo de suelo FTIR tipo GasMet (DX4040).

5.5.- Estimación de los flujos de GEI

Previo al cálculo de los flujos de emisión fue necesario realizar la conversión de la concentración del gas de ppmv a mg/m³:

$$\frac{mg}{m^3} = \frac{(ppmv)(12.187)(PM)}{273.15 + ^\circ C} * (0.768 atm)$$

Donde:

- PM: Peso molecular del gas en cuestión (CO₂: 44.0095 g mol⁻¹; CH₄: 16.032 g mol⁻¹; N₂O (44.013 g mol⁻¹).
- 12.187: constante derivada de la constante de los gases ideales (cociente de 273.15/22.4).
- °C: Temperatura en campo registrada de manera manual al momento de la medición en campo; se promedió la temperatura registrada con un termómetro a 10 cm de profundidad del suelo con la temperatura ambiental en superficie).
- 0.768 atm: corrección de la concentración del gas a 1 atm a la presión de trabajo en campo (presión atmosférica en la Ciudad de México: 0.768 atm).

Las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O se calcularon utilizando el paquete de R “Gasfluxes” (Fuß, Hüppi y Pedersen, 2020). El modelo utilizado para el cálculo se determinó a partir de la función “Selectfluxes”, incluida en dicho paquete. El algoritmo de selección restringe el uso del modelo HMR imponiendo un valor máximo de kappa en función del cociente de la estimación del flujo lineal (f_{lin}), el flujo mínimo detectable (f_{det}) y el tiempo de cierre de la cámara (t_{meas}) (Hüppi et al., 2017):

$$K_{MAX} = \frac{f_{lin}}{f_{det} t_{meas}}$$

El flujo mínimo detectable depende de la precisión de medición, el tamaño de la cámara (área y volumen) y el tiempo de cierre de la cámara (por ejemplo; 0, 20, 40, 60 minutos). En este caso, se determinó con ayuda de la aplicación “Estimate the ‘Minimal Detectable Flux’ for static chamber measurements” disponible en <https://sae-interactive-data.ethz.ch/minflxlim/>. La precisión de medición se determinó a partir de la desviación estándar de una medición continua en campo. Para esto se determinó la desviación estándar de una muestra de 36, 47, 44 y 20 mediciones continuas. Se seleccionó el valor de desviación estándar más alto para el análisis. Los datos introducidos en la aplicación se muestran a continuación:

- Desviación estándar CO₂: 7346.62 ppb
- Desviación estándar CH₄: 122.06 ppb
- Desviación estándar N₂O: 11.00 ppb
- Área de la cámara: 0.169646 m²
- Volumen de la cámara: 0.05340071 m³
- Tiempo (5 minutos en total): 0; 0.006; 0.012; 0.018; 0.024; 0.030; 0.036; 0.042; 0.048; 0.054; 0.061; 0.067; 0.073; 0.079; 0.085; 0.091

Una vez estimado el flujo mínimo detectable para cada gas se prosiguió a realizar el análisis en el software R 4.0.3 (R Development Core Team, 2020). Los valores obtenidos, se introdujeron en la función “Selectfluxes” y “Gasfluxes” para el cálculo del flujo de CO₂, CH₄ y N₂O (Anexo 4). Los flujos obtenidos se reportan en mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹, mg C-CH₄ m⁻² h⁻¹ y mg de N-N₂O m⁻² h⁻¹, respectivamente. El ajuste de los datos obtenidos se reporta en el Anexo 5.

5.6.- Cálculo de emisiones de GEI acumuladas y el potencial de calentamiento global (GWP)

La emisión total de CO₂, CH₄ y N₂O para todo el periodo de estudio (agosto-diciembre 2019) se estimó para cada lisímetro por medio de una interpolación lineal entre las fechas de muestreo de acuerdo a la siguiente fórmula (Li et al., 2013):

$$CE = \sum \left[\frac{F_i + F_{i+1}}{2} * 10^{-3} * t * 24 \right]$$

Donde *CE* corresponde a las emisiones totales (g m⁻²); *F_i* y *F_{i+1}* son los flujos medidos en dos días consecutivos (mg m⁻² h⁻¹); y *t* es el número de días entre fechas de muestreo. Posteriormente, se estimó el CE en kg ha⁻¹ para el cálculo del GWP. Estas estimaciones son preliminares, ya que no se calculó la incertidumbre; se hicieron únicamente para conocer el orden de magnitud de las emisiones y poner los datos en contexto del balance de C y N general, el cual también es preliminar dado que no se pudieron realizar todas las determinaciones necesarias dado a la falta de acceso al laboratorio por la pandemia.

Se estimó el potencial de calentamiento global (GWP) del ciclo de maíz regado con agua residual y agua tratada con la finalidad de evaluar el impacto climático de sus emisiones. Con base en un periodo de tiempo de 100 años, se estima que el potencial de calentamiento del N₂O y CH₄ es de 298 y 34 veces mayor al CO₂, respectivamente (IPCC, 2013). El GWP se estimó a partir de la siguiente fórmula:

$$GWP = 1 * CE_{(CO_2)} + 34 * CE_{(CH_4)} + 298 * CE_{(N_2O)}$$

Donde el GWP es el potencial de calentamiento global combinado (kg CO₂eq ha⁻¹) (Xu et al., 2016; Islam et al., 2020).

5.7.- Análisis químico

Se colectaron muestras de agua de percolación, condición frontera, así como el agua colectada en las cápsulas de succión (20, 50 y 80 cm de profundidad) y el agua aplicada (agua residual y agua tratada) durante cada evento de riego y en los días posteriores. Se determinó el valor de pH, conductividad eléctrica y la concentración de NO₃⁻, NH₄⁺, SO₄²⁻, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, HCO₃⁻, Cl⁻ y PO₄³⁻, así como COD en cada una de las muestras. Los parámetros hidroquímicos se determinaron mediante cromatografía de iones.

Posteriormente, se estimó el balance iónico con la finalidad de conocer las salidas y entradas de los compuestos previamente mencionados en los tratamientos. Con la finalidad de evaluar el análisis realizado se estimó el porcentaje de error en el balance de carga iónica para cada muestra, utilizando la siguiente fórmula:

$$Error = \frac{\sum cationes - \sum aniones}{\sum cationes + \sum aniones} * 100$$

A partir de lo anterior, se detectó un desbalance resultante de la subestimación de la concentración de bicarbonato mediante la técnica de cromatografía de iones. Se prosiguió a evaluar el contenido de bicarbonatos por medio de una titulación con ácido clorhídrico y a corregir los valores en todas las muestras para que el porcentaje de error del balance iónico fuera menor al 10%.

El balance entre entradas y salidas en masa de los iones se reporta en porcentaje de salida, el cual se determinó mediante el cociente entre las salidas y las entradas. La carga de cada ión en el agua de entrada y salida se determinó con

ayuda del volumen de agua cuantificado en el balance hídrico de cada lisímetro por evento de riego (Anexo 5) y con ayuda de la siguiente fórmula:

$$Carga\ ión\ [g] = \frac{Concentración\ de\ ión\ \left(\frac{mg}{L}\right) * Volumen\ de\ agua\ (L)}{1000}$$

5.8.- Dinámica de C y N

La dinámica de C y N se determinó a partir de las entradas en el agua de riego y salidas del elemento vía emisión a la atmósfera, lixiviación y por extracción de la biomasa con la finalidad de comparar entre los lisímetros regados con AR y los lisímetros regados con AT. Por lo tanto, se utilizó la siguiente fórmula:

$$C\ y\ N\ en\ agua\ de\ riego - C\ y\ N\ en\ agua\ de\ percolación - C\ y\ N\ en\ biomasa\ vegetal - emisión\ de\ GEI\ (CO_2,\ CH_4\ y\ N_2O) = 0$$

El C y N de la biomasa vegetal se determinó a partir de muestras de biomasa vegetal seca (mezcla de zacate y grano de maíz) previamente molidas, por medio de una combustión catalítica (horno a 980°C) y con ayuda de un analizador elemental CNHS/O Perkin Elmer 2400 series II en modo CHN.

La emisión de GEI para todo el periodo de estudio (agosto a diciembre 2019) se determinó por medio de una interpolación lineal entre las fechas de muestreo (ver sección de cálculo de flujos acumulados y GWP).

5.9.- Análisis estadístico

5.9.1.- Análisis estadístico: Flujos de GEI

Debido a la naturaleza del diseño experimental y el método utilizado para la medición de los GEI se requirió un modelo que considerara la auto-correlación de las muestras resultante de las mediciones repetidas (cámaras fijas en lisímetros) a

lo largo del tiempo, así como la heterogeneidad de las varianzas asociadas a la variación de los flujos de emisión de GEI en el tiempo. Por otro lado, las mediciones de emisión de GEI en campo están sujetas a fallas técnicas y situaciones inesperadas que pueden resultar en la pérdida de muestras, dando lugar a un diseño no balanceado. Por lo que se optó por un modelo lineal mixto para mediciones repetidas y datos no balanceados; específicamente, se utilizó el método de máxima verosimilitud restringida (REML; por sus siglas en inglés).

Dado que los flujos de emisión presentaron distribuciones sesgadas positivamente, fue necesario transformarlos logarítmicamente con el fin de estabilizar las varianzas para los análisis estadísticos posteriores. Cabe mencionar que se contaba con valores de flujo negativo, por lo que, previo a la transformación logarítmica, se agregó un valor constante a los datos. Dicho valor se determinó ajustando distribuciones log-normales a cada set de datos con la directiva “*DISTRIBUTION*” en el software GenStat (Edición 21).

Se determinó el grado de correlación de los flujos de GEI en el tiempo utilizando un análisis de ante-dependencia, el cual se basa en suposiciones sobre cuántas mediciones precedentes contendrán información sobre la medición actual. Dado que en cada evento de riego se midieron las emisiones de GEI en cuatro tiempos distintos (PR, DR, 24 h DR y 48 h DR), se ajustó un modelo de ante-dependencia de orden 0 a 3. La comparación de modelos de ante-dependencia de orden distinto se realizó mediante el método de Kenward (1987) (comando “*ANTORDE*” de GenStat 21).

Se prosiguió a utilizar los algoritmos de REML en GenStat 21 para evaluar el efecto del tipo de agua, el tipo de riego y el tiempo de medición (días) sobre las emisiones de GEI.

El efecto del tipo de agua de riego se evaluó mediante un modelo que utiliza el tipo de agua como componente fijo y la interacción lisímetro, riego y días como componente aleatorio:

$$y = \mu + \textit{Agua_Lisímetro} + \textit{Lisímetro.Riego} + \textit{Lisímetro.Riego.Días} + \varepsilon$$

Donde μ es la media total; ε es el error residual, *Agua_Lisímetro* es un factor combinado que actúa como el componente fijo, *Lisímetro.Riego* es la interacción entre lisímetros y el tipo de riego, y *Lisímetro.Riego.Días* es el componente aleatorio de la interacción entre el lisímetro, el tipo de riego y el momento de medición (días).

El efecto del tipo de riego se evaluó de forma similar, utilizando la siguiente fórmula:

$$y = \mu + \textit{Riego} + \textit{Días} + \textit{Agua} + \textit{Riego.Días} + \textit{Riego.Agua} + \textit{Días.Agua} \\ + \textit{Riego.Días.Agua} + \textit{Lisímetro} + \varepsilon$$

Donde el componente fijo está compuesto por los efectos principales del *Riego*, los *Días*, el *Agua* y las interacciones *Riego.Días*, *Riego.Agua*, *Días.Agua* y *Riego.Días.Agua*. Por otro lado, μ es la media total, ε es el error residual y *Lisímetro* corresponde al componente aleatorio.

Finalmente, el efecto temporal se evaluó utilizando los tiempos de medición como componente fijo:

$$y = \mu + \textit{Días} + \textit{Agua} + \textit{Días.Agua} + \textit{Agua_Lisímetro_Riego} + \varepsilon$$

Donde μ es la media total; ε es el error residual; *Días*, *Agua* y la interacción *Días.Agua* corresponden al componente fijo y el factor combinado *Agua_Lisímetro_Riego* es el efecto aleatorio del agua, lisímetros y el tipo de agua de riego utilizada.

Adicionalmente, se llevó a cabo una correlación de Spearman entre la emisión de los diferentes gases de interés con el contenido de humedad, la temperatura y los valores de potencial redox registrados en los lisímetros a 20, 50 y 80 cm de profundidad.

Se realizó una prueba de t de Student para determinar si existían diferencias significativas entre los valores promedio de las características de los dos tipos de agua de riego (carga de N inorgánico, COD e iones), así como en los flujos de emisión acumulados y el GWP.

6.- Resultados

6.1.- Características del agua de riego (agua tratada vs agua residual):

El agua residual utilizada fue ligeramente alcalina (pH 7.2 – 7.9), presentó un contenido promedio de oxígeno disuelto del 36 %, un nivel de salinidad medio (CE: 843 – 1482 $\mu\text{S/cm}$) y condiciones reductoras (-131 mV). En general, tanto el pH como los valores de conductividad eléctrica fluctuaron a lo largo del periodo de estudio en un rango de 7.2 a 7.9 y 836 a 1482 $\mu\text{S/cm}$, respectivamente. Asimismo, el potencial óxido-reducción (ORP) tendió a incrementarse, alcanzando valores por encima de -50 mV durante el riego de diciembre (2° evento de riego por inundación). El aporte de N inorgánico promedio fue de ~4 g, y se encontró principalmente en forma de NH_4^+ . Mientras que, el aporte promedio de carbono orgánico disuelto (COD) fue de 15.9 g y de C inorgánico (en forma de C-HCO_3^-) fue de 13 g (Tabla 4).

Tabla 4.- Características del agua residual (AR) utilizada para riego.

Riego		Agua residual									
		Lisímetro	pH	ORP (mV)	OD (%)	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Carga N inorgánico [g]			Carga [g]	
							N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	COD total	C-HCO ₃ ⁻
Riego moderado	ago/sep	L2	7.4	-184.1	34.1	843.0	1.42	0.0	0.03	5.76	4.38
		L4	7.4	-184.1	34.1	843.0	1.44	0.0	0.03	5.85	4.45
		L6	7.2	-118.3	54.0	836.0	1.80	0.0	0.04	7.46	5.49
	oct.	L2	7.4	-184.1	34.1	843.0	1.30	0.0	0.02	6.01	4.01
		L4	7.4	-184.1	34.1	843.0	1.30	0.0	0.02	6.01	4.01
		L6	7.2	-118.3	54.0	836.0	1.41	0.0	0.03	6.43	4.31
Riego por inundación	nov.	L2	7.6	-251.4	22.1	1465.0	6.11	0.0	0.00	25.90	20.43
		L4	7.5	-197.7	22.0	1482.0	6.45	0.0	0.00	25.56	19.57
		L6	7.5	-159.7	21.5	1470.0	5.76	0.0	0.00	24.40	18.23
	dic.	L2	7.8	41.0	38.2	1442.0	7.83	0.0	0.00	27.08	27.14
		L4	7.9	-21.0	41.5	1421.0	7.23	0.0	0.00	25.59	22.12
		L6	7.9	-17.9	42.2	1454.0	6.97	0.0	0.30	24.55	21.86
Promedio		7.5 (0.23)	-131.64 (88.3)	36 (11.02)	1148.2 (321.5)	4.1 (2.81)	0.0	0.04 (0.08)	15.9 (10.09)	13 (9.19)	

Nota: Se muestran los valores por evento de riego para cada lisímetro, así como el valor promedio y desviación estándar (entre paréntesis) para todo el periodo de estudio (n=12). ORP: Potencial de óxido-reducción; OD: Oxígeno disuelto; CE: Conductividad eléctrica; N: Nitrógeno inorgánico; COD: Carbono orgánico disuelto; ago/sep: agosto-septiembre; oct.: octubre; nov.: noviembre y dic.: diciembre. El N orgánico y el C y N total no se incluye en el estudio debido a restricciones para su determinación derivadas de la pandemia por la COVID-19.

El agua tratada presentó valores de pH muy similares al agua residual, así como valores de conductividad eléctrica entre 711 y 1462 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En cambio, presentó un contenido promedio de oxígeno disuelto de ~67 % y un potencial óxido-reducción entre 84 y 167 mV (condiciones subóxicas). El aporte promedio de N inorgánico (3.2 g/L) y COD (12.5 g/L) fue ligeramente menor al del agua residual, no obstante, dicha diferencia no fue significativa ($t_{(22)} = 0.86$; $p = 0.401$; $t_{(21)} = 0.92$; $p = 0.367$, respectivamente) (Tabla 5). En cuanto a la turbidez del agua de riego, el AT presentó menor turbidez en relación al AR (Fig. 8-b).

Tabla 5.- Características del agua tratada utilizada para riego

Riego		Agua tratada									
		Lisímetro	pH	ORP (mV)	OD (%)	CE (µS/cm)	Carga N inorgánico [g]			Carga [g]	
							N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	COD total	C-HCO ₃ ⁻
Riego moderado	ago/sep	L1	7.2	84.0	102.3	711.0	0.60	0.03	0.02	3.24	2.16
		L3	7.2	84.0	102.3	711.0	1.20	0.06	0.04	6.44	4.29
		L5	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD
	oct.	L1	7.2	84.0	102.3	711.0	0.92	0.04	0.03	4.97	3.31
		L3	7.2	84.0	102.3	711.0	1.18	0.06	0.04	6.34	4.22
		L5	7.2	84.0	102.3	711.0	0.88	0.04	0.03	4.73	3.15
Riego por inundación	nov.	L1	7.8	167.1	43.6	1456.0	5.44	0.00	0.06	20.78	16.03
		L3	7.8	125.2	43.7	1462.0	4.20	0.00	0.06	16.10	12.21
		L5	7.9	111.9	39.7	1469.0	4.63	0.00	0.06	17.79	13.07
	dic.	L1	7.9	93.9	29.9	1397.0	5.54	0.00	1.96	19.97	17.86
		L3	7.9	102.0	35.5	1421.0	4.72	0.00	0.00	17.38	15.70
		L5	7.9	79.1	31.2	1406.0	5.37	0.00	0.95	19.65	17.52
Promedio		7.6 (0.35)	99.9 (26.53)	66.8 (34.23)	1106 (378.82)	3.2 (2.14)	0.02 (0.02)	0.3 (0.62)	12.5 (7.2)	10 (6.49)	

Nota: Se muestran los valores por evento de riego para cada lisímetro, así como el valor promedio y desviación estándar (entre paréntesis) para todo el periodo de estudio (n=12). ORP: Potencial de óxido-reducción; OD: Oxígeno disuelto; CE: Conductividad eléctrica; Nt: Nitrógeno inorgánico; COD: Carbono orgánico disuelto; ago/sep: agosto-septiembre; oct.: octubre; nov.: noviembre y dic.: diciembre. El N orgánico y el C y N total no se incluye en el estudio debido a restricciones para su determinación derivadas de la pandemia por la COVID-19.

El aporte iónico de los dos tipos de agua fue similar, únicamente se observó una diferencia en la carga de SO₄²⁻ ($t_{(21)} = -2.51$; $p = 0.02$) y PO₄³⁻ ($t_{(12.08)} = 3.31$; $p = 0.006$). Mientras que, la carga promedio de Na⁺ ($t_{(21)} =$; $p = 0.822$), K⁺ ($t_{(21)} =$; $p = 0.713$), Ca²⁺ ($t_{(21)} = 0.29$; $p = 0.775$), Mg²⁺ ($t_{(21)} = 0.36$; $p = 0.725$), HCO₃⁻ ($t_{(21)} = 0.91$; $p = 0.373$) y Cl⁻ ($t_{(21)} = -0.14$; $p = 0.890$) no fue significativamente distinto entre el agua residual y el agua tratada (Tablas 6 y 7). La carga promedio de SO₄²⁻ fue significativamente mayor en el agua tratada en relación al agua residual. En contraste, se observó una mayor carga de PO₄³⁻ en el agua residual en relación al agua tratada.

Tabla 6.- Carga iónica en g del agua residual por lisímetro, carga promedio y total de cada ión en el periodo agosto-diciembre 2019.

Agua residual										
Mes	Riego	Lisímetro	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻
Ago-sept	Riego moderado	L2	7.01	1.45	1.94	1.11	22.24	5.01	0.56	3.18
		L4	7.12	1.48	1.97	1.13	22.58	5.09	0.57	3.23
		L6	8.67	1.82	2.44	1.37	27.89	6.33	0.69	3.86
Octubre		L2	6.41	1.33	1.78	1.02	20.36	4.59	0.51	2.91
		L4	6.41	1.33	1.78	1.02	20.36	4.59	0.51	2.91
		L6	6.81	1.43	1.92	1.07	21.92	4.97	0.54	3.03
Noviembre	Riego por inundación	L2	29.65	5.57	6.51	4.18	103.77	24.57	2.30	1.18
		L4	29.58	5.49	6.45	4.18	99.40	23.60	2.63	0.00
		L6	28.40	5.21	6.08	3.93	92.63	22.66	2.11	0.71
Diciembre		L2	33.92	6.36	7.52	4.81	137.86	27.73	3.46	11.41
		L4	31.31	5.97	6.93	4.44	112.36	25.80	3.22	8.23
		L6	30.09	5.64	6.67	4.28	111.05	24.58	2.98	7.99
Suma de entrada en [g] en el periodo ago-dic 2019			225.38	43.08	51.99	32.54	792.42	179.53	20.07	48.65
Promedio de entrada [g] en el periodo ago-dic 2019			18.78 (12.31)	3.59 (2.23)	4.33 (2.49)	2.71 (1.68)	66.03 (46.67)	14.96 (10.38)	1.67* (1.2)	4.05* (3.4)

Nota: *Nivel de significancia: $p \leq 0.05$. Se utilizó una $n=12$. Na⁺: sodio; K⁺: potasio; Ca²⁺: calcio; Mg²⁺: magnesio; HCO₃⁻ bicarbonato; Cl⁻: cloro; PO₄³⁻: fosfato y SO₄²⁻: sulfato.

Tabla 7.- Carga iónica en g del agua tratada por lisímetro, carga promedio y total de cada ión en el periodo agosto-diciembre 2019.

Agua tratada											
Mes	Riego	Lisímetro	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	
Ago-sept	Riego moderado	L1	4.45	0.91	1.08	0.63	10.95	3.21	0.14	2.07	
		L3	8.84	1.81	2.14	1.25	21.77	6.37	0.28	4.11	
		L5	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD
Octubre		L1	6.83	1.40	1.65	0.97	16.81	4.92	0.22	3.17	
		L3	8.71	1.78	2.11	1.23	21.44	6.28	0.28	4.05	
		L5	6.49	1.33	1.57	0.92	15.99	4.68	0.21	3.02	
Noviembre		Riego por inundación	L1	29.26	5.27	6.55	4.11	81.42	27.05	0.83	14.58
			L3	22.80	4.21	5.08	3.18	62.03	20.58	0.56	10.99
			L5	24.98	4.47	5.62	3.41	66.42	22.65	0.65	12.29
Diciembre	L1		29.04	5.24	6.58	4.08	90.71	26.52	0.72	14.28	
	L3		24.96	4.48	5.65	3.50	79.78	22.98	0.68	12.81	
	L5		28.26	5.10	6.44	3.96	89.01	25.92	0.76	13.78	
Suma de entrada en [g] en el periodo ago-dic 2019			194.61	36.00	44.46	27.25	556.35	171.17	5.34	95.14	
Promedio de entrada [g] en el periodo ago-dic 2019			17.69 (10.41)	3.27 (1.8)	4.04 (2.29)	2.48 (1.45)	50.58 (32.95)	15.56 (10.22)	0.49* (0.26)	8.65* (5.25)	

Nota: *Nivel de significancia: $p \leq 0.05$. Se utilizó una $n=12$. Na⁺: sodio; K⁺: potasio; Ca²⁺: calcio; Mg²⁺: magnesio; HCO₃⁻: bicarbonato; Cl⁻: cloro; PO₄³⁻: fosfato; SO₄²⁻: sulfato y SD: sin dato.

6.2.- Emisión de GEI

6.2.1.- Emisión de GEI: flujos registrados en el periodo agosto-diciembre 2019

En las Figuras 9, 10 y 11 se observan los flujos de CO₂, CH₄ y N₂O registrados en cada lisímetro a lo largo del estudio (agosto a diciembre 2019) (Anexo 7). En todos los casos se distingue el momento de la medición, es decir, si el flujo registrado correspondió a momentos previos, posteriores, 24 horas o 48 horas después del evento de riego.

Todos los lisímetros presentaron flujos de CO₂ independientemente de la calidad de agua o método de riego aplicado. En ambos casos, no se observó un patrón claro sobre las emisiones de CO₂ entre los lisímetros regados con AT en relación con los regados con AR, ni en el caso de los eventos de riego moderado versus los eventos riego por inundación (Fig. 9). Los flujos promedio y acumulados fueron similares entre parejas de lisímetros (Tablas 8 y 9).

En general, se observaron mayores flujos de CO₂ tras el evento de riego, a excepción de casos particulares (L1 y L3) durante el riego de octubre que mostraron un flujo más alto previo al evento de riego (Fig. 9).

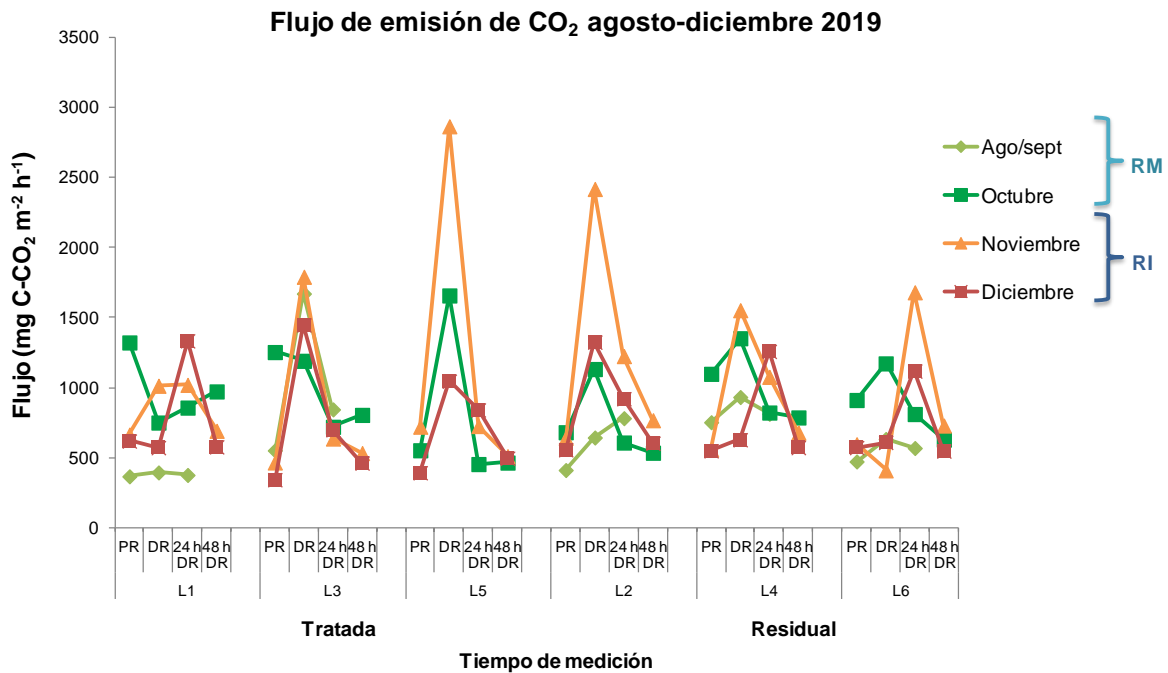


Figura 9.- Flujo de C-CO₂ (mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹) correspondientes a los eventos de riego de agosto a diciembre 2019. Los lisímetros 1, 3 y 5 se regaron con agua tratada (AT), mientras que, los lisímetros 2, 4 y 6 se regaron con agua residual (AR). El riego de agosto-septiembre y octubre correspondió a un riego moderado (RM), mientras que, en el mes de noviembre y diciembre se llevó a cabo un riego por inundación (RI). PR: previo al riego, DR: después del riego; 24 h DR: 24 horas después del riego y 48 h DR: 48 horas después del riego.

En relación a los flujos de emisión de CH₄, se observó una tendencia contrastante en los flujos promedio de CH₄ en función del agua de riego aplicada. Los lisímetros regados con AT presentaron valores promedio de emisión negativos

(entre -0.03 y $-0.23 \text{ mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), mientras que, los flujos promedio de los lisímetros regados con AR fueron positivos ($0.9 - 1.22 \text{ mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Tabla 8). Los flujos más altos se registraron durante los eventos de riego de diciembre y octubre. En todos los eventos de riego, los flujos positivos de CH_4 se registraron inmediatamente después del riego y posteriormente cesaron (Fig. 10).

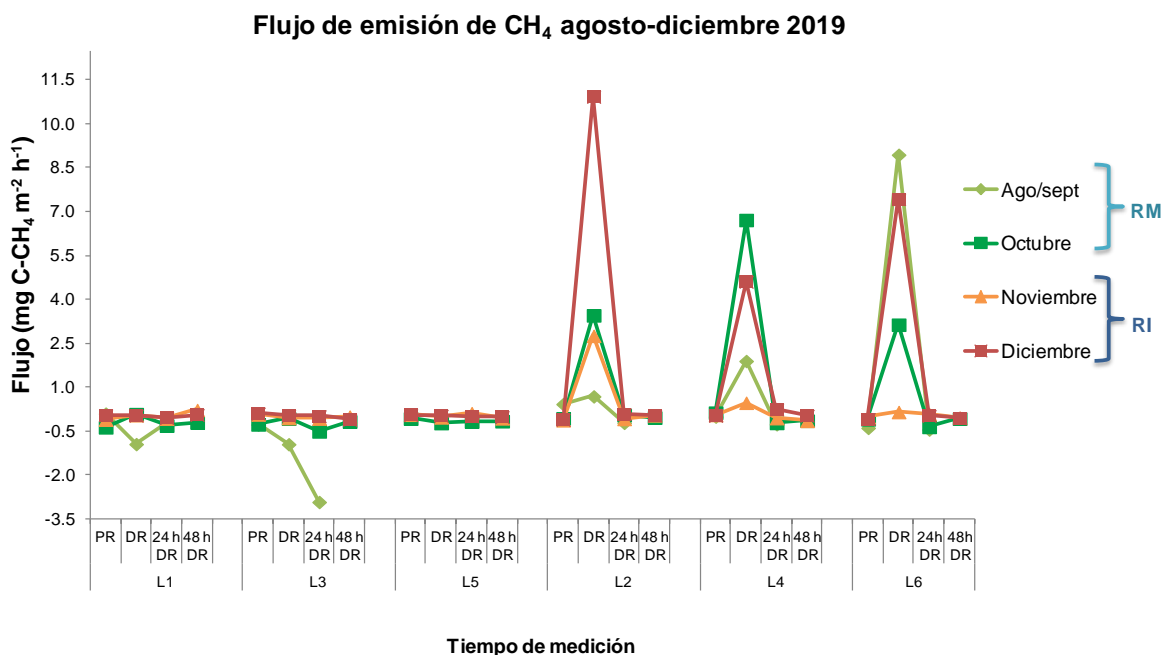


Figura 10.- Flujo de CH_4 ($\text{mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) correspondientes a los eventos de riego de agosto a diciembre 2019. Los lisímetros 1, 3 y 5 se regaron con agua tratada (AT), mientras que, los lisímetros 2, 4 y 6 se regaron con agua residual (AR). El riego de agosto-septiembre y octubre correspondió a un riego moderado (RM), mientras que, en el mes de noviembre y diciembre se llevó a cabo un riego por inundación (RI). PR: previo al riego, DR: después del riego; 24 h DR: 24 horas después del riego y 48 h DR: 48 horas después del riego

En relación al N_2O , se observaron mayores emisiones en los lisímetros regados con AR, especialmente durante los riegos abundantes de noviembre y diciembre. A pesar de que los flujos promedio de emisión son mayores en los lisímetros regados con AR (Tabla 8), se observaron picos de emisión más altos en los lisímetros regados con AT durante los riegos moderados de ago.-sept. y octubre (Fig. 11).

En cuanto al momento de la emisión, en general, se observaron mayores flujos de N_2O tras el evento de riego o 24 horas después del mismo. Adicionalmente, se registraron flujos de N_2O negativos tras los eventos de riego de ago.-sept. y octubre; independientemente del agua de riego aplicada.

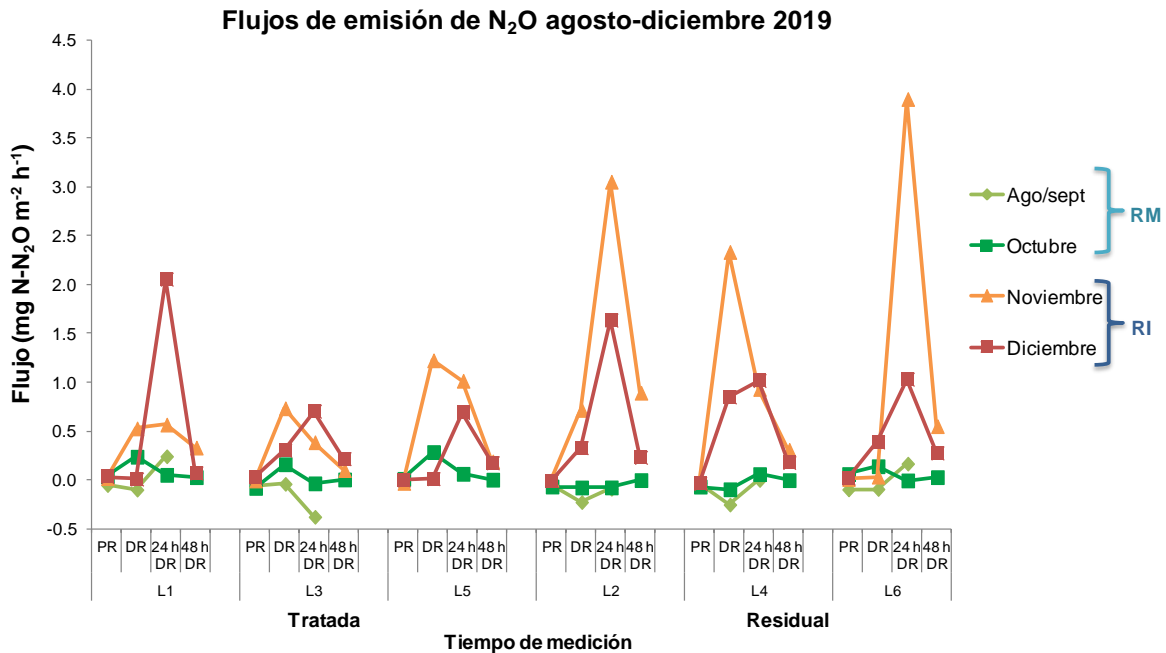


Figura 11.- Flujo de N_2O ($mg\ N-N_2O\ m^{-2}\ h^{-1}$) correspondientes a los eventos de riego de agosto a diciembre 2019. Los lisímetros 1, 3 y 5 se regaron con agua tratada (AT), mientras que, los lisímetros 2, 4 y 6 se regaron con agua residual (AR). El riego de agosto-septiembre y octubre correspondió a un riego moderado (RM), mientras que, en el mes de noviembre y diciembre se llevó a cabo un riego por inundación (RI). PR: previo al riego, DR: después del riego; 24 h DR: 24 horas después del riego y 48 h DR: 48 horas después del riego

En la Figura 12 se muestran los flujos de CO_2 , CH_4 y N_2O por lisímetro en relación a la etapa de desarrollo del maíz. Tanto el CO_2 como el N_2O mostraron un pico de emisión durante el riego de noviembre, es decir, durante la etapa de formación y llenado de grano. Mientras que el CH_4 presentó una tendencia contraria al presentar los flujos de menor magnitud en dicha etapa. El CO_2 mostró flujos similares durante el desarrollo vegetativo, floración y maduración del maíz. El CH_4 presentó una tendencia similar, mientras que, el N_2O presentó flujos casi nulos

durante las primeras etapas de desarrollo (desarrollo vegetativo y floración), independiente del lisímetro en cuestión.

En la tabla 8, se puede apreciar que el principal gas emitido fue el CO₂, seguido del CH₄ y el N₂O. En general, los flujos máximos y promedio de cada gas fueron mayores en los lisímetros regados con AR. Se registraron flujos de emisión negativos de CH₄ y N₂O en todos los eventos de riego. En el caso del CH₄, los valores negativos corresponden al 46.9 % del total de los datos y se concentraron principalmente en los lisímetros regados con AT. Mientras que, para el N₂O la proporción de flujos negativos fue del 31.25 % y se centró en los lisímetros regados con AR (Anexo 7).

Los flujos acumulados de CO₂, CH₄ y N₂O para todo el periodo de estudio no presentaron diferencias significativas en función del agua de riego aplicada ($t_{(4)} = -1.19$, $p = 0.299$; $t_{(4)} = -2.99$, $p = 0.096$; $t_{(4)} = -1.91$, $p = 0.129$) (Tabla 9). El GWP mostró la misma tendencia al no presentar diferencias significativas (GWP total: $t_{(4)} = -2.15$, $p = 0.098$; GWP Rmod: $t_{(4)} = -0.64$, $p = 0.554$; GWP Rinun: $t_{(4)} = -2.40$, $p = 0.074$) entre las medias en función del agua de riego (Tabla 9). No obstante, la contribución de cada gas al GWP varió a lo largo del estudio y entre riegos. En general, el CO₂ fue el gas que más contribuyó al GWP (>65 %), independientemente del riego en cuestión. El N₂O fue el segundo gas que más contribuyó al GWP a lo largo del estudio (6 – 20.7 %). Su contribución varió entre tipo de riego y entre lisímetros. Durante los riegos moderado la contribución del N₂O fue similar entre los lisímetros regados con AR (0 – 3.4 %) y AT (1.1 – 3.8 %). En cambio, durante los riegos de noviembre y diciembre el aporte de N₂O al GWP varió entre lisímetros; siendo entre 15 y 19 % para los lisímetros regados con AT y entre 16 y 32 % para los lisímetros regados con AR. El gas que menor contribuyó al GWP total fue el CH₄ (0.2 – 7.7 %); durante el riego moderado el CH₄ fue responsable de 0.3 % del GWP bajo riego con AT y del 5.5 – 13.5 % bajo riego con AR. La contribución del CH₄ al GWP durante el riego por inundación fue de ~0.25 % para los lisímetros regados con AT y de 0.7 – 4.3 % para los lisímetros regados con AR.

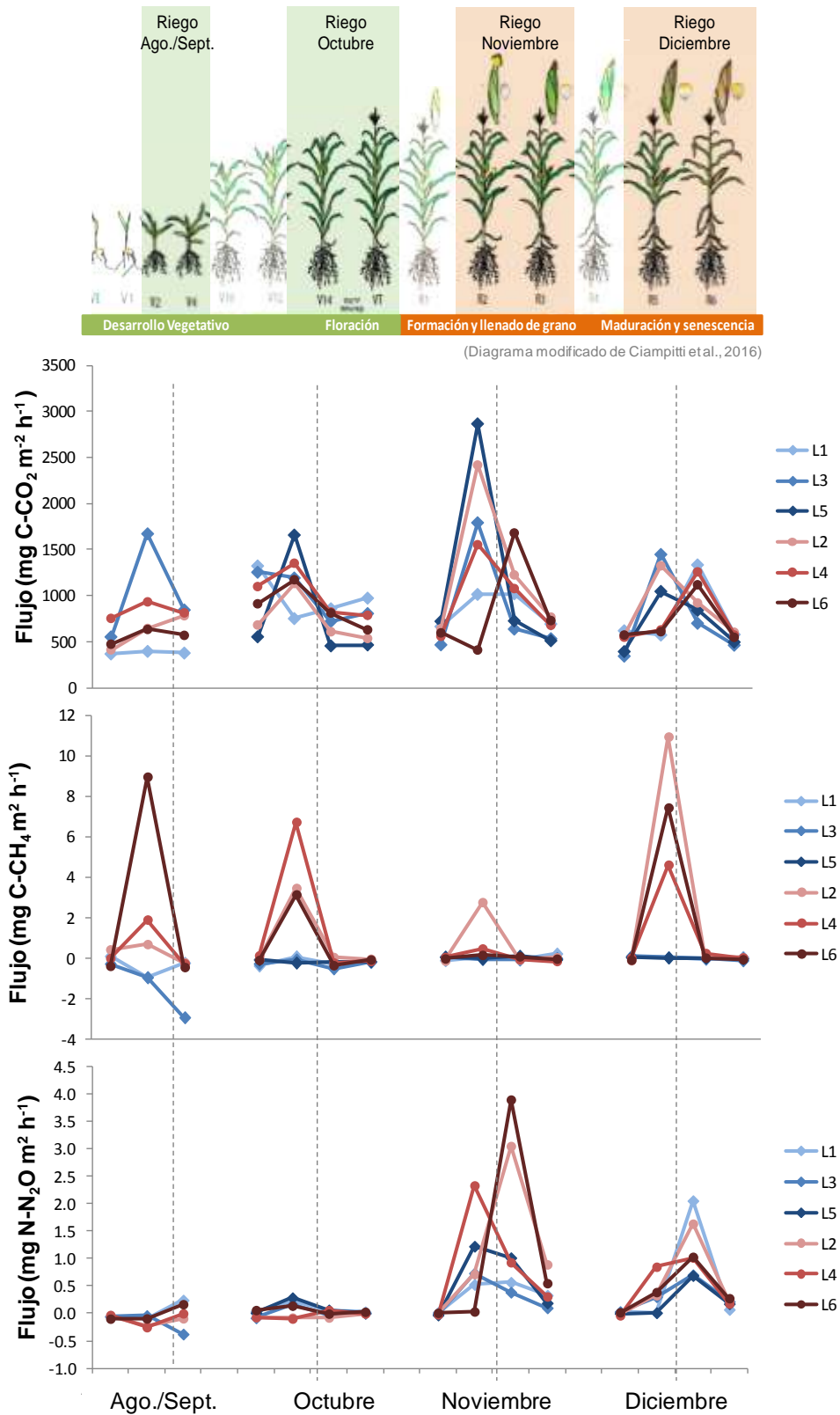


Figura 12.- Flujos de CO₂, CH₄ y N₂O (mg m⁻² h⁻¹) por lisímetro en relación a la etapa de desarrollo del maíz. Encima de la gráfica se aprecian las fases de desarrollo del maíz, donde se remarcan los momentos en los que se llevó a cabo el riego.

Tabla 8.- Flujos promedio, mínimos y máximos de CO₂, CH₄ y N₂O por lisímetros durante el periodo evaluado (agosto a diciembre de 2019)

Gas de efecto invernadero	Lisímetro	Mínimo	Máximo	Promedio
a) Riego moderado				
Flujo CO₂ (mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹)	L1	368.6	1323.5	721.7
	L3	553.7	1672.2	1006.8
	L5	456.1	1658.7	783.9
	L2	413.5	1133.8	686.5
	L4	754.4	1353.4	938.3
	L6	474.5	1174.1	744.3
Flujo CH₄ (mg C-CH₄ m⁻² h⁻¹)	L1	-0.93	0.11	-0.30
	L3	-2.91	-0.06	-0.70
	L5	-0.22	-0.06	-0.10
	L2	-0.21	3.46	0.60
	L4	-0.26	6.72	1.20
	L6	-0.44	8.95	1.50
Flujo N₂O (mg N-N₂O m⁻² h⁻¹)	L1	-0.10	0.24	0.10
	L3	-0.38	0.16	-0.10
	L5	0.00	0.28	0.10
	L2	-0.23	0.003	-0.10
	L4	-0.25	0.06	-0.10
	L6	-0.10	0.17	0.03
a) Riego por inundación				
Flujo CO₂ (mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹)	L1	573.6	1335.1	812.9
	L3	344.6	1792.1	798.7
	L5	394.2	2865.5	951.1
	L2	558.3	2418.2	1058.4
	L4	550.7	1553.4	860.8
	L6	411.2	1681.4	784.2
Flujo CH₄ (mg C-CH₄ m⁻² h⁻¹)	L1	-0.10	0.23	0.03
	L3	-0.11	0.11	0.01
	L5	-0.05	0.12	0.03
	L2	-0.12	10.93	1.69
	L4	-0.14	4.61	0.66
	L6	-0.08	7.43	0.94
Flujo N₂O (mg N-N₂O m⁻² h⁻¹)	L1	0.01	2.06	0.45
	L3	-0.01	0.73	0.31
	L5	-0.03	1.22	0.41
	L2	-0.01	3.05	0.86
	L4	-0.04	2.33	0.70
	L6	0-01	3.90	0.78

Gas de efecto invernadero	Lisímetro	Mínimo	Máximo	Promedio
a) Total				
Flujo CO₂ (mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)	L1	368.6	1335.0	770.3
	L3	344.6	1792.0	895.8
	L5	394.2	2865.0	895.4
	L2	413.5	2418.0	884.8
	L4	550.7	1554.0	897.0
	L6	411.2	1681.0	765.6
Flujo CH₄ (mg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)	L1	-0.93	0.23	-0.11
	L3	-2.91	0.11	-0.34
	L5	-0.22	0.12	-0.03
	L2	-0.21	10.93	1.19
	L4	-0.26	6.72	0.90
	L6	-0.44	8.95	1.22
Flujo N₂O (mg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)	L1	-0.10	2.06	0.05
	L3	-0.38	0.73	0.14
	L5	-0.03	1.22	0.30
	L2	-0.23	3.05	0.42
	L4	-0.25	2.33	0.34
	L6	-0.10	3.90	0.43

Al evaluar únicamente los momentos de emisión posteriores al riego (momento de emisión DR), se observó una diferencia significativa entre los flujos de emisión de CH₄ entre los lisímetros regados con AT y los lisímetros regados con AR. Esta diferencia se presentó al evaluar todos los flujos de emisión del periodo ($t_{(11.29)} = -4.35$; $p= 0.001$), así como al evaluar por tipo de riego ($t_{(5.3)} = 3.55$; $p= 0.015$; $t_{(5)} = -2.56$; $p= 0.05$), enfatizando el efecto del agua de riego sobre las emisiones de CH₄ en el momento del riego. El N₂O mostró una diferencia entre los flujos de emisión registrados después del riego pero ésta sólo fue significativa en el riego moderado ($t_{(9)} = -2.25$; $p= 0.05$). En cambio, el CO₂ no mostró diferencias significativas entre los flujos de emisión posteriores al riego (Tabla 10).

Tabla 9.- Flujos acumulados de GEI (g m^{-2}) para todo el periodo de estudio y potencial de calentamiento global (GWP) para el periodo de estudio y por tipo de riego.

Flujos acumulados a lo largo del periodo de estudio			
Lisímetro	Flujo CO₂ (g C-CO₂ m⁻²)	Flujo CH₄ (g C-CH₄ m⁻²)	Flujo N₂O (g N-N₂O m⁻²)
L1	2920.15 ± 210.45	0.27 ± 0.04	1.55 ± 0.42
L3	3135.85 ± 161.97	0.07 ± 0.02	0.72 ± 0.19
L5	1607.51 ± 279.93	0.11 ± 0.04	0.98 ± 0.27
L2	2913.31 ± 86.67	3.57 ± 0.69	2.66 ± 0.86
L4	3330.54 ± 98.56	4.49 ± 1.36	1.14 ± 0.31
L6	3181.25 ± 211.47	9.80 ± 2.09	2.81 ± 0.92
Lisímetro	GWP total (kg CO₂eq ha⁻¹)	GWP Rmod (kg CO₂eq ha⁻¹)	GWP Rinun (kg CO₂eq ha⁻¹)
L1	33906.46	13120.85	20785.61
L3	33519.52	20861.13	12658.39
L5	19017.82	4325.79	14692.03
L2	38264.39	13745.19	24519.20
L4	38234.38	18334.23	19900.15
L6	43523.47	15815.63	27707.84

Nota: Se presentan los flujos acumulados ± desviación estándar. Los valores negativos no se incluyeron en el análisis. GWP: Potencial de calentamiento global; Rmod: riego moderado (agost./sept. y octubre) y Rinun: riego por inundación (noviembre y diciembre).

Tabla 10.-Resumen estadístico y resultado de la prueba *t*-Student entre los flujos de emisión de GEI de los lisímetros regados con AT y AR registrados después del riego. Se presentan los resultados por periodo total de estudio y por tipo de riego (riego moderado y riego por inundación).

	Agua de riego	Promedio	Varianza	Desviación estándar	Estadístico t	d.f	valor P
Todo el periodo							
CO₂	AT	1310.0	478243.0	691.6	0.92	21	0.365
	AR	1069.0	312708.0	559.2			
CH₄	AT	-0.18	0.15	0.38	-4.35	11.29	0.001**
	AR	4.27	12.38	3.52			
N₂O	AT	0.30	0.16	0.40	-0.13	21	0.896
	AR	0.34	0.52	0.72			
Riego moderado							
CO₂	AT	1134.0	314623.0	560.9	-0.66	10	0.524
	AR	979.0	86781.0	294.6			
CH₄	AT	-0.41	0.24	0.49	3.55	5.3	0.015*
	AR	4.15	9.63	3.10			
N₂O	AT	0.11	0.03	0.17	-2.25	9	0.051*
	AR	-0.10	0.02	0.14			
Riego por inundación							
CO₂	AT	1457.0	648056.0	805.0	0.92	21	0.365
	AR	1158.0	582010.0	762.9			
CH₄	AT	0.02	0.002	0.04	-2.56	5	0.051*
	AR	4.40	17.57	4.19			
N₂O	AT	0.47	0.22	0.47	0.8	10	0.443
	AR	0.77	0.67	0.82			

Nota: *Nivel estadístico $p < 0.05$. **Nivel estadístico $p \leq 0.001$.

6.2.2.- Análisis de ante-dependencia

El análisis de ante-dependencia del CO₂ y N₂O indica que las comparaciones secuenciales, así como contra el orden máximo fueron estadísticamente significativas para todos los días (Tabla 11). A partir de lo anterior, se definió que en ambos casos se tiene un orden 3 de correlación. Por lo tanto, existe una correlación en el tiempo en el flujo medido en una cámara desde el momento previo al riego y en los flujos de los días posteriores.

En el caso del CH₄, el análisis de ante-dependencia indica que no hay una correlación en el tiempo entre las mediciones. De tal forma, que cada flujo de

emisión es independiente y no influye sobre las mediciones posteriores, independientemente de si hubo un evento de riego o no.

Tabla 11.- Estructuras de ante-dependencia por días de riego para la emisión de CO₂, CH₄ y N₂O.

Comparación	x² ajustada	Grados de libertad	Probabilidad
a) Comparación secuencial CO₂			
Orden 0 vs orden 1	16.62	3	<0.001
Orden 1 vs orden 2	14.51	2	<0.001
Orden 2 vs orden 3	19.08	1	<0.001
b) Comparación con el orden máximo CO₂			
Orden 0 vs orden 3	53.2	6	<0.001
Orden 1 vs orden 3	35.28	3	<0.001
Orden 2 vs orden 3	19.08	1	<0.001
a) Comparación secuencial CH₄			
Orden 0 vs orden 1	9.81	3	0.02
Orden 1 vs orden 2	0.00	2	1.00
Orden 2 vs orden 3	0.00	1	1.00
b) Comparación con el orden máximo CH₄			
Orden 0 vs orden 3	3.75	6	0.71
Orden 1 vs orden 3	0.00	3	1.00
Orden 2 vs orden 3	0.00	1	1.00
a) Comparación secuencial N₂O			
Orden 0 vs orden 1	27.26	3	<0.001
Orden 1 vs orden 2	29.13	2	<0.001
Orden 2 vs orden 3	26.3	1	<0.001
b) Comparación con el orden máximo N₂O			
Orden 0 vs orden 3	84.53	6	<0.001
Orden 1 vs orden 3	55.94	3	<0.001
Orden 2 vs orden 3	26.3	1	<0.001

6.2.3.- Análisis REML

Variación entre aguas de riego

Se evaluó el efecto de la calidad de agua de riego utilizada sobre las emisiones de GEI. Los resultados obtenidos muestran que no hay diferencias estadísticamente significativas entre las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O en función del agua de riego aplicada (Tabla 12). Lo anterior, sugiere que las características del agua residual y agua tratada no son lo suficientemente diferentes para generar un efecto sobre las emisiones de los gases en cuestión.

Tabla 12.- Prueba de Wald y F para los flujos de CO₂, CH₄ y N₂O estimados por REML en función del agua de riego aplicada.

Gas	Prueba Wald	n.g.l.	Prueba F	d.g.l.	Prob. F
Flujo CO₂ (mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹)	0.33	5	0.07	22.4	0.997
Flujo CH₄ (mg C-CH₄ m⁻² h⁻¹)	1.07	5	0.21	32.3	0.954
Flujo N₂O (mg N-N₂O m⁻² h⁻¹)	1.68	5	0.34	12.5	0.882

Nota: n.g.l. indica grados de libertad del numerador; d.g.l. indica grados de libertad del denominador. Valor de significancia p≤0.05.

Las Figuras 13, 14 y 15 muestran los flujos promedio de CO₂, CH₄ y N₂O en función del agua de riego aplicada. En general, se observó que los lisímetros regados con AR presentaron valores similares entre sí, independientemente del gas en cuestión. Dicha tendencia se repitió en el caso de los lisímetros regados con AT.

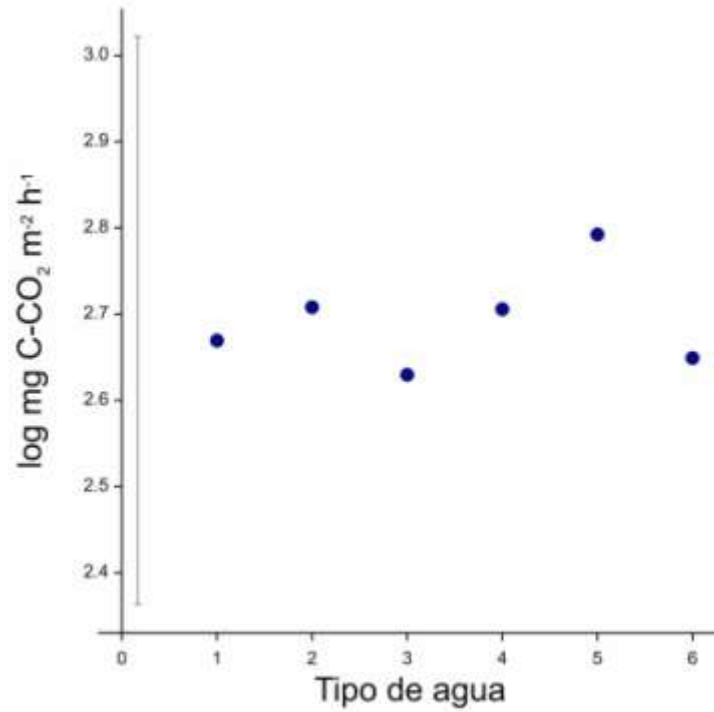


Figura 13.- Flujos promedio de CO₂ y límite de confianza al 95% estimado por REML en función de la calidad de agua de riego aplicada en cada lisímetro; 1, 2 y 3 corresponde a los lisímetros regados con agua tratada, mientras que 4, 5 y 6 corresponde a los lisímetros regados con agua residual.

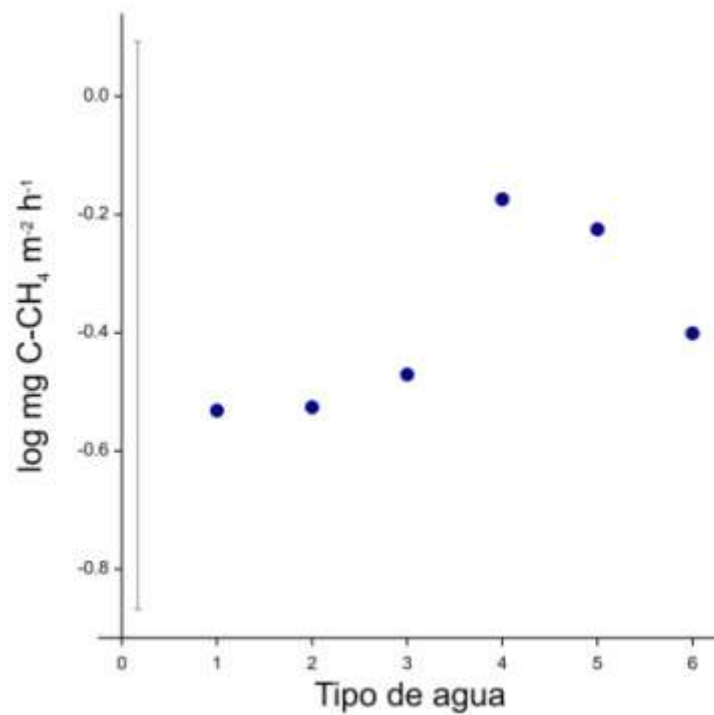


Figura 14.- Flujos promedio de CH₄ y límite de confianza al 95% estimado por REML en función de la calidad de agua de riego aplicada en cada lisímetro; 1, 2 y 3 corresponde a los lisímetros

regados con agua tratada, mientras que 4, 5 y 6 corresponde a los lisímetros regados con agua residual

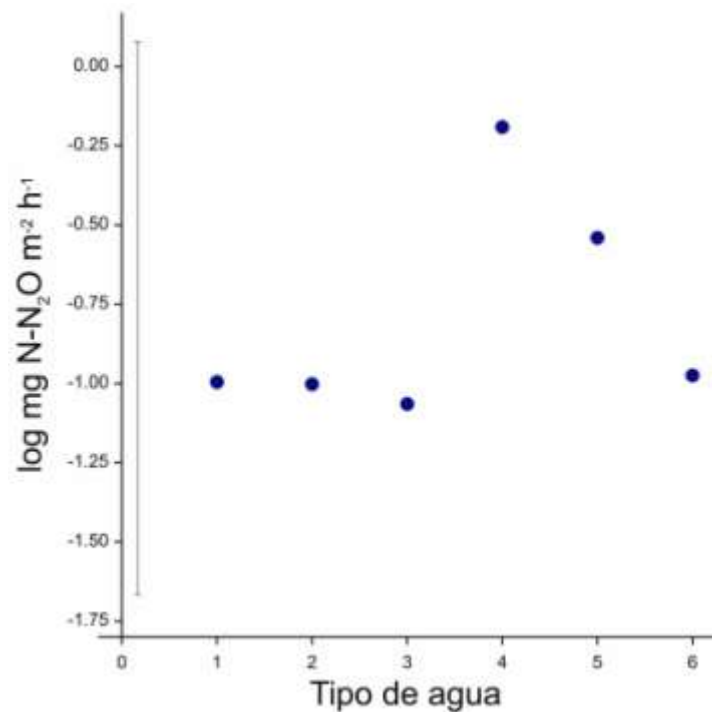


Figura 15.- Flujos promedio de N₂O y límite de confianza al 95% estimado por REML en función de la calidad de agua de riego aplicada en cada lisímetro; 1, 2 y 3 corresponde a los lisímetros regados con agua tratada, mientras que 4, 5 y 6 corresponde a los lisímetros regados con agua residual

Variación entre riegos

Se evaluó el efecto del tipo de riego en función de la lámina de agua aplicada sobre las emisiones de GEI. En la Figura 16 se observan las emisiones promedio de CO₂ bajo los dos tipos de riego (riego moderado y riego por inundación). A pesar de que se observa un pico de emisión promedio mayor bajo el riego por moderación, éste no fue significativamente distinto (Tabla 13).

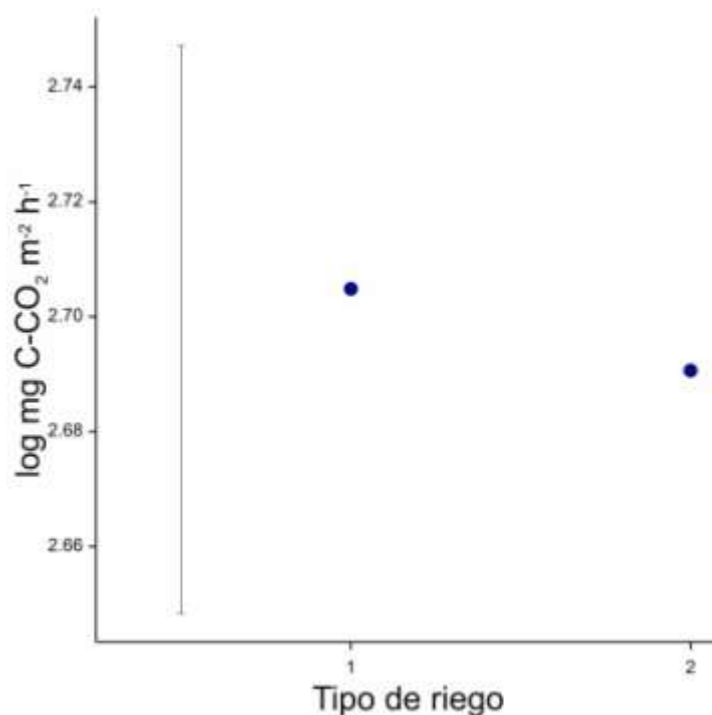


Figura 16.-Promedio de flujos de CO₂ y límite de confianza al 95% estimado por REML para los dos tipos de riego; 1 indica riego moderado y 2 indica riego por inundación.

En cambio, tanto el CH₄ como el N₂O se vieron afectados por el tipo de riego; se presentaron flujos promedio significativamente distintos entre los eventos de riego moderados y los eventos de riego por inundación (Fig. 17 y 18; Tabla 13). En ambos casos, se registraron emisiones promedio más altas bajo el riego por inundación.

Tabla 13.-Prueba de Wald y F para CH₄ y N₂O estimados por REML para los tipos de riego.

Gas	Prueba Wald	n.g.l.	Prueba F	d.g.l.	Prob. F
Flujo CO₂ (mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)	0.58	1	0.58	64.1	0.45
Flujo CH₄ (mg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)	10.32	1	10.32	59.4	<0.01
Flujo N₂O (mg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)	23.66	1	23.66	36.3	<0.001

Nota: n.g.l. indica grados de libertad del numerador; d.g.l indica grados de libertad del denominador. Valor de significancia p≤0.05.

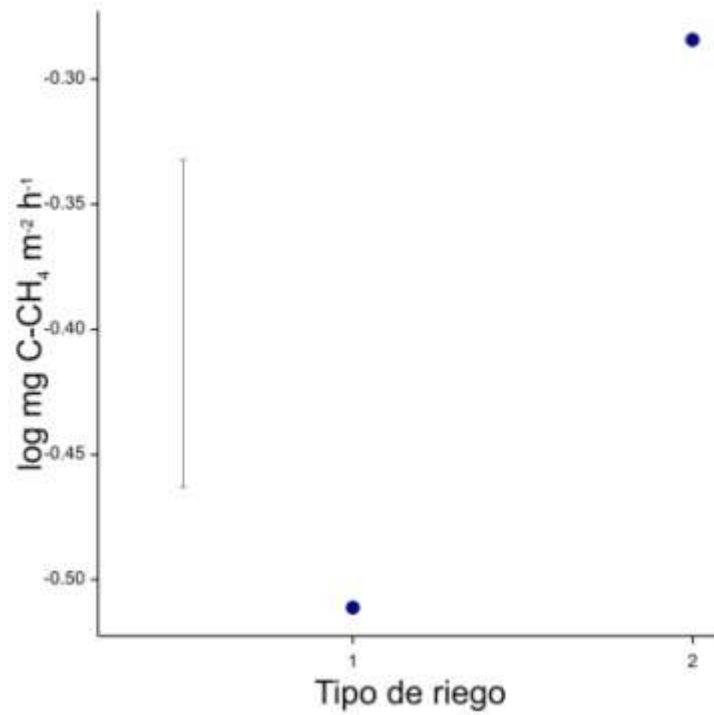


Figura 17.- Promedio de flujos de CH₄ y límite de confianza al 95% estimado por REML para los dos tipos de riego; 1 indica riego moderado y 2 indica riego por inundación.

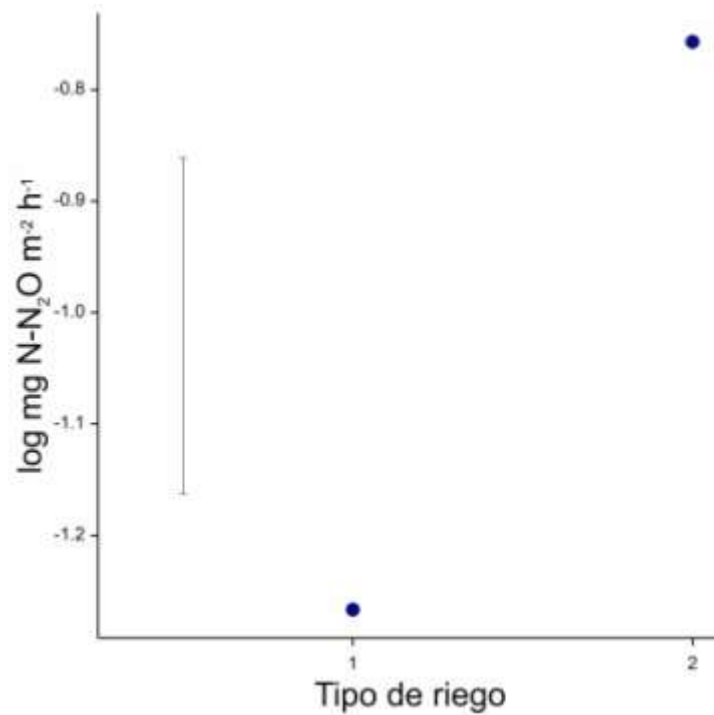


Figura 18.- Promedio de flujos de N₂O y límite de confianza al 95% estimado por REML para los dos tipos de riego; 1 indica riego moderado y 2 indica riego por inundación.

Variación entre días

Se observó una variación en los flujos en respuesta a los días en los que se llevó a cabo la medición (antes o después del riego). El efecto temporal fue estadísticamente significativo para los tres gases (Tabla 14).

Tabla 14.-Prueba de Wald y F para CO₂, CH₄ y N₂O estimados por REML para los diferentes días evaluados.

Gas	Prueba	n.g.l.	Prueba F	d.g.l.	Prob. F
Flujo CO₂ (mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹)	19.33	3	6.44	67.3	<0.001
Flujo CH₄ (mg C-CH₄ m⁻² h⁻¹)	26.85	3	8.95	65.2	<0.001
Flujo N₂O (mg N-N₂O m⁻² h⁻¹)	25.59	3	8.52	31.5	<0.001

Nota: n.g.l. indica grados de libertad del numerador; d.g.l indica grados de libertad del denominador. Valor de significancia $p \leq 0.05$.

Las emisiones de CO₂ entre los días muestreados fueron significativamente diferentes entre sí. Se observa un pico de emisión tras el evento de riego, seguido de un decremento paulatino de los flujos en los días posteriores. El flujo de menor magnitud se presentó antes del evento de riego (Fig. 19).

El metano presentó una tendencia similar al CO₂, al presentar un pico de emisión en respuesta al evento de riego. Nuevamente, el flujo de menor magnitud se registró previo al evento de riego. A diferencia del CO₂, se observó un fuerte decremento en el flujo de emisión de CH₄ pasadas las 24 horas del evento de riego y un ligero incremento pasadas las 48 horas del evento de riego (Fig. 20).

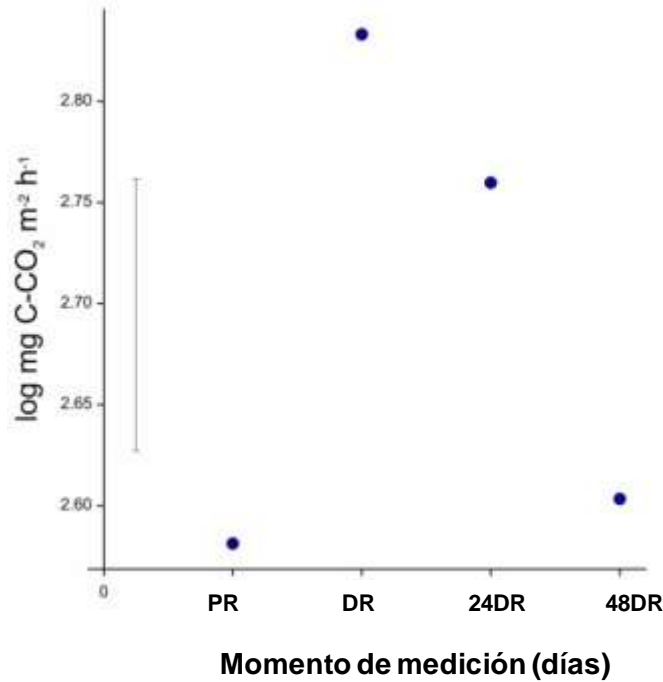


Figura 19.- Promedio de flujos de CO₂ y límite de confianza al 95% estimado por REML para los días evaluados; PR corresponde a la medición previa al evento de riego; DR a la medición posterior al riego; 24DR a la medición 24 h después del riego y 48DR a la medición 48 h después del riego.

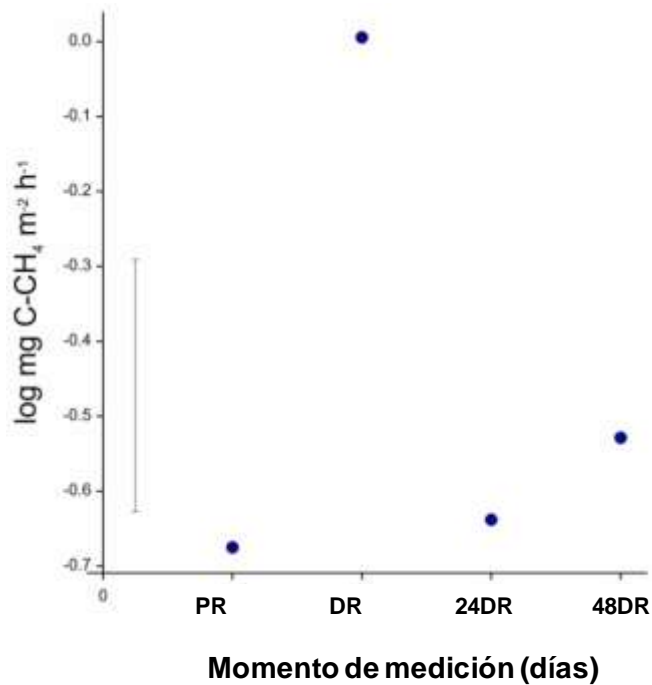


Figura 20.- Promedio de flujos de CH₄ y límite de confianza al 95% estimado por REML para los días evaluados; PR corresponde a la medición previa al evento de riego; DR a la medición

posterior al riego; 24DR a la medición 24 h después del riego y 48DR a la medición 48 h después del riego. .

El óxido nitroso presentó un comportamiento distinto al CO_2 y CH_4 , al presentar un pico de emisión pasadas las 24 horas del evento de riego. En este caso se observa un aumento en el flujo de emisión en respuesta al riego pero el flujo de mayor magnitud se alcanza un día posterior al mismo y, posteriormente, decrece. El flujo de menor magnitud se registró previo al evento de riego (Fig. 21).

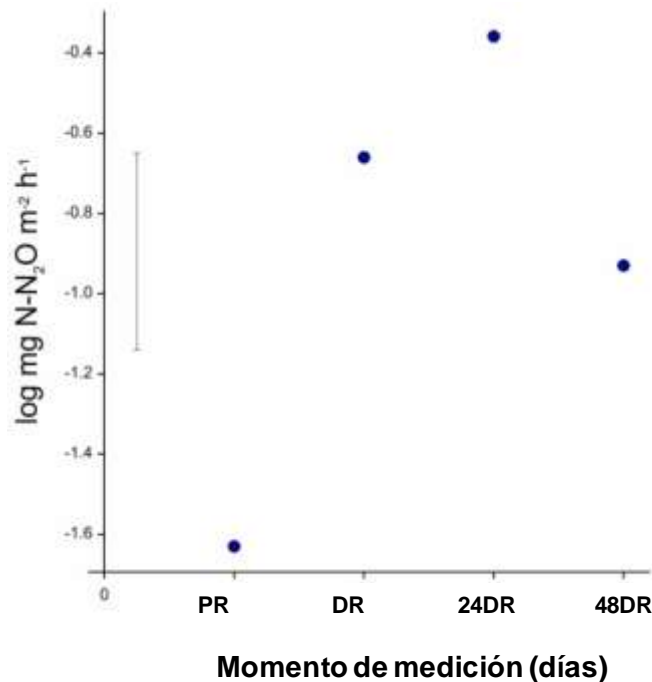


Figura 21.- Promedio de flujos de N_2O y límite de confianza al 95% estimado por REML para los días evaluados; PR corresponde a la medición previa al evento de riego; DR a la medición posterior al riego; 24DR a la medición 24 h después del riego y 48DR a la medición 48 h después del riego. .

6.3. – Sensores de temperatura, humedad y potencial redox

A lo largo del periodo de estudio se midió de manera periódica en cada lisímetro la temperatura, humedad y potencial redox a 20, 50 y 80 cm de profundidad. En la Figura 22 se observan los cambios de temperatura a lo largo del periodo de

estudio y entre profundidades del suelo. En el periodo de estudio el rango de temperatura registrado fue de 13.8 a 23.2 °C. En general, los seis lisímetros presentaron una tendencia similar. La mayor variación se registró a 20 cm y se observa una tendencia de decremento de la temperatura hacia los meses de noviembre y diciembre. A 20 cm de profundidad se observó un aumento de la temperatura tras el evento de riego, mientras que, a 50 cm se registró un decremento.

La humedad varió en todo el periodo de estudio entre 6.46 y 52%. Se puede observar que la mayor variación se presentó a 20 cm de profundidad y que el pico de mayor humedad siempre se presentó después del evento de riego. Independientemente del lisímetro en cuestión, el mayor incremento de humedad se registró en el riego de noviembre, seguido del riego de diciembre. La humedad a 50 y 80 cm de profundidad se mantuvo relativamente constante a lo largo de los meses entre 27 y 40 %. Únicamente se observa un aumento de la humedad tras el evento de riego, pero éste es de menor magnitud al registrado a 20 cm de profundidad. Los lisímetros regados con AT se encuentran menos húmedos en superficie (20 cm de profundidad) en relación con los lisímetros regados con AR. Mientras que, a 50 cm de profundidad se observa una tendencia contraria al registrarse mayores valores de humedad en los lisímetros regados con AT (Fig. 23).

Los valores de potencial redox mostraron un rango entre 380 y 700 mV, y variaron entre lisímetros, principalmente a 20 cm de profundidad. Se observa un decremento de los valores en respuesta al evento de riego y un aumento de los mismos pasadas 24 horas del mismo. Esta tendencia se repitió a 50 y 80 cm de profundidad en los riegos de noviembre y diciembre (Fig. 24).

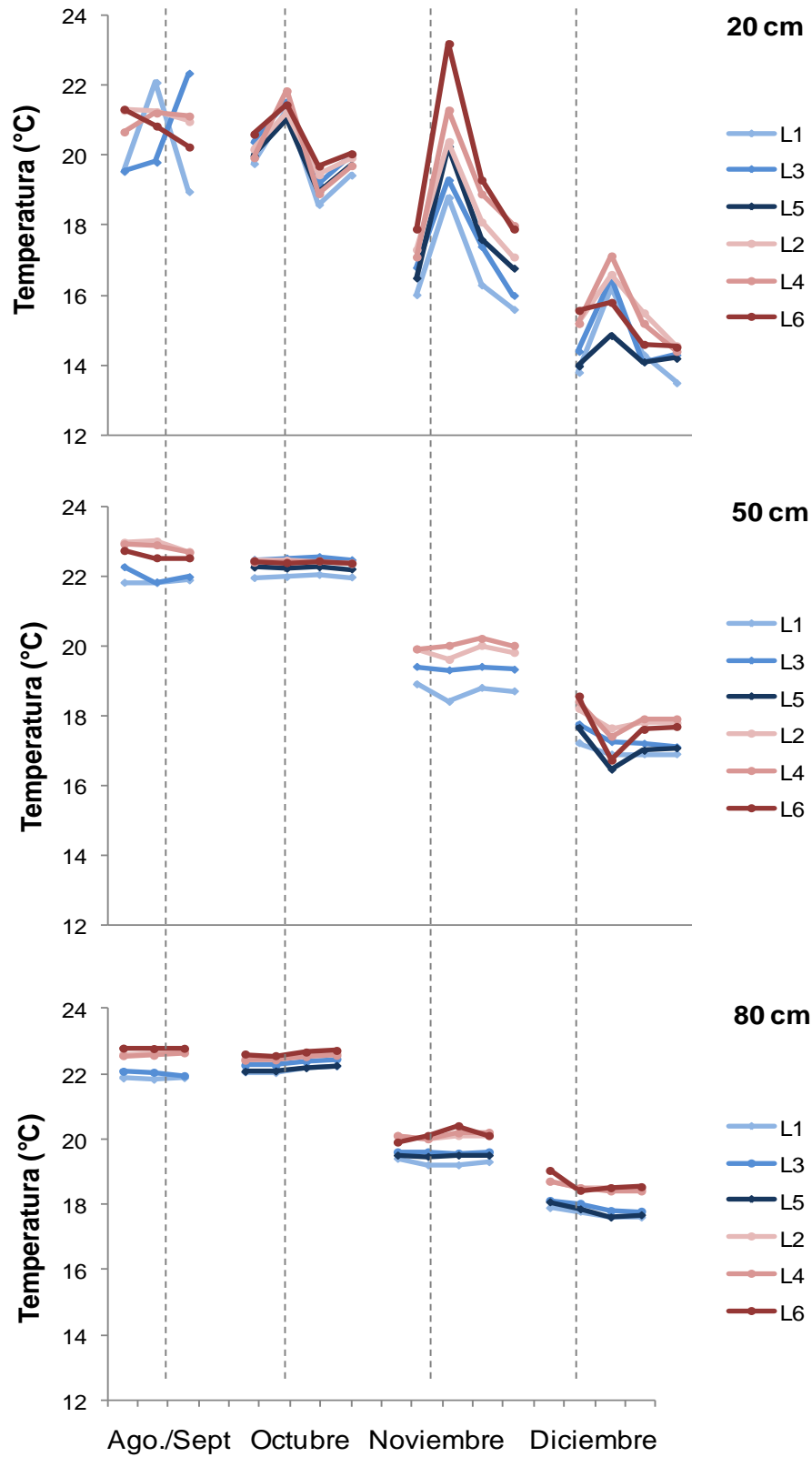


Figura 22.- Temperatura (°C) a 20, 50 y 80 cm de profundidad para cada lisímetro a lo largo de los eventos de riego. Se observan cuatro momentos de medición que corresponden al momento previo al riego, después del riego, 24 h después del riego y 48 h después del riego.

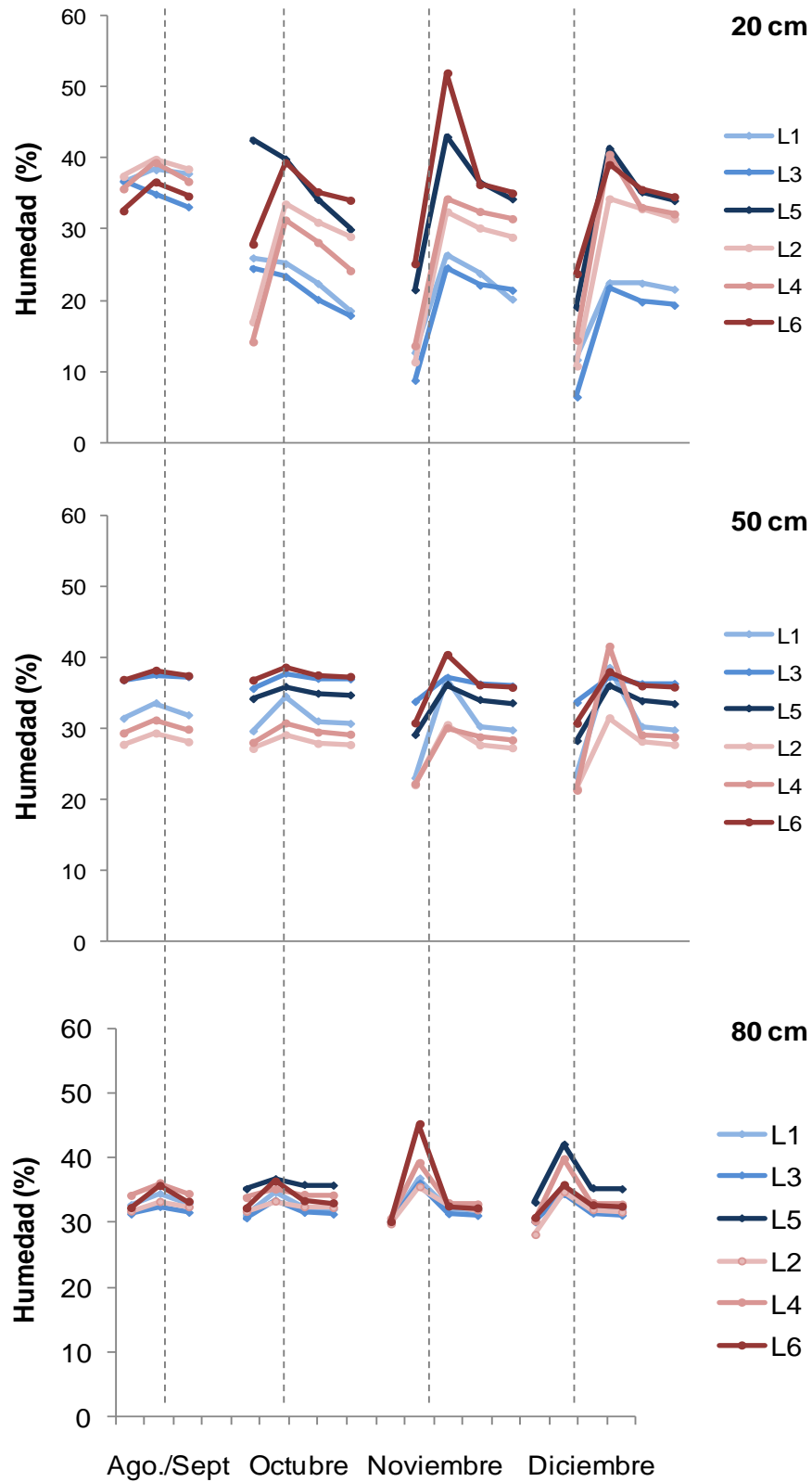


Figura 23.- Humedad (%) a 20, 50 y 80 cm de profundidad para cada lisímetro a lo largo de los eventos de riego. Se observan cuatro momentos de medición que corresponden al momento previo al riego, después del riego, 24 h después del riego y 48 h después del riego.

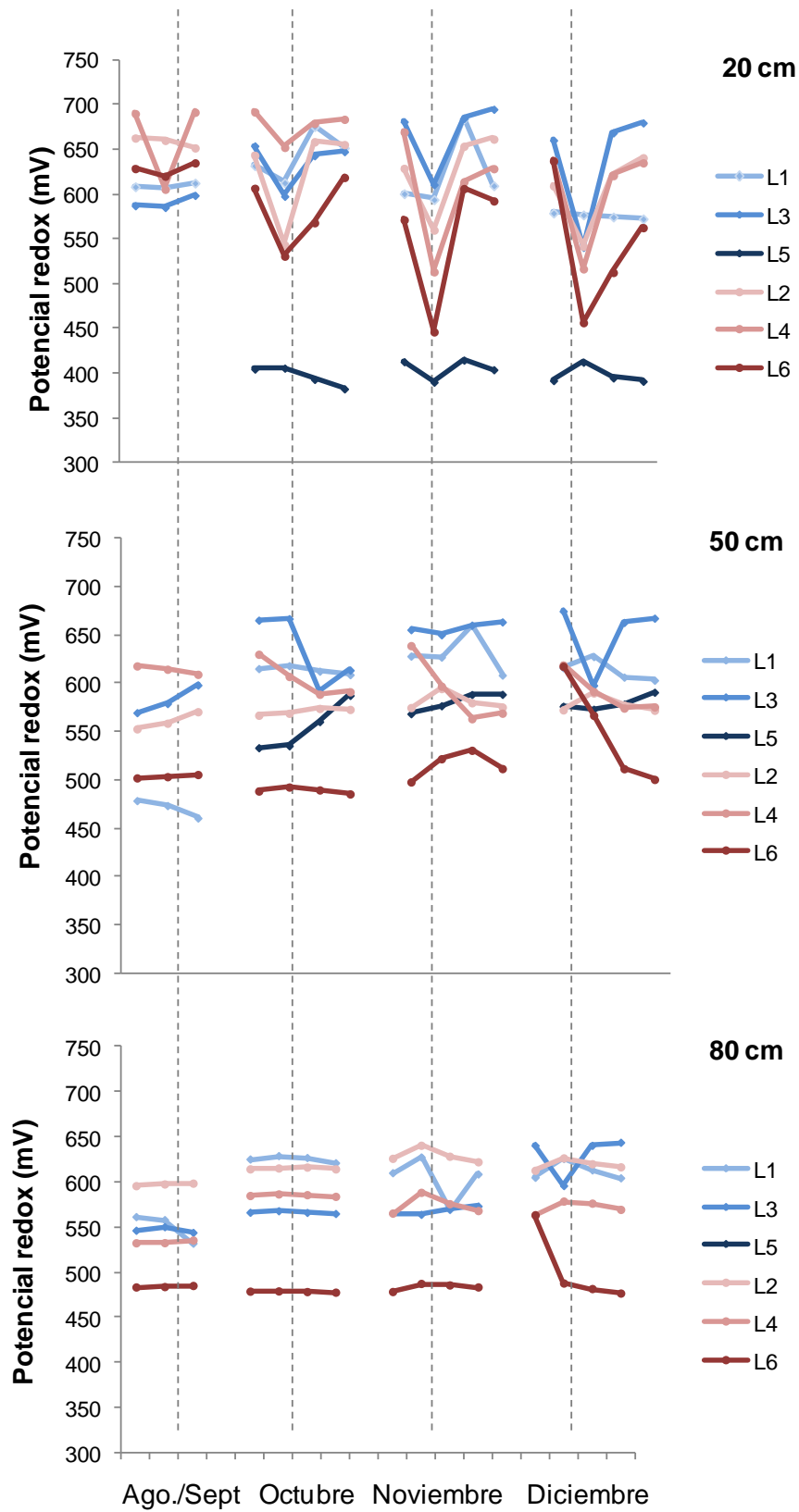


Figura 24.- Potencial redox (mV) a 20, 50 y 80 cm de profundidad para cada lisímetro a lo largo de los eventos de riego. Se observan cuatro momentos de medición que corresponden al momento

previo al riego, después del riego, 24 h después del riego y 48 h después del riego. Nota: el sensor de potencial redox a 80 cm del lisímetro 5 se averió, por lo que no se presenta en la gráfica.

Los resultados del análisis de correlación de Spearman entre los flujos de los distintos gases con las condiciones de humedad, la temperatura, y las condiciones redox al momento de su medición se muestran en la Tabla 15. Se observa una correlación positiva significativa entre los flujos de CO₂ y la temperatura del suelo a 20 cm de profundidad y la humedad del suelo a 80 cm de profundidad. El CH₄ se correlacionó positivamente con la humedad del suelo a 80 cm de profundidad y, negativamente con la temperatura a 50 y 80 cm de profundidad. En cambio, el N₂O únicamente presentó correlaciones negativas significativas con la temperatura del suelo en las tres profundidades (20, 50 y 80 cm de profundidad) y con el potencial redox a 20 cm de profundidad.

Tabla 15.- Análisis de correlación de Spearman entre los flujos de emisión de GEI y las condiciones de humedad, la temperatura, y las condiciones redox al momento de su medición.

Variables	CO ₂		CH ₄		N ₂ O	
	Factor de correlación	valor p	Factor de correlación	valor p	Factor de correlación	valor p
T - 20 cm	0.227	0.035*	-0.13	0.228	-0.418	<0.001**
T - 50 cm	0.076	0.504	-0.279	0.013*	-0.592	<0.001**
T - 80 cm	0.069	0.526	-0.291	0.006*	-0.539	<0.001**
H - 20 cm	0.101	0.351	0.162	0.134	0.113	0.295
H - 50 cm	0.07	0.521	-0.105	0.333	0.123	0.255
H - 80 cm	0.253	0.021*	0.277	0.011*	0.163	0.141
PR - 20 cm	-0.062	0.568	-0.16	0.138	-0.247	0.021*
PR - 50 cm	0.172	0.111	0.043	0.693	0.067	0.54
PR - 80 cm	0.135	0.248	0.175	0.133	0.183	0.115

Nota: * Nivel de significancia p<0.05. ** Nivel de significancia a p<0.001. T corresponde a la temperatura, H a la humedad del suelo y PR al valor de potencial redox registrado al momento de la medición. Cada variable se determinó a 20, 50 y 80 cm de profundidad en cada uno de los lisímetros.

6.4. – Balance iónico y dinámica de N y C en el sistema

En la Figura 25 se observa el balance de masa de los iones analizados por lisímetro, expresado en porcentaje de salida, para todo el periodo de estudio. El porcentaje de salida de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- y Cl^- se mantuvo similar entre los dos tipos de agua a lo largo del estudio. En general, se observó un porcentaje de salida de ~40 - 50 % para K^+ , Mg^{2+} , HCO_3^- y Cl^- , mientras que, el Na^+ y Ca^{2+} sobrepasaron el 60 %. Se observaron diferencias en el comportamiento del PO_4^{3-} y SO_4^{2-} en función del agua de riego utilizada. Los porcentajes de salida de PO_4^{3-} fueron considerablemente mayores en los lisímetros regados con AT e incluso se observó una posible desorción de PO_4^{3-} en el L3. En contraste, el SO_4^{2-} presentó una tendencia contraria al presentar mayores porcentajes de salida en los lisímetros regados con AR. El porcentaje de salida de SO_4^{2-} sobrepasó el valor de entrada en los tres lisímetros regados con AR, lo que indica una alta movilidad y pérdida de dicho ión bajo el riego con AR (Fig. 25).

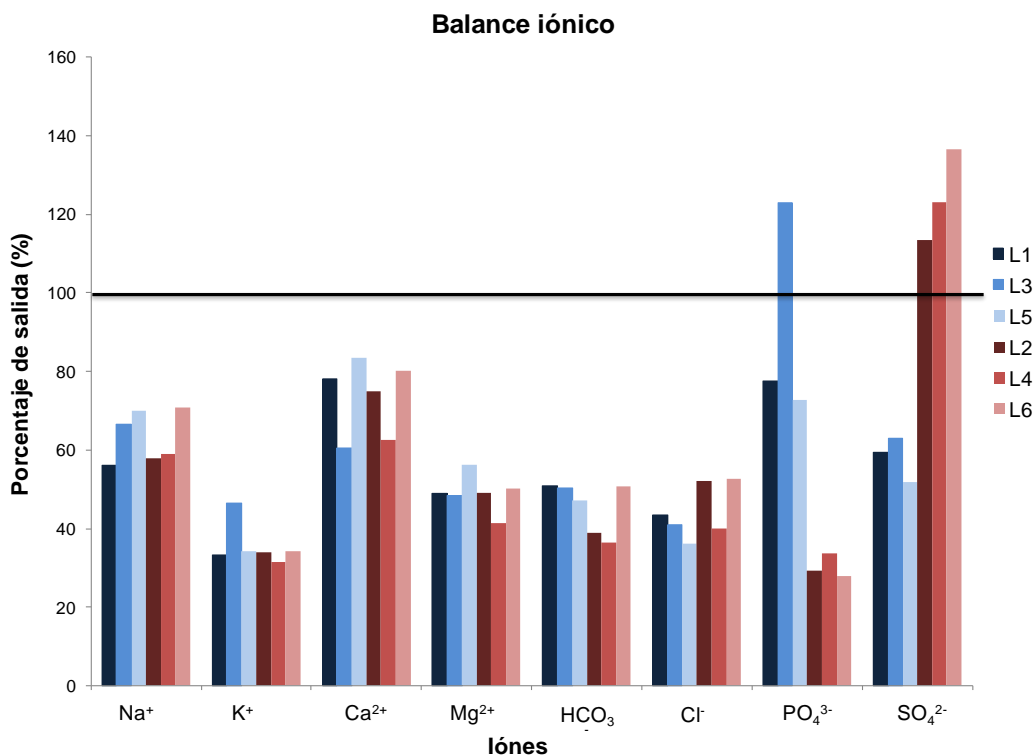


Figura 25.-- Balance de masa de los iones analizados por lisímetro (expresado en porcentaje de salida) para todo el periodo de estudio. En color rojo se observan los lisímetros regados con AR,

mientras que en azules aquellos regados con AT. La línea negra a la altura del 100% representa la carga iónica del agua de riego. Na^+ : sodio; K^+ : potasio; Ca^{2+} : calcio; Mg^{2+} : magnesio; HCO_3^- bicarbonato; Cl^- : cloro; PO_4^{3-} : fosfato y SO_4^{2-} : sulfato.

En la Figura 26 se muestra que el aporte de N en el agua de riego ocurrió principalmente en forma de NH_4^+ , mientras que, las pérdidas del elemento vía lixiviación (percolación profunda y condición frontera) se dieron en forma de NO_3^- . El aporte de N inorgánico en el agua de riego fue similar entre grupos de lisímetros, siendo ligeramente mayor en los lisímetros regados con AR.

En cuanto al N almacenado en la biomasa vegetal, a excepción del L1, los lisímetros regados con AR presentaron una concentración de N mayor en su respectiva biomasa (Fig. 26; Tabla 16). Ésta fue la fuente de salida de N más importante del sistema, independientemente del lisímetro en cuestión.

La salida del elemento vía N_2O fue la tercera vía más importante después del N almacenado en la biomasa vegetal (maíz) y la pérdida del elemento vía NO_3^- en el agua de percolación (Tabla 16).

La carga de NH_4^+ en el agua de salida fue considerablemente menor (~0.6-2.4%) en relación con la carga en el agua de riego. En las Figuras 27 y 28 se observa la evolución temporal del N para el L1 y L2 correspondiente para el riego de noviembre. En ambos casos, se observa una rápida transformación del NH_4^+ presente en el agua de riego al entrar en contacto con el suelo en respuesta a los procesos de nitrificación, resultando en concentraciones más altas de NO_3^- en el agua de salida. Esta tendencia se presentó en todos los lisímetros y a lo largo de los meses (Anexo 8).

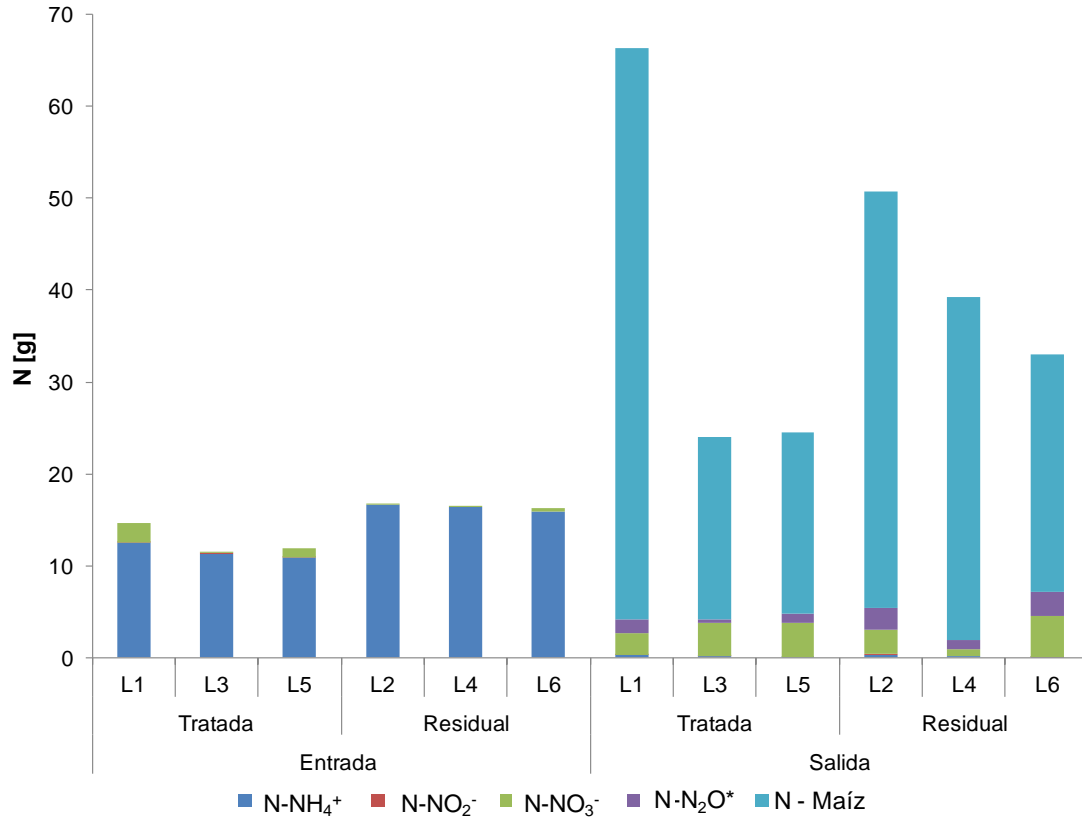


Figura 26.- Comparación de las entradas y salidas de N [g] contabilizadas en el estudio para el periodo agosto-diciembre 2019. Las salidas del elemento vía N₂O se reportan en g m⁻².

Tabla 16.- Dinámica de la carga de N [g] por lisímetro para el periodo agosto-diciembre 2019.

Tipo de agua		Tratada	Tratada	Tratada	Residual	Residual	Residual
Lisímetro		L1	L3	L5	L2	L4	L6
Entrada [g]	N-NH ₄ ⁺	12.5	11.3	10.9	16.7	16.4	15.9
	N-NO ₂ ⁻	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	N-NO ₃ ⁻	2.1	0.1	1.0	0.0	0.0	0.4
Salida [g]	N-NH ₄ ⁺	0.3	0.1	0.1	0.4	0.2	0.1
	N-NO ₂ ⁻	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	N-NO ₃ ⁻	2.5	3.7	3.7	2.6	0.7	4.4
Salida (g m ⁻²)	N-N ₂ O	1.5	0.4	1.0	2.4	1.0	2.7
Salida (g)	N - biomasa maíz	62.1	19.8	19.8	45.3	37.3	25.7

L1-nov.

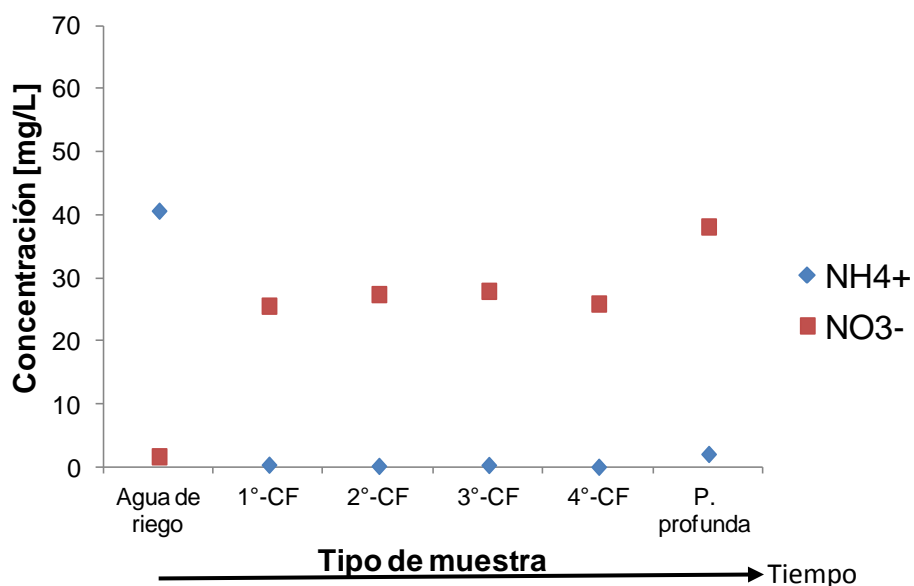


Figura 27.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 1 durante el riego de noviembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda.

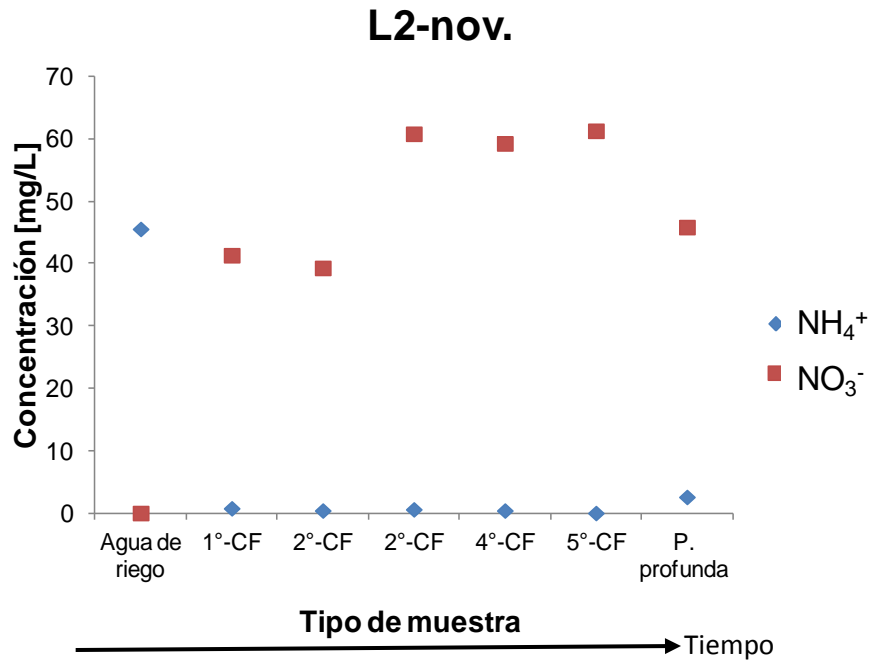


Figura 28.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 2 durante el riego de noviembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda.

En relación a la dinámica del C, la Figura 29 muestra que el elemento entra al sistema en forma de COD y HCO₃⁻. Cabe considerar que también pudiera entrar como CH₄ disuelto, sin embargo no se cuenta con esta determinación. Nuevamente, se observan valores de entrada estadísticamente similares entre los lisímetros regados con AR y entre los lisímetros regados con AT. La pérdida de C más importante se da mediante su almacenamiento en la biomasa vegetal, seguido de las emisiones de CO₂; las pérdidas vía lixiviación y emisión de CH₄ fueron mínimas en comparación (Tabla 17).

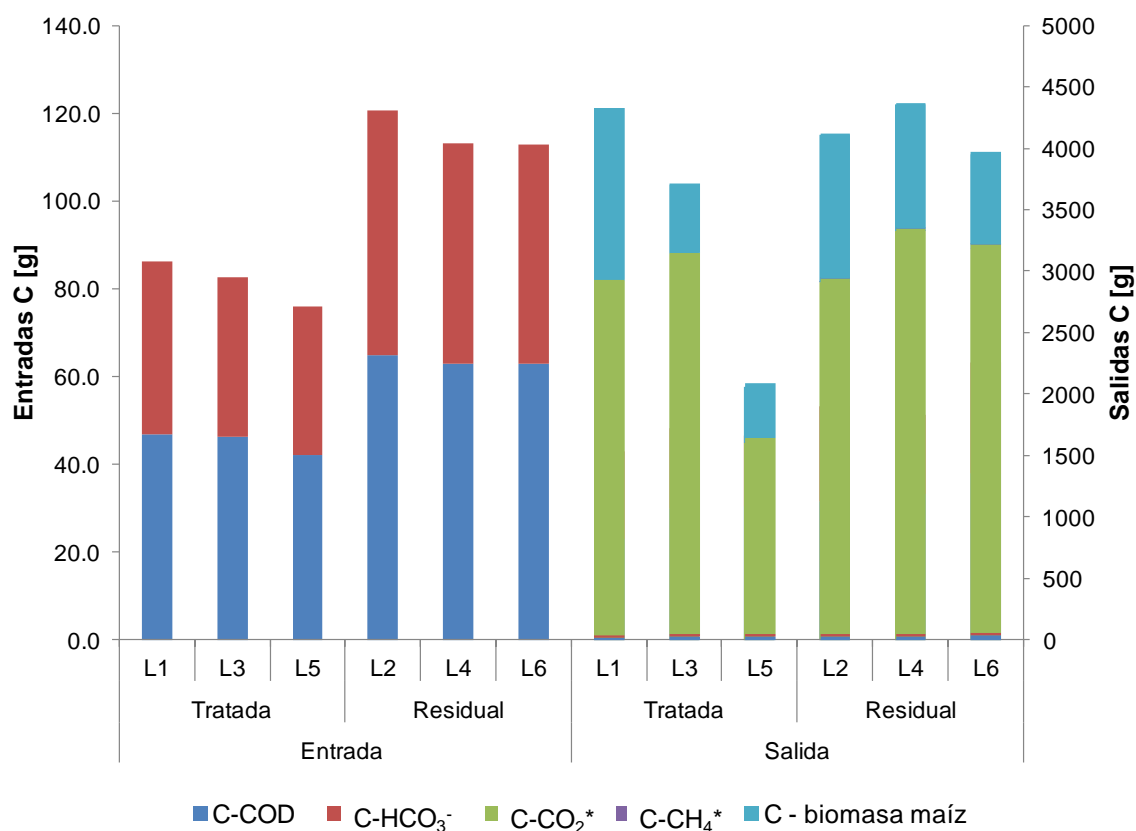


Figura 29.- Comparación de las entradas y salidas de C [g] contabilizadas en el estudio para el periodo agosto-diciembre 2019. El eje Y izquierdo muestra las entradas del elemento vía el agua de riego, mientras que el eje Y derecho muestra las salidas de C vía el agua de percolación, la emisión de CO₂ y CH₄ [g m⁻²] y el C almacenado en la biomasa vegetal.

Tabla 17.- Comparación entre entradas y salidas de C [g] contabilizadas en este estudio por lisímetro para el periodo agosto-diciembre 2019

Tipo de agua		Tratada	Tratada	Tratada	Residual	Residual	Residual
Lisímetro		L1	L3	L5	L2	L4	L6
Entrada [g]	C-COD	46.8	46.2	42.2	64.7	63.0	62.8
	C-HCO ₃ ⁻	39.3	36.4	33.7	55.9	50.1	49.9
Salida [g]	C-COD	23.0	29.9	30.5	31.5	33.2	37.9
	C-HCO ₃ ⁻	20.0	18.4	15.9	21.7	18.2	25.3
Salida (g m ⁻²)	C-CO ₂	2920.1	3135.8	1607.5	2913.3	3330.5	3181.2
	C-CH ₄	-0.8	-2.5	-0.1	0.3	0.8	4.4
Salida (g)	C - biomasa maíz	1408.7	564.9	455.0	1197.1	1028.5	760.7

7.- Discusión

Al iniciar la maestría se pretendía que analizara el efecto del cambio en la calidad de agua utilizada para riego sobre las emisiones de CO₂, N₂O y CH₄ en al menos un ciclo de maíz y los primeros meses de un ciclo de alfalfa. En un principio se querían realizar riegos por inundación cada 28 días con la finalidad de asemejar los riegos llevados a cabo en la zona de estudio (Valle del Mezquital, Hidalgo). Se pretendía analizar las variaciones en el potencial redox, temperatura y humedad en el suelo, así como la etapa de desarrollo de la planta y la concentración de COD y NO₃⁻ en el agua de percolación con los flujos de emisión registrados. Sin embargo, debido a la pandemia del COVID-19 parte de estos objetivos no fueron posibles.

A raíz de la pandemia únicamente se contó con los flujos registrados durante las primeras pruebas de medición realizadas en la estación de lisímetros. Por lo tanto, se reconoce que el trabajo presenta errores en el diseño que no nos permiten explorar algunas de las preguntas de investigación que se deseaban explorar. Los riegos se hicieron con un volumen distinto al inicio de las pruebas, por lo que se optó por explorar el efecto del volumen de agua de riego aplicada sobre las emisiones de GEI. Cabe mencionar que el ciclo de maíz evaluado se sembró fuera de temporada por atrasos en la entrega de la obra y la colecta de los monolitos, su instalación y puesta en marcha de los sensores; es decir, el ciclo fue de agosto a diciembre, en lugar de mayo a septiembre como se acostumbra en la zona de estudio.

A pesar de los contratiempos y limitaciones derivadas de la pandemia COVID-19 se logró finalizar el presente trabajo y abordar los siguientes puntos de interés:

- Determinar si el cambio en la calidad de agua de riego utilizada (AR vs. AT) ejerce un efecto sobre las emisiones de GEI durante un ciclo de maíz.
- Evaluar el efecto del volumen de agua de riego aplicado sobre las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O.

- Determinar la variación en los flujos de CO₂, CH₄ y N₂O entre los diferentes momentos de medición con la finalidad de evaluar si las emisiones registradas resultan de un efecto temporal y/o espacial.
- Relacionar los flujos de los diferentes gases con las condiciones de temperatura, humedad y potencial redox al momento de su medición.

A continuación, discutiré la información generada, iniciando por analizar las diferencias entre los dos tipos de agua, para después abordar los efectos en las emisiones de gases, que son el objeto principal de estudio en esta tesis. Para finalizar se discuten las diferencias en la dinámica del C y N entre los lisímetros regados con AR y AT.

7.1.- Características del agua de riego (agua tratada vs agua residual):

La PTAR de Atotonilco cuenta con dos procesos de tratamiento; un tren de tratamiento biológico denominado tren de procesos convencionales (TPC) y un tren de procesos físico-químicos (TPQ) (CONAGUA, 2008). Se ha reportado que mediante dichos procesos se eliminan alrededor del 83-84 % de la materia suspendida y con ello, el 83-88 % de la materia orgánica (Aguas Tratadas del Valle de México, 2018). En el presente estudio no se encontraron diferencias significativas en el aporte de N inorgánico y COD entre los dos tipos de agua (Tablas 4 y 5). Sin embargo, no fue posible determinar el N orgánico o el C particulado. Por lo anterior, no se puede determinar hasta qué grado difiere el aporte de materia orgánica y de N entre el AT y el AR. Observando la turbidez considerable de AR en comparación con el AT (Fig. 8-b), es de esperarse que los aportes de C y N totales entre ambos tipos de agua sí sean significativos, a pesar de que, los datos de C y N disueltos no difieran entre ambos tipos de agua.

Las diferencias registradas en el contenido de oxígeno disuelto y el potencial óxido-reducción entre los dos tipos de agua pueden tener implicaciones en la emisión de gases con efecto invernadero (Tablas 4 y 5), ya que la concentración de oxígeno juega un papel primordial en los principales procesos que dan origen a los GEI (Weil y Brady, 2017). La diferencia en la concentración de oxígeno disuelto observada se debe al proceso de tratamiento del agua residual, específicamente

la fase de aireación del agua que promueve el establecimiento de condiciones aerobias (eleva el potencial óxido-reducción). La emisión de gases con efecto invernadero durante el tratamiento de aguas residuales ha sido ampliamente reportado (Daelman et al., 2012; Lu et al., 2014; Parravicini, Svardal y Krampe, 2016; Tumendelger, Alshboul y Lorke, 2019). El CO_2 se produce indirectamente como resultado de la combustión de combustibles fósiles para la generación de energía requerida para el funcionamiento de la planta y, de forma directa, por los procesos de respiración durante la descomposición de la materia orgánica presente en el agua residual (Daelman et al., 2012). Lo anterior, requiere de condiciones aerobias. Dichas condiciones se promueven mediante el bombeo y aireación del agua en los reactores aeróbicos durante el TPC (CONAGUA, 2008). Por otro lado, se espera que se emita N_2O durante la eliminación biológica de N mediante los procesos de nitrificación y desnitrificación (Kampschreur et al., 2009). Aboobakar y colaboradores (2013) encontraron una relación negativa directa entre la concentración del oxígeno disuelto y las emisiones de N_2O en una PTAR en el Reino Unido. Un suministro insuficiente de oxígeno durante los procesos de remoción de N en el tratamiento de aguas residuales puede conducir a una nitrificación incompleta, de tal forma, que las bacterias autótrofas oxidantes del amonio reducen el NO_2^- a N_2O en lugar de oxidarlo a NO_3^- , en una vía conocida como nitrificación-desnitrificación. Por el contrario, la presencia de oxígeno puede inhibir las enzimas desnitrificadores, como es el caso de la óxido nitroso reductasa que se encarga de reducir el N_2O a N_2 en condiciones anaerobias. Se ha reportado una saturación de hasta 800% de N_2O en el agua de los reactores biológicos, lo que indica que el sistema de tratamiento de aguas residuales constituye una fuente importante de N_2O a la atmósfera (Tumendelger, Alshboul y Lorke, 2019). Finalmente, la producción de CH_4 se restringe a las áreas de la PTAR donde prevalecen las condiciones anaerobias (por ejemplo, zona de tratamiento anaerobio y durante el tratamiento de lodos) (Daelman et al., 2012). No obstante, se ha registrado una alta concentración de CH_4 disuelto en el agua del afluente de diversas PTAR, lo que sugiere que la mayor parte del metano se

produce en el sistema de alcantarillado (Guisasola et al., 2008; Daelman et al., 2012).

La carga de los principales iones (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- y Cl^-) no fue estadísticamente diferente entre los dos tipos de agua, a excepción de la carga de PO_4^{3-} y SO_4^{2-} (Tabla 6 y 7). En ambos casos los iones dominantes fueron Na^+ y HCO_3^- . De igual forma se observó la misma secuencia de cationes $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$ y de aniones $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{PO}_4^{3-}$. La similitud en el aporte iónico entre el AR y AT indica que la PTAR de Atotonilco no cuenta con un tratamiento específico para la remoción de sales, como son los métodos de tratamiento con base en procesos de membrana. La ósmosis inversa, la nano-filtración y la electrodiálisis son procesos de membrana que se basan en las diferencias en la permeabilidad de los constituyentes del agua como técnica de separación (Davis, 2010). A pesar de que el TPQ en la PTAR de Atotonilco contempla la filtración mediante filtros de malla, carece de un método efectivo para la remoción de iones.

Se observaron diferencias en la carga del PO_4^{3-} y SO_4^{2-} en función del agua de riego utilizada (Tabla 6 y 7). Dichas diferencias derivan de los procesos de tratamiento. Procesos industriales como las fábricas de papel y pulpa, la producción farmacéutica, producción de alimentos, la ganadería, las operaciones de curtiduría, el procesamiento de gas natural y, los procesos petroquímicos y mineros son fuentes importantes de aguas residuales ricas en sulfuro (HS^-) (Hao et al., 2014; Lin et al., 2018). Dentro del proceso de tratamiento del agua residual se incluye una etapa de aireación que consiste en inyectar oxígeno a los tanques con la finalidad de aumentar la concentración de oxígeno disuelto en el agua y fomentar la degradación aerobia de la materia orgánica contenida en el agua residual. Esta etapa forma parte del tren de procesos convencionales (TPC) (CONAGUA, 2008). La eliminación biológica de sulfuros se lleva a cabo mediante la oxidación de sulfuro/azufre elemental a sulfato ($\text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{S}^0 \rightarrow \text{SO}_4^{2-}$) (Madigan et al., 2018). Las bacterias oxidantes del azufre utilizan formas reducidas de azufre como donadores de electrones y se clasifican en dos grupos según su fuente de energía y condiciones de crecimiento: 1) bacterias fototróficas moradas y verdes

del azufre; y 2) bacterias quimiótroficas del azufre (*Thiobacillus*, *Beggiatoa*, entre otros) (Madigan et al., 2018; Lin et al., 2018). Los fotótrofos del azufre capturan la energía luminosa para la oxidación de los compuestos de azufre, mientras que, los quimiótrofos obtienen su energía metabólica a partir de la oxidación directa del azufre en conjunto con otras sustancias químicas. Las bacterias quimiótroficas son las que más se utilizan en las plantas de tratamiento de aguas residuales debido a su alta flexibilidad en torno a las condiciones ambientales (por ejemplo, temperatura y pH), independencia a la disponibilidad de luz y a su alta tolerancia a los sulfuros (Lens y Kuenen, 2001; Hao et al., 2014). Lo anterior, puede explicar la carga de SO_4^{2-} registrada en el efluente de la PTAR de Atotonilco (AT) en relación con el AR. Una vez en el suelo, el SO_4^{2-} contenido en el AT puede ser asimilado por las plantas o puede reducirse a H_2S en condiciones anaerobias (Weil y Brady, 2017).

Previo al tratamiento del agua residual, el PO_4^{3-} se encuentra asociado a la materia orgánica contenida en el AR. Mediante los procesos de tratamiento se remueve gran parte de esta materia orgánica y con ella el PO_4^{3-} asociado. Uno de los métodos más tradicionales para eliminar el P en el AR es por precipitación química con Fe, alumbre, cal o magnesio (De-Bashan y Bashan, 2004). La PTAR de Atotonilco utiliza cloruro férrico (FeCl_3) como coagulante; este ha demostrado ser muy efectivo en la remoción de sólidos suspendidos, orgánicos y fósforo, reduciendo la carga de contaminantes para el tratamiento biológico secundario (Lin et al., 2017). Por otro lado, el ciclo del azufre está ligado al ciclo del C, N y P, dadas las propiedades bioquímicas análogas. Lo anterior, ha promovido la implementación de tratamientos que fomentan la eliminación del azufre asociada a la remoción biológica de P y N. La remoción de N se lleva a cabo mediante una desnitrificación autotrófica, en donde algunas especies del género *Thiobacillus*, *Thiomicrospira* y *Thiosphaera* crecen de manera anóxica, utilizando NO_3^- o NO_2^- como aceptor de electrones. En términos de la reducción del N, las reacciones se llevan a cabo de forma similar a la desnitrificación tradicional (por ejemplo, $\text{S}^0 + 1.2\text{NO}_3^- + 0.4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 0.6\text{N}_2 + 0.8\text{H}^+$). Algunas especies como *Thiobacillus denitrificans* o *Paracoccus versutus* pueden realizar la desnitrificación completa

(de NO_3^- a N_2), mientras otras como *Thiobacillus thioparus* y *Thiobacillus delicatus* únicamente reducen NO_3^- a NO_2^- (Lin et al., 2018).

En el caso del P, la eliminación biológica convencional depende de un grupo de bacterias funcionales conocidas como organismos acumuladores de fosfato (PAOs por sus siglas en inglés; “phosphate-accumulating organisms”) para absorber el exceso de P en el AR. En ambientes ricos en azufre, el proceso se basa en la sinergia entre las bacterias reductoras del azufre y las bacterias oxidantes del azufre, que incluye aquellas capaces de llevar a cabo la desnitrificación autotrófica. El proceso no ha sido definido en su totalidad, ya que existe una controversia entre qué bacterias metabolizan de forma simultánea el P y el S (Gou et al., 2019). Es probable que las bacterias reductoras del azufre desempeñen un papel en la reducción del sulfato al utilizar C orgánico como donante de electrones y compuestos de S de alta valencia (SO_4^{2-} , SO_3^{2-} , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$) como aceptor de electrones para generar sulfuro y poly-S, los cuales pueden ser utilizados en la eliminación anóxica/micro-oxígeno de P (Gou et al., 2016). Por su parte, las bacterias oxidantes del azufre reemplazan a las PAOs en el sistema, ofreciendo pools de S y poly-P para llevar a cabo la remoción del P asociada a la conversión de S. El género *Thiobacillus* es capaz de oxidar el S a partir de compuestos inorgánicos mediante respiración aerobia o desnitrificación para la adquisición de energía y crecimiento bajo condiciones anóxicas (Gou et al., 2019). De esta forma, el ciclo del S está ligado a la remoción de P y N en el tratamiento de aguas residuales.

7.2.- Emisión de GEI

Emisión de GEI: flujos registrados en el periodo agosto-diciembre 2019.

En el presente estudio, el mayor gas emitido fue el CO_2 , seguido del CH_4 y N_2O (Tabla 8). Las emisiones de CO_2 del suelo se llevan a cabo por dos procesos principales: la producción de CO_2 resultante de la respiración de las raíces de las plantas y los microorganismos (respiración autótrofa y heterótrofa,

respectivamente) y, a partir del intercambio de gases entre el suelo y la atmósfera que controla el movimiento de CO_2 del suelo a la atmósfera y de O_2 en la dirección opuesta (Xue et al., 2012). En este estudio, los flujos de CO_2 no presentaron una tendencia clara en función del agua de riego al presentar flujos promedio similares entre parejas de lisímetros. En un principio se esperaba que las emisiones de CO_2 fueran mayores en los lisímetros regados con AR en respuesta a un mayor aporte de materia orgánica lábil. Se ha reportado un incremento de la biomasa microbiana y la respiración acumulada tras el riego prolongado con agua residual (Friedel et al., 2000; Meli et al., 2002). Ésta suministra nutrientes y materia orgánica de fácil descomposición al suelo, lo cual estimula la actividad microbiana y, por ende, las emisiones de GEI, incluyendo el CO_2 (González-Méndez et al., 2015). En este caso, los flujos acumulados entre lisímetros indican que el tipo de agua de riego no influyó sobre las emisiones de CO_2 . Lo anterior se confirma en el análisis REML (ver siguiente sección). Esto puede deberse a que el AT también aporta nutrientes y materia orgánica al suelo. Xue y colaboradores (2012) encontraron un efecto del riego con AT sobre las emisiones acumuladas de CO_2 . Sus resultados concuerdan con otros estudios que han demostrado que el riego con agua tratada promueve la disponibilidad de nutrientes, el metabolismo microbiano y la actividad enzimática (Brzezinska et al. 2006; Chen et al. 2008; Adrover et al. 2010) a partir de la entrada de materia orgánica lábil al suelo (Chen et al., 2008). Por otro lado, los suelos del Valle de Mezquital son suelos que han sido regados con AR por más de 100 años. El riego prolongado con AR ha incrementado el contenido de materia orgánica en el suelo (Sánchez González et al., 2017). Por lo tanto, las emisiones de CO_2 registradas en los suelos regados con AT pueden derivar de la degradación de la materia orgánica acumulada en el suelo a lo largo de los años. El análisis de ante-dependencia sustenta esta explicación (Tabla 11), ya que se obtuvo un orden 3 de correlación para el CO_2 y N_2O , de un máximo de 4. Esto significa que existe una correlación en el tiempo entre las mediciones realizadas, es decir, la medición previa al riego ejerce un efecto sobre la siguiente medición y así sucesivamente. Se observaron flujos de emisión de CO_2 previo al evento de riego, incluso al inicio del experimento, es

decir, previo al primer riego. Estos flujos derivan de los procesos de descomposición y mineralización que se llevan a cabo a partir del contenido (pool inicial) de C y N en el suelo. Por lo tanto, el contenido inicial de materia orgánica en el suelo podría explicar que no se haya observado un efecto de la calidad de agua de riego sobre las emisiones CO₂.

Los flujos máximos de CO₂ se registraron en el mes de noviembre. Las primeras etapas de desarrollo del maíz son las etapas más vigorosas del crecimiento del maíz, con estructuras vegetativas de rápido crecimiento y una alta tasa de respiración. Estudios previos reportan valores de respiración más altos durante el desarrollo vegetativo y floración (espigado) del maíz (Jans et al., 2010; Wang et al., 2019). En dichas etapas la demanda de nutrientes (principalmente K, N y P) y agua para el cultivo tiende a ser muy alta (Ciampitti, Elmore y Lauer, 2016), por lo que se esperan menores emisiones de CO₂ derivadas de la respiración heterotrófica y una mayor producción de CO₂ por parte de las raíces del maíz (respiración autotrófica). Se estima que alrededor del 10-15% del C absorbido es respirado por las raíces para generar la energía metabólica requerida para el crecimiento, mantenimiento y procesos de transporte. Posteriormente, la actividad de las raíces decrece y comienzan a envejecer aproximadamente a los 50 días después de su emergencia (Yang, Cai y Qi, 2007), lo que coincide con menores tasas respiratorias en las etapas de maduración y senescencia (Jans et al., 2010; Wang et al., 2019). En este caso, los flujos máximos de CO₂ corresponden a la etapa de floración y llenado de grano, lo que puede sugerir que la etapa de la planta no influyó sobre las emisiones de CO₂. El diseño experimental no permite distinguir el efecto de la etapa de desarrollo del maíz del efecto del cambio en el tipo de riego, ya que el cambio de la fase vegetativa a la fase reproductiva coincide con el cambio del riego moderado por el riego por inundación. De tal forma que, el pico de emisión registrado en noviembre puede derivar de un mayor aporte de agua de riego en dicho mes o a un pulso de emisión derivado de un periodo de rehidratación del suelo. El riego de noviembre se llevó a cabo 49 días después del riego de octubre. A pesar de que se presentaron lluvias durante el mes de octubre, los lisímetros presentaban valores de humedad superficiales (20

cm de profundidad) entre 8 y 25 % previo al riego de noviembre (Fig. 23). Estos valores son considerablemente más bajos que los registrados en octubre y agosto-septiembre previo al riego (14 – 42 % y 32 – 37 %, respectivamente). La entrada de agua al sistema tras un periodo de sequía provoca pulsos de emisión de CO₂ del suelo a la atmósfera; proceso conocido como “*Birch Effect*” (Birch, 1958). Las emisiones aumentan en cuestión de minutos y prevalecen por unas cuantas horas a pocos días (Oertel et al., 2016). La rehidratación del suelo provoca un abrupto flujo de nutrientes y una rápida reactivación de los procesos de mineralización dentro del suelo (Borken y Matzner, 2009; Barnard, Blazewicz y Firestone, 2020). En ecosistemas con marcada estacionalidad, los pulsos de CO₂ asociados a la rehidratación del suelo pueden representar una gran proporción de las emisiones totales anuales (Rey et al., 2017). Finalmente, los flujos de menor magnitud registrados durante la fase vegetativa pueden deberse a que la cámara utilizada para la medición se colocó sobre suelo desnudo y no directamente sobre el espacio radicular de la planta. Es decir, si bien las raíces de las plantas pueden extenderse y abarcar parte del espacio debajo de la cámara, no logramos registrar toda su actividad respiratoria.

En cuanto al metano, éste se produce principalmente por el proceso de metanogénesis bajo condiciones estrictamente anaerobias y puede ser oxidado por organismos metanotróficos bajo condiciones aerobias (Serrano-Silva et al., 2014; Oertel et al., 2016). En el presente trabajo, se observaron flujos de emisión de CH₄ positivos en los lisímetros regados con AR y flujos negativos o nulos en los lisímetros regados con AT. A pesar de que los resultados sugieren un claro efecto del tipo de agua de riego sobre las emisiones de CH₄ (Fig. 10), éste no fue significativo. Lo anterior, podría indicar que el metano proviene del agua residual. Estudios previos han reportado una alta concentración de CH₄ disuelto en el influente de las plantas de tratamiento de agua residual (Daelman et al., 2012; Tumendelger, Alshboul y Lorke, 2019), lo que sugiere que el metano se produce en el sistema de alcantarillado. Se considera que la producción de CH₄ en los sistemas de alcantarillado puede ser sustancial (Guisasola et al., 2008) y representar entre el 77 y 86% de las emisiones totales de metano dentro de la

planta de tratamiento (Daelman et al., 2012). Alrededor del 60% del CH₄ disuelto en el influente es emitido durante las primeras fases del tratamiento (Tumendelger, Alshboul y Lorke, 2019). Los lisímetros regados con AR presentaron emisiones de CH₄ después del riego y posteriormente cesaron. De tal forma, que los flujos de emisión registrados pueden derivar del CH₄ disuelto en el AR. El análisis de interdependencia soporta esta hipótesis, ya que no se encontró una correlación en el tiempo entre las mediciones de CH₄. Es decir, cada flujo de emisión registrado fue independiente y no influyó sobre las emisiones de los días posteriores. Por otro lado, los valores de potencial redox indican que no se alcanzan las condiciones idóneas para la producción de CH₄ en el sistema debido a que no se registraron valores por debajo de los 400 mV. La ausencia de flujos de emisión positivos en los lisímetros regados con AT puede derivar, en gran medida, del proceso de tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, las plantas de tratamiento de aguas residuales exportan CH₄ y N₂O en forma disuelta en el efluente. En un estudio a escala regional, Alshboul y colaboradores (2016) observaron altas concentraciones y emisiones de CH₄ y N₂O en cuerpos de agua que reciben el efluente de las plantas de tratamiento cercanas. En este estudio, el agua tratada aportó una carga alta de SO₄²⁻ (Tabla 7). Se cree que en ambientes ricos en sulfato, las bacterias reductoras del sulfato compiten con las metanógenas por sustrato (hidrógeno y acetato). Debido a una mayor afinidad y un umbral más bajo para el hidrógeno (pH_2), con ello las bacterias reductoras del sulfato superan a las metanógenas y, por consiguiente, inhiben la producción y emisión de CH₄ (Muyzer y Stams, 2008; Snyder et al., 2009; Serrano-Silva et al., 2014). En la Figura 25 se puede observar que se pierde alrededor del 50-60 % del SO₄²⁻ que entra en el AT, lo que sugiere que se está transformando en el sistema. Por lo tanto, esto podría explicar la ausencia de emisiones de CH₄ en los lisímetros regados con AT.

Los flujos máximos de CH₄ no presentaron una tendencia clara al variar entre los tres lisímetros regados con AR; el L2 presentó un flujo máximo durante el riego de diciembre, mientras que el L4 y L6 presentaron un flujo máximo en el riego de octubre y agosto-septiembre, respectivamente. Los flujos registrados no coinciden con un mayor contenido de humedad o valor de potencial redox menor, por lo que

se apoya la hipótesis de que el CH₄ proviene en el agua de riego (AR) y no se está produciendo en el sistema. Aunado a lo anterior, al evaluar únicamente los momentos de máxima emisión (flujos después del riego), sí se encontraron diferencias significativas en función del agua de riego (Tabla 3). Dichas diferencias fueron significativas al evaluar todo el periodo de estudio y por tipo de riego, de tal forma que el tipo de agua sí juega un papel en las emisiones de CH₄ pero éstas derivan del CH₄ presente en el AR.

El incremento de las emisiones de N₂O en suelos agrícolas suele asociarse a la entrada adicional de N mediante la aplicación de fertilizantes inorgánicos, estiércol y/o agua de baja calidad como es el agua residual o el agua tratada (Fernández-Luqueño et al., 2010; Thangarajan et al., 2012). Las emisiones derivadas del riego con agua residual o agua tratada se deben a la alta disponibilidad de C y N en la materia orgánica lábil presente en el agua de riego. La alta disponibilidad de nutrientes beneficia la actividad nitrificante y desnitrificante (Xue et al., 2012). Durante la nitrificación, el N₂O puede formarse por la desintegración espontánea de los intermediarios inestables producidos durante la oxidación de NH₄⁺ a NO₃⁻. Mientras que, en la desnitrificación, el N₂O es un intermediario en la secuencia de reducción de NO₃⁻ a N₂ (Oertel et al., 2016; Weil y Brady, 2017). En este caso, los lisímetros regados con AR presentaron mayores flujos de emisión de N₂O en relación a su pareja regada con AT (Fig. 11; Tabla 8), no obstante, la diferencia no fue estadísticamente diferente. Master y colaboradores (2003) llevaron a cabo un estudio similar en el que evaluaron el efecto del riego con AT y agua limpia sobre las emisiones de N₂O en suelos agrícolas. Sus resultados sugieren que la calidad de agua no jugó un papel importante, ya que las emisiones entre los tratamientos no fueron estadísticamente distintas. Lo anterior, lo atribuyen a que los suelos de estudio son ricos en materia orgánica y que el AT que utilizaron poseía un bajo contenido de nutrientes, de tal forma, que su aplicación no potenció las emisiones de N₂O. En contraste, González-Méndez y colaboradores (2015) encontraron un claro efecto del riego con AR sobre las emisiones de N₂O en suelos agrícolas. Xue y colaboradores (2012) también demostraron el efecto del riego con AT sobre las emisiones de N₂O. Nuestros resultados pueden deberse a que los suelos de

estudio son ricos en materia orgánica y, por lo tanto, la aplicación de AT no constituyó una limitante para las emisiones. Cabe mencionar que en este estudio no se cuantificó la producción y emisión de N_2 derivado de los tratamientos, ya que su cuantificación requiere utilizar N marcado con el isótopo estable ^{15}N (Robertson y Vitousek, 2009). La turbidez del AR en relación al AT, sugiere que el AR aporta más materia orgánica suspendida, por lo tanto, el hecho de no observar diferencias en las emisiones de N_2O entre los lisímetros regados con AR y AT puede sugerir que gran parte del N en el agua de riego (AR) se está reduciendo hasta N_2 .

Por otro lado, se observó una diferencia en función del tipo de riego. Cambios en el régimen de riego pueden tener efectos importantes sobre las emisiones de N_2O . Las mayores emisiones de N_2O resultan del proceso de desnitrificación bajo condiciones anaerobias (Davidson et al., 2000); especialmente en las interfases aerobias-anaerobias del suelo. En general, todos los lisímetros presentaron mayores flujos de emisión durante los riegos de noviembre y diciembre. Dichos riegos se realizaron por inundación, lo cual promueve condiciones de saturación temporales. Las emisiones de N_2O correspondientes son posiblemente el resultado de los procesos de nitrificación-desnitrificación, ya que las condiciones de saturación no prevalecen debido al sistema de condición frontera de los lisímetros que promueve la percolación del agua. Este sistema promueve el establecimiento de las interfases aerobias-anaerobias, así como micrositios anaerobios y aerobios que promueven la emisión de N_2O . En este caso, las emisiones de los lisímetros regados con AR fueron mayores en relación a su pareja regada con AT. En cambio, se observó una tendencia contraria durante los riegos moderados (agosto/septiembre y octubre). En éstos se observan mayores flujos en los lisímetros regados con AT. Adicionalmente, se encontró una diferencia significativa entre los flujos después del riego durante los riegos moderados (Tabla 10). Esta diferencia puede derivar de un error de diseño del estudio y del método de medición, ya que durante los riegos moderados únicamente se midió la emisión de gases durante cinco minutos, mientras que, en los riegos de noviembre y diciembre se midió durante veinte minutos. El tiempo de

cierre de la cámara debe ajustarse a cada gas. Los flujos de CO₂ requieren poco tiempo (2-4 min), mientras que los flujos de N₂O y CH₄ requieren ~ 20 – 30 minutos al utilizar un analizador de flujo automatizado o hasta 90 minutos al determinar las emisiones vía cromatografía (Oertel et al., 2016). Por lo tanto, es posible que el tiempo de medición en los primeros riegos no haya sido suficiente para registrar los flujos de N₂O en los lisímetros regados con AR. Mientras que, los flujos registrados en los lisímetros regados con AT pueden derivar del N₂O disuelto contenido en el efluente. Por otro lado, el cambio de tipo de riego y periodo de medición coincide con la etapa previa a la floración del maíz. Debido a esto, no es posible definir si la etapa de la planta afecta las emisiones de N₂O. La disponibilidad de N es un factor importante que regula los procesos de nitrificación y desnitrificación y, por ende, influye sobre las emisiones de N₂O. Conforme el maíz crece, absorbe grandes cantidades de N, reduciendo su disponibilidad en el suelo, lo que conlleva a menores emisiones de N₂O. Esto suele ocurrir durante las primeras etapas de crecimiento, previo a la floración; posteriormente, el efecto de la planta sobre las emisiones de N₂O decrece (Wang et al., 2019b).

Se registraron flujos negativos de CH₄ y N₂O a lo largo del estudio. En el caso del CH₄ los flujos negativos (~46 % del total de flujos) se concentraron en los lisímetros regados con AT. En cambio, los flujos negativos de N₂O (~31 % del total de flujos medidos) se presentaron en los lisímetros regados con AR (Anexo 7). Los suelos pueden actuar como sumideros o fuente de los principales gases de efecto invernadero. El flujo de emisión neto de CH₄ en un sistema está controlado por la actividad metanogénica y por la actividad metanotrófica. El metano se mueve por difusión a lo largo del perfil del suelo y tiende a seguir un gradiente de concentración de las capas profundas del suelo, donde la producción de metano suele ser elevada, hacia las capas superficiales, donde las condiciones favorecen la actividad de las bacterias metanotróficas, promoviendo la oxidación de metano (Serrano-Silva et al., 2014). Schwenke y colaboradores (2016) reportan flujos negativos de CH₄ en suelos agrícolas y concluyen que se trata de una absorción neta de CH₄. Un estudio similar reporta flujos de CH₄ entre -14 y 5 g de CH₄-C ha⁻¹ día⁻¹ en suelos semiáridos (Barton, Murphy y Butterbach-Bahl, 2013). Se estima

que la absorción global de CH₄ en suelos agrícolas es de ~0.92 kg CH₄-C ha⁻¹ año⁻¹ (Dutaur y Verchot, 2007) y se asocia a condiciones que favorecen la actividad metanotrófica como son suelos aireados, con valores de densidad aparente bajos (compactación baja), bajo contenido de humedad, temperaturas >10°C, pH no ácidos y una baja salinidad (Dalal et al., 2008). A partir de lo anterior, se podría suponer que los lisímetros regados con AT están funcionando como un sumidero de CH₄ al presentar una mayor proporción de flujos negativos (Tabla 8). No obstante, pocos estudios se han centrado en evaluar la actividad metanotrófica mediante el método de la cámara cerrada (estática o dinámica) y en validar si los flujos negativos realmente representan la oxidación del CH₄ ó si se trata de un artefacto derivado del método de medición. El efecto de la cámara sobre el intercambio de gases entre el suelo y la atmósfera ha sido reportado anteriormente (Rochette y Eriksen-Hamel, 2008; Levy et al., 2011; Venterea et al., 2020), así como el riesgo de subestimar o sobrestimar los flujos al seleccionar un modelo lineal o no lineal para su determinación (Venterea et al., 2020). La incertidumbre relacionada con el modelo seleccionado para el cálculo de flujos es considerada la mayor fuente de error para el flujo estimado (Levy et al., 2011).

De igual forma, los flujos negativos de N₂O han sido ampliamente reportados en la literatura. En muchos casos se han asociado al proceso de desnitrificación, es decir, a la reducción de NO₃⁻ vía N₂O a N₂ (Wrage et al., 2004; Chapuis-lardy et al., 2007; Jones et al., 2011), lo cual es biológicamente plausible (Davidson et al., 2000b). Sin embargo, al igual que en el caso del CH₄, la confiabilidad de los flujos negativos ha sido cuestionada por el ruido instrumental derivado de los métodos de medición, el método de regresión utilizado y los cambios en la temperatura y presión dentro de la cámara (Venterea et al., 2009; Levy et al., 2011). La alta variabilidad espacial de los flujos de N₂O y CH₄ dificulta determinar si los flujos negativos son el resultado de una absorción microbiana (mediante desnitrificación o metanotrofia) o si se debe a un artefacto instrumental. Por lo tanto, la validez de los flujos negativos debe investigarse más fondo. A partir de lo anterior, se decidió no tomar en cuenta los flujos negativos de N₂O y CH₄ al momento de estimar los flujos acumulados y GWP para el periodo de estudio.

El potencial de calentamiento global (GWP) expresado como dióxido de carbono equivalente (CO_2eq) incorpora la emisión de los principales gases con efecto invernadero para mostrar el impacto general del calentamiento global de un sistema de producción, así como la contribución de cada GEI al proceso de calentamiento. El GWP constituye un parámetro de referencia que permite comparar emisiones de GEI entre sistemas y evaluar el impacto de diversas prácticas de manejo y estrategias de mitigación (Islam et al., 2020). A pesar de que en este estudio el GWP entre los tipos de riego y entre el agua de riego utilizada no fue significativamente distinto, se observó una diferencia en la contribución de cada gas. El gas que más contribuyó al GWP fue el CO_2 (independientemente del tratamiento), seguido del N_2O y el CH_4 . Wei y colaboradores (2018) reportan resultados similares al evaluar la emisión de CO_2 y N_2O en suelos regados de forma superficial versus suelos regados con un sistema de riego sub-superficial. Los autores reportan una mayor contribución del CO_2 (15.4 – 97.6 %, con un promedio de 58 %) al GWP que el N_2O (2.4% – 84.5 %, con un promedio de 42%). Únicamente registraron una mayor contribución del N_2O durante los pulsos de emisión derivados del riego, lo cual lo atribuyen al pulso de emisiones derivado de la rehidratación del suelo (Wei et al., 2018). La entrada de agua al sistema reactiva a los microorganismos y estimula los procesos de nitrificación y desnitrificación, lo que resulta en picos de emisión de N_2O . Nuestros resultados coinciden en gran medida, ya que también se registraron picos de emisión tras el evento de riego y/o 24 horas después del mismo. No obstante, los picos de emisión de N_2O registrados no sobrepasaron las emisiones de CO_2 . Lo anterior, puede deberse al método de medición utilizado, ya que por limitantes del equipo utilizado no fue posible medir las emisiones durante el riego. Adicionalmente, se realizó una única medición una hora después del riego. De tal forma, que es posible que no hayamos registrado los momentos de máxima emisión de N_2O .

La diferencia en el aporte de N_2O al GWP durante el riego moderado y el riego por inundación se relaciona con la lámina de agua aplicada. El riego por inundación aporta un mayor volumen de agua, de tal forma que, promueve el establecimiento

de condiciones anaerobias, así como interfases óxicas-anóxicas que promueven los procesos de nitrificación-desnitrificación y, por ende, las emisiones de N_2O . Por su parte, el CH_4 no mostró un comportamiento lógico al contribuir más al GWP durante los riegos moderados. La producción de CH_4 en el suelo requiere condiciones estrictamente anaerobias, las cuales no se alcanzaron en el sistema en ningún momento, por lo que las emisiones registradas muy posiblemente derivan del CH_4 disuelto contenido en el agua de riego. Adicionalmente, se ha reportado una relación inversa entre las emisiones de CH_4 y las emisiones de N_2O . En general, las estrategias que promueven la reducción de las emisiones de CH_4 , resultan en mayores emisiones de N_2O y viceversa. Peyton y colaboradores (2016) compararon el GWP de un cultivo de arroz bajo inundación constante y el GWP de un cultivo de arroz bajo riego intermitente. Sus resultados demuestran que los riegos intermitentes presentaron un menor GWP y que éste estuvo constituido únicamente por emisiones de N_2O , ya que las condiciones óxicas mitigaron en su totalidad las emisiones de CH_4 . Por el contrario, el sistema bajo inundación constante redujo las emisiones de N_2O en un 93% pero presentó un mayor GWP, constituido principalmente por emisiones de CH_4 .

Finalmente, nuestros resultados sugieren que la calidad de agua no tuvo un efecto sobre el GWP, no obstante, se obtuvo un valor de p de 0.1 al evaluar las diferencias entre los GWP en relación al agua de riego aplicada y de 0.07 entre los GWP estimados para el riego por inundación. Adicionalmente, los GWP estimados fueron mayores en los lisímetros regados con AR (Tabla 9). A pesar de que no fue posible estimar el aporte de N orgánico y C particulado del agua de riego, se observa una diferencia del 25 % en el aporte de N inorgánico (Tabla 4 y 5), lo cual puede explicar la reducción de los GWP en los lisímetros regados con AT en relación a su pareja regada con AR. Por lo tanto, se cuestiona si es adecuado utilizar un nivel de significancia de $p \leq 0.05$ en un estudio de campo, donde existe una alta heterogeneidad de las condiciones ambientales y físico-químicas que influyen sobre las emisiones de GEI. Los niveles de significancia han sido criticados por décadas, ya que han sido considerados como una amenaza para la confiabilidad y replicabilidad científica. Lo anterior deriva de la baja aceptación de

los valores no significativos ($p > 0.05$) y el sesgo que existe de tener mayores oportunidades de publicar un artículo si los resultados son estadísticamente significativos. Esto pone en riesgo la confiabilidad y replicabilidad de los datos, ya que los autores comienzan a realizar análisis alternativos hasta encontrar el nivel de significancia deseado; proceso denominado “*p-hacking*” (Amrhein, Korner-Nievergelt y Roth, 2017). De tal forma, que el análisis no se ajusta al diseño experimental.

Se debe recordar el trasfondo del valor de p . La p representa la probabilidad de que cualquier diferencia observada entre grupos sea producto del azar. Convencionalmente, si p excede 0.05 se acepta la hipótesis nula. Por el contrario, si $p \leq 0.05$ se rechaza la hipótesis nula y se concluye que las diferencias observadas son significativas. En este caso, se tiene una probabilidad del 5 % de concluir que existe una diferencia cuando no la hay, es decir, de llegar a una conclusión falsa. No obstante, el valor de significancia P es arbitrario y se debería determinar con base en el estudio y dependiendo de la gravedad del riesgo de llegar a una conclusión falsa (Webster y Lark, 2018). Las ciencias médicas suelen definir el nivel de significancia a $p \leq 0.01$, mientras que, las ciencias sociales lo establecen en $p \leq 0.1$ debido a una mayor heterogeneidad del conjunto de datos. Los experimentos de campo suelen acatar un valor de significancia de $p \leq 0.05$ o $p \leq 0.01$, sin embargo, los experimentos en campo suelen estar llenos de heterogeneidad y factores fuera del control del investigador, lo que pone en duda si el nivel de significancia establecido es muy alto.

Variación entre el tipo de agua de riego

En contraste a la hipótesis de que el riego con agua residual promovería la emisión de CO_2 , CH_4 y N_2O en respuesta al aporte de materia orgánica lábil al suelo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las emisiones de GEI en función del agua de riego aplicada. Frenk, Hadar y Minz (2014) caracterizaron el efecto del riego con AT y agua de pozo sobre la composición de la comunidad microbiana del suelo durante 3 años y encontraron

un efecto temporal del riego con AT sobre la abundancia y composición de la comunidad bacteriana, seguido de una recuperación y retorno a la línea base al final de cada temporada de lluvias. Los autores mencionan que el efecto temporal puede deberse en parte a que, tras mejoras en el proceso de tratamiento del agua residual, el AT utilizada para riego presentó una calidad similar al agua de pozo utilizada. Por otro lado, el “retorno al estado de referencia” de la comunidad bacteriana al final de cada temporada de lluvias sugiere que la comunidad bacteriana es resiliente en términos anuales al efecto del riego con AT. En el presente estudio, no se observó un efecto estadísticamente significativo en las emisiones de GEI en función del riego con AR y AT. Como se mencionó anteriormente, el AR y el AT presentaron características similares y no presentaron diferencias significativas en el aporte promedio de N inorgánico, COD y en la carga iónica. Por otro lado, los suelos del Valle del Mezquital han sido regados con AR por más de 100 años consecutivos (Raschid-Sally and Priyantha, 2008; Dalkmann et al., 2012), lo cual ha aumentado el contenido de materia orgánica en el suelo (Sánchez González et al., 2017), así como las concentraciones de nitrógeno y fósforo (Siebe, 1998), lo que a su vez ha resultado en un aumento de la biomasa microbiana total del suelo (Friedel et al., 2000). El constante aporte de nutrientes y materia orgánica al suelo de estudio puede explicar que no se hayan observado diferencias significativas en las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O, ya que los suelos contaban con “una línea base” rica en materia orgánica desde el comienzo del estudio. De tal forma, que en las condiciones experimentales de esta tesis, el riego con AT no ejerció efectos al no limitar la actividad microbiana y los procesos que dan origen a las emisiones de GEI. A pesar de que el aporte de materia orgánica en el AT es menor, el alto contenido de materia orgánica y nutrientes en los suelos del Valle del Mezquital permiten que los procesos microbianos se lleven a cabo como si el aporte de nutrientes no hubiera disminuido. En la Figura 25 se puede observar que el riego con AT resultó en la desorción de PO₄³⁻ y su posterior lixiviación. La pérdida de PO₄³⁻ puede indicar altas tasas de mineralización en los suelos regados con AT, lo que se ve reflejado en la liberación de P (en su forma soluble, por ejemplo, H₂PO₄⁻) a la

solución del suelo. De igual forma, los lisímetros regados con AT presentaron pérdidas de entre el 17 y 32% del N contenido en el agua de riego en forma de NO_3^- (Tabla 16), lo que sugiere una alta actividad microbiana (altas tasas de nitrificación), seguido de altas tasas de lixiviación.

Cabe mencionar que el presente estudio tuvo una duración de 5 meses y sólo contempla la respuesta inmediata al cambio en la calidad de agua utilizada para riego. Es necesario continuar monitoreando los efectos a largo plazo del cambio en la calidad de agua utilizada para riego (AT) en este sistema. Particularmente, porque se ha reportado un aumento en el contenido de metales pesados, incluidos Zn, Cu, Cd, Pb y Cr, tras el riego prolongado con AR (Siebe, 1995; Siebe y Cifuentes, 1995). Dichos metales tienden a acumularse en las capas superficiales del suelo (0 - 30 cm) y permanecen relativamente inmóviles al estar absorbidos a la fracción orgánica del suelo (Weil y Brady, 2017). Sin embargo, el riego prolongado con AT puede fomentar que dicha materia orgánica sea mineralizada, liberando los metales absorbidos a la solución del suelo. Lo anterior, puede tener implicaciones ambientales importantes, ya que dichos metales pueden ser absorbidos por las plantas o lixiviados hacia los mantos acuíferos de la zona.

Variación entre tipos de riego

El riego agrícola influye sobre los procesos de descomposición de la materia orgánica del suelo, la biomasa y actividad microbiana, la biomasa de las raíces, la aireación del suelo y el ciclaje de nutrientes, lo cual influye sobre los procesos que dan origen a los principales GEI (Friedel et al., 2000; Oertel et al., 2016; Smith et al., 2018). Cualquier cambio en el régimen de riego puede tener efectos significativos sobre la producción y consumo de los GEI (Xue et al., 2012; Peyron et al., 2016; Wei et al., 2018). En este estudio, el tipo de riego influyó de forma significativa sobre la emisión de N_2O y CH_4 . En cambio, los flujos de emisión de CO_2 no fueron significativamente distintos entre el riego moderado y el riego por inundación. Nuestro resultado concuerda con lo reportado por Chen y colaboradores (2018). Ellos reportan un efecto significativo de la aireación del suelo sobre las emisiones de CO_2 ; a pesar de que no encontraron un efecto del

riego sobre las emisiones de CO₂. La producción de CO₂ decrece en ambientes muy húmedos debido a una restricción en la aireación, no obstante, el decremento suele ser menor al observado durante los periodos de sequía, donde el factor limitante es la disponibilidad de agua (Smith et al., 2018). Nuestros resultados sugieren que el tamaño de la lámina de agua aplicada en los riegos no ejerció un efecto significativo, no obstante, el pico de emisión promedio de CO₂ fue mayor durante el riego moderado. Esto puede deberse a un mayor aporte de agua durante los riegos de noviembre y diciembre, lo cual pudo haber reducido (temporalmente) la disponibilidad de oxígeno. Por otro lado, la temperatura del suelo fue mayor durante los riegos moderados (~20°C); lo que en conjunto con una mayor disponibilidad de oxígeno puede promover la actividad respiratoria y explicar el pico de emisión promedio de CO₂ durante el riego moderado (Fig. 13). Finalmente, cabe mencionar que los lisímetros poseen un sistema de condición frontera que promueve la percolación del agua y evita que las condiciones anaerobias prevalezcan, incluso durante los riegos por inundación. Esto puede explicar que no se haya observado un efecto significativo del tipo de riego aplicado.

A diferencia del CO₂, el N₂O y CH₄ presentaron mayores flujos de emisión bajo el riego por inundación. En ambos casos, los procesos de producción y emisión dependen de la aireación del suelo y, por ende, dependen en gran medida del método de riego. El metano es producido bajo condiciones estrictamente anaerobias (Serrano-Silva et al., 2014). Dichas condiciones no se alcanzaron en ningún momento, ya que los valores de potencial redox se mantuvieron por encima de los 400 mV y los valores de humedad no sobrepasaron el 50%, incluso durante los riegos por inundación. Como se mencionó anteriormente, los resultados sugieren que el CH₄ se encuentra presente en el agua de riego y no se produce en el sistema de estudio. Los flujos de emisión registrados durante los riegos de noviembre y diciembre se atribuyen a que se aplicó un volumen mayor de agua de riego (dos veces el déficit hídrico) y, con ello, una mayor concentración de CH₄ disuelto.

Dadas las condiciones de aireación a 20 cm de profundidad, se esperaría que el CH_4 fuera oxidado por organismos metanotróficos. Si bien se registraron flujos de CH_4 negativos a lo largo del estudio, no se cuenta con un método para validarlos. Por otro lado, altas concentraciones de NH_4^+ pueden inhibir la oxidación de CH_4 . Se ha reportado que la metano monooxigenasa (enzima que oxida el CH_4) puede unirse y reaccionar con NH_4^+ en lugar del CH_4 , ya que ambos compuestos son similares en tamaño y estructura (Schimel, 2000). Sin embargo, se han observado resultados contradictorios entre tipos de suelo y bajo diferentes condiciones. De Visscher y Van Cleemput (2003) reportan un incremento de la actividad y crecimiento de los metanotótrofos (bacterias oxidantes del CH_4) en suelos con altas concentraciones de NH_4^+ , mientras que, Kiese y colaboradores (2003) reportan que no hay un efecto de la concentración de NH_4^+ sobre la oxidación de metano. Esta controversia parece estar relacionada con el tipo de organismos metanotótrofos; *Methylocystis* sp. se inhibe ante la adición de fertilizantes nitrogenados, mientras que, organismos pertenecientes a *Methylomicrobium* o *Methylobacter* parecen favorecerse (Mohanty et al., 2006). A partir de lo anterior se concluye que se debe investigar a fondo si el origen de los flujos de emisión es el agua de riego y si existe un efecto negativo de una alta concentración de NH_4^+ sobre la actividad metanotrófica en el sitio de estudio.

La producción de N_2O es más compleja debido a que puede darse tanto en condiciones anóxicas como óxicas. Se considera que la mayor fuente de N_2O es el proceso de desnitrificación, el cual requiere condiciones anaerobias o microóxicas. La presencia de oxígeno ($\geq 10\%$) puede inhibir la actividad de la óxido-nitroso-reductasa que se encarga de reducir el N_2O a N_2 . El resultado es una desnitrificación incompleta, donde N_2O es el producto final (Fowler et al., 2015; Weil y Brady, 2017). Esto suele ocurrir en las interfases aerobias-anaerobias del suelo. El segundo proceso que contribuye a las emisiones de N_2O es la nitrificación, ésta ocurre bajo condiciones aerobias. Cuando la disponibilidad de oxígeno es limitada, las bacterias nitrificadoras utilizan NO_2^- como aceptor de electrones y lo reducen a NO y N_2O (Smith et al., 2018). Islam y colaboradores (2020) registraron mayores emisiones de N_2O al implementar un riego moderado

que promovía la alternancia de condiciones húmedas y secas en arrozales. En contraste, el método tradicional de mantener los arrozales inundados mitigan las emisiones de N_2O debido a que las condiciones permiten que se lleve a cabo una desnitrificación completa. Mientras que, el riego moderado promueve el establecimiento de condiciones más aerobias, lo que mejora la nitrificación y, por consecuencia, aumenta la concentración de NO_3^- y eleva las emisiones de N_2O derivadas de una desnitrificación incompleta. La alternancia de condiciones húmedas y secas crea un déficit temporal de oxígeno en el suelo y promueve la generación de pulsos de emisión de N_2O (González-Méndez et al., 2015; Hernández-Martínez et al., 2018). Lo mismo ocurre durante los riegos de noviembre y diciembre. A pesar de que se aplicó dos veces el déficit hídrico a cada lisímetro, las condiciones anaerobias no prevalecieron más de pocos minutos debido al sistema de condición frontera instalado. El riego promueve el establecimiento de micrositios anaerobios e interfases aerobias-anaerobias que promueven la producción de N_2O vía nitrificación y, en mayor medida, vía desnitrificación. Mientras que, las condiciones del riego moderado posiblemente favorecen la emisión vía nitrificación en lugar de vía desnitrificación. Se han reportado flujos bajos de emisión de N_2O a un EPSA del 40 %; dichas emisiones son atribuidas al proceso de nitrificación (Xue et al., 2012). En cambio, se ha reportado una emisión y producción óptima al 70-80% de EPSA, mientras que, a valores de humedad más altos se promueve su reducción a N_2 (Butterbach-Bahl et al., 2013; Smith et al., 2018).

Variación entre momentos de medición

La emisión de GEI está influenciada por diversos factores abióticos y bióticos, por lo que los flujos de emisión tienden a ser muy heterogéneos en espacio y tiempo. La variación espacial se debe a la alta heterogeneidad del suelo que se caracteriza por presentar micrositios aerobios y anaerobias a diferentes escalas espaciales. El sustrato dentro de la fracción volumétrica anaerobia está sujeto a reacciones reductoras (por ejemplo, desnitrificación y metanogénesis), mientras

que, el sustrato localizado en la fracción aerobia es sometido a reacciones de oxidación (por ejemplo, nitrificación, metanotrofia, entre otros) (Weil y Brady, 2017). La variación espacial puede darse entre agregados del suelo, entre horizontes o de forma lateral, a escalas de cm a metros. La variación temporal es similar; la alternancia de condiciones húmedas y secas, así como la aplicación de fertilizante promueve pulsos de emisión de horas a pocos días. Los picos de emisión derivados de la variabilidad de emisión se conocen como “*hot spots*” y “*hot moments*”, respectivamente (McClain et al., 2003; Weil y Brady, 2017). El riego agrícola provee de mayor humedad constante al suelo que los eventos de lluvia a lo largo del año, por lo que la actividad microbiana tiende a ser mayor bajo esta práctica de manejo (Friedel et al., 2000). González-Méndez y colaboradores (2015) reportan mayores picos de emisión de N_2O y CO_2 durante y pocos días (2 - 3 días) después de un evento de riego en relación a suelos bajo agricultura de temporal que dependen de la precipitación. El riego incrementa los flujos de emisión de gas al promover cambios en la aireación del suelo y en la actividad microbiana. Lo anterior concuerda con los resultados del presente estudio. En este caso, se observó un efecto temporal estadísticamente significativo para los tres gases de interés.

El CO_2 presentó un pico de emisión tras el evento de riego, seguido de un decremento paulatino de los flujos en los días posteriores. El flujo de menor magnitud se presentó antes del evento de riego. Esto concuerda con lo reportado anteriormente. Previo al evento de riego, la actividad respiratoria se encontraba limitada por agua, de tal forma que se registraron flujos de menor magnitud (Smith et al., 2018). El aumento repentino de la actividad microbiana tras la rehidratación del suelo desencadena los procesos de mineralización de C y N (Birch, 1958), promoviendo la emisión de CO_2 y N_2O (Inglima et al., 2009; Oertel et al, 2016; Barnard, Blazewicz y Firestone, 2020).

El CH_4 presentó un comportamiento similar al CO_2 , ya que presentó un pico de emisión inmediatamente después del riego y posteriormente cesó. Como se mencionó anteriormente, los resultados indican que el agua de riego,

específicamente el AR, aporta metano disuelto al suelo, constituyendo el origen de los flujos de emisión registrados. Esto explica que los flujos de emisión se hayan restringido al momento después del riego y no se observaran en los días posteriores. Por otro lado, es de esperarse que si se llegaron a alcanzar los valores de potencial redox y humedad necesarios para llevar a cabo la metanogénesis, éstos se dieran justo después del riego. Técnicamente, no se registraron los valores requeridos; esto puede deberse a que únicamente se instalaron 3 sensores por lisímetro y no se alcanzó a cubrir la heterogeneidad espacial en los suelos de estudio. Los electrodos que miden el potencial redox de la matriz del suelo sólo registran los valores que se encuentran a no más de un cm del electrodo, es decir, el alcance de medición es bajo (Fiedler, 2000) y, muy posiblemente, no logra registrar toda la heterogeneidad de condiciones óxicas y anóxicas en el suelo.

Finalmente, el N_2O presentó un pico de emisión pasadas las 24 horas del evento de riego. Esta observación es consistente con investigaciones previas; el riego promueve el establecimiento de condiciones anaerobias en gran parte del suelo, promoviendo la desnitrificación (González-Méndez et al., 2015; Wang et al., 2019). Conforme el suelo comienza a perder humedad, las interfases óxicas-anóxicas aumentan, lo que promueve los procesos de nitrificación y desnitrificación incompleta. Esto resulta en picos de emisión de N_2O a los pocos días.

7.3.- Temperatura, humedad y potencial redox del suelo

Se considera que la humedad y la temperatura del suelo, son los factores que más afectan los flujos de emisión de GEI, ya que ambos determinan las dinámicas redox del suelo, la capacidad de difusión, la actividad microbiana y de raíces, así como la disponibilidad de nutrientes (Wood et al., 2013). Diversos estudios han reportado un efecto combinado de la temperatura y la humedad del suelo sobre las emisiones de CO_2 y N_2O . Zhang y colaboradores (2014) encontraron que la temperatura y la humedad superficial del suelo (0-20 cm) explicaban el 55 – 70 %

de las emisiones de CO₂ y N₂O. Otros estudios indican que la temperatura del suelo se relaciona con el flujo de emisión de CO₂ cuando la humedad del suelo está por encima del punto de marchitez (Dilustro et al., 2005). En este estudio, el CO₂ se correlacionó significativamente con la temperatura del suelo a 20 cm de profundidad y con la humedad del suelo a 80 cm de profundidad. El efecto de la temperatura sobre las emisiones de CO₂ se relaciona con su papel en la regulación de la actividad microbiana y de la rizósfera al regular la actividad enzimática. Diversos estudios han demostrado que las tasas de respiración aumentan conforme lo hace la temperatura, siempre y cuando, el C y los nutrientes no se encuentren limitados (Lou y Zhou, 2006; Wood et al., 2012; Wood et al., 2013). En este caso, observamos flujos de emisión promedio más altos durante los riegos moderados, lo cual puede deberse a una mayor temperatura del suelo y una mayor aireación derivada de la aplicación de un volumen moderado de agua.

El efecto de la humedad sobre la respiración es similar al de la temperatura y, en general, se observa un incremento de la respiración conforme el contenido de humedad en el suelo aumenta hasta que se alcanza un umbral (Wang et al., 2019c) y el proceso se ve limitado por la ausencia de oxígeno (Smith et al., 2018). La mayor parte de la respiración microbiana ocurre en la capa superficial del suelo (0-20 cm de profundidad) y tiende a disminuir con la profundidad. La distribución de la respiración microbiana a lo largo del perfil se asocia con la disponibilidad de C, la cual también suele disminuir con la profundidad (Fang y Moncrieff, 2005; Wang et al., 2019c). La relación positiva entre los flujos de emisión de CO₂ y la humedad a 80 cm de profundidad puede relacionarse con la alta densidad de raíces en los lisímetros; en los perfiles de suelo descritos al extraer los monolitos en todos los casos se observó la presencia de raíces a ≥ 90 cm de profundidad. La respiración del suelo está constituida por la respiración heterótrofa (principalmente, respiración microbiana) y por la respiración autótrofa que constituye la respiración llevada a cabo por las raíces de las plantas. Wang y colaboradores (2019c) reportan un decremento del ~ 44 – 54 % de la respiración del suelo tras cortar las raíces. De tal forma, que el efecto de la humedad a 80 cm

sobre los flujos de emisión de CO₂ puede estar ligado a la actividad y/o degradación de raíces a mayor profundidad.

El CH₄ se correlacionó positivamente con la humedad del suelo a 80 cm de profundidad y negativamente con la temperatura a 50 y 80 cm de profundidad. Estudios previos han señalado una correlación positiva entre la temperatura y el proceso de metanogénesis. Se espera que las emisiones de CH₄ aumenten conforme la concentración atmosférica de CO₂ y la temperatura se incrementen en respuesta al cambio climático (Serrano-Silva et al., 2014). No obstante, se ha reportado una respuesta compensatoria de la actividad metanogénica ante los cambios de temperatura. Chen y colaboradores (2020) reportan una menor tasa de emisión de CH₄ al aumentar 4 °C la temperatura y un incremento de la tasa metanogénica al disminuir 4 °C la temperatura en un experimento de laboratorio que utilizó una temperatura de 12°C como referencia. Debido a la controversia de los resultados se debe explorar a fondo el efecto de la temperatura sobre la actividad metanogénica en el suelo. En cuanto al efecto de la humedad del suelo sobre los flujos de emisión de CH₄, éste ha sido reportado anteriormente y se asocia a la relación entre el contenido de humedad y la disponibilidad de oxígeno en el suelo. El proceso de metanogénesis se lleva a cabo bajo condiciones reductoras (< - 150 mV). A pesar de que la producción de metano es un proceso estrictamente anaerobio, se ha reportado la presencia de arqueas metanogénicas en suelos aireados y a grandes profundidades (≥50 cm). Wagner (2017) reporta una alta producción de metano a 60 – 70 cm de profundidad. Adicionalmente, reportan un aumento de los flujos de emisión conforme la humedad del suelo aumenta. Un aumento de la humedad del suelo conlleva al establecimiento de condiciones anaerobias que promueven la producción de CH₄ y reducen su oxidación (Feng et al., 2021). A diferencia de lo esperado no se observó una relación significativa entre los valores de potencial redox y las emisiones de CH₄. Esto puede deberse a que los valores de potencial redox registrados no alcanzaron las condiciones óptimas (Eh: ≤ - 150 mV) para favorecer la producción de metano, incluso durante los riegos por inundación.

El N_2O se correlacionó de forma negativa con la temperatura del suelo a las 3 profundidades y con el potencial redox a 20 cm de profundidad. El efecto de la temperatura sobre las emisiones de N_2O no coincide con lo previamente reportado, ya que, en general, se ha observado un aumento de las emisiones en respuesta a un aumento en la temperatura (Lu y Xu, 2014; Oertel et al., 2016). Sin embargo, bajo condiciones de campo el efecto de la temperatura es opacado ante el efecto de la humedad. Las emisiones de N_2O se ven mayormente afectadas por la humedad del suelo cuando la temperatura se encuentra cerca del valor óptimo (≥ 20 °C) (Granli y Bøckman 1994). Por otro lado, las bacterias nitrificantes suelen ser muy sensibles a los cambios en su entorno. Su actividad óptima se encuentra entre los 20 y 35 °C, mientras que, la actividad óptima de las bacterias desnitrificantes se encuentra entre los 40 y 60 °C. La reducción de N_2O a N_2 tiende a aumentar conforme lo hace la temperatura (Wang et al., 2021). Los lisímetros presentaron temperaturas similares entre sí y siempre se mantuvieron entre 14 y 24°C (a las tres profundidades). La temperatura registrada se encuentra en el rango bajo de la temperatura óptima de los organismos nitrificantes, así como fuera del rango óptimo de los organismos desnitrificantes. Por lo tanto, se podría decir que la temperatura ejerció un efecto negativo al reducir las tasas nitrificantes y la reducción de N_2O a N_2 , lo que resultó en mayores emisiones de N_2O . No obstante, los resultados obtenidos no permiten afirmar esta hipótesis. Se requieren estudios adicionales, así como explorar el efecto combinado de la temperatura con la humedad del suelo.

Finalmente, se observó una relación negativa entre el potencial redox a 20 cm y los flujos de emisión de N_2O . Las condiciones reductoras u oxidantes de un suelo están caracterizadas por el potencial redox. Éste varía de rangos positivos (+400 - +700 mV) en suelos aireados a valores negativos (< -200 mV), donde predominan los procesos anaerobios (por ejemplo, metanogénesis y desnitrificación). El riego agrícola tiende a disminuir (temporalmente) los valores de potencial redox al promover el establecimiento de sitios anaerobios, promoviendo las emisiones de N_2O . En general, se observaron valores de potencial redox entre +390 y +690 mV a lo largo de todo el estudio, lo que indica que dominaron las condiciones

aerobias. Nuestros resultados coinciden con lo reportado por González-Méndez y colaboradores (2017), quienes evaluaron los cambios del potencial redox en respuesta al riego por inundación y su relación con las emisiones de N_2O y CH_4 en un estudio de campo llevado a cabo en el Valle del Mezquital. Sus resultados demuestran que el riego agrícola redujo 150 a 200 mV los valores de potencial redox. Dicha disminución se registró 1 y 2 días después del evento de riego y coincidió con picos de emisión de N_2O . Yu y Patrick (2003) reportan mayores emisiones de N_2O a valores de potencial redox entre +200 y +400 mV. Valores de potencial redox altos ($\geq +400$ mV) suelen asociarse a emisiones de N_2O derivadas del proceso de nitrificación, mientras que, las emisiones vía desnitrificación suelen ocurrir bajo condiciones reductoras ($\leq +200$ mV) (Masscheleyn, DeLaune y Patrick Jr, 1993; Fiedler, Vepraskas y Richardson, 2007; Alzate Marin, Caravelli y Zaritzky, 2016). En el presente estudio los valores de potencial redox a 20 cm decrecieron ~ 100 - 150 mV en respuesta al evento de riego, lo que puede haber promovido la emisión de N_2O después del riego. Cabe mencionar que los valores de potencial redox regresaron o se acercaron a sus valores normales pasadas las 24 horas del riego, de tal forma que no siempre coincidieron con los picos de emisión de N_2O registrados. Lo anterior puede deberse a que conforme el suelo pierde humedad y los valores de potencial redox se incrementan, las interfases óxicas-anóxicas predominan, promoviendo las emisiones de N_2O vía nitrificación y desnitrificación incompleta. Por otro lado, sólo se instalaron tres electrodos (uno en cada profundidad) a lo largo del perfil del suelo, por lo que es probable que no se alcanzarán a registrar los micrositios anaerobios, donde los valores de potencial redox promueven la producción y emisión de N_2O .

Se esperaba que el potencial redox decreciera con la profundidad, sin embargo, los resultados muestran una menor variación de los valores a 50 y 80 cm de profundidad. En general, el contenido de humedad se mantuvo más constante a dichas profundidades, por lo que la respuesta al riego fue menor en relación a lo observado en superficie (20 cm). Esto puede explicar que no se encontrara una relación entre los valores de potencial redox y las emisiones de N_2O a 50 y 80 cm. Shcherbak y Robertson (2019) reportan una mayor producción de N_2O (~50 % de

las emisiones) en las capas superficiales del suelo (0 – 25 cm) y mencionan que ésta tiende a disminuir por debajo de los 60 cm de profundidad.

7.4. – Dinámica de la carga iónica y la carga de N y C en el sistema

En relación al balance de masa de los iones analizados por lisímetro, únicamente se observaron diferencias en el comportamiento del PO_4^{3-} y SO_4^{2-} en función del agua de riego utilizada. Los porcentajes de salida de PO_4^{3-} fueron mayores en los lisímetros regados con AT. Esto se atribuye a la liberación del ión tras la degradación de la materia orgánica acumulada en el suelo (ver secciones previas). Mientras que, la movilización de SO_4^{2-} en los lisímetros regados con AR puede deberse a las altas tasas de mineralización derivadas de la disponibilidad de agua y materia orgánica de fácil descomposición (Weil y Brady, 2017) presente en el agua de riego. Por otro lado, se ha reportado una mayor movilidad del sulfato conforme la temperatura del suelo aumenta. La mayor movilidad se reporta a 20-30°C y a la respuesta favorable de diversas enzimas involucradas en la mineralización del azufre al aumento de temperatura (Edwards, 1998).

En cuanto a la dinámica del C y N a lo largo del estudio, se observó una rápida transformación del NH_4^+ contenido en el agua de riego a NO_3^- después de que el agua de riego entra al suelo (Fig. 27 y 28). Esto indica una alta tasa nitrificadora, la cual se observó durante todos los riegos y sin importar el tipo de agua aplicada. Dicha transformación ocurre en cuestión de minutos, ya que el intercambio en la concentración de los iones se observa en la primera muestra de lixiviados; posteriormente, la concentración de nitrato va disminuyendo a lo largo de las siguientes horas y días, lo que puede sugerir que parte de este NO_3^- está siendo transformado por las bacterias desnitrificadoras a N_2O y/o N_2 .

Las principales salidas de N en el sistema fueron vía el N almacenado en la biomasa vegetal, seguido del NO_3^- en el agua de percolación y vía emisión de N_2O . El C presentó un comportamiento similar; la principal pérdida fue mediante su almacenamiento en la biomasa vegetal, seguido de las emisiones de CO_2 ,

mientras que, las pérdidas vía lixiviación y emisión de CH_4 fueron mínimas en comparación. En general, se observó una mayor concentración de N y C en la biomasa vegetal de los lisímetros regados con AR. Esto puede deberse a que al contener una mayor proporción de materia orgánica lábil, la planta tiene mayor N y C disponible. Además, el AR aportó ~25 % más N que el AT. De igual forma, los lisímetros regados con AR presentaron mayores pérdidas vía lixiviación de NO_3^- y COD, así como vía emisión de CO_2 , CH_4 y N_2O . A pesar de que no se observaron diferencias significativas en torno a la emisión de GEI, como en el GWP en función del agua de riego, se puede concluir que el AR sí promueve mayores pérdidas de C y N vía emisión de GEI. Actualmente, este efecto no fue significativo pero se debe considerar que se evaluó la primera respuesta del sistema al cambio en la calidad de agua utilizada para riego, por lo que, la dinámica del C y N en el sistema debe evaluarse por periodos de tiempo más largos.

8.- Conclusión

Se evaluó el efecto del cambio en la calidad de agua de riego (AR vs AT) sobre la emisión CO_2 , N_2O y CH_4 , así como el efecto del volumen de agua aplicado (riego moderado vs riego por inundación) y el efecto del momento en que se llevó a cabo la medición.

A diferencia de lo esperado, el cambio en la calidad de agua de riego (AR vs AT) no mostró diferencias significativas sobre la emisión de CO_2 , N_2O y CH_4 durante este primer ciclo de cultivo, lo cual se atribuye a la resiliencia del sistema y al alto contenido de materia orgánica en el suelo de estudio derivado de 100 años bajo riego con AR. Los lisímetros regados con AT contaban con una “línea base” rica en materia orgánica lábil (C/N~4) (Siebe, 1998; Friedel et al., 2000), por lo que el cambio en la calidad de agua no constituyó una limitante para la comunidad microbiana y, por ende, la producción de GEI. Los flujos de CH_4 se registraron únicamente en los lisímetros regados con AR pero los resultados sugieren que las emisiones de CH_4 son el resultado de la liberación del metano disuelto contenido en el influente.

Se confirmó el efecto del volumen de agua de riego sobre las emisiones de CH_4 y N_2O , ya que en ambos casos se observó un pico de emisión mayor durante los riegos por inundación. Esto se atribuye a que el riego por inundación promueve el establecimiento de sitios anóxicos en el suelo, lo cual promueve los procesos anaerobios (desnitrificación y metanogénesis). En cambio, los flujos de emisión de CO_2 no fueron significativamente distintos entre los dos tipos de riego.

Se observó un efecto temporal de los eventos de riego sobre las emisiones de GEI. El riego incrementa los flujos de emisión de gas al promover cambios en la aireación del suelo y en la actividad microbiana. Se registró un pico de emisión de CO_2 en respuesta al evento de riego; la rehidratación del suelo desencadena los procesos de mineralización de C y N, promoviendo la emisión de CO_2 . Por otro lado, conforme el suelo comienza a perder humedad, las interfases óxicas-anóxicas aumentan, lo que promueve los procesos de nitrificación y

desnitrificación incompleta. Esto resulta en picos de emisión de N_2O a los pocos días.

Los flujos de emisión de CO_2 se correlacionaron de forma positiva con la temperatura a 20 cm y la humedad a 80 cm de profundidad. El efecto de la temperatura sobre las emisiones de CO_2 se relaciona con su papel en la regulación de la actividad microbiana, mientras que, la relación con la humedad a 80 cm se atribuyó a la actividad y/o degradación de raíces a mayor profundidad. Las relaciones negativas entre la temperatura y los flujos de emisión de CH_4 y N_2O no tuvieron una explicación contundente, por lo que deben estudiarse a profundidad. El CH_4 también se correlacionó positivamente con la humedad a 80 cm; un aumento de la humedad del suelo conlleva al establecimiento de condiciones anaerobias que promueven la producción de CH_4 . Finalmente, se registró una relación negativa entre el potencial redox a 20 cm y los flujos de emisión de N_2O . Esta relación coincide con lo previamente reportado; el riego ocasiona que los valores de potencial redox en el suelo disminuyan (condiciones más reductoras), lo que promueve las emisiones de N_2O .

9.- Consideraciones finales

Los resultados sugieren que la calidad de agua de riego no influye sobre las emisiones de GEI. No obstante, únicamente se evaluó la primera respuesta del sistema al riego con AT. Los suelos de estudio poseen una resiliencia y un alto contenido de materia orgánica derivado del riego prolongado con AR. Se debe continuar con el monitoreo del sistema con la finalidad de evaluar si el cambio en la calidad de agua de riego puede ser una estrategia para mitigar la producción de gases en los suelos del Valle de Mezquital. Se espera que, a largo plazo, el riego con agua tratada reduzca las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O en respuesta a un menor aporte de materia orgánica lábil y al permitir implementar otros sistemas de riego diferentes al llevado a cabo por inundación. No obstante, cabe la posibilidad de que, en respuesta a un menor aporte de materia orgánica lábil, el sistema empiece a mineralizar la MO acumulada en el suelo, lo que se vería reflejado en mayores emisiones de CO₂. Adicionalmente, la mineralización de la MO puede promover la liberación y movilización de los metales pesados acumulados en la fracción orgánica del suelo por el riego prolongado con AR.

El diseño experimental únicamente contempló la medición de GEI en cuatro momentos distintos por mes. Por lo que, se desconoce si se llegaron a presentar picos de emisión adicionales que pudieran contribuir a esclarecer el efecto del agua de riego sobre las emisiones. Particularmente, no fue posible cuantificar las emisiones de GEI durante el evento de riego, de tal forma, que este estudio no contempló la respuesta inmediata del sistema a la entrada de agua de riego. Es decir, no contempla las emisiones derivadas de la desgasificación del suelo, las posibles emisiones de N₂O y CH₄ disuelto contenido en el agua de riego, así como la primera respuesta de la actividad microbiana (Birch effect). Adicionalmente, se recomienda ajustar y homogeneizar los tiempos de medición en campo (~20-30 minutos por lisímetro), así como aumentar la frecuencia de las mediciones para mejorar nuestra comprensión de los factores que determinan las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O en la zona de estudio. Las mediciones de GEI durante los riegos moderados fueron únicamente de 5 minutos, mientras que, en los riegos de

noviembre y diciembre se midió durante veinte minutos. Por lo tanto, es posible que el tiempo de medición en los primeros riegos no haya sido suficiente para registrar los flujos de N_2O y CH_4 .

El diseño experimental no permitió separar los efectos de la lámina de agua aplicada del efecto de la etapa de desarrollo de la planta. Además, es necesario dar seguimiento a la rotación de cultivos que se realiza continuamente en el Valle del Mezquital para poder comparar el efecto del cultivo sobre las emisiones de CO_2 , CH_4 y N_2O .

Por último, se debe investigar si el CH_4 es producido en el sistema o si las emisiones registradas resultan del metano disuelto contenido en el AR. Si este es el caso, se podría explorar utilizar los valores de potencial redox como estrategia de mitigación de las emisiones de N_2O y CO_2 . Los riegos en el Valle del Mezquital se llevan a cabo por inundación con una lámina de 200 mm de agua; esto genera condiciones muy reductoras (-150 mV) que podrían promover la reducción de N_2O a N_2 y limitar la actividad respiratoria si se riega con agua tratada (menor contenido de CH_4 disuelto). Por lo anterior, se recomienda que en estudios posteriores se evalúe la concentración de CH_4 disuelto en el agua de riego y en el agua de percolación de los lisímetros.

10.- Referencias

- Aboobakar, A., Cartmell, E., Stephenson, T., Jones, M., Vale, P. y Dotro, G. (2013). Nitrous oxide emissions and dissolved oxygen profiling in a full-scale nitrifying activated sludge treatment plant. *Water Research*, 47: 524-534.
- Adachi, M., Sakata Bekku, Y., Rashidah, W., Okuda, T., Koizumi, H. (2006). Differences in soil respiration between different tropical ecosystems. *Applied Soil Ecology*, 34, 258 – 265.
- Adrover, M., Farrús, E., Gabriel, M. y Vadell, J. (2010). Chemical properties and biological activity in soils of Mallorca following twenty years of treated wastewater irrigation. *Journal of Environmental Management*, 95: 188-192. doi:10.1016/j.jenvman.2010.08.017
- Aguas Tratadas del Valle de México. (2018). Planta de tratamiento de aguas residuales Atotonilco: la apuesta de sustentabilidad en México. [Documento PDF]. Disponible en: http://www.ceajalisco.gob.mx/sites/MicrositioCAA/wp_foro/wp-content/uploads/2018/03/9-PTAR-Atotonilco-ATLATEC-Jos%C3%A9-Luis-Cervantes.pdf
- Alshboul, Z., Encinas-Fernández, J., Hofmann, H. y Lorke, A. (2016). Export of dissolved methane and carbón dioxide with effluents from municipal wastewater treatment plants. *Environmental Science and Technology*, 50: 5555 – 5563.
- Alzate Marin, J.C., Caravelli, A. H. y Zaritzky, N.E. (2016). Nitrification and aerobic denitrification in anoxic-aerobic sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 200: 380-387. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.10.024
- Anthony, W.H., Hutchinson, G.L., y Livingston, G.P. (1995). Chamber Measurement of Soil-Atmosphere Gas Exchange: Linear vs. Diffusion-Based Flux Models. *Soil Science Society of America Journal*, 59 (5):1308.

- Amrhein, V., Korner-Nievergelt, F. y Roth, T. (2017). The earth is flat ($p > 0.05$): significance thresholds and the crisis of unreplicable research. *PeerJ*, 5: e3544; DOI 10.7717/peerj.3544
- Barnard, R.L., Blazewicz, S.J. y Firestone, M.K. (2020). Rewetting in soil: Revisiting the origin of soil CO₂ emissions. *Soil Biology and Biochemistry*, 147: 107819.
- Barton, L., Murphy, D.V. y Butterbach-Bahl, K. (2013). Influence of crop rotation and liming on greenhouse gas emissions from a semi-arid soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 167: 23 - 32.
- Bedbabis, S., Ben Rouina, B., Boukhris, M. y Ferrara, G. (2014). Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. *J. Environ. Manag.* 133:45-50.
- Becerra-Castro, C., Lopes, A.R., Vaz-Moreira, I., Silva, E.F., Manaia, C.M. y Nunes, O.C. (2015). Wastewater reuse in irrigation: a microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Environ. Int.* 75:117-135.
- Bender, R.R., Haegele, J.W., Ruffo, M.L. y Below, F.E. (2013). Modern Corn Hybrids' Nutrient Uptake Patterns. *Better Crops*, 97(1): 7-10.
- Birch, H. (1958). The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, 10: 9-31.
- Borken, W. y Matzner, E. (2009). Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Blob. Chang. Biol*, 15(4): 808-824.
- Brzezinska, M., Tiwari, S., Stepniewska, Z., Nosalewicz, M., Bennicelli, R. y Samborska, A. (2006). Variation of enzyme activities, CO₂ evolution and redox potential in an eutric histosol irrigated with wastewater and tap water. *Biology and Fertility of Soils*, 43: 131-135.

- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E.M., Dannenmann, R.K. y Zechmeister-Boltenstern, S. (2013). Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368:20130122.
- Cayueta, M.L., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Hanley, K., Enders, A. y Lehmann, J. (2013). Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N₂O emissions? *Sci. Rep*, 3: 1732.
- Chapin III, F.S., Matson, P.A., Vitousek, P.M. (2011). Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Segunda edición. Springer. Nueva York. Pp. 536.
- Chapuis-Lardy, L., Wrage, N., Metay, A., Chottes, J.L. y Bernouxs, M. (2007). Soils, a sink for N₂O? A review. *Global Change Biology*, 13: 1 – 17.
- Chávez García, E. (2018). Rehabilitación de suelos-sódicos para el establecimiento de una cobertura vegetal en el ex lago de Texcoco. Tesis para obtener el grado de Doctora en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. pp. 104.
- Chen, W., Wu, L., Frankenberger, W. y Chang, T.C.A. (2008). Soil enzyme activities of long-term reclaimed wastewater-irrigated soils. *Journal of Environmental Quality*, 37: 36-42.
- Chen, H., Hou, H., Wang, X., Yan, Z., Qaisar, S., Wang, Y. y Cai, H. (2018). The effects of aeration and irrigation regimes on soil CO₂ and N₂O emissions in a greenhouse tomato production system. *Journal of Integrative Agriculture*, 17(2): 449 – 460.
- Chen, H., Zhu, T., Li, B., Fang, C. y Nie, M. (2020). The thermal response of soil microbial methanogenesis decreases in magnitude with changing temperature. *Nature Communications*, 11:5733
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-19549-4>

- Ciampitti, I.A., Elmore, R.W. y Lauer, J. (2016). Crecimiento y Desarrollo del Maíz. Kansas State University: Agricultural Experiment Station and Cooperative Extension Service. Disponible en: <https://bookstore.ksre.ksu.edu/pubs/MF3305MS.pdf>
- CONAGUA. (2008). Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Atotonilco de Tula, Estado de Hidalgo. Comisión Nacional del Agua, Ciudad de México. pp. 16.
- Coronado, S.M., Henao, D.C., Londoño, A.L. y Herruzo, R. (2011). Efecto micobactericida del ácido hipocloroso en tres especies ambientales potencialmente patógenas y en *Mycobacterium tuberculosis*. *Infectio*, 15(4): 243-252.
- Daelman, M.R.J., van Voorthuizen, E.M., van Dongen, U.G.J.M., Volvke, E.I.P. y van Loosdrecht, M.C.M. (2012). Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*, 46: 3657-3670.
- Dalal, R.C. y Allen, D.E. (2008). Turner Review No. 18: Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany*, 56:369-407.
- Dalal, R.C., Allen, D.E., Livesley, S.J. y Richards, G. (2008). Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest, and submerged landscapes: a review. *Plant and Soil*, 309: 43 – 76.
- Dalkmann, P., Broszat, M., Siebe, C., Willaschek, E., Sakinc, T., Huebner, J., Amelung, W., Grohmann, E. y Siemens, J. (2012). Accumulation of pharmaceuticals, Enterococcus, and resistance genes in soils irrigated with wastewater for zero to 100 years in central Mexico. *PLoS ONE*, 7:e45397. doi: 10.1371/journal.pone.0045397
- Dang, Q., Tan, W., Zhao, X., Li, D., Li, Y., Yang, T., Li, R., Zu, G. y Xi, B. (2019). Linking the response of soil microbial community structure in soils to long-

- term wastewater irrigation and soil depth. *Science of the Total Environment*, 688: 26-36.
- Davidson, E.A., Verchot, L.V., Cattanio, J.H., Ackerman, I.L., Carvahlo, J.E.M., (2000). Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry*, 48: 53 – 69.
- Davidson, E.A., Keller, M., Erickson, H.E., Verchot, L.V. y Veldkamp, E. (2000b). Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *Bioscience*, 50: 667-680.
- Davidson, E.A., Janssens, I.A. (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440(9): 165 – 173.
- Davis, M. (2010). Reverse Osmosis and Nanofiltration. En: *Water and Wastewater Engineering: Design Principles and Practice*. New York: The McGraw-Hill Companies, Inc. pp. 1301.
- Daelman, M.R.J., van Voorthuizen, E.M., van Dongen, U.G.J.M., Volcke, E.I.P. y van Loosdrecht, M.C.M. (2012). Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*, 46: 3657-3670.
- de-Bashan, L.E. y Bashan, Y. (2004). Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997-2003). *Water Research*, 38: 4222-4246.
- de Klein, C.A.M., Alfaro, M.A., Giltrap, D., Topp, C.F.E., Simon, P.L., Noble, A.D.L. y van der Weerden, T.J. (2020). Global Research Alliance N₂O chamber methodology guidelines : Statistical considerations, emission factor calculation, and data reporting. *Journal of Environmental Quality*, 49 : 1156-1167.
- De Visscher, A. y Van Cleemput, O. (2003). Induction of enhanced CH₄ oxidation in soils: NH₄⁺ inhibition patterns. *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 907 – 913.

- Degryze, S., Six, J., Paustian, K., Morris, S.J., Paul, E.A. y Merckx, R. (2004). Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. *Global Change Biology*, 10: 1120-1132.
- Dilustro, J.J., Collins, B., Duncan, L. y Crawford, C. (2005). Moisture and soil texture effects on soil CO₂ efflux components in southeastern mixed pine forests. *Forest Ecology and Management*, 204: 87-97.
- Dutuar, L. y Verchot, L.V. (2007). A global inventory of the soil CH₄ sink. *Global Biogeochemical Cycles*, 21: GB4013.
- Edwards, J.P. (1998). Sulfur Cycling, Retention and Mobility in Soils: A review. USDA Forest Service. Delaware, OH. Disponible en: https://www.fs.fed.us/ne/newtown_square/publications/technical_reports/pdfs/1998/gtrne250.pdf
- Elgallal, M., Fletcher, M.L. y Evans, B. (2016). Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: a review. *Agricultural Water Management*, 177: 419-431.
- Ettwig, K.F., Butler, M.K., Le Paslier, D., Pelletier, E., Mangenot, S., Kuypers, M.M.M., Schreiber, F., Dutilh, B.E., Zedelius, J., de Beer, D., Gloerich, J., Wessels, H.J.C.T., van Alen, T., Luesken, F., Wu, M.L., van de Pas-Schoonen, K.T., Op den Camp, H.J.M., Janssen-Mergens, E.M., Francoijs, K.J., Stunnenberg, H., Weissenbach, J., Jetten, M.S.M. y Strous, M. (2010). Nitrite-driven anaerobic methane oxidation by oxygenic bacteria. *Nature*, 464: 543-550.
- Ettwig, K.F., Zhu, B., Speth, D., Keltjens, J.T., Jetten, M.S.M. y Kartal, B. (2016). Archaea catalyze iron-dependent anaerobic oxidation of methane. *PNAS*, 113(45): 12792-12796. DOI: 10.1073/pnas.1609534113
- Fang, C. y Moncrieff, J.B. (2005). The variation of soil microbial respiration with depth in relation to soil carbon composition. *Plant and Soil*, 268: 243 – 253.

- Feng, H., Guo, J., Malghani, S., Han, M., Cao, P., Sun, J., Xu, X., Xu, X. y Wang, W. (2021). Effects of Soil Moisture and Temperature on Microbial Regulation of Methane Fluxes in a Poplar Plantation. *Forests*, 12: 407: <https://doi.org/10.3390/f12040407>
- Fernández-Luqueño, F., Reyes-Varela, V., Cervantes-Santiago, F., Gómez-Juárez, C., Santillán-Arias, A. y Dendooven, L. (2010). Emissions of carbón dioxide, methane and nitrous oxide from soil receiving urban wastewater for maize (*Zea mays L.*) cultivation. *Plant Soil*, 331: 203 – 215.
- Fiedler, S. (2000). *In situ long-term-measurement of redox potential in redox-imorphic soils*. En: Redox: Fundamentals, Processes and Applications (eds J. Schüring, H.D. Schulz, W.R. Fischer, J. Böttcher y W.H.M. Duijnsveld). Springer-Verlag, Berlin. pp. 81–94.
- Fiedler, S., Vepraskas, M.J. y Richardson, J.L. (2007). Soil Redox Potential: Importance, Field Measurements, and Observations. *Advances in Agronomy*, 94: 1-54. DOI: 10.1016/S0065-2113(06)94001-2
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O’Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D. y Zaks, D.P.M. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478: 337 – 342.
- Food and Agricultural Organization (FAO). (2003). *World Agricultural Towards 2015/2030. An FAO Perspective*, FAO, Rome. Pp. 432.
- Fowler, D., Steadman, C.E., Stevenson, D., Coyle, M., Rees, R.M., Skiba, U.M., Sutton, M.A., Cape, J.N., Dore, A.J., Viena, A., Simpson, D., Zaehle, S., Stocker, B.D., Rinaldi, M., Facchini, M.C., Flechard, C.R., Nemitz, E., Twigg, M., Erisman, J.W., Butterbach-Bahl, K. y Galloway, J.N. (2015). Effects of global change during the 21st century on the nitrogen cycle. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15: 13849-13893.

- Fuß, R., Hüppi, R. y Pedersen, A.R. (2020). R Package Gasfluxes: Greenhouse Gas Flux Calculation from Chamber Measurements Function (version 0.4-4; 2020). Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/gasfluxes/index.html>
- Frenk, S., Hadar, Y. y Minz, D. (2014). Resilience of soil bacterial community to irrigation with water of different qualities under Mediterranean climate. *Environmental Microbiology*, 16(2): 559 – 569.
- Friedel, J.K., Langer, T., Siebe, C. y Stahr, K. (2000). Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. *Biol Fertil Soils*, 31: 414-421.
- Gatto D'Andrea, M.L., Salas Barboza, A.G.J., Garcés, V., Rodríguez Alvarez, M.S., Iribarnegaray, M.A., Liberal, V.I., Fasciolo, G.E., van Lier, J.B. y Seghezzo, L. (2015). The Use of (Treated) Domestic Wastewater for Irrigation: Current Situation and Future Challenges. *International Journal of Water and Wastewater Treatment*, 1(1): doi <http://dx.doi.org/10.16966/ijwwwt.107>.
- Gao, B., Ju, X., Su, F., Meng, Q., Oenema, O., Christie, P., Chen, X. y Zhang, F. (2014). Nitrous oxide and methane emissions from optimized and alternative cereal cropping systems on the North China Plain: a two-year field study. *Sci. Total Environ*, 472: 112-124.
- González-Méndez, B., Webster, R., Fiedler, S., Loza-Reyes, E., Hernández, J.M., Ruíz.Suárez, L.G. y 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.
- González-Méndez, B., Webster, R., Fiedler, S. y Siebe, C. (2017). Changes in soil redox potential in response to flood irrigation with waste water in central Mexico. *European Journal of Soil Science*, 68: 886-896.
- Granli, T. y Bøckman, O.C. (1994). Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Supplement*, 12: 7e128.

- Grosso, F., Bááth, E., de Nicola, F. (2016). Bacterial and fungal growth on different plant litter in Mediterranean soils: Effects of C/N ratio and soil pH. *Applied Soil Ecology*, 108: 1 – 7.
- Gruber, N., Galloway, J.N. (2008). An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 451(17): DOI: 10.1038.
- Guisasola, A., de Haas, D., Keller, J. y Yuan, Z. (2008). Methane formation in sewer systems. *Water Research*, 42(6-7): 1421-1430.
- Guo, G., Wu, D., Hao, T.W., Mackey, H.R., Wei, L., Wang, H.G. y Chen, G.H., (2016). Functional bacteria and process metabolism of the Denitrifying Sulfur conversion- associated Enhanced Biological Phosphorus Removal (DS-EBPR) system: an investigation by operating the system from deterioration to restoration. *Water Research*, 95: 289–299.
- Guo, W., Anderson, M.N., Qi, X., Li, P., Li, Z., Fan, X. y Zhou, Y. (2017). Effects of reclaimed water irrigation and nitrogen fertilization on the chemical properties and microbial community of soil. *Journal of Integrative Agriculture*, 16(3): 679-690.
- Gou, G., Ekama, G.A., Wang, Y., Dai, J., Biswal, B.K., Chen, G. y Wu, D. (2019). Advances in sulfur conversion-associated enhanced biological phosphorus removal in sulfate-rich wastewater treatment. A review. *Bioresource Technology*, 285: 121303.
- Hao, T., Xiang, P., Mackey, H.R., Chi, K., Lu, H., Chui, H., van Loosdrecht, M.C.M. y Chen, G.H. (2014). A review of biological sulfate conversions in wastewater treatment. *Water Research*, 65: 1-21.
- Haroon, M.F., Hu, S., Shi, Y., Imelfort, M., Keller, J., Hugenholtz, P., Yuan, Z. y Tyson, G.W. (2013). Anaerobic oxidation of methane coupled to nitrate reduction in a novel archaeal lineage. *Nature*, 500: 567-570. DOI: 10.1038/nature12375.

- Hernández Martínez, J.L. (2017). Dinámica del agua y del nitrógeno en un piedemonte regado con agua residual, en Tlahuelilpan Estado de Hidalgo. Tesis para obtener el grado de doctora en ciencias de la tierra. Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hernández-Martínez, J.L., Prado, B., Cayetano-Salazar, M., Bischoff, W.A. y Siebe, C. (2018). Ammonium-nitrate dynamics in the critical zone during single irrigation events with untreated sewage effluents. *Journal of Soils and Sediments*, 18: 467-480.
- Hu, H. y He, J. (2017). Commamox-a newly discovered nitrification process in the terrestrial nitrogen cycle. *Journal of Soils and Sediments*, 17: 2709-2717.
- Hui, C., Hui-Jing, H., Xiao-yun, W., Yan, Z., Saddique, Q., Yun-fei, W. y Huan-Jie, C. (2018). The effects of aeration and irrigation regimes on soil CO₂ and N₂O emissions in a greenhouse tomato production system. *Journal of Integrative Agriculture*, 17(2): 449-460.
- Hüppi, R., Felber, R., Krauss, M., Six, J., Leifeld, J. y Fuss, R. (2018). Restricting the nonlinearity parameter in soil greenhouse gas flux calculation for more reliable flux estimates. *PLoS ONE*, 13(7): e0200876
- Hutchinson, G. L., y Livingston, G. P. (1993). Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In L. A. Harper et al. (Eds.), *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change* (pp. 63–78). Madison, WI: ASA, CSSA, and SSSA.
- Ibekwe, A.M., Gonzalez-Rubio, A. y Suarez, D.L. (2018). Impact of treated wastewater for irrigation on soil microbial communities. *Science of the Total Environment*, 622-623.
- Inglima, I., Alberti, G., Bertolini, T., Vaccaris, F.P., Giolis, B., Migliettas, F., Cotrufo, M.F. y Peressotti, A. (2009). Precipitation pulses enhance respiration of Mediterranean ecosystems: the balance between organic and inorganic

components of increased soil CO₂ efflux. *Global Change Biology*, 15: 1289-1301.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2007). Agriculture, In. Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., y Mayer, L. (Eds.). *Climate Change 2007: Mitigation, Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom/New York, NY, USA. Pp.863.

IPCC, 2013. Summary for policymakers. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. y Midgley, P.M. (Eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Islam, S.F., Sander, B.O., Quilty, J.R., de Neergaard, A., van Groenigen, J.W. y Stoumann Jensen, L. (2020). Mitigation of greenhouse gas emissions and reduced irrigation water use in rice production through water-saving irrigation scheduling, reduced tillage and fertilizer application strategies. *Science of the Total Environment*, 739: 140215.

Islam, S.F., Sander, B.O., Quilty, J.R., de Neergaard, A., van Groenigen, J.W. y Stouman Jensen, L. (2020). Mitigation of greenhouse gas emissions and reduced irrigation water use in rice production through water-saving irrigation scheduling, reduced tillage and fertilizer application strategies. *Science of the Total Environment*, 739: 140215.

Jans, W.W.P., Jacobs, C.M.J., Kruijt, B., Elbers, J.A., Barendse, S. y Moors, E.J. (2010). Carbon exchange of a maize (*Zea mays L.*) crop: Influence of phenology. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139: 316 – 324.

- Jimenez, B., y Landa, H. (1998). Physico-chemical and bacteriological characterization of wastewater from Mexico City. *Water Science and Technology*, 37 (1): 1-8
- Jones, S.K., Famulari, D., Di Marco, C.F., Nemitz, E., Skiba, U.M., Rees, R.M. y Sutton, M.A. (2011). Nitrous oxide emissions from managed grassland: a comparison of eddy covariance and static chamber measurements. *Atmospheric Measurement Techniques*, 4: 2179-2194.
- Jueschke, E., Marschner, B., Tarchitzky, J. y Chen, Y. (2008). Effect of treated wastewater irrigation on the dissolved and soil organic carbon in Israeli soils. *Water Sci. Technol*, 57: 727-733.
- Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M. y van Loosdrecht, M.C.M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, 43: 4093-4103.
- Kiese, R., Hewett B., Graham, A. y Butterbach-Bahl, K. (2003). Seasonal variability of N₂O emissions and CH₄ uptake by tropical rainforest soils of Queensland, Australia. *Global Biogeochemistry*, 17: doi: 10.1029/2002GB002014.
- Klammler, G., y Frank, J. (2014). Determining water and nitrogen balances for beneficial management practices using lysimeters at Wagna test site (Austria). *Science of the Total Environment*, 499: 448-462.
- Kenward, M.G. (1987). A method for comparing profiles of repeated measurements. *Applied Statistics*, 36, 296e308.
- Keppler, F., Hamilton, J.T.G., Brass, M. y Rockmann, T. (2006). Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Nature*, 439: 187-191.
- Keraita, B., Jimenez, B. y Drechsel, P. (2008). Extent and implications of agricultural reuse of untreated, partly treated and diluted wastewater in

- developing countries. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 3, 58: 1-15.
- Knittel, K. y Boetius, A. (2009). Anaerobic Oxidation Methane: Progress with an Unknown Process. *Annual Review Microbiology*, 63:311-334.
- Koch, H., van Kessel, M.A.H.J. y Lückner, S. (2019). Complete nitrification: insight into ecophysiology of comammox Nitrospira. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 103: 177-189.
- Kool, D.M., Dolfing, J., Wrage, N., van Groenigen, J.W. (2011). Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 43: 174-178.
- Lado, M. y Ben-Hur, M. (2009). Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: a review. *Soil Tillage Res*, 106: 152-163.
- Lai, D.Y.F. (2009). Methane Dynamics in Northern Peatlands: A Review. *Pedosphere*, 19(4): 409-421.
- Lens, P. y Kuenen, J. (2001). The biological sulfur cycle: novel opportunities for environmental biotechnology. *Water Science and Technology*, 44 (8): 57e66
- LENNTECH. (2021). Biocidas: Tratamiento y purificación del agua. Disponible en: <https://www.lenntech.es/biocides.htm>.
- Levy, G.J. (2011). Impact of long-term irrigation with treated wastewater on soil-structure stability-the Israeli experience. *Isr. J. Plant Sci*, 59:95-104.
- Levy, P.E., Gray, A., Lesson, S.R., Gaiawyn, J., Kelly, M.P.C., Cooper, D.A., Dinsmore, K.J., Jones, S.K. y Sheppard, L.J. (2011). Quantification of uncertainty in trace gas fluxes measured by the static chamber method. *European Journal of Soil Science*, 62(6): 811-821. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2011.01403.x

- Li, J., Li, J., Gao, R., Wang, M., Yang, L., Wang, X., Zhang, L. y Peng, Y. (2018). A critical of one-stage anammox processes for treating industrial wastewater: Optimization strategies based on key functional microorganisms. *Biosource Technology*, 265: 498-505.
- Lin, L., Li, R., Yang, Z. y Li, X. (2017). Effect of coagulant on acidogenic fermentation of sludge from enhanced primary sedimentation for resource recovery: Comparison between FeCl_3 and PACl. *Chemical Engineering Journal*, 325: 681-689.
- Lin, S., Mackey, H.R., Hao, T., Guo, G., van Loosdrecht, M.C.M. y Chen, G. (2018). Biological sulfur oxidation in wastewater treatment: A review of emerging opportunities. *Water Research*, 143: 399-415.
- Liu, W., Xiao, H., Ma, H., Li, Y., Adyel, T.M. y Zhai, J. (2020). Reduction of methane emissions from manganese-rich constructed wetlands: Role of manganese-dependent anaerobic methane oxidation. *Chemical Engineering Journal*, 387. DOI: 10.1016/j.cej.2019.123402.
- Lu, Y. y Xu, H. (2014). Effects of Soil Temperature, Flooding and Organic Matter Addition on N_2O Emissions from a Soil of Hongze Lake Wetland, China. *Scientific World Journal*, 272684: DOI:10.1155/2014/272684.
- Luo, Y. y Zhou, X. (2006). Soil respiration and the environment. Academic Press. United States of America. Pp. 328.
- Lüneberg, K., Schneider, D., Siebe, C. y Rolf, D. (2018). Drylands soil bacterial community is affected by land use change and different irrigation practices in the Mezquital Valley, México. *Scientific Report*, 8:1413
- Mahfuzah, N.A., Khanif, Y.M., Radziah, O. y Khairuddin, A.R. (2017). Timing of nitrogen uptake pattern by maize using ^{15}N isotope technique at different growth stages. *Bangladesh Journal of Botany*, 46(1): 329-334.

- Madigan, M.T., Bender, K.S., Buckley, D.H., Sattley, W.M. y Stahl, D.A. (2018). *Brock Biology of Microorganisms*. Decimoquinta Edición. Pearson Education, Hudson Street, New York. pp. 1058.
- Maris, S.C., Teira-Esmatges, M.R., Arbónes, A. y Rufat, J. (2015). Effect of irrigation, nitrogen application, and nitrification inhibitor on nitrous oxide, carbon dioxide and methane emissions from an olive (*Olea europaea* L.) orchard. *Science of the Total Environment*, 538: 966-978.
- Masscheleyn, P.H., DeLaune, R.D. y Patrick Jr. W.H. (1993). Methane and nitrous oxide emissions from laboratory measurements of rice soil suspension: Effect of soil oxidation-reduction status. *Chemosphere*, 26 (1-4): 251-260. DOI: 10.1016/0045-6535(93)90426-6
- Master, Y., Laughlin, R.J., Shavit, U., Stevens, R.J. y Shaviv, A. (2003). Gaseous Nitrogen Emissions and Mineral Nitrogen Transformations as Affected by Reclaimed Effluent Application. *Journal of Environmental Quality*, 32: 1204 – 1211.
- 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. y Pinay, G. (2003). Biogeochemical hot spots and hot moments at the interfase of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 6: 301-312.
- McSwiney, C.P. y Robertson, G.P. (2005). Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. *Global Change Biology*, 11:1712-1719.
- Menyailo, O.V., Stepanov, A.L. y Umarov, M.M. (1997). The transformation of nitrous oxide by denitrifying bacteria in Solonchaks. *Eurasian Soil Sc*, 30 (2): 178-180.
- Meli, S., Porto, M., Belligno, A., Bufo, S.A., Mazzatura, A. y Scopa, A. (2002). Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and

microbiological soil parameters in a citrus orchard under mediterranean condition. *Science of the Total Environment*, 285: 69-77.

Millar, N., Urrea, A., Kahmark, K., Shcherbak, I., Robertson, G.P. y Ortiz-Monasterio, I. (2018). Nitrous oxide (N₂O) flux responds exponentially to nitrogen fertilizer in irrigated wheat in the Yaqui Valley, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 261: 125-132.

Mohanty, S. R., Bodelier, P. L. E., Floris, V. y Conrad, R. (2006). Differential effects of nitrogenous fertilizers on methane-consuming microbes in rice field and forest soils. *Applied Environmental Microbiology*, 72: 1346–1354

Nelson, P.N., y Ham, G.J. (2000). Exploring the response of sugar cane to sodic and saline conditions through natural variation in the field. *Field Crop Res*, 66(3): 245-255.

Nisbet, R.E.R., Fisher, R., Nimmo, R.H., Bendall, D.S., Crill, P.M., Gallego-Sala, A.V., Hornibrook, E.R.C., López-Juez, E., Lowry, D., Nisbet, P.B.R., Shuckburgh, E.F., Srisantharajah, S., Howe, C.J., y Nisbet, E.G. (2009). Emission of methane from plants. *Proceedings of the Royal Society Biology*, 276: 1347-1354.

Noh, N.J., Kuribayashi, M., Saitoh, T.M., Nakaji, T., Nakamura, M., Hiura, T., Muraoka, H. (2016). Responses of Soil, Heterotrophic, and Autotrophic Respiration to Experimental Open-Field Soil Warming in a Cool-Temperate Deciduous Forest. *Ecosystems*, 19: 504 – 520.

Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F. y Erasmi, S. (2016). Greenhouse gas emissions from soils-A review. *Chemie der Erde*, 76: 327-352.

Parravicini, V., Svardal, K. y Krampe, J. (2016). Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants. *Energy Procedia*, 97: 246-253.

- Pedersen, A.R., Petersen, S.O. y Schelde, K. (2010). A comprehensive approach to soil-atmosphere trace-gas flux estimation with static chambers. *European Journal of Soil Science*, 61: 888-902.
- Peyron, M., Bertora, C., Pelissetti, S., Said-Pullicino, D., Celi, L., Miniotti, E., Romani, M. y Sacco, D. (2016). Greenhouse gas emissions as affected by different water management practices in temperate rice paddies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 232: 17 – 28.
- Proyectos de México. (2019). Construcción, operación y mantenimiento de 21 plantas de tratamiento de aguas residuales, en el estado de México y la Ciudad de México. Consultado el 13 de febrero de 2019 en: https://www.proyectosmexico.gob.mx/proyecto_inversion/019-naicm-23-plantas-de-tratamiento-de-aguas-residuales/
- Qadir, M., Wichelns, D., Rashid-Sally, L., McCornick, P.G., Drechsel, P., Bahri, A., Minhas, P.S. (2010). The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management*, 97: 561-568.
- Rashid-Sally, L. y Jayakody, P. (2008). Drivers and Characteristics of Wastewater Agriculture in Developing Countries: Results from a Global Assessment. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. 35p (IWMI Research Report 127).
- Rehman, M.S.U., Rashid, N., Ashfaq, M., Saif, A., Ahmad, N., Han, J.I. (2015). Global risk of pharmaceutical contamination from highly populated developing countries. *Chemosphere*, 138: 1045-1055.
- Rey, A., Oyonarte, C., Morán-López, T., Raimundo, J. y Pergoraro, E. (2017). Changes in soil moisture predict soil carbon losses upon rewetting in a perennial semiarid steppe in SE Spain. *Geoderma*, 287: 135-146.
- Rietz, D.N. y Haynes, R.J. (2003). Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(6): 845-854.

- Rochette, P. y Eriksen-Hamel, N.S. (2008). Chamber Measurements of Soil Nitrous Oxide Flux: Are Absolute Values Reliable? *Soil Science Society of American Journal*, 72: 331-342.
- Rousk, J., Bááth, E. (2011). Growth of saprotrophic fungi and bacteria in soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 78: 17 – 30
- Rutkowski, T., Raschid-Sally, L. y 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., Chapela-Lara, M., Germán-Venegas, E., Fuentes-García, R., del Río-Portilla, F. y Siebe, C. (2017). Changes in quality and quantity of soil organic matter stocks resulting from wastewater irrigation in formerly forested land. *Geoderma*, 306: 99-107, doi:10.1016/j.geoderma.2017.07.009
- Schimel, J. (2000). Global change: Rice, microbes and methane. *Nature*. 403: 375–377.
- Schwenke, G.D., Herridge, D.F., Scheer, C., Rowlings, D.W., Haigh, B.M. y McMullen, K.G. (2016). Greenhouse gas (N₂O and CH₄) fluxes under nitrogen-fertilised dryland wheat and barley on subtropical Vertosols: risk, rainfall and alternatives. *Soil Research*, 54: 634 – 650.
- Serrano-Silva, N., Sarria-Guzmán, L., Dendooven, L. y Luna-Guido, M. (2014). Methanogenesis and Methanotrophy in Soil: A review. *Pedosphere*, 24(3): 292-307.
- Siebe, C. (1995). Heavy metal availability to plants in soils irrigated with wastewater from Mexico City. *Water Science and Technology*, 32: 29–34. doi: 10.1016/0273- 1223(96)00135-7
- Siebe, C. (1998). Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through long-term irrigation with untreated sewage effluent in Mexico. *Soil Use Management*, 14: 119-122.

- Siebe, C. y Cifuentes, E. (1995). Environmental impact of wastewater irrigation in central Mexico: an overview. *Journal of Environmental and Public Health*, 5: 161-173.
- Shcherbak, I. y Robertson, G.P. (2019). Nitrous Oxide (N₂O) Emissions from Subsurface Soils of Agricultural Ecosystems. *Ecosystems*, 22: 1650-1663.
- Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., Massheder, J. y Rey, A. (2003). Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*, 54(4): 779-791.
- Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., Massheder, J. y Rey, A. (2018). Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*, 69:10-20.
- Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L., y Fixen, P.E. (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133:247-266.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennet, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B. y Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347. DOI: 10.1126/science.1259855.
- Taiz, L., Zeiger, E. (2010). *Plant Physiology*. Quinta edición. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts U.S.A. Pp.672.
- Thangarajan, R., Kunhikrishnan, A., Seshadri, B., Bolan, N.S. y Naidu, R. (2012). Greenhouse gas emission from wastewater irrigated soils. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 168: 225-236.

- Tumendelger, A., Alshboul, Z. y Lorke, A. (2019). Methane and nitrous oxide emission from different treatment units of municipal wastewater treatment plants in Southwest Germany. *PLoS ONE*, 14(1): e0209763.
- UGT. Umwelt-Geräte-Technik GmbH. (2020). What are lysimeter? Consultado el 7 de junio de 2020 en: <https://www.ugt-online.de/en/products/lysimeter/about-lysimeter/>
- van Kessel, M.A.H.J., Stultiens, K., Slegers, M.F.W., Guerrero Cruz, S., Jetten, M.S.M., Kartal, B. y Op den Camp, H.J.M. (2018). Current perspectives on the application of N-DAMO and ANAMMOX in wastewater treatment. *Current opinion in Biotechnology*, 50: 222-227.
- Venterea, R.T. (2013). Theoretical comparison of advanced methods for calculating nitrous oxide fluxes using non-steady state chambers. *Soil Science Society of American Journal*, 77: 709-720.
- Venterea, R.T., Peterson, S.O., de Klein, C.A.M., Pedersen, A.R., Noble, A.D.L., Rees, R.M., Gamble, J.D. y Parkin, T.B. (2020). Global Research Alliance N₂O chamber methodology guidelines: Flux Calculations. *Journal of Environmental Quality*, 49: 1141-1155.
- Wagner, D. (2017). Effect of varying soil water potentials on methanogenesis in aerated marshland soils. *Scientific Reports*, 7: 14706: DOI:10.1038/s41598-017-14980-y
- Wang, L., Meng, Y., Chen, G., Liu, X. y Chen., Y. (2019). Impact of maize growth on N₂O emission from farmland soil. *Plant, Soil and Environment*, 65(4): 218-224.
- Wang, C., Amon, B., Schulz, K. y Mehdi, B. (2021). Factors That Influence Nitrous Oxide Emissions from Agricultural Soils as Well as Their representation in Simulation Models: A Review. *Agronomy*, 11: 770.

- Wang, L., Meng, Y., Chen, G., Liu, X., Wang, L. y Chen, Y. (2019b). Impact of maize growth on N₂O emission from farmland soil. *Plant, Soil and Environment*, 65 (4): 218 – 224.
- Wang, D., Yu, X., Jia, G., Qin, W. y Shan, Z. (2019c). Variations in Soil Respiration at Different Soil Depths and Its Influencing Factors in Forest Ecosystems in the Mountainous Area of North China. *Forests*, 10: 1081: doi:10.3390/f10121081
- Wang, Y., Yang, P., Ren, S., He, X., Wei, C., Wang, S., Xu, Y., Xu, Z., Zhang, Y. e Ismail, H. (2019). CO₂ y N₂O Emissions from Spring Maize Soil under Alternate Irrigation between Saline Water and Groundwater in Hetao Irrigation District of Inner Mongolia, China. *International Journal of Environmental research and Public Health*, 16: 2669. doi:10.3390/ijerph16152669
- Webster, R. y Lark, R.M. (2018). Analysis of variance in soil research: let the analysis fit the design. *European Journal of Soil Science*, 69: 126 – 139.
- Wei, Q., Xu, J., Yang, S., Liao, L., Jin, G., Li, Y. y Hameed, F. (2018). Subsurface watering resulted in reduced soil N₂O and CO₂ emissions and their global warming potentials than surface watering. *Atmospheric Environment*, 173: 248 – 255.
- Weil, R.R. y Brady, N.C. (2017). *The Nature and Properties of Soils*. Decimoquinta edición. Pearson Education. 1104 p.
- Wood, T.E., Cavaleri, M.A., Reed, S.C. (2012). Tropical forest carbon balance in a warmer world: a critical review spanning microbial- to ecosystem-scale processes. *Biological Reviews*, 87: 912 – 927.
- Wood, T.E., Detto, M., Silver, W.L. (2013). Sensitivity of Soil Respiration to Variability in Soil Moisture and Temperature in a Humid Tropical Forest. *PLOS ONE*, 8(12): 1 – 8.

- Wrang, N., Lauf, J., del Prado, A., Pinto, M., Pietrzak, S., Yamulki, S., Oenema, O. y Gebauer, G. (2004). Distinguishing sources of N₂O in European grasslands by stable isotope analysis. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 18: 1201-1207.
- Wu, M.L., Ettwig, K., Jetten, M.S.M., Strous, M., Keltjens, J.T. y van Niftrik, L. (2011). A new intra-aerobic metabolism in the nitrite-dependent anaerobic methane-oxidizing bacterium *Candidatus "Methyloirabilis oxyfera"*. *Biochemical Society Transactions*, 39: 243-248.
- Xu, Y., Zhan, M., Cao, C., Tian, S., Ge, J., Li, S., Wang, M. y Yuan, G. (2016). Improved water management to reduce greenhouse gas emissions in no-till rapeseed-rice rotations in Central China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221: 87-98.
- Xu, S., Hou, P., Xue, L., Wang, S. y Yang, L. (2017). Treated domestic sewage irrigation significantly decreased the CH₄, N₂O and NH₃ emissions from paddy fields with straw incorporation. *Atmospheric Environment*, 169: 1-10.
- Xu, J., Wei, Q., Yang, S., Liao, L., Qi, Z. y Wang, W. (2018). Soil degassing during watering: An overlooked soil N₂O emission process. *Environmental Pollution*, 242: 257 – 263.
- Xue, Y., Yang, P., Luo, Y., Li, Y., Ren, S., Su, Y. y Niu, Y. (2012). Characteristics and Driven Factors of Nitrous Oxide and Carbon Dioxide Emissions in Soil Irrigated with Treated Wastewater. *Journal of Integrative Agriculture*, 11(8): 1354-1364.
- Yang, L., Cai, Z. y Qi, S. (2007). Effects of maize (*Zea mays* L.) growth and photosynthesis on $\delta^{13}\text{C}$ in soil respiration. *Frontiers of Agriculture in China*, 1(4): 405-410.
- Yang-dong, X., Pei-ling, Y., Yuan-pej, L., Yun-kai, Li, Shu-mei, Ren, Yan-Ping, Su y Yong-tao. (2012). Characteristics and Driven Factors of Nitrous Oxide and

Carbon Dioxide Emissions in Soil Irrigated with Treated Wastewater. *Journal of Integrative Agriculture*, 11(8): 1354-1364.

Yemadje, P.L., Chevallier, T., Guibert, H., Bertrand, I. y Bernoux, M. (2016). Wetting-drying cycles do not increase organic carbon and nitrogen mineralization in soils with straw amendment, *Geoderma*. 304: 68-75.

Yu, K. y Patrick, W.H. (2003). Redox range with minimum nitrous oxide and methane production in a rice soil under different pH. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 1952–1958.

Zhang, X., Wu, L., Sun, N., Ding, X., Li, J., Wang, B. y Li, D. (2014). Soil CO₂ and N₂O Emissions in Maize Growing Season Under Different Fertilizer Regimes in an Upland Red Soil Region of South China. *Journal of Integrative Agriculture*, 13(3): 604-614.

Zhang, W., Zhou, G.W., Li, Q., Liao, N., Gou, H.J., Min, W., Ma, L.J. y Hou, Z.A. (2016). Saline water irrigation stimulates N₂O emission from a drip-irrigated cotton field. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil Plant Science*, 66(2): 141-152.

Zhang, L., Song, L., Wang, B., Shao, H., Zhang, L. y Qin, X. (2018). Co-effects of salinity and moisture on CO₂ and N₂O emissions of laboratory-incubated salt-affected soils from different vegetation types. *Geoderma*, 332: 109-120.

Zimmermann, M., Davies, K., Peña de Zimmermann, V.T.V., Bird, M.I. (2015). Impact of temperature and moisture on heterotrophic soil respiration along a moist tropical forest gradient in Australia. *Soil Research*, 53, 286 – 297.

Anexo 1.- Modelos lineales y no-lineales para cuantificar GEI:

Existen diversos modelos lineales y no lineales para la estimación de los flujos de gas (Tabla A1). A pesar de las diferencias, todos los modelos buscan describir un patrón temporal esperado de la concentración del gas de interés en la cámara. El procedimiento habitual, es ajustar los datos obtenidos de la concentración del gas en cuestión a un modelo dado, con la finalidad de estimar la pendiente a partir del cambio de la concentración con respecto al tiempo:

$$\left(\frac{dC_c}{dt}\right)$$

Donde dC_c es el cambio en la concentración del gas y dt es el cambio del tiempo. Una vez definida la pendiente, el flujo de gas (f_c) puede estimarse con la siguiente fórmula:

$$f_c = H\left(\frac{dC_c}{dt}\right)$$

Donde H es la relación entre el volumen de la cámara y el área de la superficie en contacto con el suelo.

De acuerdo a Venterea y colaboradores (2020), los modelos para cuantificar flujos de gas pueden clasificarse en empíricos, si carecen de una base teórica, o en modelos teóricos si se basan en la teoría de difusión de gases. Actualmente, no existe un modelo y/o metodología estándar que pueda ajustarse a todas las condiciones, lo cual dificulta la comparación de resultados, así como la calidad y confiabilidad de los mismos (Oertel et al., 2016) porque se ha observado que los diferentes modelos pueden producir resultados diferentes a partir del mismo conjunto de datos (Levy et al., 2011).

Tabla A1.- Principales ventajas y desventajas de los modelos más utilizados para la cuantificación de flujos de GEI.

Modelo	Ventajas	Desventajas
Regresión lineal	<ul style="list-style-type: none"> - Modelo computacional más sencillo: $C_c = a_{LR} + b_{LR}t$ <p>Donde C_c corresponde a la concentración del gas en cuestión, t es el tiempo y a_{LR} y b_{LR} son la ordenada al origen y la pendiente, respectivamente.</p> - Menos sensible a los errores aleatorios derivados de la medición – depende del diseño de la cámara, el tiempo de cierre de la misma, las propiedades del suelo (porosidad, densidad aparente) y la magnitud del flujo. - Aplicable con pocas muestras ($n \geq 3$; permite suficientes grados de libertad para determinar intervalos de confianza y errores estándar). - Utiliza el valor de correlación como valor de significancia; se asume un flujo cuando el r^2 se acerca a 1 ($r^2 \geq 0.8$) 	<ul style="list-style-type: none"> - Considerado un modelo empírico, ya que carece de una base teórica. - Modelo con mayor sesgo negativo; tiende a subestimar los flujos. - El uso del coeficiente de correlación carece de sustento teórico, ya que se espera que los flujos se comporten de manera no lineal durante el cierre de la cámara. Se ha observado una subestimación del 25% del flujo aún con datos con coeficiente de correlación $r^2 > 0.997$ (Conen y Smith, 2000).
Regresión cuadrática	<ul style="list-style-type: none"> - Utiliza un polinomio de segundo orden como base: $C_c = a_{QR}t^2 + b_{QR}t + C_{QR}$ <p>Donde a_{QR}, b_{QR} y C_{QR} son los coeficientes de regresión.</p> 	<ul style="list-style-type: none"> - Considerado un modelo empírico, ya que carece de una base teórica. - Subestima los flujos en relación al modelo lineal debido a la “curvatura hacia arriba”. - Genera un sesgo promedio mayor al obtenido con el modelo HMR.

Modelo	Ventajas	Desventajas
	<ul style="list-style-type: none"> - Crea un sesgo promedio menor que el modelo lineal. - Moderadamente sensible a los errores derivados de las mediciones. - Puede aplicarse mediante una hoja de cálculo (por ejemplo, función <i>LINEST</i> en Microsoft Excel). Si $n \geq 4$, <i>LINEST</i> genera parámetros estadísticos como r^2 y el error estándar. 	<ul style="list-style-type: none"> - Requiere una $n \geq 4$ para que la determinación del error estándar y/o intervalos de confianza de las estimaciones sea matemáticamente factible.
Regresión cuadrática restringida	<ul style="list-style-type: none"> - Similar al modelo cuadrático - Moderadamente sensible al error de medición. - Puede aplicarse mediante una hoja de cálculo (por ejemplo, función <i>LINEST</i> en Microsoft Excel). - Cuando $2a_{QR} > 0$, el modelo se reajusta a un modelo lineal, ya que evita la subestimación generada por la “curvatura hacia arriba” de la curva. . 	<ul style="list-style-type: none"> - Considerado un modelo empírico, ya que carece de una base teórica. - Genera un sesgo promedio mayor al obtenido con el modelo HMR - Requiere una $n \geq 4$ para que la determinación del error estándar y/o intervalos de confianza de las estimaciones sea matemáticamente factible.
Regresión de Hutchinson-Mosier (HMR)	<ul style="list-style-type: none"> - Se basa en la teoría de difusión de gases. Es un modelo comúnmente utilizado en las mediciones de CH_4 y N_2O. - Supuestos: <ul style="list-style-type: none"> 1) No hay absorción biológica. 2) El flujo es constante a lo largo del perfil del suelo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Más sensible ante los errores aleatorios de medición en relación a los modelos lineales y cuadráticos, especialmente en flujos pequeños. - Puede sobreestimar los flujos - Requiere una $n \geq 4$ para que la determinación del error estándar y/o

Modelo	Ventajas	Desventajas
	<p>3) Considera flujos laterales y posibles fugas.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Con base en los supuestos, utiliza la primera ley de Fick para describir la difusión: $C(t) = \phi + f_0 \frac{\exp(-K t)}{-K h}$ <p>Donde C(t) es la concentración del gas al tiempo t, ϕ es la fuente de concentración constante a una profundidad dada; f_0 es el flujo inicial al tiempo cero; K (kappa) es el parámetro no lineal (debe ser mayor a 0 y se estima mediante el método de mínimos cuadrados ordinarios para $-\infty < f_0 < \infty$; t es el tiempo de cierre de la cámara y h es la altura de la cámara.</p> - Puede aplicarse de forma interactiva en un paquete de R (R Package “Gasfluxes”, Fuss, Hüppi y Petersen, 2020). El modelo deja que el investigador decida qué modelo es el adecuado. - Provee intervalos de confianza y el error estándar 	<p>intervalos de confianza de las estimaciones sea matemáticamente factible.</p>
<p>Estimador de flujo difusivo en estado no estacionario (NDFE)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Se basa en la teoría de difusión de gases. - Supuestos: <ol style="list-style-type: none"> 1) El transporte del gas está limitado a la difusión unidimensional 2) No hay absorción biológica 	<ul style="list-style-type: none"> - Puede devolver diferentes valores de f_0 para el mismo conjunto de datos y producir sobrestimaciones de los flujos en relación a los otros modelos. - Es más sensible a los errores de medición

Modelo	Ventajas	Desventajas
	<p>3) La difusividad suelo-gas es constante con la profundidad.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Se basa en la segunda ley de Fick: $C_c(t) = C_0 + \frac{f_0\tau}{H} \left[\frac{2}{\sqrt{\pi}} \sqrt{\frac{t}{\tau}} + \exp\left(\frac{t}{\tau}\right) \operatorname{erfc}\left(\sqrt{\frac{t}{\tau}}\right) - 1 \right]$ <p>Donde la concentración de la cámara en un momento dado es una función de la concentración de la cámara en t=0(C₀), así como de f₀, H y τ. En teoría τ corresponde a una función de las propiedades del suelo que incluyen la densidad aparente, la porosidad y el contenido de agua. C₀(0) y f₀ son coeficientes de regresión.</p>	<p>que los otros modelos no lineales.</p> <ul style="list-style-type: none"> - No es un modelo muy utilizado y recomendado. Fue sustituido por el modelo CBC. - Requiere una n≥4 para que la determinación del error estándar y/o intervalos de confianza de las estimaciones sea matemáticamente factible.
Corrección de sesgo de cámara (CBC)	<ul style="list-style-type: none"> - Se basa en la teoría del NDFE pero evita los sesgos del efecto de la cámara. El método CBC restringe las estimaciones de flujo eliminando el término τ, en cambio, estima su valor con base en las propiedades del suelo. Dicho valor es utilizado para calcular un factor de corrección que se aplica a las estimaciones de flujo obtenidas por un modelo primario adicional (se combinar con el modelo lineal, cuadrático o HMR) - Compensa los residuales resultantes del efecto de la cámara - Puede aplicarse con una hoja de cálculo 	<ul style="list-style-type: none"> - Requiere muestras de suelo. - Los datos referentes a las propiedades del suelo pueden introducir fuentes de error adicionales. - Requiere una n≥4 para que la determinación del error estándar y/o intervalos de confianza de las estimaciones sea matemáticamente factible.

(Modificado de Venterea et al., 2020 con base en Hüppi et al., 2017; Pedersen, Petersen y Schelde, 2010; Ventere, 2013)

Anexo 2.- Equipo de medición – Lisímetros:

Se instalaron seis lisímetros de peso (UGT – Novel Lysimeter-Techniques; Fig. A1) con las siguientes características:

- Dimensión: 1 m de profundidad, 1.13 m² de superficie.
- Cápsulas de succión: para analizar la calidad del agua de la matriz del suelo se instalaron cápsulas de succión a 20, 50 y 80 cm de profundidad.
- Humedad del suelo: Se instalaron sensores de humedad (SMT100 – UGT) con un rango de precisión de 0 – 60 ± 3% de humedad a 20, 50 y 80 cm de profundidad.
- Tensiómetros: con la finalidad de conocer el cabezal hidráulico, se instalaron tensiómetros con un rango de medición entre -20 y +89 kPa (± 0.3 kPa) a 20, 50 y 80 cm de profundidad (Tensio 160; Lysimeter tensiometer – UGT).
- Sensores de temperatura: instalados a 20, 50 y 80 cm de profundidad. El rango de precisión es de -40 a +80 °C (± 0.2 °C).
- Sensores de potencial redox: instalados a 20, 50 y 80 cm de profundidad. Adicionalmente, se instaló un electrodo de referencia a 80 cm de profundidad.
- Condición frontera: la parte inferior del lisímetro está diseñada como una condición frontera potencial definida, donde el agua de percolación es aspirada por cápsulas de succión. La tensión se aplica mediante una bomba de vacío.
- Sistema de pesaje muy preciso: para medir los cambios de masa del lisímetro, el monolito se encuentra situado en tres celdas de pesaje (básculas) de alta precisión (clase C3/C6 de precisión; Digital weighing monitor UGT WM 100 –UGT; resolución de 100 g).
- Cucharón basculante: con la finalidad de determinar el agua de percolación se instaló un cucharón basculante, el cual está calibrado para registrar la salida de cada 100 ml de agua. De cada 100 ml de agua se separa de

forma automática 1 ml en un envase separado que corresponde a una muestra compuesta del agua de percolación.

El intervalo de medición de los sensores es de cinco minutos; los valores son registrados con ayuda de un datalogger.

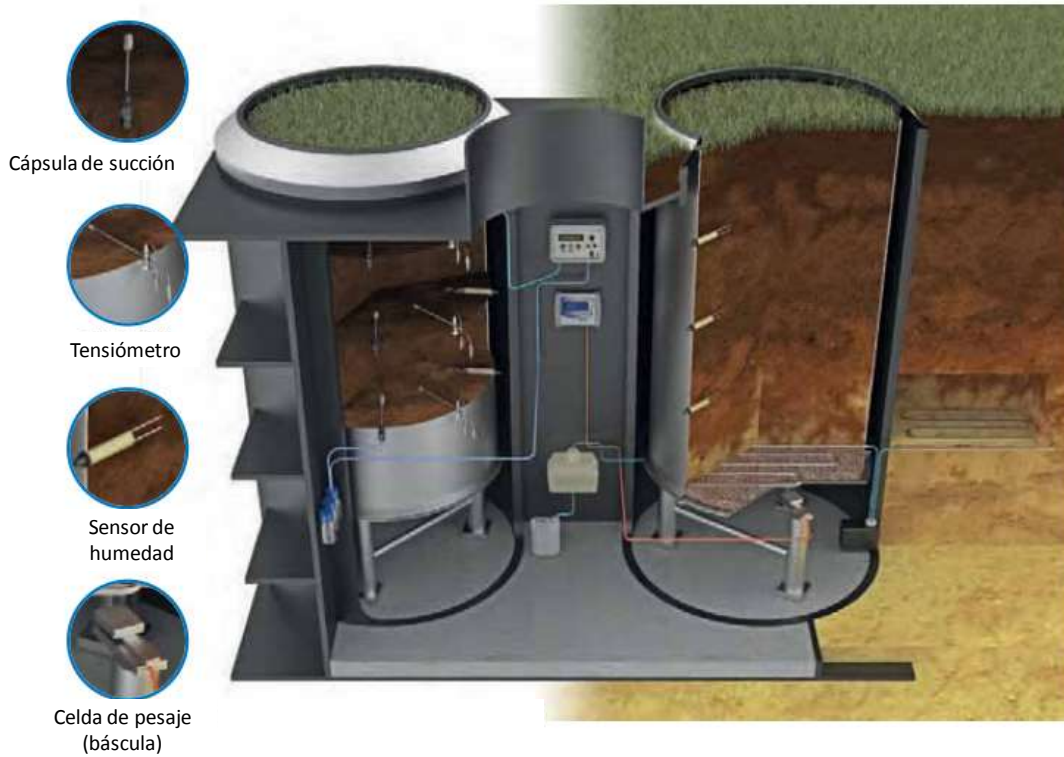


Figura A1.- Representación esquemática de un lisímetro-UGT con sistema de pesaje de alta precisión (Imagen tomada de www.ugt-online.de)

Anexo 3.- Descripción edafo-ecológica de los perfiles de suelo

Sitio de estudio: Rancho Las Palmas, Valle del Mezquital

La descripción de los perfiles se realizó con ayuda del Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en campo (Siebe et al., 2016).

Perfil 1: Lisímetro 1

Información acerca de la localidad

- a. Número del perfil: 1.
- b. Nombre del sitio: Parcela Las Palmas, Tlahuelilpan, Valle del Mezquital, Hidalgo.
- d. Clasificación del suelo (WRB, 2015): Chernic Irragric Vertic Phaeozem (clayic)
- e. Fecha de la descripción: 31 de marzo del 2019
- f. Autor: Dra. Lucy Mora, Ceres Pérez Vargas, Carla Hudler Schimpf
- g. Localización:
Coordenadas UTM (m): (x) 0477623, (y) 2225517.
- h. Altitud: 2082 msnm
- i. Forma del terreno:
Posición fisiográfica: ladera convexa-convexa (VV)
Forma del terreno circundante: base aluvial de piedemonte, modificado para uso agrícola (nivelación del suelo)
- j. Pendiente: ~2° (casi plano-ligeramente inclinado)
- k. Uso del suelo o vegetación: Parcela agrícola con rotación de cultivos (maíz, alfalfa, pasto y avena). Al momento de la descripción, el suelo se encontraba cubierto con pasto.
- l. Clima: semiárido frío (BSk; clasificación climática de Köppen)
Precipitación media anual: 400-700 mm
La temperatura media anual es de 16-18 °C

II Información general acerca del suelo

- a. Material parental: Toba basáltica intemperizada (tepetate)
- b. Drenaje natural: bueno
- c. Condiciones de humedad en el perfil: predomina una humedad actual del tipo seca a fresca (pF: 4 - 3), a excepción del horizonte superficial que presentó una humedad actual de tipo muy seca (pF: 5).
- d. Profundidad al manto freático: 13 a 25 m; no hay rasgos que indiquen influencia sobre el perfil.
- e. Presencia de rocas superficiales: No se observaron rocas en superficie.
- f. Evidencia de erosión: erosión en surcos.

- g. Presencia de sales o soda: carbonatos de calcio (CaCO_3) en los horizontes más profundos
- h. Influencia humana: alta; el sitio es utilizado para uso agrícola. Se llevan a cabo riegos por inundación cada 28 días (aproximadamente) y el suelo es arado previo a la siembra.


III. Descripción breve del perfil:

Perfil muy profundo (150 cm), de color gris muy oscuro con un horizonte superficial de color negro. El límite de los horizontes es claro y uniforme. Predomina una textura arcillosa a franco-arcillosa y una estructura angular en bloques gruesa de grado fuerte que rompe en angular en bloques gruesa de grado moderado. Perfil de porosidad alta en el que dominan los poros comunes de tipo tubular e intersticial finos. Presencia de raíces alta y valores de densidad aparente bajos a lo largo de todo el perfil. Presenta una baja pedregosidad, la cual se restringe a los horizontes más profundos. El perfil presentó una alta estabilidad de agregados en los horizontes superficiales donde el contenido de materia orgánica es alto. En general, el perfil presenta una capacidad de campo muy alta, una capacidad de agua disponible muy alta, una capacidad de intercambio catiónico de alta a muy alta, un contenido de bases intercambiables muy alto y un contenido de nutrientes esenciales para las plantas (P_{dis} y N_{dis}) en formas biodisponibles de medio a alto.

Ap	0-15cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura arcillosa, contenido alto de materia orgánica (3.95 %), ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl_2), contenido de humedad bajo (muy seco; pF 5), se observan grietas de expansión y contracción, estructura granular en bloques gruesa de grado fuerte que rompe en subangular en bloques gruesa de grado moderado; estabilidad de agregados muy alta y densidad aparente baja de 1.06 g/cm^3 , poros comunes de tipo tubular muy finos; densidad de raíces alta, límite claro e irregular, no presenta pedregosidad (0%), sin presencia de CaCO_3 .
Ah1	15-45cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura arcillosa, contenido de materia orgánica moderado (2.5 %), ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl_2), contenido de humedad medio al momento de la evaluación (seco; pF 4), estructura angular en bloques muy gruesa que rompe en angular en bloques gruesa-fina de grado fuerte; estabilidad de agregados muy alta, poros comunes de tipo intersticial muy finos y pocos tubulares finos;

		alta densidad de raíces, densidad aparente baja 1.03 g/cm ³ , límite claro e irregular, sin presencia de rocas (pedregosidad: 0%); sin reacción a la prueba de CaCO ₃ .
Ah2	45-71cm	El horizonte es de color gris muy oscuro en húmedo (7.5YR 3/1) y presenta una textura arcillosa a franco-arcillosa. Contenido de materia orgánica medio (1.48 %), pH neutro (pH 7.0 en CaCl ₂), un contenido de humedad de bajo-medio (seco/fresco; pF 3.5), estructura angular en bloques que rompe en angular en bloques de tamaño grueso y grado moderado;; estabilidad de agregadosalta, poros comunes de tipo vesicular muy finos y de comunes a pocos finos y muy finos de tipo tubular, pedregosidad del 0%, sin presencia de CaCO ₃ , alta densidad de raíces, densidad aparente baja 1.05 g/cm ³
Ah3	71-89cm	Color gris muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1), textura franco-arcillosa, pH neutro (pH 7.0 en CaCl ₂), contenido de humedad bajo a medio (seco/fresca; pF 3.5), estructura angular angular en bloques de tamaño grueso a medio de grado débil, estabilidad de agregados baja, poros comunes finos y pocos muy finos de tipo tubular, densidad de raíces media, densidad aparente 1.04 g/cm ³ , 0.5-2 % de CaCO ₃ , sin pedregosidad (0 %).
Ah4	89-133cm	Color gris muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1), textura franco-arcillosa, pH neutro (pH 7.0 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura laminar gruesa de grado débil-moderado, estabilidad de agregados baja, poros comunes de tipo intersticial finos, densidad aparente 1.097 g/cm ³ , densidad de raíces baja, 0-0.5 % de CaCO ₃ , sin pedregosidad (0 %).
C	133/150cm	Color café en húmedo (7.5 YR 4/3), textura franca/franco-limoso-fino/franco-arcillo-limoso, pH neutro (pH 7.0 en CaCl ₂), contenido de humedad bajo a medio (seco/fresca; pF 3.5), estructura masiva y subangular en bloques de grado débil, estabilidad de agregados muy baja, poros comunes muy finos de tipo intersticial y tubular y pocos finos tubulares, densidad de raíces baja, densidad aparente 1.016 g/cm ³ , 0-0.5 % de CaCO ₃ , 2-3 % de pedregosidad (cantos medianos).

Tabla A2.- Evaluación Edafo-Ecológica del perfil correspondiente al lisímetro 1

Perfil L1		
	Chernic Irragric Vertic Phaeozem (clayic)	
	0-15 Cm	Ap R+, 3.95% MO, DA: 1.06 g/cm ³ ; G-SAB, pH: 6.5, densidad de raíces muy alta
	15-45 cm	Ah1 R, 2.5% MO, DA: 1.03 g/cm ³ ; AB, pH: 6.5, densidad de raíces alta
	45-71 cm	Ah2 R-((CR)), 1.48% MO, DA: 1.05 g/cm ³ ; AB, pH: 7, densidad de raíces alta
	71-89 cm	Ah3 (CR)-R, DA: 1.2% MO, 1.04g/cm ³ ; AB-SAB, pH: 7, 0.5-2% CaCO ₃ , densidad de raíces media
	89-133 cm	Ah4 CR, DA: 1.12% MO, 1.1g/cm ³ ; SAB, pH: 7, 0.5% CaCO ₃ , densidad de raíces baja
	133-150 cm	C C-Clf-CRL, DA: 1.02g/cm ³ ; masivo-SAB, pH: 7, 0.5% CaCO ₃ , 2-3% pedregosidad, densidad de raíces baja
Profundidad del perfil	150 cm	
Profundidad fisiológica	133 cm	
CA (Ah)	4.5 % (bajo)	
dCC	267 L/m ² (muy alta)	
CC	758 L/m ² (muy alta)	
Kf	40-300 cm/día (alta-extremadamente alta)	
BI	521 mol _c /m ² (muy alta)	
Nt	0.9 kg/m ² (media-alta)	
Nd	4.5 g/m ² (medio-alta)	
Pmo	180 g/m ² (alta)	
pH	7	

Interpretación de las características del suelo:

Procesos pedogenéticos dominantes:

El perfil se desarrolló a partir de toba basáltica, el cual muestra evidencias de intemperismo profundo. El perfil presenta una acumulación de materia orgánica en los primeros dos horizontes (0-45 cm de profundidad), así como un color negro y una estructura de tipo granular y angular en bloques. El pH entre 6.5 y 7 sugiere una saturación de bases mayor o igual al 80%. De tal manera, que dichos horizontes conforman un horizonte móllico.

La coloración oscura (7.5YR 2.5/1 en superficie y 7.5YR 3/1 en profundidad) a lo largo del perfil se asocia al mezclado de los horizontes superficiales ricos en materia orgánica con los horizontes profundos debido a los procesos de expansión y contracción ocasionados por el alto contenido de esmectitas en el suelo (peloturbación). El alto contenido de esmectitas se definió a partir de la presencia de grietas de expansión y contracción observadas en superficie.

La clasificación como Chernic Irragric Vertic Phaeozem (clayic) se basó principalmente en el espesor, el color, el alto contenido de materia orgánica, la estructura angular en bloques, así como en la práctica agrícola dominante que es el riego por inundación con aguas residuales.

Características ecológicas:

El suelo del perfil tiene una conductividad hidráulica de alta a muy alta, lo que en conjunto con valores de densidad aparente bajos y una textura predominantemente arcillosa y franco-arcillosa, le confiere una capacidad de drenaje buena. La estructura de tipo angular y subangular en bloques le confieren un potencial para almacén de carbono alto. Aunado a esto, el alto contenido de esmectitas promueve el movimiento de materia orgánica a los horizontes más profundos, lo que potencia el almacenamiento de C en profundidad. El perfil cuenta con una alta densidad de raíces a lo largo del perfil; únicamente se ve limitada ante la estructura de tipo masiva en el horizonte más profundo.

El suelo posee una alta capacidad de campo así como un nivel de retención de agua alto y un alto contenido de materia orgánica, de tal forma, que posee un potencial para uso agrícola alto. Adicionalmente, el suelo cuenta con valores de pH buenos (6.5-7) para el desarrollo de diversos cultivos, así como un porcentaje mínimo de pedregosidad.

Debido al alto contenido de texturas finas, el suelo posee un alto potencial filtro-amortiguador. Por lo anterior y su capacidad de drenaje buena, se considera que el suelo tiene un potencial alto para recarga del acuífero.

Perfil 2: Lisímetro 2

Información acerca de la localidad

- a. Número del perfil: 2
- b. Nombre del sitio: Rancho Las Palmas, Tlahuelilpan, Valle del Mezquital, Hidalgo.
- d. Clasificación del suelo (WRB, 2015): Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic).
- e. Fecha de la descripción: 31 de marzo del 2019
- f. Autor: Dra. Lucy Mora, Ceres Pérez Vargas, Carla Hudler Schimpf
- g. Localización:
Coordenadas UTM (m): (x) 0477623, (y) 2225517.
- h. Altitud: 2082 msnm
- i. Forma del terreno:
Posición fisiográfica: ladera convexa-convexa (VV)
Forma del terreno circundante: base aluvial de piedemonte, modificado para uso agrícola (nivelación del suelo)
- j. Pendiente: ~2° (casi plano-ligeramente inclinado)
- k. Uso del suelo o vegetación: Parcela agrícola con rotación de cultivos (maíz, alfalfa, pasto y avena). Al momento de la descripción, el suelo se encontraba cubierto con pasto.
- l. Clima: semiárido frío (BSk; clasificación climática de Köppen)
Precipitación media anual: 400-700 mm
La temperatura media anual es de 16-18 °C

II Información general acerca del suelo

- a. Material parental: Toba basáltica intemperizada (tepetate)
- b. Drenaje natural: bueno
- c. Condiciones de humedad en el perfil: predomina una humedad actual del tipo seca a fresca (pF: 4 – 3).
- d. Profundidad al manto freático: 13 a 25 m; no hay rasgos que indiquen influencia sobre el perfil.
- e. Presencia de rocas superficiales: No se observaron rocas en superficie.
- f. Evidencia de erosión: erosión en surcos.
- g. Presencia de sales o soda: carbonatos de calcio (CaCO₃) en los horizontes más profundos
- h. Influencia humana: alta; el sitio es utilizado para uso agrícola. Se llevan a cabo riegos por inundación cada 28 días (aproximadamente) y el suelo es arado previo a la siembra.

III. Descripción breve del perfil:

Perfil muy profundo (150 cm), de color negro y alto contenido de materia orgánica. El límite de los horizontes es claro y en algunos casos abrupto. Predomina una textura arcillosa en superficie y franco-arcillosa en profundidad, una estructura angular en bloques gruesa de grado fuerte que rompe en angular en bloques gruesa de grado moderado. Perfil de porosidad alta en el que dominan los poros comunes de tipo tubular e intersticial finos. Presencia de raíces alta en superficie y valores de densidad aparente bajos a lo largo de todo el perfil. Carece de pedregosidad y el contenido de CaCO_3 es bajo y se limita a los horizontes profundos. El perfil presenta una capacidad de campo muy alta, una capacidad de agua disponible muy alta, una capacidad de intercambio catiónico de alta a muy alta, un contenido de bases intercambiables muy alto y un contenido de nutrientes esenciales para las plantas (P_{dis} y N_{dis}) en formas biodisponibles de medio.

Ap	0-10cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura arcillosa, contenido alto de materia orgánica (4.2 %), ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl_2), contenido de humedad bajo al momento de la descripción (seco; pF 4), se observan grietas de expansión y contracción en superficie, estructura subangular en bloques gruesa y muy gruesa de grado muy fuerte; estabilidad de agregados alta, densidad aparente baja de 0.94 g/cm^3 , poros comunes de tipo tubular muy finos e intersticiales finos; densidad de raíces alta, límite claro, no presenta pedregosidad (0 %), sin presencia de CaCO_3 .
Ah1	10-28cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-arcillosa, contenido de materia orgánica moderado-alto (3.18 %), ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl_2), un contenido de humedad de bajo-medio (seco/fresco; pF 3.5), estructura angular en bloques muy gruesa que rompe en angular en bloques gruesa de grado fuerte; estabilidad de agregados muy alta, poros comunes de tipo tubular fino y pocos de tipo intersticial fino; alta densidad de raíces, densidad aparente baja 0.98 g/cm^3 , límite abrupto, sin presencia de rocas (pedregosidad: 0 %); sin reacción a la prueba de CaCO_3 .
Ah2	28-52cm	El horizonte es de color negro en húmedo (7.5YR 2.5/1) y presenta una textura franco-arcillosa. Contenido de materia orgánica medio (2.12 %), pH ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl_2), un contenido de humedad de bajo-medio (seco/fresco;

		pF 3.5), estructura angular en bloques que rompe en angular en bloques de tamaño grueso y mediano de grado moderado, estabilidad de agregados muy alta, poros comunes de tipo tubular muy finos y muy pocos de tipo intersticial fino, densidad aparente baja 1.01 g/cm ³ , densidad de raíces alta, pedregosidad del 0 %, sin presencia de CaCO ₃ , límite difuso.
Ah3	52-82cm	Color café muy oscuro en húmedo (7.5 YR 2.5/2), textura franco-arcillosa, pH ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl ₂), contenido de humedad bajo a medio (seco/fresca; pF 3.5), estructura angular en bloques de tamaño grueso de grado medio que rompe en angular en bloques de tamaño medio de grado débil, estabilidad de agregados media, poros comunes muy finos de tipo tubular y muy pocos finos de tipo intersticial, densidad de raíces media, densidad aparente baja 0.99 g/cm ³ , 0.5-2 % de CaCO ₃ , sin pedregosidad (0 %), límite difuso.
Ah4	82-115cm	Color gris muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1), textura franco-arcillosa, pH ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura angular en bloques gruesa de grado medio que rompe en angular en bloques de tamaño medio y grado débil, estabilidad de agregados media, poros comunes de tipo vesicular gruesos, densidad aparente baja 1.08 g/cm ³ , densidad de raíces baja, 0 % de CaCO ₃ , sin pedregosidad (0 %), límite abrupto.
C	115/150cm	Color café muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/2), textura franco-arcillo-limoso, pH neutro (pH 7.0 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques que rompe en subangular en bloques gruesa de grado muy débil, estabilidad de agregados baja a muy baja, poros comunes finos intersticial y tubular y pocos finos de tipo intersticial, densidad de raíces baja, densidad aparente baja 1.08 g/cm ³ , 0.5-2 % de CaCO ₃ , sin pedregosidad.

Tabla A3.- Evaluación Edafo-Ecológica del perfil correspondiente al lisímetro 2

	Perfil L2
--	------------------

Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic).	
0-10 Cm	Ap R, 4.2% MO, DA: 0.94 g/cm ³ ; SAB, pH: 6.5, 0% pedregosidad, densidad de raíces alta
10-28 cm	Ah1 CR, 3.2% MO, DA: 0.97 g/cm ³ ; AB-AB, pH: 6.5, 0% pedregosidad, densidad de raíces alta
28-52 cm	Ah2 CR, 2.2% MO, DA: 1 g/cm ³ ; AB-AB, pH: 6.5, 0% pedregosidad, densidad de raíces alta
52-82 cm	Ah3 CR, DA: 0.99 g/cm ³ ; AB-AB, pH: 6.5, 0% pedregosidad, 0.5-2% CaCO ₃ , densidad de raíces media
82-115 cm	Ah4 CR, DA: 1.08 g/cm ³ ; AB-AB, pH: 6.5, 0% pedregosidad, 0% CaCO ₃ , densidad de raíces baja
115-150 cm	C CRL, DA: 1.08 g/cm ³ , SAB-SAB, pH: 7, 0% pedregosidad, 0.5-2% CaCO ₃ , densidad de raíces baja

Profundidad del perfil	150 cm
Profundidad fisiológica	115 cm
CA (Ah)	5.5 % (bajo)
dCC	270 L/m ² (muy alta)
CC	706 L/m ² (muy alta)
Kf	40-300 cm/día (alta-extremadamente alta)
BI	374 mol _c /m ² (muy alta)
Nt	0.7 kg/m ² (media-alta)
Nd	3.7 g/m ² (medio)
Pmo	146.9 g/m ² (media-alta)
pH	6.5

Interpretación de las características del suelo:

Procesos pedogenéticos dominantes:

Al igual que el perfil L1, el L2 se encuentra sobre toba basáltica intemperizada. Presenta una acumulación de materia orgánica en los primeros horizontes (0-52 cm de profundidad), así como un color negro y una estructura de tipo angular en bloques. El pH de 6.5 sugiere una ligera pérdida de bases por lixiviación, la cual

puede estar asociada a los eventos de riego por inundación. No obstante, estos horizontes califican como un horizonte mólico.

La coloración oscura (7.5YR 2.5/1 en gran parte del perfil y 7.5YR 3/1 en profundidad) a lo largo del perfil se asocia al mezclado de los horizontes superficiales ricos en materia orgánica con los horizontes profundos debido a los procesos de expansión y contracción ocasionados por el alto contenido de esmectitas en el suelo (peloturbación). El alto contenido de esmectitas se definió a partir de la presencia de grietas de expansión y contracción observada en superficie, no obstante, la presencia de las mismas y de slickenside no fue suficiente para calificar al suelo como un vertisol.

A partir de la presencia de un horizonte mólico, el pH y la baja concentración de carbonatos secundarios a lo largo del perfil, el suelo calificó como un Phaeozem. Adicionalmente, se agregaron los calificadores de Chernic por el alto contenido de materia orgánica y el color negro a lo largo del perfil, el calificador Irragric por el efecto continuo del riego agrícola y Vertic por el alto contenido de arcillas expandibles (esmectitas). De tal forma, que el perfil calificó como Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic).

Características ecológicas:

El suelo del perfil tiene una conductividad hidráulica de alta a muy alta, lo que en conjunto con valores de densidad aparente bajos y una textura predominantemente franco-arcillosa, le confiere una capacidad de drenaje buena.

El alto contenido de materia orgánica, la estructura angular en bloques, el alto contenido de agua disponible y un nivel de retención de agua alto, lo hacen un suelo con un alto potencial agrícola. A pesar de que la capacidad de aireación baja podría constituir una limitante para las plantas, el uso agrícola puede potenciarse mediante el arado de la tierra. Lo anterior, en conjunto con la aplicación de riegos continuos evita que el agua se vuelva una limitante, así como la formación de grietas debido al contenido de arcillas expandibles. En este caso, el suelo no parece verse afectado por la capacidad de aireación, ya que la densidad de raíces es alta en los primeros 50cm de profundidad y la profundidad fisiológica alcanza los 115cm. Por otro lado, el suelo posee un contenido de nutrientes en esenciales en forma biodisponible (N_{dis} y P_{dis}) medio, lo cual podría implicar una limitante para el uso agrícola en el futuro si no se llega a hacer un buen manejo de los residuos vegetales y el uso de fertilizantes.

Perfil 3 - Lisímetro 3

Información acerca de la localidad

- a. Número del perfil: 3
- b. Nombre del sitio: Parcela UNAM, Rancho Las Palmas, Tlahuelilpan, Valle del Mezquital, Hidalgo.
- d. Clasificación del suelo (WRB, 2015): Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic)
- e. Fecha de la descripción: 01 de abril del 2019
- f. Autor: Dra. Blanca Prado
- g. Localización:
Coordenadas UTM (m): x: 477689; y: 2225241
- h. Altitud: 2082 msnm
- i. Forma del terreno:
Posición fisiográfica: ladera convexa-convexa (VV)
Forma del terreno circundante: base aluvial de piedemonte, modificado para uso agrícola (nivelación del suelo)
- j. Pendiente: ~2° (casi plano-ligeramente inclinado)
- k. Uso del suelo o vegetación: Parcela agrícola con rotación de cultivos (maíz, alfalfa, pasto y avena). Al momento de la descripción, el suelo se encontraba cubierto con pasto.
- l. Clima: semiárido frío (BSk; clasificación climática de Köppen)
Precipitación media anual: 400-700mm
La temperatura media anual es de 16-18 °C

II Información general acerca del suelo

- a. Material parental: Toba basáltica intemperizada (tepetate)
- b. Drenaje natural: bueno
- c. Condiciones de humedad en el perfil: predomina una humedad actual del tipo fresca (pF: 3), a excepción del horizonte superficial que presentó una humedad actual de tipo muy seca (pF: 5).
- d. Profundidad al manto freático: 13 a 25m; no hay rasgos que indiquen influencia sobre el perfil.
- e. Presencia de rocas superficiales: No se observaron rocas en superficie.
- f. Evidencia de erosión: erosión en surcos.
- g. Presencia de sales o soda: no.
- h. Influencia humana: alta; el sitio es utilizado para uso agrícola. Se llevan a cabo riegos por inundación cada 28 días (aproximadamente) y el suelo es arado previo a la siembra.

III. Descripción breve del perfil:


Perfil profundo (137 cm), de color café muy oscuro en superficie y negro en profundidad. El límite de los horizontes es claro/gradual y uniforme. Predomina una textura franco-arcillosa a franco-arcillo-limosa y una estructura subangular en bloques gruesa de grado fuerte que rompe en subangular en bloques gruesa de grado moderado-débil. Perfil de porosidad alta en el que dominan los poros comunes de tipo tubular e intersticial muy finos. Presencia de raíces muy alta y valores de densidad aparente medios a lo largo de todo el perfil. Presenta una baja pedregosidad, la cual se restringe al horizonte superficial. El perfil presentó una alta estabilidad de agregados en los horizontes superficiales donde el contenido de materia orgánica es alto. En general, el perfil presenta una capacidad de campo muy alta, una capacidad de agua disponible muy alta, una capacidad de intercambio catiónico de alta a muy alta, un contenido de bases intercambiables muy alto y un contenido de nutrientes esenciales para las plantas (P_{dis} y N_{dis}) en formas biodisponibles de medio a alto.

Ap	0-12 cm	Color café muy oscuro en húmedo (10 YR 2/2), textura franco-arcillosa, contenido alto de materia orgánica (4.09%), ligeramente ácido (pH 6 en $CaCl_2$), contenido de humedad bajo (muy seco; pF 5), se observan grietas de expansión y contracción, estructura subangular en bloques mediana de grado fuerte que rompe en subangular en bloques fina de grado fuerte; estabilidad de agregados muy alta y densidad aparente baja de 1 g/cm^3 , poros comunes de tipo tubular muy finos; densidad de raíces extremadamente alta, límite claro y uniforme, presenta baja pedregosidad (2%), sin presencia de $CaCO_3$.
Ah1	12-31 cm	Color café muy oscuro en húmedo (10 YR 2/2), textura franco-arcillosa, contenido de materia orgánica moderado (2.68%), ligeramente ácido (pH 6 en $CaCl_2$), contenido de humedad medio-buena al momento de la evaluación (seco; pF 3), estructura subangular en bloques mediana de grado moderado que rompe en subangular en bloques media-fina de grado moderado; estabilidad de agregados moderada-alta, pocos poros de tipo tubular muy finos y muchos tubulares finos; densidad de raíces extremadamente alta, densidad aparente media 1.2 g/cm^3 , límite claro y uniforme, sin presencia de rocas (pedregosidad: 0%); sin reacción a la prueba de $CaCO_3$.
Ah2	31-53 cm	El horizonte es de color café muy oscuro en húmedo (10YR 2/2) y presenta una textura franco-arcillo-limosa a franco-

		limoso-fino. Contenido de materia orgánica medio (2.17%), pH ligeramente ácido (pH 6 en CaCl ₂), un contenido de humedad medio (fresco; pF 3), estructura subangular en bloques gruesa de grado fuerte que rompe en subangular en bloques de tamaño fino y grado fuerte; estabilidad de agregados moderada-alta, poros comunes de tipo tubular e intersticiales finos, pedregosidad del 0%, sin presencia de CaCO ₃ , límite gradual y uniforme, alta densidad de raíces, densidad aparente muy baja 1.3 g/cm ³
Ah3	53-83 cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-arcillo-limosa a franco-limosa-fina, pH ligeramente ácido (pH 6.0 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques de tamaño grueso a fino de grado débil, estabilidad de agregados alta, poros comunes muy finos de tipo tubular y pocos muy finos de tipo intersticial, densidad de raíces alta, densidad aparente media 1.2 g/cm ³ , sin presencia de CaCO ₃ , sin pedregosidad (0%), límite gradual y uniforme.
Ah4	83-111 cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-arcillo-limosa a franco-limosa-fina, pH ligeramente ácido (pH 6.0 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques gruesa a fina de grado débil que rompe en subangular en bloques, estabilidad de agregados moderada, poros comunes de tipo tubular finos y muy finos y pocos intersticiales muy finos, densidad aparente media 1.2 g/cm ³ , densidad de raíces alta, sin presencia de CaCO ₃ , sin pedregosidad (0%).
AC	111-137 cm	Color café muy oscuro en húmedo (10 YR 2/2), textura franco-limosa, pH ligeramente ácido (pH 7.0 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques gruesa a fina de grado débil que rompe en subangular en bloques, estabilidad de agregados moderada, poros comunes muy finos de tipo tubular y pocos muy finos vesiculares, densidad de raíces baja, densidad aparente media 1.2 g/cm ³ , sin presencia de CaCO ₃ , sin pedregosidad (0%).

Tabla A4.- Evaluación Edafo-Ecológica del perfil correspondiente al lisímetro 3

	Perfil L3
--	------------------

		Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic)	
		Horizonte	Características
	0-12 Cm	Ap	CR, 4.1% MO, DA: 1g/cm ³ ; SAB,- SAB pH: 6 , 0% pedregosidad, densidad de raíces muy alta
	12-31 cm	Ah1	CRL , 2.7% MO, DA: 1.2g/cm ³ ; SAB-SAB, pH: 6 , 0% pedregosidad, densidad de raíces muy alta
	31-53 cm	Ah2	CRL-CLf , 2.2% MO, DA: 1.3g/cm ³ ; SAB-SAB, pH: 6 , 0% pedregosidad, densidad de raíces alta
	53-83 cm	Ah3	CRL-CLf , DA: 1.2 g/cm ³ ; SAB-SAB, pH: 6 , 0% pedregosidad, densidad de raíces alta
	83- 111 cm	Ah4	CRL-CLf , DA: 1.2 g/cm ³ ; SAB-SAB, pH: 6, 0% pedregosidad, densidad de raíces alta
	111- 137 cm	AC	CL , DA: 1.2 g/cm ³ ; SAB-SAB, pH: 6, 0% pedregosidad, densidad de raíces baja
Profundidad del perfil	137 cm		
Profundidad fisiológica	111 cm		
CA (Ah)	7.5 % (media)		
dCC	316 L/m ² (muy alta)		
CC	596 L/m ² (muy alta)		
Kf	40-300 cm/día (alta-extremadamente alta)		
BI	316 mol _c /m ² (muy alta)		
Nt	0.7 kg/m ² (media-alta)		
Nd	3.5 g/m ² (medio)		
Pmo	140 g/m ² (medio-alta)		
pH	6		

Interpretación de las características del suelo:

Procesos pedogenéticos dominantes:

El perfil se desarrolló a partir de toba basáltica intemperizada. El perfil es de color café muy oscuro a negro y presenta acumulación de materia orgánica en los primeros tres horizontes (0-53 cm de profundidad). Predomina una estructura subangular en bloques. El pH entre 6.5 y 7 sugiere una saturación de bases mayor

o igual al 80%. Por lo anterior, dichos horizontes califican como un horizonte móllico.

La presencia de grietas de expansión y contracción observadas al momento de la descripción indica un alto contenido de esmectitas.

La coloración oscura (10YR 2/2 en superficie y 7.5YR 2.5/1 en profundidad) a lo largo del perfil sugiere procesos de peloturbación.

A partir de estas características y contemplando que la práctica agrícola dominante es el riego por inundación con aguas residuales, se clasificó el suelo como Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic).

Características ecológicas:

El perfil posee una textura predominantemente franco-arcillo-limosa, valores de densidad aparente medios y una conductividad hidráulica muy alta, por lo que el drenaje tiende a ser bueno.

El potencial de uso agrícola es alto, ya que posee una alta capacidad de campo así como un nivel de retención de agua alto y un alto contenido de materia orgánica. Aunado a esto, el alto contenido de esmectitas promueve el movimiento de materia orgánica a los horizontes más profundos, lo que potencia el almacenamiento de C en profundidad.

Además, posee una densidad de raíces muy alta, lo que indica que la vegetación puede establecerse a pesar de los valores de densidad aparente medios ($\sim 1.2 \text{ g/cm}^3$). El pH del suelo se mantiene casi neutral (pH 6.5 – 7) a lo largo del perfil, lo que permite el establecimiento de diversos cultivos.

Perfil 4 - Lisímetro 4

Información acerca de la localidad

- a. Número del perfil: 4
- b. Nombre del sitio: Parcela UNAM, Rancho Las Palmas, Tlahuelilpan, Valle del Mezquital, Hidalgo.
- d. Clasificación del suelo (WRB, 2015): Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic)
- e. Fecha de la descripción: 02 de abril del 2019
- f. Autor: Dra. Blanca Prado
- g. Localización:
Coordenadas UTM (m): x: 477689; y: 2225241
- h. Altitud: 2082 msnm
- i. Forma del terreno:
Posición fisiográfica: ladera convexa-convexa (VV)
Forma del terreno circundante: base aluvial de piedemonte, modificado para uso agrícola (nivelación del suelo)
Unidad de paisaje:
- j. Pendiente: ~2° (casi plano-ligeramente inclinado)
- k. Uso del suelo o vegetación: Parcela agrícola con rotación de cultivos (maíz, alfalfa, pasto y avena). Al momento de la descripción, el suelo se encontraba cubierto con pasto.
- l. Clima: semiárido frío (BSk; clasificación climática de Köppen)
Precipitación media anual: 400-700mm
La temperatura media anual es de 16-18 °C

II Información general acerca del suelo

- a. Material parental: Toba basáltica intemperizada (tepetate)
- b. Drenaje natural: bueno a moderado.
- c. Condiciones de humedad en el perfil: predomina una humedad actual del tipo fresca (pF: 3), a excepción del horizonte superficial que presentó una humedad actual de tipo muy seca (pF: 5).
- d. Profundidad al manto freático: 13 a 25m; no hay rasgos que indiquen influencia sobre el perfil.
- e. Presencia de rocas superficiales: No se observaron rocas en superficie.
- f. Evidencia de erosión: erosión en surcos.
- g. Presencia de sales o soda: no.
- h. Influencia humana: alta; el sitio es utilizado para uso agrícola. Se llevan a cabo riegos por inundación cada 28 días (aproximadamente) y el suelo es arado previo a la siembra.


III. Descripción breve del perfil:

Perfil muy profundo (139 cm), de color negro en superficie y café en profundidad. Posee un alto contenido de materia orgánica y pH ligeramente ácido. El límite de los horizontes es claro y en algunos casos gradual. Predomina una textura franco-arcillo-limosa en superficie, una estructura subangular en bloques media de grado moderado. Perfil de porosidad alta en el que dominan los poros comunes de tipo tubular e intersticial finos. Presencia de raíces alta en superficie y valores de densidad aparente medianos a lo largo de todo el perfil. Carece de pedregosidad y CaCO_3 . El perfil presenta una capacidad de campo muy alta, una capacidad de agua disponible muy alta, una capacidad de intercambio catiónico de media a alta, un contenido de bases intercambiables muy alto y un contenido de nutrientes esenciales para las plantas (P_{dis} y N_{dis}) en formas biodisponibles de medio a alto.

Ap	0-10 cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-arcillo-limosa, contenido de materia orgánica muy alto (4.56%), de pH neutro (pH7 en CaCl_2), contenido de humedad muy bajo al momento de la descripción (muy seco; pF 5), se observan grietas de expansión y contracción en superficie, estructura subangular en bloques fina de grado fuerte; estabilidad de agregados alta, densidad aparente muy baja de 0.9 g/cm^3 , muchos poros de tipo intersticial y comunes de tipo tubular; densidad de raíces extremadamente alta, límite claro e uniforme, no presenta pedregosidad (0%), sin presencia de CaCO_3 .
Ah1	10-29 cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-arcillo-limosa, contenido de materia orgánica alto (4%), pH neutro (pH 7 en CaCl_2), contenido de humedad medio (fresco; pF 3), estructura subangular en bloques gruesa de grado fuerte; estabilidad de agregados alta, muchos poros de tipo tubular y comunes de tipo intersticial; densidad de raíces extremadamente alta, densidad aparente media 1.2 g/cm^3 , límite gradual, sin presencia de rocas (pedregosidad: 0%); sin reacción a la prueba de CaCO_3 .
Ah2	29-55 cm	El horizonte es de color gris muy oscuro en húmedo (7.5YR 3/1) y presenta una textura franco-arcillosa a franco-arcillo-limosa. Contenido de materia orgánica medio (2.42%), pH ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl_2), un contenido de humedad de medio (fresco; pF 3), estructura subangular en bloques de tamaño grueso, estabilidad de agregados alta, muchos poros

		de tipo tubular finos y pocos de tipo intersticial fino, densidad aparente media 1.2 g/cm ³ , densidad de raíces alta, pedregosidad del 0%, sin presencia de CaCO ₃ , límite claro y uniforme.
Ah3	55-81 cm	Color gris muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1), textura franco-arcillo-limosa, pH ligeramente ácido (pH 6 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques de tamaño mediano, estabilidad de agregados baja, poros muy finos de tipo intersticial, densidad de raíces alta, densidad aparente media 1.2 g/cm ³ , sin presencia de CaCO ₃ , sin pedregosidad (0%), límite claro y uniforme.
Ah4	81-94 cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-limosa-fina a franco-arcillo-limosa, pH ligeramente ácido (pH 6 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques mediana de grado medio que rompe en subangular en bloques de tamaño medio, estabilidad de agregados media, poros comunes de tipo tubular muy finos, densidad aparente media 1.3 g/cm ³ , densidad de raíces muy baja, 1% de CaCO ₃ , sin pedregosidad (0%), límite gradual.
AC	94-117 cm	Color café muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/2), textura franco-limosa-fina a franco-arcillo-limoso, pH ligeramente ácido (pH 6 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques que rompe en subangular en bloques de tamaño medio y grado moderado, estabilidad de agregados moderada, poros comunes de tipo intersticial y tubular muy finos, sin presencia de raíces, densidad aparente media 1.3 g/cm ³ , sin presencia de CaCO ₃ , sin pedregosidad, límite gradual.
C	117-139 cm	Color café en húmedo (7.5 YR 4/3), textura franca, pH ligeramente ácido (pH 6 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques de tamaño fino y grado moderado, estabilidad de agregados moderada, muchos poros de tipo tubular muy finos, densidad aparente media 1.4 g/cm ³ , sin presencia de raíces, sin CaCO ₃ , sin pedregosidad (0%).

Tabla A5.- Evaluación Edafo-Ecológica del perfil correspondiente al lisímetro 2

		Perfil L4	
	Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic)		
	0-10 Cm	Ap	CRL, 4.6% MO, DA: 0.9g/cm ³ ; SAB, pH: 7, 0% pedregosidad, densidad de raíces muy alta
	10-29 cm	Ah1	CRL, 4% MO, DA: 1.2g/cm ³ ; SAB, pH: 7, 0% pedregosidad, densidad de raíces muy alta
	29-55 cm	Ah2	CR-CRL, 2.4% MO, DA: 1.2g/cm ³ ; SAB, pH: 6.5, 0% pedregosidad, densidad de raíces alta
	55-81 cm	Ah3	CRL, 4.1% MO, DA: 1.2g/cm ³ ; SAB, pH: 6, 0% pedregosidad, densidad de raíces alta
	81-94 Cm	Ah4	CRL-CLf, 4.1% MO, DA: 1.3g/cm ³ ; SAB pH: 6, 0% pedregosidad, densidad de raíces muy baja
	94-117 cm	AC	CRL-CLf, DA: 1.3g/cm ³ ; SAB-AB, pH: 6, 0% pedregosidad
117- 139cm	C	C, DA: 1.4g/cm ³ ; SAB, pH: 6, 0% pedregosidad	
Profundidad del perfil	139 cm		
Profundidad fisiológica	94 cm		
CA (Ah)	9.5 % (media)		
dCC	250 L/m ² (muy alta)		
CC	532 L/m ² (muy alta)		
Kf	10-40 cm/día (media- alta)		
BI	324 mol _c /m ² (muy alta)		
Nt	1.04 kg/m ² (alta)		
Nd	5.2 g/m ² (medio)		
Pmo	207 g/m ² (alta)		
pH	6		

Interpretación de las características del suelo:

Procesos pedogenéticos dominantes:

El suelo del L4 se encuentra sobre toba basáltica intemperizada. Presenta una acumulación de materia orgánica en los primeros horizontes (0-55 cm de profundidad), así como un color negro y una estructura de tipo subangular en bloques. El pH de entre 6 y 6.5 sugiere una ligera pérdida de bases por lixiviación, la cual puede estar asociada a los eventos de riego por inundación. No obstante, estos horizontes califican como un horizonte mólico.

La coloración oscura (7.5YR 2.5/1 en gran parte del perfil y 7.5YR 3/2 en profundidad) a lo largo del perfil se asocia al mezclado de los horizontes superficiales ricos en materia orgánica con los horizontes profundos debido a los procesos de expansión y contracción ocasionados por el alto contenido de esmectitas en el suelo (peloturbación). El alto contenido de esmectitas se definió a partir de la presencia de grietas de expansión y contracción observada en superficie, no obstante, la presencia de las mismas y de slickenside no fue suficiente para calificar al suelo como un vertisol.

A partir de la presencia de un horizonte mólico, el pH y la baja concentración de carbonatos secundarios a lo largo del perfil, el suelo calificó como un Phaeozem. Adicionalmente, se agregaron los calificadores de Chernic por el alto contenido de materia orgánica y el color negro a lo largo del perfil, el calificador Irragric por el efecto continuo del riego agrícola y Vertic por el alto contenido de arcillas expandibles (esmectitas). De tal forma, que el perfil calificó como Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic).

Características ecológicas:

El suelo del perfil tiene una conductividad hidráulica media a alta, lo que en conjunto con valores de densidad aparente medios y una textura predominantemente franco-arcillo-limosa, le confiere una capacidad de drenaje buena a moderada.

El alto contenido de materia orgánica, la estructura subangular en bloques, el alto contenido de agua disponible y un nivel de retención de agua alto, lo hacen un suelo con un alto potencial agrícola. A pesar de que la capacidad de aireación es media a baja y la densidad aparente aumenta en profundidad, se observó una densidad de raíces alta hasta los 81 cm de profundidad, lo que sugiere, que la vegetación no se limitada por dichas características.

La aplicación de riegos continuos evita que el agua se vuelva una limitante, así como la formación de grietas debido al contenido de arcillas expandibles, lo que ayuda a potenciar el potencial agrícola en la zona. Por otro lado, los procesos de bioturbación promueven la acumulación de materia orgánica en profundidad, de tal forma, el potencial de almacenamiento de C es alto.

Perfil 5 - Lisímetro 5

Información acerca de la localidad

- a. Número del perfil: 5
- b. Nombre del sitio: Parcela UNAM, Rancho Las Palmas, Tlahuelilpan, Valle del Mezquital, Hidalgo.
- d. Clasificación del suelo (WRB, 2015): Irragric Vertic Phaeozem (loamic)
- e. Fecha de la descripción: 01 de abril del 2019
- f. Autor: Mario Cayetano
- g. Localización:
Coordenadas UTM (m): x: 477591; y: 2225570
- h. Altitud: 2082 msnm
- i. Forma del terreno:
Posición fisiográfica: ladera convexa-convexa (VV)
Forma del terreno circundante: base aluvial de piedemonte, modificado para uso agrícola (nivelación del suelo)
- j. Pendiente: ~2° (casi plano-ligeramente inclinado)
- k. Uso del suelo o vegetación: Parcela agrícola con rotación de cultivos (maíz, alfalfa, pasto y avena). Al momento de la descripción, el suelo se encontraba cubierto con pasto.
- l. Clima: semiárido frío (BSk; clasificación climática de Köppen)
Precipitación media anual: 400-700mm
La temperatura media anual es de 16-18 °C

II Información general acerca del suelo

- a. Material parental: Toba basáltica intemperizada (tepetate)
- b. Drenaje natural: bueno a moderado
- c. Condiciones de humedad en el perfil: predomina una humedad actual del tipo fresca (pF: 3), a excepción del horizonte superficial que presentó una humedad actual de tipo muy seca (pF: 5).
- d. Profundidad al manto freático: 13 a 25m; no hay rasgos que indiquen influencia sobre el perfil.
- e. Presencia de rocas superficiales: No se observaron rocas en superficie.
- f. Evidencia de erosión: erosión en surcos.
- g. Presencia de sales o soda: no.
- h. Influencia humana: alta; el sitio es utilizado para uso agrícola. Se llevan a cabo riegos por inundación cada 28 días (aproximadamente) y el suelo es arado previo a la siembra.

III. Descripción breve del perfil:

Perfil de color negro y gris oscuro, muy profundo (149 cm). Posee un alto contenido de materia orgánica y pH ligeramente ácido. El límite de los horizontes es claro y en algunos casos gradual. Predomina una textura franco-arcillo-limosa y una estructura subangular en bloques media de grado moderado a lo largo del perfil. Dominan los poros de tipo tubular e intersticial finos y la estabilidad de agregados disminuye a profundidad. Presencia de raíces alta y valores de densidad aparente medianos a lo largo de todo el perfil. Carece de pedregosidad y CaCO_3 . El perfil presenta una capacidad de campo muy alta, una capacidad de agua disponible muy alta, una capacidad de intercambio catiónico de media a alta, un contenido de bases intercambiables muy alto y un contenido de nutrientes esenciales para las plantas (P_{dis} y N_{dis}) en formas biodisponibles medio.

Ap	0-9 cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-arcillo-limosa, contenido alto de materia orgánica (3.45%), ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl_2), contenido de humedad bajo (muy seco; pF 5), se observan grietas de expansión y contracción, estructura subangular en bloques media a fina de grado fuerte; estabilidad de agregados baja, muchos poros finos de tipo tubular e intersticial, densidad aparente baja de 0.9 g/cm^3 ; densidad de raíces extremadamente alta, límite claro y uniforme, no presenta pedregosidad (0%), sin presencia de CaCO_3 .
Ah1	9-23 cm	Color gris muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1), textura franco-arcillo-limosa, contenido de materia orgánica moderado (2.3%), ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl_2), contenido de humedad medio al momento de la evaluación (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques media de grado moderado que rompe en subangular en bloques media de grado moderado; estabilidad de agregados alta, poros comunes de tipo intersticial y tubular muy finos; densidad de raíces extremadamente alta, densidad aparente media 1.3 g/cm^3 , límite difuso, sin presencia de rocas (pedregosidad: 0%); sin reacción a la prueba de CaCO_3 .
Ah2	23-44 cm	El horizonte es de color gris muy oscuro en húmedo (7.5YR 3/1) y presenta una textura franco-arcillo-limosa. Contenido de materia orgánica medio (1.5%), pH ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl_2), un contenido de humedad de medio (fresco; pF 3),

		estructura subangular en bloques de tamaño medio y grado moderado; estabilidad de agregados alta, muchos poros de tipo intersticial y comunes de tipo tubular fino, pedregosidad del 0%, sin presencia de CaCO ₃ , alta densidad de raíces, densidad aparente media 1.3 g/cm ³ , límite gradual
Ah3	44-70 cm	Color gris muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1), textura franco-limosa-fina a franco-arcillo-limosa, pH ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques de tamaño medio de grado débil, estabilidad de agregados baja, muchos poros tubulares finos y comunes de tipo intersticial, densidad de raíces alta, densidad aparente media 1.3 g/cm ³ , sin CaCO ₃ , sin pedregosidad (0%), límite gradual.
Ah4	70-96 cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-limosa-fina a franco-arcillo-limosa, pH ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular media de grado débil, estabilidad de agregados baja, muchos poros de tipo intersticial muy finos y tubulares, densidad aparente media 1.2 g/cm ³ , densidad de raíces media, sin CaCO ₃ , sin pedregosidad (0%), límite claro.
Ah5	96-118 cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-limoso-fino/franco-arcillo-limoso, pH ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques gruesa a media de grado débil, estabilidad de agregados baja, poros comunes muy finos de tipo intersticial y tubular finos, densidad de raíces media, densidad aparente 1.2 g/cm ³ , sin CaCO ₃ , sin pedregosidad; límite abrupto.
AC	118-149 cm	Color café en húmedo (7.5 YR 4/3), textura franco-arcillo-limoso, pH ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl ₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques media de grado débil, estabilidad de agregados muy baja, poros comunes de tipo intersticial y tubular finos, densidad de raíces muy baja, densidad aparente 1.3 g/cm ³ , sin CaCO ₃ , sin pedregosidad.

Tabla A6.- Evaluación Edafo-Ecológica del perfil correspondiente al lisímetro 5

		Perfil L5
Irragic Vertic Phaeozem (loamic)		
0-9 Cm	Ap	CRL, 3.45 % MO, 0.9 g/cm ³ ; SAB, densidad de raíces muy alta
15-23 cm	Ah1	CRL, 2.3 % MO, 1.3 g/cm ³ ; SAB-SAB, densidad de raíces muy alta
23-44 cm	Ah2	CRL, 1.5 % MO, 1.3 g/cm ³ ; SAB, pedregosidad 0%, densidad de raíces alta.
44-70 Cm	Ah3	CLF-CRL, 1.2 g/cm ³ ; SAB, pedregosidad 0%, densidad de raíces alta.
70-96 Cm	Ah4	CLF-CRL, , 1.2 g/cm ³ ; pedregosidad 0%, densidad de raíces media.
96-118 cm	Ah5	CLF-CRL, , 1.2 g/cm ³ ; SAB, pedregosidad 0%, densidad de raíces media.
118-149 cm	AC	CRL, 1.3 g/cm ³ , SAB, 0% pedregosidad, muy baja densidad de raíces.
Profundidad del perfil	149 cm	
Profundidad fisiológica	118 cm	
CA (Ah)	8.5 % (media)	
dCC	279 L/m ² (muy alta)	
CC	551 L/m ² (muy alta)	
Kf	10-40 cm/día (media- alta)	
BI	320 mol/m ² (muy alta)	
Nt	0.55 kg/m ² (media-alta)	
Nd	2.7 g/m ² (medio)	
Pmo	110.7 g/m ² (medio)	
pH	6.5	

Interpretación de las características del suelo:

Procesos pedogenéticos dominantes:

El material parental es toba basáltica, la cual muestra evidencias de intemperismo profundo. Los primeros dos horizontes muestran acumulación de materia orgánica (0-23 cm de profundidad), un color negro y gris muy oscuro y una estructura subangular en bloques. El pH ligeramente ácido (pH 6.5) pone en evidencia una ligera pérdida de bases por lixiviación, posiblemente derivada de los abundantes riegos agrícolas. No obstante, se considera una saturación de bases mayor o igual al 80%, por lo que se clasifica como un horizonte mólico. A partir de lo anterior, el suelo se clasifica como un Phaeozem.

Las coloraciones oscuras a lo largo del perfil se asocian a los procesos de bioturbación. Mediante estos, el suelo de los horizontes superficiales ricos en materia orgánica es mezclado con los horizontes profundos. Los procesos de bioturbación se confirman al observar grietas de expansión-contracción en superficie, indicando un alto contenido de esmectitas. A partir de lo anterior, se agregó el calificador Vertic a la clasificación. Adicionalmente, se agregó el calificador Irragric por el efecto continuo del riego agrícola. De tal forma, que el perfil calificó como Irragric Vertic Phaeozem (loamic).

Características ecológicas:

Dado que el perfil de suelo posee una conductividad hidráulica muy alta, así como valores de densidad aparente medios y una textura franco-arcillo-limoso, se considera que la capacidad de drenaje es de buena a moderada. Lo anterior, en conjunto con una alta capacidad de campo así como un nivel de retención de agua alto y un alto contenido de materia orgánica, potencian el uso agrícola de estos suelos. El arado de la tierra puede implementarse para contrarrestar posibles limitaciones para el establecimiento de cultivos, derivadas de la capacidad de aireación baja y la densidad aparente media.

La estructura de tipo subangular en bloques le confieren un potencial para almacén de carbono alto. Aunado a esto, el alto contenido de esmectitas promueve el movimiento de materia orgánica a los horizontes más profundos, lo que potencia el almacenamiento de C en profundidad.

Perfil 6 - Lisímetro 6

Información acerca de la localidad

- a. Número del perfil: 6
- b. Nombre del sitio: Parcela UNAM, Rancho Las Palmas, Tlahuelilpan, Valle del Mezquital, Hidalgo.
- d. Clasificación del suelo (WRB, 2015): Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic)
- e. Fecha de la descripción: 02 de abril del 2019
- f. Autor: Mario Cayetano
- g. Localización:
Coordenadas UTM (m): x: 477591; y: 2225570
- h. Altitud: 2082 msnm
- i. Forma del terreno:
Posición fisiográfica: ladera convexa-convexa (VV)
Forma del terreno circundante: base aluvial de piedemonte, modificado para uso agrícola (nivelación del suelo)
Unidad de paisaje:
- j. Pendiente: ~2° (casi plano-ligeramente inclinado)
- k. Uso del suelo o vegetación: Parcela agrícola con rotación de cultivos (maíz, alfalfa, pasto y avena). Al momento de la descripción, el suelo se encontraba cubierto con pasto.
- l. Clima: semiárido frío (BSk; clasificación climática de Köppen)
Precipitación media anual: 400-700mm
La temperatura media anual es de 16-18 °C

II Información general acerca del suelo

- a. Material parental: Toba basáltica intemperizada (tepetate)
- b. Drenaje natural: bueno
- c. Condiciones de humedad en el perfil: predomina una humedad actual del tipo fresca (pF: 3), a excepción del horizonte superficial que presentó una humedad actual de tipo seca (pF: 4).
- d. Profundidad al manto freático: 13 a 25m; no hay rasgos que indiquen influencia sobre el perfil.
- e. Presencia de rocas superficiales: No se observaron rocas en superficie.
- f. Evidencia de erosión: erosión en surcos.
- g. Presencia de sales o soda: no.
- h. Influencia humana: alta; el sitio es utilizado para uso agrícola. Se llevan a cabo riegos por inundación cada 28 días (aproximadamente) y el suelo es arado previo a la siembra.


III. Descripción breve del perfil:

Perfil muy profundo (140 cm), de color negro y alto contenido de materia orgánica en superficie. El límite de los horizontes es claro y en algunos casos difuso. Predomina una textura franco-arcillo-limosa en superficie y franco-limosa-fina en profundidad, una estructura subangular en bloques de grado moderado que rompe en subangular en bloques fina de grado moderado-débil. Perfil de porosidad alta en el que dominan los poros comunes de tipo tubular e intersticial finos en superficie y, de tipo intersticial y vesicular en profundidad. Presencia de raíces alta y valores de densidad aparente medios a lo largo de todo el perfil. Carece de pedregosidad y de CaCO_3 . El perfil presenta una capacidad de campo muy alta, una capacidad de agua disponible muy alta, una capacidad de intercambio catiónico media a alta, un contenido de bases intercambiables muy alto y un contenido de nutrientes esenciales para las plantas (P_{dis} y N_{dis}) en formas biodisponibles medio a alto.

Ap	0-10cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-arcillo-limoso, contenido de materia orgánica alto (3.8%), ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl_2), contenido de humedad bajo al momento de la descripción (seco; pF 4), se observan grietas de expansión y contracción en superficie, estructura subangular en bloques media que rompe en subangular fina de grado moderado; estabilidad de agregados muy baja, muchos poros intersticiales y comunes de tipo tubular fino y muy fino; densidad aparente baja de 0.9 g/cm^3 ; densidad de raíces extremadamente alta, límite claro y uniforme, no presenta pedregosidad (0%), sin presencia de CaCO_3 .
Ah1	10-29cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-arcillo-limoso, contenido de materia orgánica alto (3.15%), ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl_2), contenido de humedad medio (fresco; pF 3), estructura subangular en bloques media de grado fuerte que rompe en angular en bloques fina de grado moderado; estabilidad de agregados alta, poros comunes de tipo tubular fino y muchos poros finos y muy finos de tipo intersticial; densidad de raíces extremadamente alta, densidad aparente media 1.3 g/cm^3 , límite gradual/difuso, sin presencia de rocas (pedregosidad: 0%); sin reacción a la prueba de CaCO_3 .
Ah2	29-55cm	El horizonte es de color negro en húmedo (7.5YR 2.5/1) y

		<p>presenta una textura franco-arcillo-limosa/franco-limosa-fina. Contenido de materia orgánica medio a bajo (1.6%), pH ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl₂), un contenido de humedad de medio (fresco; pF 3), estructura subangular en bloques de tamaño medio que rompe en subangular en bloques de tamaño fino de grado moderado, estabilidad de agregados moderada, muchos poros de tipo tubular e intersticiales finos y muy finos, densidad aparente media 1.3 g/cm³, densidad de raíces muy alta, pedregosidad del 0%, sin presencia de CaCO₃, límite difuso.</p>
Ah3	55-80cm	<p>Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franco-arcillo-limosa, pH ligeramente ácido (pH 6.5 en CaCl₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques que rompe en subangular en bloques de grado débil, estabilidad de agregados moderada, muchos poros de tipo tubular y e intersticial finos y muy finos, densidad de raíces alta, densidad aparente media 1.25 g/cm³, sin CaCO₃, sin pedregosidad (0%), límite difuso.</p>
Ah4	80-116cm	<p>Color gris muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1), textura franco-limosa-fina, pH ligeramente ácido (pH 6 en CaCl₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques gruesa de grado medio que rompe en subangular en bloques de tamaño fino y grado moderado, estabilidad de agregados baja, poros comunes de tipo vesicular e intersticial muy finos, densidad aparente media 1.2 g/cm³, densidad de raíces alta, 0% de CaCO₃, sin pedregosidad (0%), límite claro.</p>
AC	116-140cm	<p>Color gris muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1), textura franco-arcillosa/franco-arcillo-limoso, pH ligeramente ácido (pH 6.0 en CaCl₂), contenido de humedad medio (fresca; pF 3), estructura subangular en bloques fina que rompe en subangular en bloques muy fina de grado débil, estabilidad de agregados baja, poros comunes finos intersticial y vesicular y pocos finos de tipo tubular, densidad de raíces media, densidad aparente media 1.3g/cm³, sin CaCO₃, sin pedregosidad.</p>

Tabla A7.- Evaluación Edafo-Ecológica del perfil correspondiente al lisímetro 6

		Perfil L6
	Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic)	
	0-10 cm	Ap CRL, 3.83% MO, 0.9 g/cm ³ ; SAB-SAB, densidad de raíces muy alta, 0 % pedregosidad
	10-29 cm	Ah1 CRL, 3.15% MO, 1.3 g/cm ³ ; SAB-SAB, densidad de raíces muy alta, 0 % pedregosidad
	29-55 cm	Ah2 CRL/CLF, 1.6% MO, 1.3 g/cm ³ ; SAB-SAB, densidad de raíces muy alta, 0 % pedregosidad
	55-80 cm	Ah3 CRL, 1.3 g/cm ³ ; SAB-SAB, densidad de raíces alta, 0 % pedregosidad
	80-116 cm	Ah4 CLF, 1.2 g/cm ³ ; SAB-SAB, densidad de raíces alta, 0 % pedregosidad
	116-140 cm	AC CR/CRL, 1.3 g/cm ³ ; SAB-SAB, densidad de raíces media, 0 % pedregosidad
Profundidad del perfil	140 cm	
Profundidad fisiológica	116 cm	
CA (Ah)	8.5 % (media)	
dCC	262 L/m ² (muy alta)	
CC	526 L/m ² (muy alta)	
Kf	10-40 cm/día (media- alta)	
Bl	306 mol _e /m ² (muy alta)	
Nt	0.85 kg/m ² (media-alta)	
Nd	4.2 g/m ² (medio)	
Pmo	169 g/m ² (media-alta)	
pH	6.5	

Interpretación de las características del suelo:

Procesos pedogenéticos dominantes:

Al igual que el perfil L5, el L6 se encuentra sobre toba basáltica intemperizada. Los primeros tres horizontes muestran acumulación de materia orgánica de

moderado a alto, así como una estructura subangular y angular en bloques. El pH de 6 y 6.5 sugiere una saturación de bases mayor o igual al 50%, de tal forma que los tres primeros horizontes constituyen un horizonte mólico.

Se observa una coloración oscura a lo largo de todo el perfil, incluso en profundidad, así como grietas de expansión y contracción en superficie. Lo anterior, indica un alto contenido de esmectitas y sugiere procesos de bioturbación a lo largo del perfil.

A partir de la presencia de un horizonte mólico, el pH y la baja concentración de carbonatos secundarios a lo largo del perfil, el suelo calificó como un Phaeozem. Adicionalmente, se agregaron los calificadores de Chernic por el alto contenido de materia orgánica y el color negro a lo largo del perfil, el calificador Irragric por el efecto continuo del riego agrícola y Vertic por el alto contenido de arcillas expandibles (esmectitas). De tal forma, que el perfil calificó como Chernic Irragric Vertic Phaeozem (loamic).

Características ecológicas:

El alto contenido de materia orgánica, la estructura subangular en bloques, el alto contenido de agua disponible y un nivel de retención de agua alto, lo hacen un suelo con un alto potencial agrícola. A pesar de que la capacidad de aireación baja podría constituir una limitante para las plantas, el uso agrícola puede potenciarse mediante el arado de la tierra. Lo anterior, en conjunto con la aplicación de riegos continuos evita que el agua se vuelva una limitante, así como la formación de grietas debido al contenido de arcillas expandibles. Por otro lado, el suelo posee un contenido de nutrientes esenciales en forma biodisponible (N_{dis} y P_{dis}) medio a alto.

Anexo 4.- R Script utilizados para calcular los flujos de CO₂, CH₄ y N₂O a partir de la función "Selectfluxes" del paquete de R "Gasfluxes".

- R Script correspondiente al cálculo de las emisiones de CO₂:

```
## Análisis gasfluxes:
```

```
## Se instala y abre la librería correspondiente al paquete "Gasfluxes"
```

```
> library("gasfluxes")
```

```
## Se carga la base de datos correspondiente:
```

```
> fluxMeas_CO2_todo5 <-  
read_excel("Data/BaseR_CO2/BaseR_CO2COM_5minTODO.xlsx")
```

```
## Se aplica la función "gasfluxes"
```

```
> gasfluxes(fluxMeas_CO2_todo5, .id = "serie", .V = "V", .A = "A",  
.times = "time", .C = "C", methods = c("linear", "robust linear", "HMR",  
"NDFE"), k_HMR = log(1.5), k_NDFE = log(0.01), verbose = FALSE,  
plot = FALSE)
```

```
## Asignación del valor del flujo mínimo detectable estimado en https://sae-interactive-data.ethz.ch/minflxlim/
```

```
> f.detect <- 283.6154
```

```
## Determinación del valor "t.meas" correspondiente al tiempo de cierre de la  
cámara
```

```
> t.meas3 <- max(fluxMeas_CO2_todo5$time)
```

```
## resultado t.meas: 0.090833333262708
```

```
## Se asigna un nuevo nombre a la función "gasfluxes" para su posterior  
aplicación en la función "selectfluxes":
```

```
> resCO2_t5 <- gasfluxes(fluxMeas_CO2_todo5, .id = "serie", .V =  
"V", .A = "A", .times = "time", .C = "C", methods = c("linear", "robust  
linear", "HMR"), verbose = FALSE, plot = FALSE)
```

```
> selectfluxes(resCO2_t5, "kappa.max", f.detect = f.detect, t.meas =  
t.meas)
```

Los resultados se guardan en una hoja de cálculo para su posterior análisis:

```
> write.table(resCO2_t5, file="Res_CO2_5min_todo_18oct.csv",  
row.names = FALSE, sep = " , ")
```

- R Script correspondiente al cálculo de las emisiones de CH₄:

Análisis gasfluxes:

Se instala y abre la librería correspondiente al paquete "Gasfluxes"

```
> library("gasfluxes")
```

Se carga la base de datos correspondiente:

```
> fluxMeas_CH4_todo5 <-  
read_excel("Data/BaseR_CH4/BaseR_CH4COM_5minTODO.xlsx")
```

Se aplica la función "gasfluxes"

```
> gasfluxes(fluxMeas_CH4_todo5, .id = "serie", .V = "V", .A = "A",  
.times = "time", .C = "C", methods = c("linear", "robust linear", "HMR",  
"NDFE"), k_HMR = log(1.5), k_NDFE = log(0.01), verbose = FALSE,  
plot = FALSE)
```

Asignación del valor del flujo mínimo detectable estimado en <https://sae-interactive-data.ethz.ch/minflxlim/>

```
> f.detect <- 1.713495
```

Determinación del valor "t.meas" correspondiente al tiempo de cierre de la cámara

```
> t.meas3 <- max(fluxMeas_CH4_todo5$time)
```

resultado t.meas: 0.090833333262708

Se asigna un nuevo nombre a la función "gasfluxes" para su posterior aplicación en la función "selectfluxes":

```
> resCH4_5t <- gasfluxes(fluxMeas_CH4_todo5, .id = "serie", .V =  
"V", .A = "A", .times = "time", .C = "C", methods = c("linear", "robust  
linear", "HMR"), verbose = FALSE, plot = FALSE)
```

```
> selectfluxes(resCH4_5t, "kappa.max", f.detect = f.detect, t.meas =
t.meas)
```

Los resultados se guardan en una hoja de cálculo para su posterior análisis:

```
> write.table(resCH4_5t, file="Res_CH4_5min_todo_18oct.csv",
row.names = FALSE, sep = " , ")
```

- R Script correspondiente al cálculo de las emisiones de N₂O:

Análisis gasfluxes:

Se instala y abre la librería correspondiente al paquete "Gasfluxes"

```
> library("gasfluxes")
```

Se carga la base de datos correspondiente:

```
> fluxMeas_N2O_todo5min <-
read_excel("Data/BaseR_N2O/BaseR_N2O_5min_todosriego2.xlsx")
```

Se aplica la función "gasfluxes"

```
> gasfluxes(fluxMeas_N2O_todo5min, .id = "serie", .V = "V", .A = "A",
.times = "time", .C = "C", methods = c("linear", "robust linear", "HMR",
"NDFE"), k_HMR = log(1.5), k_NDFE = log(0.01), verbose = FALSE,
plot = FALSE)
```

Asignación del valor del flujo mínimo detectable estimado en <https://sae-interactive-data.ethz.ch/minflxlim/>

```
> f.detect <- 0.4246538
```

Determinación del valor "t.meas" correspondiente al tiempo de cierre de la cámara

```
> t.meas3 <- max(fluxMeas_N2O_todo5min$time)
```

resultado t.meas: 0.090833333262708

Se asigna un nuevo nombre a la función "gasfluxes" para su posterior aplicación en la función "selectfluxes":

```
> resN2O_5t <- gasfluxes(fluxMeas_N2O_todo5min,.id = "serie", .V =  
"V", .A = "A",.times = "time", .C = "C",methods = c("linear", "robust  
linear", "HMR"), verbose = FALSE, plot = FALSE)
```

```
> selectfluxes(resN2O_5t, "kappa.max", f.detect = f.detect, t.meas =  
t.meas)
```

Los resultados se guardan en una hoja de cálculo para su posterior análisis:

```
> write.table(resN2O_5t, file="Res_N2O_5mintodo_18oct.csv",  
row.names = FALSE, sep = " , ")
```

Anexo 5.- Flujo mínimo detectable y ajuste de datos mediante la función “Selectfluxes” del paquete de R “Gasfluxes”.

A continuación se enlista el flujo mínimo detectable para cada gas estimado en <https://sae-interactive-data.ethz.ch/minflxlim/>:

- CO₂: -283.615
- CH₄: - 1.7135
- N₂O: -0.4247

En cuanto al ajuste de los datos; en el caso del CO₂, el 26.44 % de los datos se ajustaron al modelo de Regresión de Hutchinson-Mosier (HMR) y el resto de los datos presentaron un ajuste lineal robusto. El 97.7 % de los datos de CH₄ se ajustó a un modelo de regresión lineal robusto, mientras que, el resto se ajustó al modelo HMR. Finalmente, en el caso del N₂O, el 87.36 % de los datos se ajustaron al modelo de regresión lineal robusto y el 12.64 % restante al modelo HMR. La regresión lineal robusta es una alternativa del modelo de regresión lineal tradicional que es menos sensible a la presencia de valores atípicos (outliers).

Anexo 6.- Balance hídrico de los lisímetros por evento de riego.

Se determinó el balance hídrico de cada lisímetro por evento de riego a partir de la diferencia entre las entradas y salidas de agua del sistema. Para todos los lisímetros, el balance se determinó con base en la diferencia en peso de cada lisímetro previo, posterior y 3-5 días después del riego. El volumen de agua aplicado se consideró la entrada principal de agua al sistema. El agua de lluvia se incluyó dentro del balance únicamente si esta se presentó el día del riego y/o dentro de los 3-5 días posteriores al mismo. Dentro de las salidas, se consideró el volumen de agua perdido vía escorrentía (determinada manualmente con ayuda de una probeta), condición frontera (C. frontera), percolación profunda (efluente), cápsulas de succión, volumen de agua retenido en el suelo y evapotranspiración (EVT). Está última constituye la única salida no evaluada cuantitativamente, por lo que se asume que corresponde a la diferencia entre las entradas y salidas, es decir:

$$EVT = R + PP - E - CF - CS - ES \pm \Delta S$$

Donde:

EVT: evapotranspiración

R: volumen de agua aplicado durante el riego con AR o AT.

PP: volumen de agua resultante de un evento de lluvia.

E: agua de percolación (efluente).

CF: volumen de agua recolectado a partir de la condición frontera establecida.

CS: volumen recolectado en las cápsulas de succión instaladas a 20, 50 y 80 cm de profundidad.

ES: volumen de agua resultante de la escorrentía superficial.

ΔS : cambio en la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo (vol. retenido), basado en el cambio de peso del lisímetro a lo largo del tiempo.

En este caso, el volumen de agua aplicado se determinó a partir de la diferencia en peso entre el momento previo y posterior a la aplicación del agua de riego. No obstante, la llave de percolación permanece abierta con la finalidad de asemejar las condiciones de percolación profunda naturales del sitio, lo que ocasiona que el peso registrado fluctúe entre el agua que entra y sale. Lo anterior puede ocasionar que, tanto R como PP, no se determinen con exactitud y arrojen valores de EVP negativos, tal es el caso del balance hídrico del L3 durante el mes de diciembre. Klammler y colaboradores (2014) reportan una situación similar en su estudio, en donde presentaron valores de EVP negativos, lo cual lo atribuyen a la dificultad de determinar con exactitud el volumen de agua que entra al lisímetro durante un evento de lluvia. En tales casos, la EVT se interpreta como ausente o cero.

El balance hídrico correspondiente a cada lisímetro a lo largo del periodo de estudio se muestra a continuación:

Tabla A8.- Balance hídrico del L1 correspondiente a cada evento de riego llevado a cabo de agosto a diciembre del 2019.

Balance hídrico L1		Ago/sept 2019	Octubre 2019	Noviembre 2019	Diciembre 2019
Entradas	Agua riego	29.84	45.80	172.70	169.21
	pp	0.00	16.69	0.00	0.00
Salidas	Vol retenido	0.67	41.25	57.62	77.47
	Efluente	16.10	0.10	60.80	69.70
	C frontera	0.55	7.50	9.85	7.50
	Lisímetros succión	0.00	0.00	0.02	0.06
	Escorrentía	0.00	0.00	5.80	0.00
	EVT	12.52	13.64	38.62	14.48
BH (error balance)	E - S	0.00	0.00	0.00	0.00
Días		26-28/08/19	14-17/10/19	25-29/11/19	16-20/12/19

Nota: pp: precipitación o agua resultante de un evento de lluvia; C. frontera: condición frontera; EVT: evapotranspiración; BH: balance hídrico. Se especifica el periodo en días dentro del cual se determinó el balance hídrico.

Tabla A9. Balance hídrico del L2 correspondiente a cada evento de riego llevado a cabo de agosto a diciembre del 2019.

Balance hídrico L2		Ago/sept 2019	Octubre 2019	Noviembre 2019	Diciembre 2019
Entradas	Agua riego	52.84	48.36	172.80	194.80
	pp	0.00	18.21	0.00	0.00
Salidas	Vol retenido	10.34	39.73	64.36	82.64
	Efluente	25.00	8.40	64.50	76.40
	C frontera	3.77	6.00	6.65	11.00
	Lisímetros succión	0.02	0.00	0.10	0.03
	Escorrentía	0.00	0.00	0.00	0.00
	EVT	13.71	12.44	37.19	24.74
BH (error balance)	E - S	0.00	0.00	0.00	0.00
Días		3-5/09/19	14-17/10/19	25-29/11/19	16-20/12/19

Nota: pp: precipitación o agua resultante de un evento de lluvia; C. frontera: condición frontera; EVT: evapotranspiración; BH: balance hídrico. Se especifica el periodo en días dentro del cual se determinó el balance hídrico.

Tabla A10. Balance hídrico del L3 correspondiente a cada evento de riego llevado a cabo de agosto a diciembre del 2019.

Balance hídrico L3		Ago/sept 2019	Octubre 2019	Noviembre 2019	Diciembre 2019
Entradas	Agua riego	59.31	58.41	132.80	145.30
	pp	0.00	18.54	0.00	0.00
Salidas	Vol retenido	0.49	41.59	35.50	44.95
	Efluente	47.40	17.00	54.80	77.80
	C frontera	4.75	6.10	6.08	4.95
	Lisímetros succión	0.00	0.00	0.04	0.10
	Escorrentía	0.00	0.00	20.30	27.50
	EVT	6.67	12.26	16.08	-10.00
BH (error balance)	E - S	0.00	0.00	0.00	0.00
Días		27-28/08/19	14-17/10/19	25-29/11/19	16-20/12/19

Nota: pp: precipitación o agua resultante de un evento de lluvia; C. frontera: condición frontera; EVT: evapotranspiración; BH: balance hídrico. Se especifica el periodo en días dentro del cual se determinó el balance hídrico.

Tabla A11. Balance hídrico del L4 correspondiente a cada evento de riego llevado a cabo de agosto a diciembre del 2019.

Balance hídrico L4		Ago/sept 2019	Octubre 2019	Noviembre 2019	Diciembre 2019
Entradas	Agua riego	53.65	48.34	166.00	180.56
	pp	0.00	19.74	0.00	0.00
Salidas	Vol retenido	11.00	46.27	71.93	74.60
	Efluente	24.80	0.00	48.60	71.40
	C frontera	2.30	11.50	9.40	16.10
	Lisímetros succión	0.02	0.00	0.02	0.03
	Escorrentía	0.00	0.00	21.00	0.00
	EVT	15.53	10.31	15.06	18.43
BH (error balance)	E - S	0.00	0.00	0.00	0.00
Días		3-5/09/19	14-17/10/19	25-29/11/19	16-20/12/19

Nota: pp: precipitación o agua resultante de un evento de lluvia; C. frontera: condición frontera; EVT: evapotranspiración; BH: balance hídrico. Se especifica el periodo en días dentro del cual se determinó el balance hídrico.

Tabla A12. Balance hídrico del L5 correspondiente a cada evento de riego llevado a cabo de octubre a diciembre del 2019.

Balance hídrico L5		Octubre 2019	Noviembre 2019	Diciembre 2019
Entradas	Agua riego	43.56	146.70	165.79
	pp	16.60	0.00	0.00
Salidas	Vol retenido	37.37	46.66	72.51
	Efluente	3.70	61.10	69.30
	C frontera	7.80	12.30	4.60
	Lisímetros succión	0.00	0.04	0.02
	Escorrentía	0.00	17.00	0.00
	EVT	11.29	9.60	19.36
BH (error balance)	E - S	0.00	0.00	0.00
Días		14-17/10/19	25-29/11/19	16-20/12/19

Nota: pp: precipitación o agua resultante de un evento de lluvia; C. frontera: condición frontera; EVT: evapotranspiración; BH: balance hídrico. Se especifica el periodo en días dentro del cual se determinó el balance hídrico.

Tabla A13. Balance hídrico del L6 correspondiente a cada evento de riego llevado a cabo de agosto a diciembre del 2019.

Balance hídrico L6		Ago/sept 2019	Octubre 2019	Noviembre 2019	Diciembre 2019
Entradas	Agua riego	65.84	51.74	159.60	171.83
	pp	3.04	22.50	0.00	0.00
Salidas	Vol retenido	16.28	51.82	70.27	67.08
	Efluente	33.60	3.00	55.40	75.50
	C frontera	2.80	6.90	6.26	13.80
	Lisímetros succión	0.05	0.00	0.05	0.06
	Escorrentía	0.00	0.00	3.50	11.00
	EVT	16.15	12.52	24.12	4.39
BH (error balance)	E - S	0.00	0.00	0.00	0.00
Días		9-11/09/19	14-17/10/19	25-29/11/19	16-20/12/19

Nota: pp: precipitación o agua resultante de un evento de lluvia; C. frontera: condición frontera; EVT: evapotranspiración; BH: balance hídrico. Se especifica el periodo en días dentro del cual se determinó el balance hídrico.

Anexo 7.- Flujos de CO₂, N₂O y CH₄ registrados a lo largo del estudio (agosto-diciembre 2019)

Tabla 14.- Flujo de C-CO₂ (mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹), CH₄ (mg C-CH₄ m⁻² h⁻¹) y N₂O (mg N-N₂O m⁻² h⁻¹) correspondientes a los eventos de riego moderado (agosto/septiembre y octubre 2019). Los lisímetros 1, 3 y 5 se regaron con agua tratada (AT), mientras que los lisímetros 2, 4 y 6 se regaron con agua residual (AR).

Tipo de riego	Lisímetro	Momento de medición	Agosto/septiembre			Octubre		
			Flujo CO ₂ (mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)	Flujo CH ₄ (mg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)	Flujo N ₂ O (mg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)	Flujo CO ₂ (mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)	Flujo CH ₄ (mg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)	Flujo N ₂ O (mg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)
Riego moderado AT	L1	PR	368.592	0.108	-0.054	1323.469	-0.362	0.039
		DR	396.237	-0.934	-0.101	752.133	0.091	0.237
		24 h DR	378.259	-0.225	0.241	858.840	-0.301	0.051
		48 h DR	*	*	*	974.047	-0.196	0.027
	L3	PR	553.677	-0.267	-0.059	1254.863	-0.263	-0.083
		DR	1672.188	-0.939	-0.041	1192.570	-0.063	0.160
		24 h DR	845.927	-2.913	-0.379	721.872	-0.502	-0.036
		48 h DR	*	*	*	806.710	-0.161	0.004
	L5	PR	*	*	*	554.408	-0.062	0.010
		DR	*	*	*	1658.690	-0.217	0.284
		24 h DR	*	*	*	456.081	-0.162	0.062
		48 h DR	*	*	*	466.572	-0.153	0.002
Riego moderado AR	L2	PR	413.462	0.433	-0.054	683.057	-0.053	-0.069
		DR	645.421	0.695	-0.228	1133.816	3.463	-0.078
		24 h DR	783.312	-0.209	-0.092	609.595	0.058	-0.078
		48 h DR	*	*	*	536.758	-0.028	-0.003
	L4	PR	754.443	0.005	-0.030	1099.794	0.139	-0.069
		DR	934.115	1.904	-0.253	1353.440	6.722	-0.097
		24 h DR	814.464	-0.258	-0.002	823.556	-0.212	0.059
		48 h DR	*	*	*	788.475	-0.137	-0.003
	L6	PR	474.535	-0.381	-0.098	912.896	-0.089	0.059
		DR	634.941	8.951	-0.094	1174.103	3.144	0.139
		24 h DR	570.476	-0.438	0.166	812.957	-0.348	-0.006
		48 h DR	*	*	*	630.341	-0.066	0.028

Nota: PR: previo al riego; DR: después del riego; 24 h DR: 24 horas después del evento de riego; 48 h DR: 48 después del evento de riego; * sin dato; AT: agua tratada; AR: agua residual.

Tabla A15.- Flujo de C-CO₂ (mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹), CH₄ (mg C-CH₄ m⁻² h⁻¹) y N₂O (mg N-N₂O m⁻² h⁻¹) correspondientes a los eventos de riego por inundación (noviembre y diciembre 2019). Los lisímetros 1, 3 y 5 se regaron con agua tratada (AT), mientras que los lisímetros 2, 4 y 6 se regaron con agua residual (AR).

Tipo de riego	Lisímetro	Momento de medición	Noviembre			Diciembre		
			Flujo CO ₂ (mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)	Flujo CH ₄ (mg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)	Flujo N ₂ O (mg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)	Flujo CO ₂ (mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)	Flujo CH ₄ (mg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)	Flujo N ₂ O (mg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)
Riego por inundación AT	L1	PR	666.149	-0.100	0.018	620.331	0.051	0.033
		DR	1014.654	0.052	0.527	573.573	0.036	0.008
		24 h DR	1020.954	-0.065	0.566	1335.143	-0.043	2.055
		48 h DR	693.337	0.230	0.330	579.003	0.060	0.070
	L3	PR	467.489	0.077	-0.007	344.650	0.107	0.027
		DR	1792.137	-0.045	0.733	1448.211	0.042	0.303
		24 h DR	638.219	-0.062	0.385	701.023	0.019	0.703
		48 h DR	534.384	0.006	0.100	463.208	-0.106	0.217
	L5	PR	722.744	0.068	-0.031	394.236	0.057	-0.002
		DR	2865.471	-0.022	1.224	1047.147	0.035	0.012
		24 h DR	727.495	0.121	1.015	841.984	0.015	0.689
		48 h DR	512.389	-0.054	0.188	497.168	-0.011	0.175
Riego por inundación AR	L2	PR	643.485	-0.121	-0.00001	558.300	-0.106	-0.009
		DR	2418.227	2.764	0.716	1325.467	10.928	0.329
		24 h DR	1226.280	-0.075	3.053	922.149	0.085	1.636
		48 h DR	768.823	0.046	0.892	604.207	0.037	0.230
	L4	PR	560.624	0.060	-0.020	550.716	0.029	-0.038
		DR	1553.738	0.478	2.334	629.612	4.611	0.850
		24 h DR	1078.251	-0.048	0.931	1259.412	0.254	1.018
		48 h DR	679.808	-0.141	0.307	574.130	0.034	0.178
	L6	PR	597.602	-0.017	0.009	574.083	-0.081	0.019
		DR	411.250	0.161	0.033	609.915	7.430	0.388
		24 h DR	1681.431	0.090	3.900	1119.323	0.026	1.031
		48 h DR	730.836	-0.026	0.550	548.879	-0.054	0.276

Nota: PR: previo al riego; DR: después del riego; 24 h DR: 24 horas después del evento de riego; 48 h DR: 48 después del evento de riego; * sin dato; AT: agua tratada; AR: agua residual.

Tabla A16.- Suma y proporción de valores positivos, negativos y datos faltantes para cada gas.

Flujos	Flujos CO ₂			Flujos CH ₄			Flujos N ₂ O		
	AT	AR	Total	AT	AR	Total	AT	AR	Total
Negativos	0	0	0	25	20	45	10	20	30
Positivos	42	45	87	17	25	42	32	25	57
Datos Faltantes (*)	6	3	9	6	3	9	6	3	9
Suma total de datos	48	48	96	48	48	96	48	48	96
Proporción de flujos negativos (%)	0.0	0.0	0.0	52.1	41.7	46.9	20.8	41.7	31.3
Proporción de flujos positivos (%)	87.5	93.8	181.3	35.4	52.1	43.8	66.7	52.1	59.4
Proporción de datos faltantes (*) (%)	12.5	6.3	18.8	12.5	6.3	9.4	12.5	6.3	9.4
Suma total de proporciones (%)	100	100	200	100	100	100	100	100	100

Anexo 8.- Evolución temporal de la concentración de NH_4^+ y NO_3^- por lisímetro en las muestras de agua (entrada y salida)

- Riego de agosto-septiembre 2019:

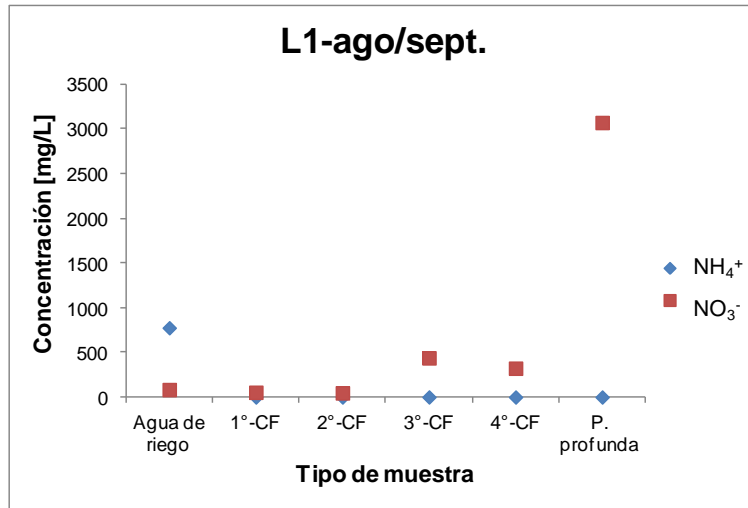


Figura A2.- Evolución temporal de la concentración de NH_4^+ y NO_3^- correspondiente al lisímetro 1 durante el riego de agosto-septiembre 2019. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda.

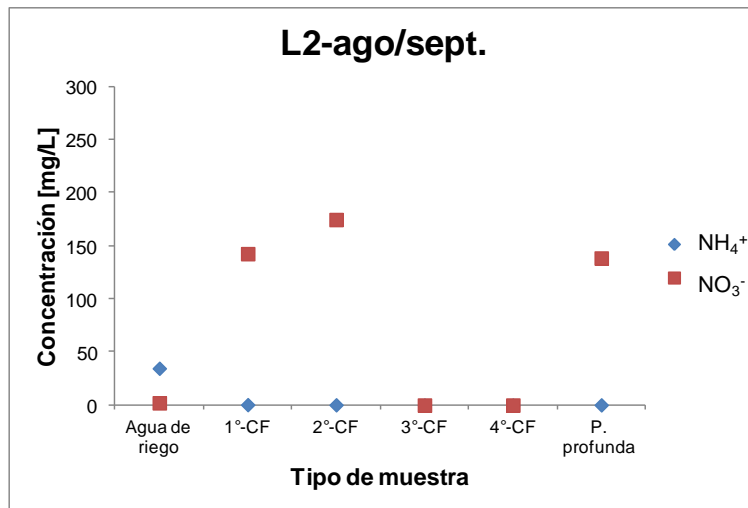


Figura A3.- Evolución temporal de la concentración de NH_4^+ y NO_3^- correspondiente al lisímetro 2 durante el riego de agosto-septiembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda.

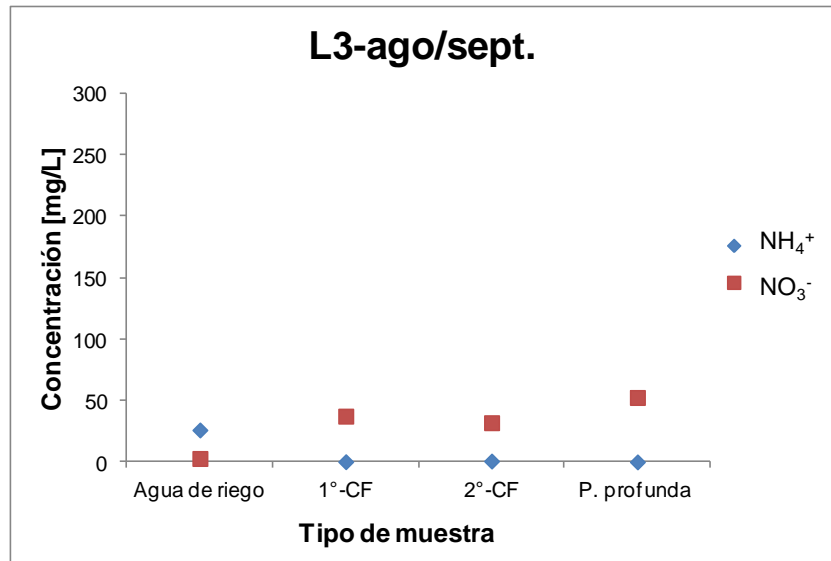


Figura A4.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 3 durante el riego de agosto-septiembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

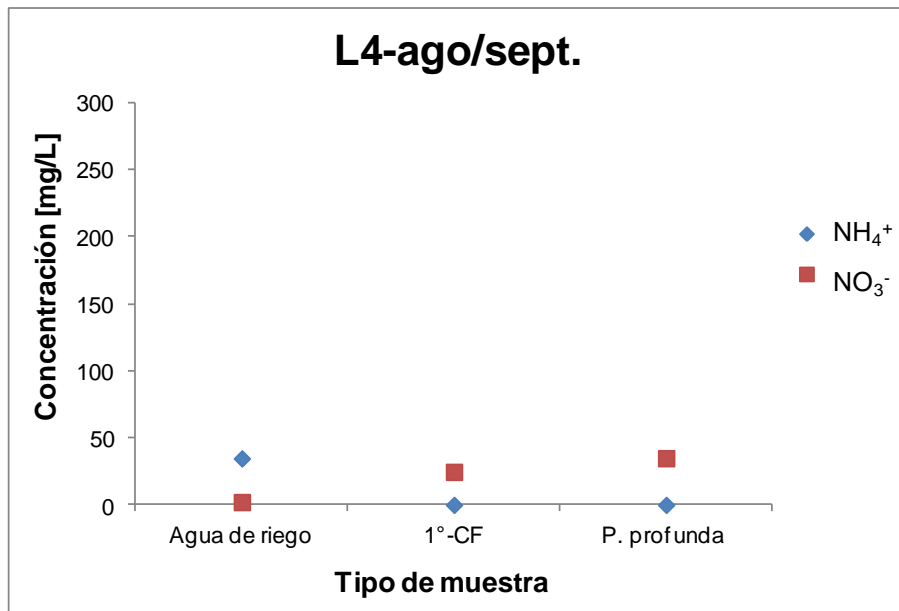


Figura A5.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 4 durante el riego de agosto-septiembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

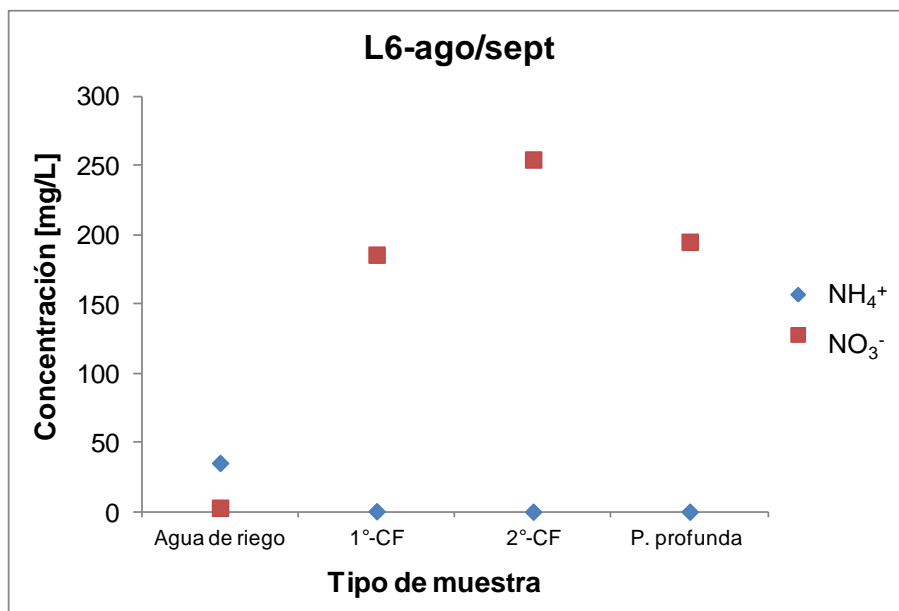


Figura A6.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 6 durante el riego de agosto-septiembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

- Riego de octubre 2019

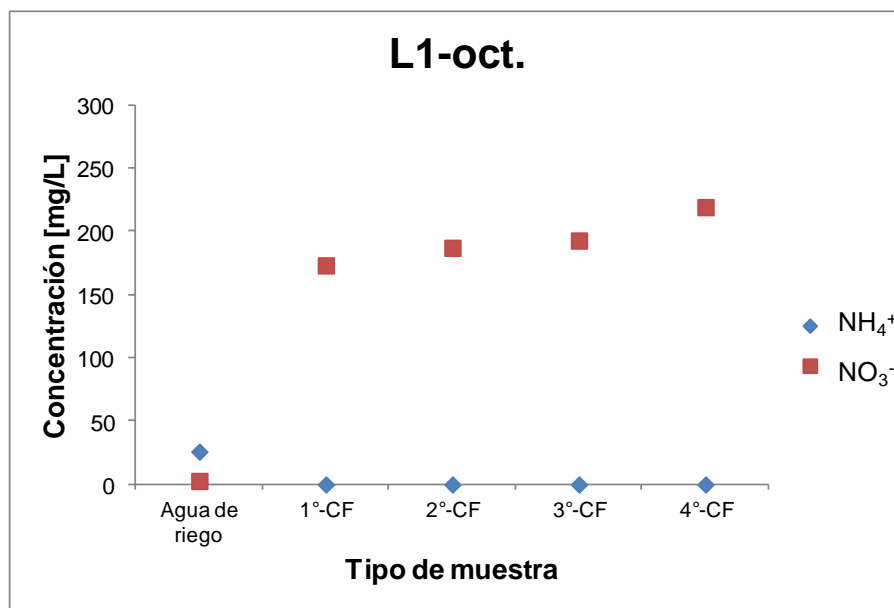


Figura A7.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 1 durante el riego de octubre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

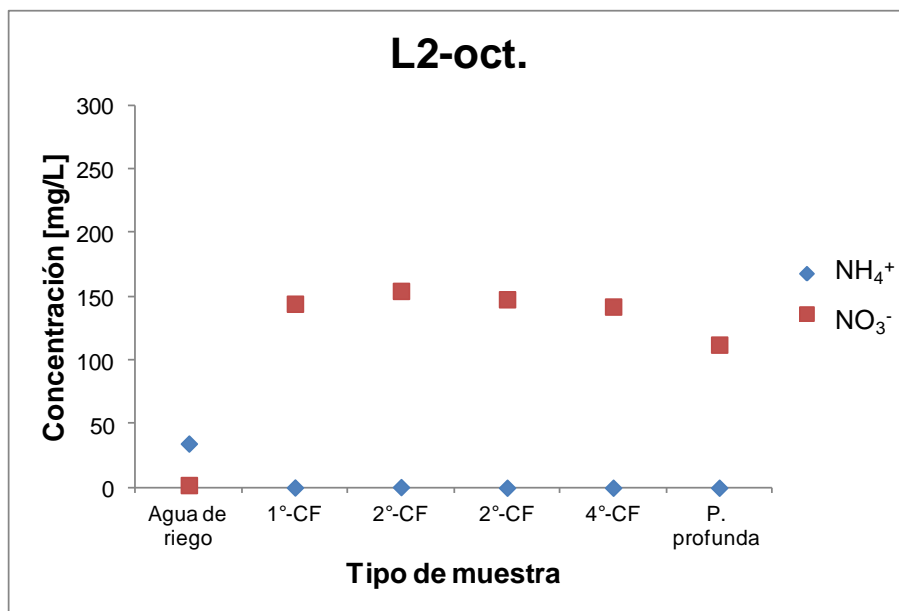


Figura A8.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 2 durante el riego de octubre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

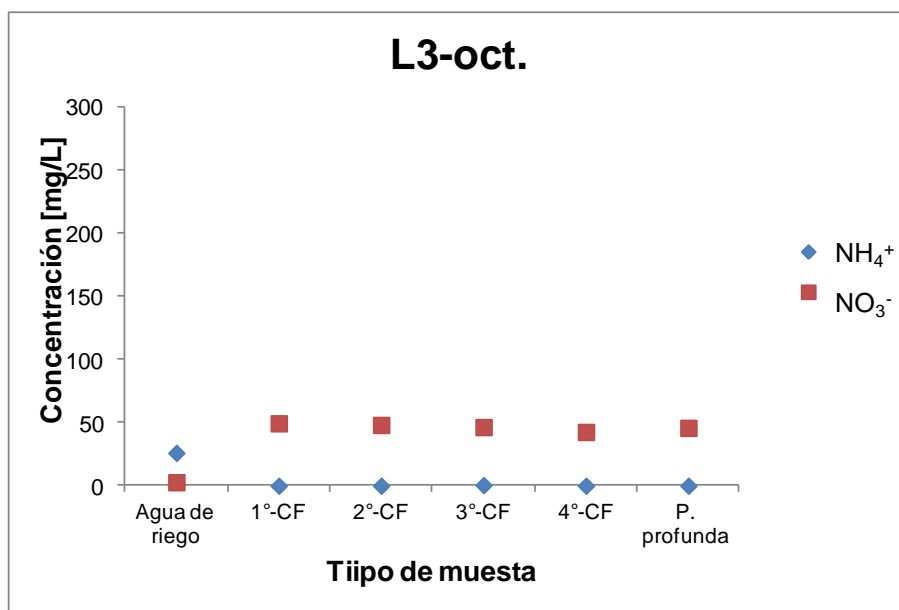


Figura A9.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 3 durante el riego de octubre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

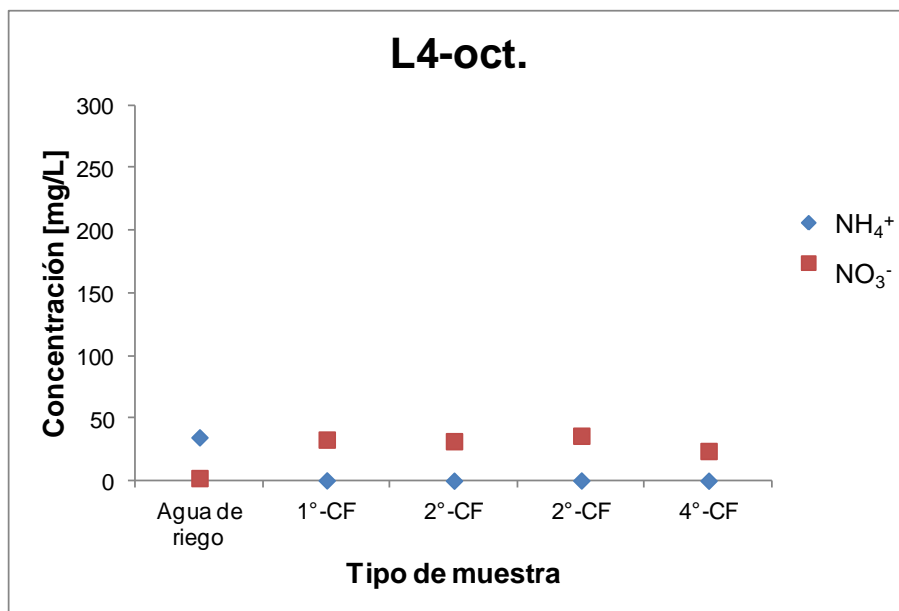


Figura A10.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 4 durante el riego de octubre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

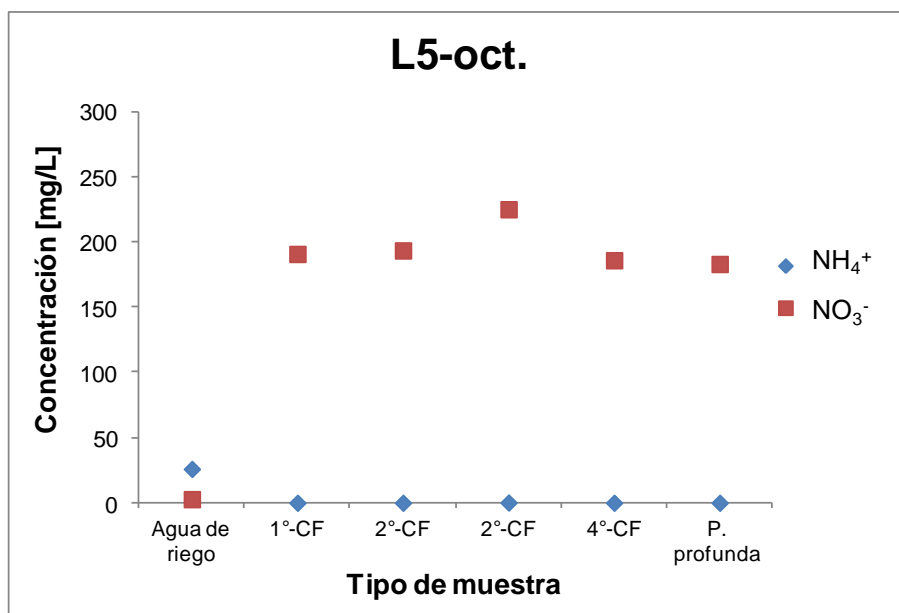


Figura A11.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 5 durante el riego de octubre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

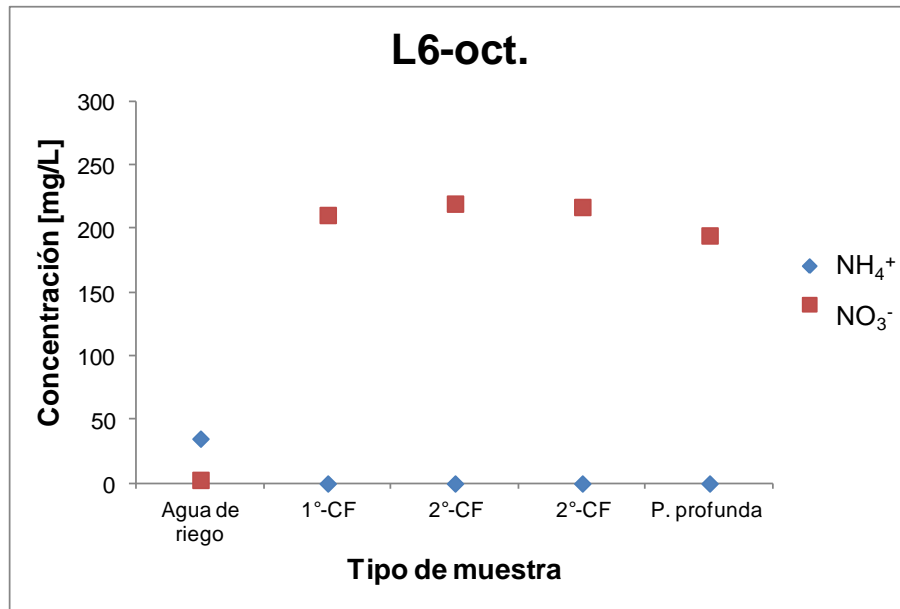


Figura A12.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 6 durante el riego de octubre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

- Riego de noviembre 2019

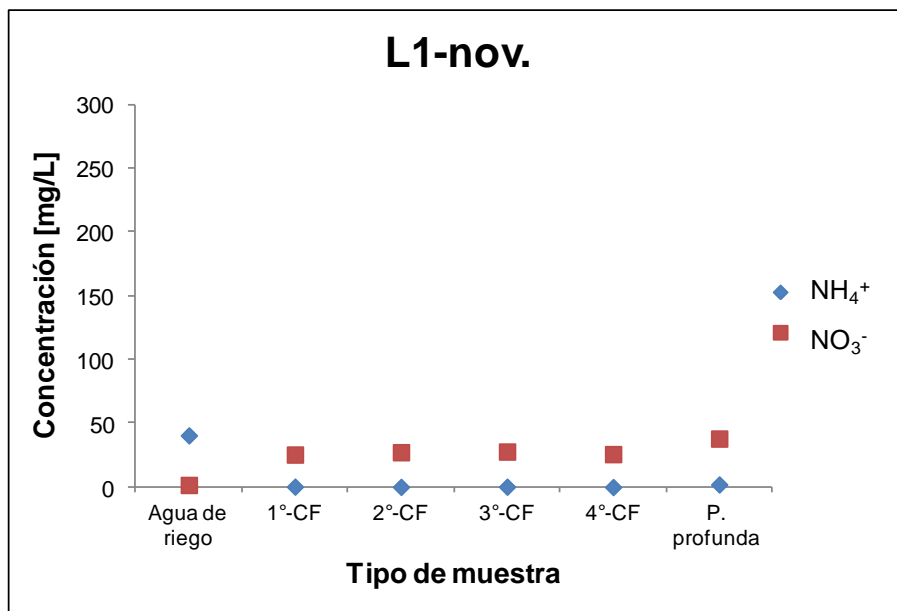


Figura A13.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 1 durante el riego de noviembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

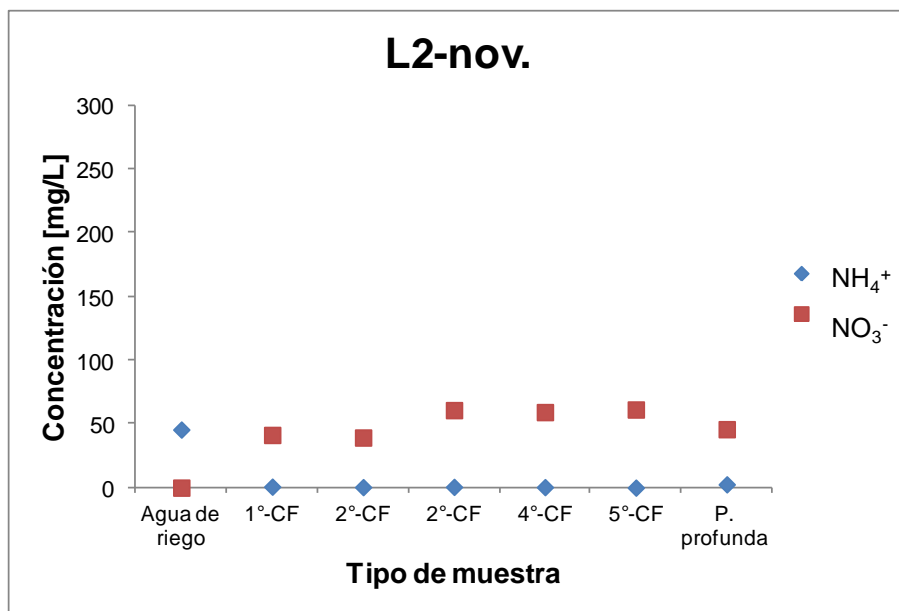


Figura A14.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 2 durante el riego de noviembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

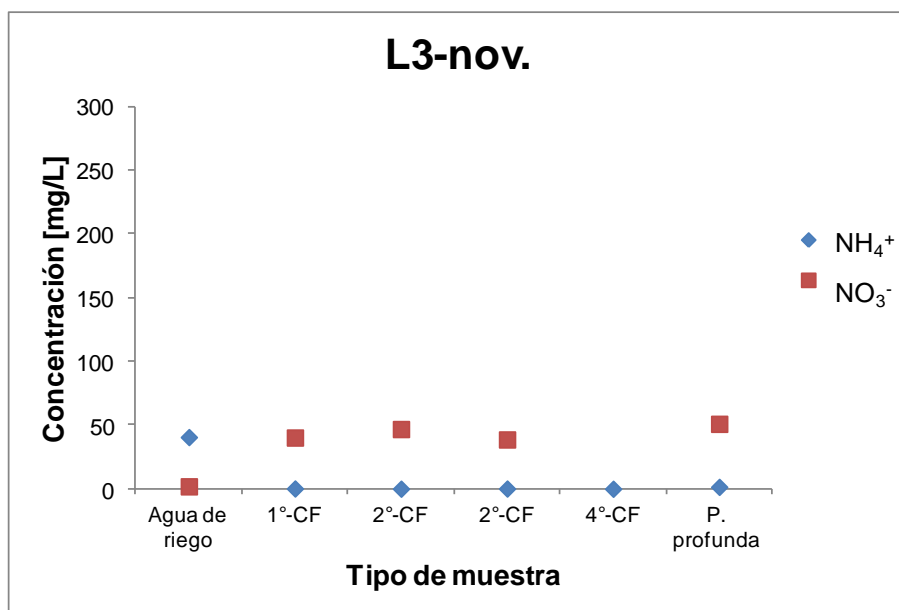


Figura A15.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 3 durante el riego de noviembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

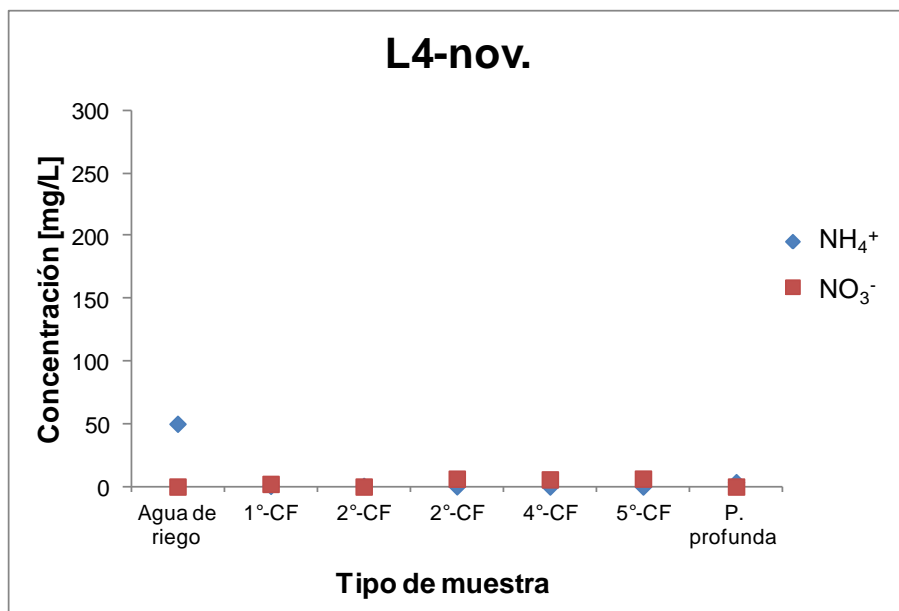


Figura A16.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 4 durante el riego de noviembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

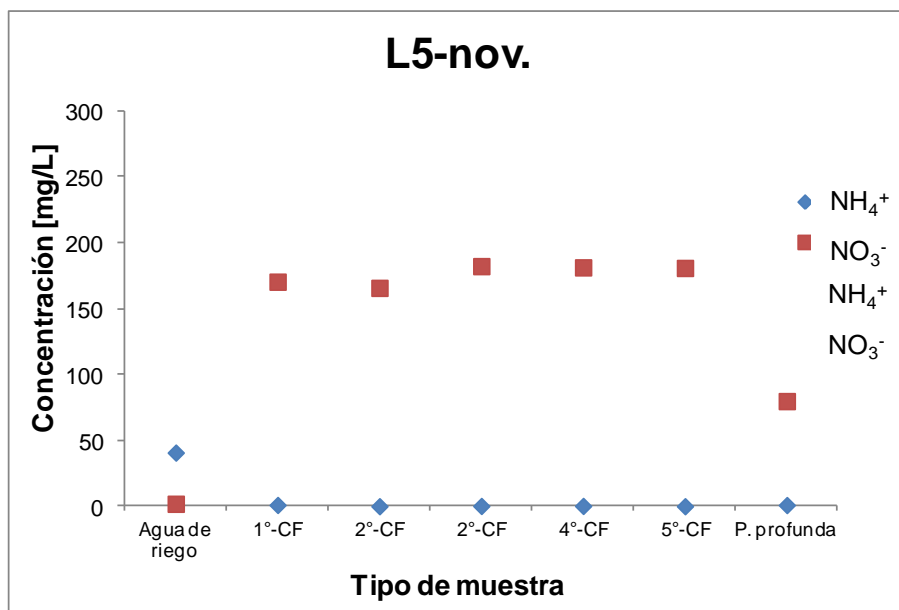


Figura A17.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 5 durante el riego de noviembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

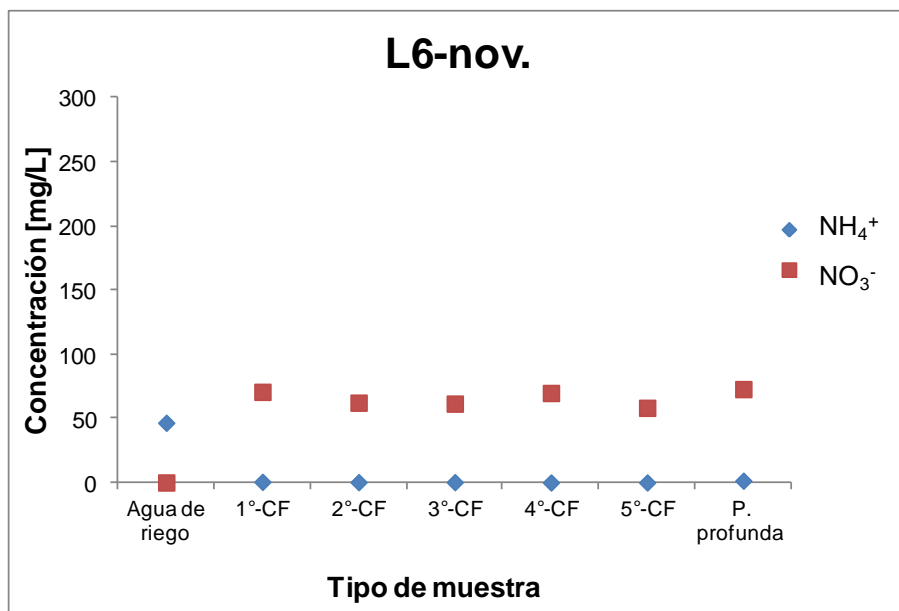


Figura A18.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 6 durante el riego de noviembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

- Riego de diciembre 2019

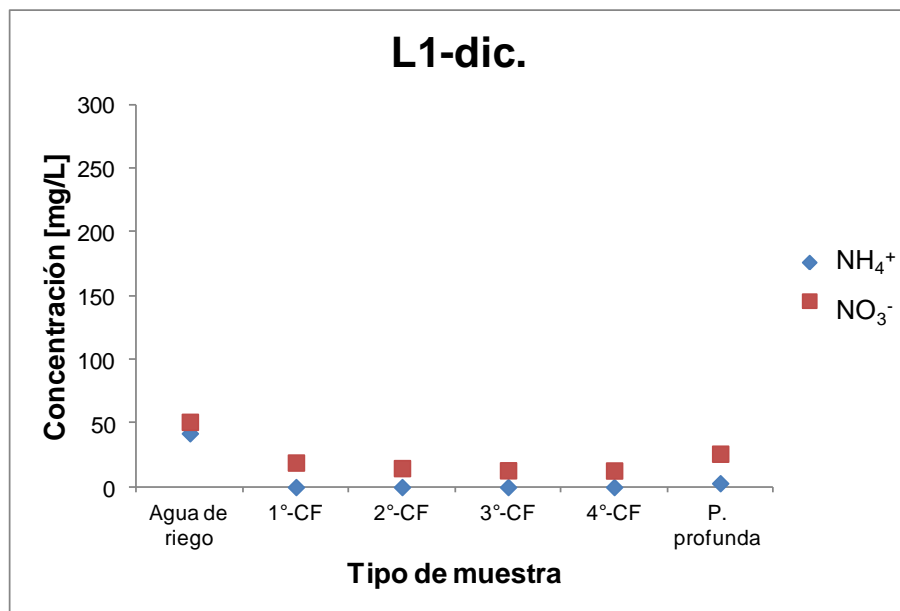


Figura A19.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 1 durante el riego de diciembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

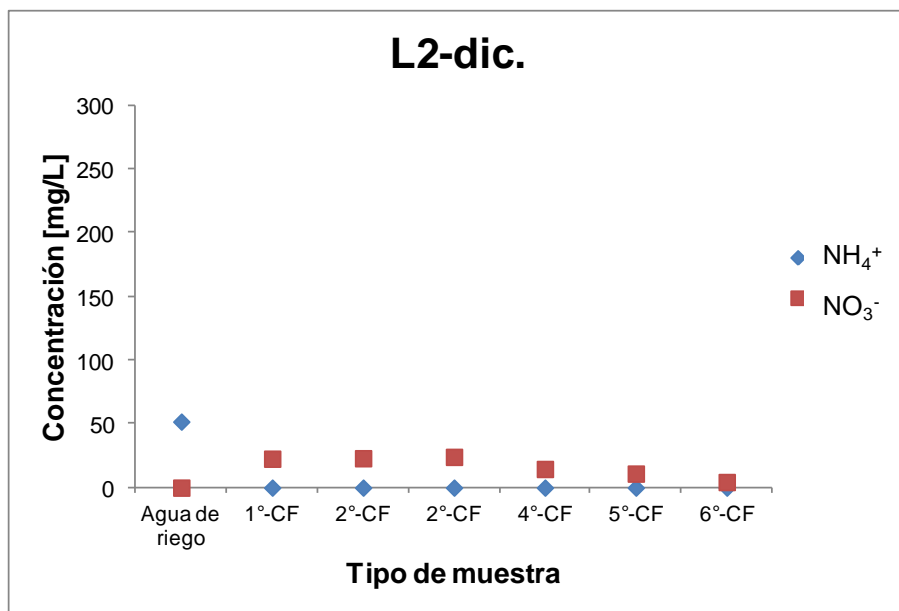


Figura A20.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 2 durante el riego de diciembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

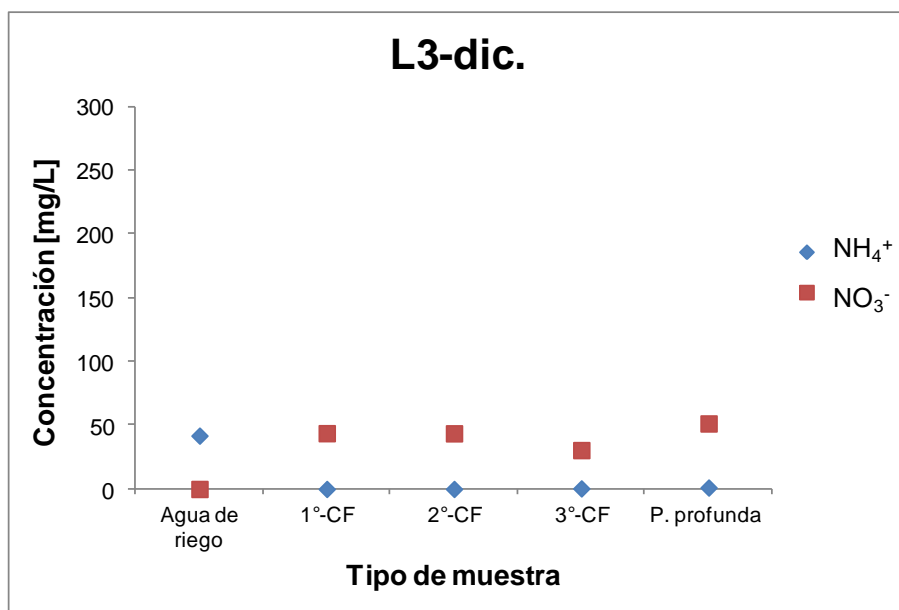


Figura A21.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 3 durante el riego de diciembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

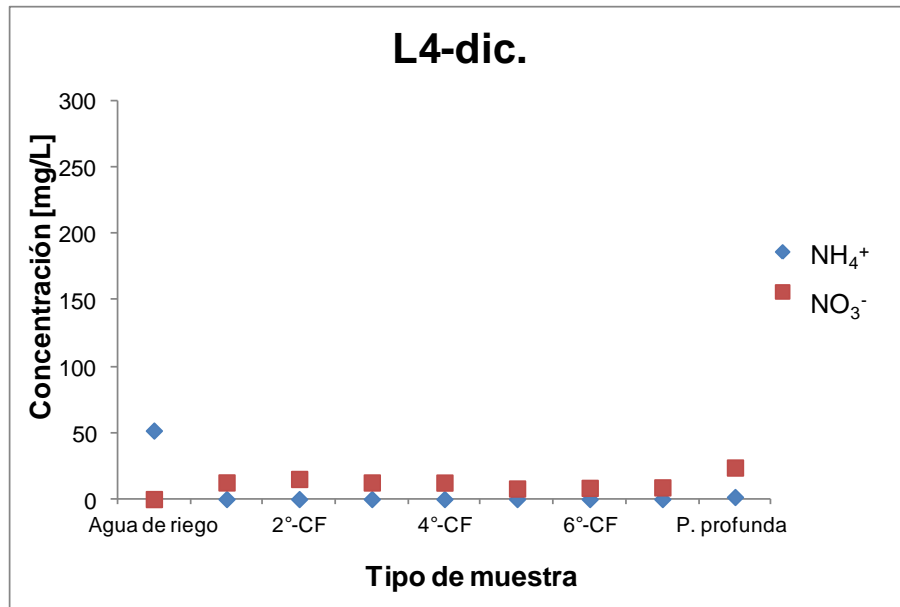


Figura A22.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 4 durante el riego de diciembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

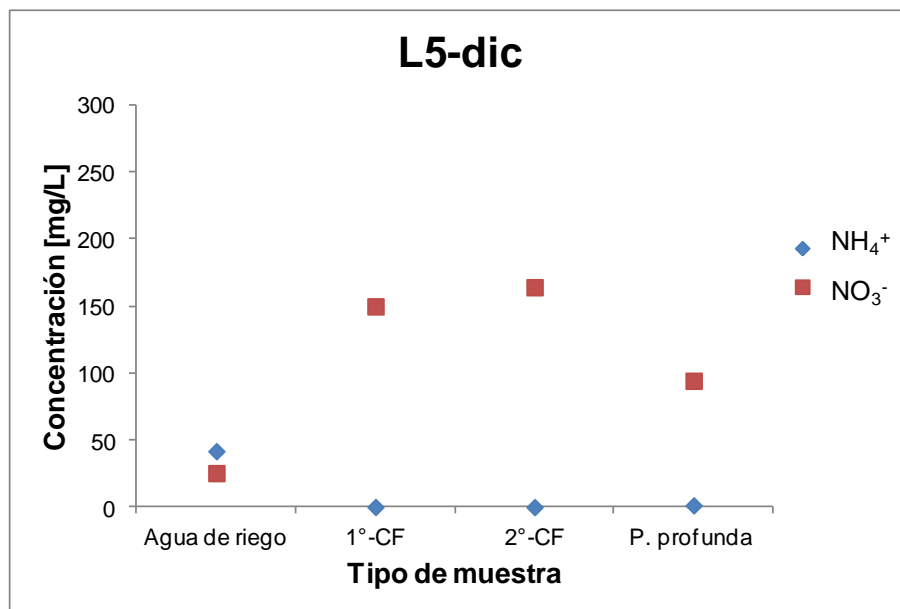


Figura A23.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 5 durante el riego de diciembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda

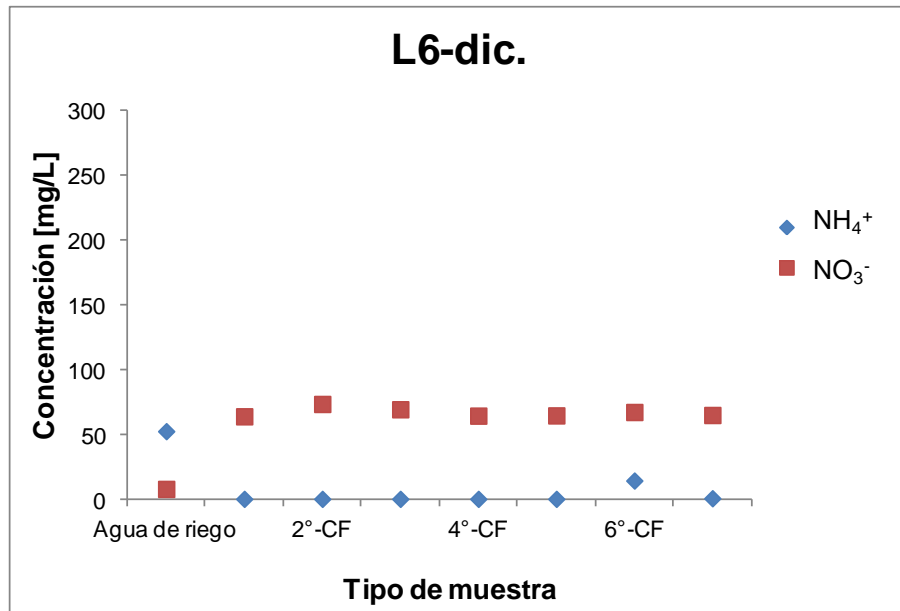


Figura A24.- Evolución temporal de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ correspondiente al lisímetro 6 durante el riego de diciembre. CF: condición frontera; P. profunda: percolación profunda