



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS
COLEGIO DE GEOGRAFÍA

ANÁLISIS DE LA EMISIÓN DE CONTAMINANTES AL
AMBIENTE POR PRÁCTICAS AGRÍCOLAS: USO DEL
ESTIÉRCOL COMO ENMIENDA PARA EL SUELO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
LICENCIADO EN GEOGRAFÍA

PRESENTA :

León Felipe Ramírez Soto

DIRECTOR DE TESIS:

Dra. Blanca Lucía Prado Pano



Ciudad Universitaria, CDMX 2017.



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

Agradecimientos

A la Dra. Blanca Prado, por aceptar ser mi asesora, por enseñarme, por la paciencia que me tuvo, por su amabilidad.

A la Dra. Lucy Mora por todo el apoyo que me brindó a lo largo de todo este proceso que es la tesis, sobretodo, en el trabajo de laboratorio. También a Mario Cayetano y a todas las personas que conocí, ayudé y me ayudaron en el laboratorio de edafología.

A la Dra. Blanca González por hacer que los suelos fueran mucho más interesantes de lo que ya eran para mí, y por enseñarnos a ser geógrafos de los suelos.

A la profesora Margarita Franco y al profesor Jorge Mengelle por los comentarios que aportaron para la realización de este trabajo.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, en especial al Instituto de Geología por permitirme desarrollar el experimento dentro de sus instalaciones. A la Dra. Olivia Zamora Martínez, responsable del Laboratorio de Cromatografía, LANGEM de la UNAM; al Lic. René Alcalá Martínez, responsable del Laboratorio de Física de Suelos; a la M. en C. Kumiko Shimada Miyasaka, responsable del Laboratorio de Edafología Ambiental; a la M. en C. Iris Suárez Quijada, responsable técnico del invernadero del departamento de edafología del Instituto de Geología, UNAM,

Al proyecto DGAPA-PAPIIT IN105715 y el proyecto CONACYT 220489, por el financiamiento de la investigación.

A la familia Zanella Specia, por permitirnos experimentar con sus suelos y por el apoyo brindado en el trabajo de campo, ambos fundamentales para el desarrollo de este trabajo.

Dedicatoria

A mi familia, por su apoyo y cariño incondicional.

A los que lamentablemente ya no están pero que siempre los tengo presentes.

A mis amigos que estuvieron en las malas y en las buenas, por hacer que mi estancia en la CDMX fuera muy grata.

"En América Latina, tenemos campos sin nadie y enormes hormigueros urbanos: las mayores ciudades del mundo, y las más injustas. Expulsados por la agricultura de exportación, y por la erosión de sus tierras, los campesinos invaden suburbios. Ellos creen que Dios está en todas partes, pero por experiencia saben que atiende en las grandes urbes."

-Eduardo Galeano en Patas arriba: la escuela del mundo al revés

"La tierra demanda el esfuerzo, la dignidad y la esperanza del hombre."

-José Revueltas

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	6
OBJETIVO GENERAL	8
OBJETIVOS PARTICULARES.....	8
CAPÍTULO 1: MARCO TEÓRICO	9
EL SUELO.....	9
<i>Uso agrícola</i>	15
<i>Degradación de suelos</i>	18
APLICACIÓN DE ABONO EN EL SUELO: USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS.....	20
<i>Beneficios</i>	21
<i>Tipos de enmiendas orgánicas</i>	22
EMISIÓN DE CONTAMINANTES POR USO DE ESTIÉRCOL COMO ABONO.....	25
<i>Emisión de gases de efecto invernadero</i>	27
<i>Antibióticos veterinarios</i>	31
DESTINO AMBIENTAL DE LOS CONTAMINANTES DEL ESTIÉRCOL USADO COMO ABONO.....	33
<i>Suelo como receptor de contaminantes</i>	33
<i>Contaminantes en el agua</i>	34
CAPÍTULO 2: MATERIALES Y MÉTODOS	37
MEDICIÓN DE BROMURO.....	46
MEDICIÓN DE CONCENTRACIÓN DEL TMT.....	47
MEDICIÓN DE GASES EN LA COLUMNA.....	48
CAPITULO 3: RESULTADOS	51
CARACTERIZACIÓN DEL SUELO.....	52
CARACTERIZACIÓN DE LOS ESTIÉRCOLES.....	55
RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE LOS EXPERIMENTOS DE RIEGO DE LAS COLUMNAS DE SUELO.....	57
EMISIÓN DE GASES.....	72
CONCLUSIONES	89
BIBLIOGRAFÍA	92

INTRODUCCIÓN

Hoy en día uno de los grandes retos que se están planteando en todo el mundo, sobre todo en los países denominados como economías emergentes como es el caso de México, es el de satisfacer la demanda de producción de alimentos que exige tanto el mercado como la sociedad en general. En la modernidad, las prácticas agrícolas se han ido modificando en respuesta a diferentes procesos que aquejan a ésta demanda, por ejemplo, el cambio de usos de suelo por la expansión de la frontera agrícola, en la cual el suelo ha sido el principal agente en ser alterado, ya que se pretende cultivar en suelos con propiedades poco favorables para la agricultura volviéndolos más productivos, buscando sobre todo mejorar su fertilidad.

El uso del estiércol como mejorador de suelos es una práctica a la que se recurre frecuentemente dentro del manejo de las tierras agrícolas, ya que su uso ha mostrado tener grandes beneficios para las propiedades del suelo que favorecen a la fertilidad, y por ende a la productividad del mismo; por otra parte, también está su lado negativo, la cual se ve representada en la emisión de contaminantes al ambiente, como lo son los antibióticos de uso veterinario y los gases de efecto invernadero.

La aplicación de antibióticos veterinarios es una práctica usual en los sistemas pecuarios, por ello, es necesario realizar investigaciones sobre el comportamiento e impacto que tienen estos productos químicos cuando son depositados en el ambiente, ya que éstos son excretados por los animales vía orina o materia fecal (Krumar, *et al.*, 2005).

En nuestro país son pocos los estudios que tratan sobre el comportamiento y los efectos que provocan los antibióticos en los ecosistemas después de haber sido expulsados por los animales, ya sea como heces empleadas en la elaboración de abonos orgánicos o como deposiciones directas en el suelo, considerando, sobre todo, que en México la producción anual de estiércol es aproximadamente de 61 millones de toneladas por año (SAGARPA, 2007); y que la agricultura es una de

las principales actividades económicas que emiten más gases de efecto invernadero a la atmósfera.

La presente investigación aporta información sobre el efecto que tiene el uso de estiércol en la emisión de contaminantes al ambiente, en los siguientes aspectos: 1) el destino ambiental de un antibiótico de uso en veterinaria y cuya presencia en el estiércol es común, el trimetoprim (TMT), y 2) en la emisión de gases de efecto invernadero.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar mediante un experimento en columnas el efecto del estiércol, aplicado como mejorador de suelos agrícolas, en la generación de amoníaco (NH_3), dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) y metano (CH_4); así como en la lixiviación del antibiótico veterinario TMT.

Objetivos particulares

- Analizar mediante la captura de los lixiviados la movilidad del TMT durante tres periodos de riego en las columnas.
- Determinar las emisiones de NH_3 , CO_2 , N_2O y CH_4 antes y después de cada riego en las distintas columnas.
- Comparar el efecto del estiércol en la movilidad del TMT y la emisión de gases con una columna testigo.

La tesis está organizada en tres capítulos, en el primero se definen los conceptos necesarios y se explican los procesos que ocurren en la emisión de contaminantes al ambiente debido al uso del estiércol como abono, en el segundo capítulo se explica todo el procedimiento de los métodos ocupados para obtener los resultados, mientras que en el tercer capítulo se presentan los resultados con sus respectivas discusiones.

CAPÍTULO 1: MARCO TEÓRICO

La agricultura es una de las formas más antiguas que tiene la sociedad de relacionarse con su medio para obtener de sus servicios y recursos el sustento diario. A lo largo del tiempo esta relación ha ido cambiando en la medida que la ciencia y la tecnología han permitido modificar las prácticas agrícolas, permitiendo a la sociedad aumentar el rendimiento de su producción para alejarse del peligro de la hambruna (Reboratti, 2002), así como para satisfacer las necesidades del mercado. Sin embargo, algunas de estas prácticas han contribuido a la degradación de ecosistemas gracias al aporte de ciertos componentes nocivos al ambiente. Uno de los elementos del medio que se ve directamente afectado por estas prácticas, es el suelo.

El suelo

El suelo es un cuerpo natural dinámico sobre la superficie terrestre, producto de procesos de síntesis y destrucción, compuesto de materiales orgánicos y minerales, organismos, así como agua y aire, que se encuentran en interacción mediante procesos físicos, químicos y biológicos (Brady, *et al*, 2008; Gerrard, 2006). Es considerado por la FAO (2015) como un elemento natural finito, lo que implica que su pérdida y degradación no son reversibles en tiempo humano, se estima que un centímetro de suelo puede tardar hasta 1,000 años en formarse (FAO, 2015b). Para la Geografía, el suelo es un componente del conjunto geográfico que es necesario entender, ya que es un elemento que hay que preservar de procesos erosivos y de degradación; y lo aborda principalmente desde la influencia que tiene éste en los seres vivos, particularmente a las plantas, y el uso agrícola (Sala, 1996).

La naturaleza y el patrón de distribución de cada suelo dependen de la interacción de los factores formadores que le dan origen. De acuerdo con Jenny (1941), existen cinco factores formadores:

- Material parental: Se refiere a la roca que da origen a los suelos, este material es resultado de los residuos del intemperismo de la roca o de sedimento transportado, se compone de materia mineral u orgánica, o una mezcla de ambas (Tarbuck, *et al.*, 2005).
- Relieve: La posición que ocupa el suelo en el relieve condiciona su espesor, drenaje, presencia de sales, entre otros; así como la inclinación y longitud de la ladera influyen en la velocidad de escorrentía y erosión. Mientras que la orientación afecta factores como la radiación recibida, temperatura y humedad (Badía, 2011).
- Clima: Hace referencia a las condiciones atmosféricas prevalecientes de un lugar, siendo la precipitación y la temperatura los parámetros más relevantes. Es el principal factor que determina el tipo y la velocidad de formación del suelo (Tarbuck, *et al.*, 2005).
- Organismos: Los tipos y la abundancia de organismos presentes tienen una fuerte influencia sobre las propiedades físicas y químicas, además de que proporcionan materia orgánica (Porta, *et al.*, 2003; Brady, *et al.*, 2008)
- Tiempo: La naturaleza del suelo se ve influida por la duración de los procesos que han estado actuando, a medida que van evolucionando; sus características se desarrollan más rápidamente originando suelos más profundos y también más diferenciados los unos de los otros (Badía, 2011).

El suelo es considerado un sistema disperso, debido a que contiene una infinidad de componentes distribuidos en él (Thompson, *et al.*, 1982), dentro del cual se distinguen tres fases: sólida, líquida y gaseosa. Aunque las proporciones de estos componentes varían en cada tipo de suelo, se estima que alrededor de la mitad del volumen total de un suelo está compuesto por una mezcla de materia orgánica y roca desintegrada y descompuesta (fase sólida), mientras que la otra mitad

consiste en espacios porosos donde circula el aire (fase gaseosa) y el agua (fase líquida) (Tarbuck, *et al.*, 2005), esta variación de proporciones da como resultado suelos con diferentes características y propiedades.

La interacción de los factores que intervienen en la formación de cada suelo van a dar como resultado suelos con propiedades diferentes, las cuales van a beneficiar el desarrollo de ciertas actividades y determinaran el comportamiento de los contaminantes, dentro de estas propiedades se encuentran:

Textura: La textura está determinada por la cantidad de partículas minerales de diferentes tamaños que contiene un suelo (Jaramillo, 2002): arena (0.02-2 mm), limo (0.02-0.002 mm) y arcilla (de 0.002 mm a tamaños inferiores).

La textura es importante porque junto con la estructura definen la porosidad del suelo, esta relación consiste en el volumen de espacios vacíos respecto del volumen total del suelo; a su vez, la porosidad efectiva es la cantidad de poros interconectados a través de los cuales puede pasar un fluido, la cual es de gran influencia para el transporte de los contaminantes (Sánchez, 2012), que será más rápido en suelos con una alta porosidad efectiva.

La textura junto con la materia orgánica, es uno de los factores de los cuales dependen algunas funciones que cumple el suelo, por ejemplo, la función filtro en la cual las partículas del suelo filtran el agua capturando los sólidos en movimiento entre sus poros.

Porosidad: Es la parte del suelo que en su estado natural está ocupado por aire y/o agua (Flores, *et al.*, 2010). Su distribución depende de la composición y arreglo de la fracción sólida: textura, materia orgánica y de la estructura (Jaramillo, 2002).

La conductividad hidráulica: La velocidad con la que el agua pasa a través de la masa del suelo, por unidad de gradiente de carga hidráulica. Este parámetro depende de la textura del suelo y la porosidad del suelo generada por el acomodo de las partículas, particularmente, de la proporción de poros con radio equivalente mayor a 15 μm que se mantienen abiertos en condiciones de saturación (Peinado,

et al., 2010). La conductividad hidráulica es esencial para conocer la clase de drenaje interno, para planificar tipo y cantidad de riego, así como cálculo de drenajes.

Estructura: Se refiere a la presencia y naturaleza de terrones, formados por agregados de partículas individuales; se establece describiendo forma, tamaño y estabilidad de los agregados o terrones, y es una propiedad de considerable importancia en la agricultura, pues afecta la facilidad del laboreo, a la susceptibilidad a la erosión y la facilidad con que el agua penetra en el suelo (Rucks, et al., 2004).

Humedad: Equivale a la masa de agua contenida por unidad de masa de sólidos del suelo. Influye en muchas propiedades como: la densidad aparente, porosidad, compactación, consistencia, color del suelo, entre otros, y; está determinada por el clima, vegetación, profundidad del suelo, y de las características y condiciones físicas del perfil. Se puede expresar gravimétricamente, con base en la masa de agua, o volumétricamente, con base en el volumen de agua, ambos por unidad de masa o unidad de volumen de suelo seco (Flores, *et al.*, 2010). El contenido de agua de un suelo define la movilidad de los contaminantes disueltos dentro del perfil del suelo.

pH: Es una medida de la alcalinidad o acidez del suelo, se define como el logaritmo negativo de la concentración de iones hidrógeno, el cual indica la disponibilidad de nutrientes que sirven para las plantas, influye en la solubilidad, movilidad, disponibilidad de otros constituyentes y contaminantes presentes en el suelo (Thomas, *et al.*, 1996; FAO, 2016).

El pH es un factor determinante en la biodegradación y transporte de contaminantes a través del suelo. En el caso de los contaminantes orgánicos, éstos pueden disociarse en el agua o en el suelo, dependiendo de los grupos funcionales contenidos en sus moléculas; aquellos que se comportan como ácidos débiles se disocian a través de la pérdida de protones (Sánchez, 2012), por ejemplo, los compuestos básicos están cargados positivamente o bien como

moléculas neutras al pH del suelo, lo que favorece su asociación con arcillas minerales del suelo y/o la materia orgánica.

Es posible determinar una constante de disociación ácida (pKa) para compuestos que en su molécula cuentan con grupos funcionales como carboxilo, amida o alcohol. Conociendo tanto el pH del suelo como los valores de pKa de los compuestos de interés, se puede predecir el comportamiento que tendrá cada compuesto dentro del medio.

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC): Representa la cantidad de cationes (Ca, Mg, Na, K, NH₄, entre otros) que las superficies pueden retener, esto bajo condiciones dadas de temperatura, presión, composición de la fase líquida y una relación de masa-solución, estos serán intercambiados por otros cationes o iones de hidrógeno presentes en la solución del suelo y liberados por las raíces (Sposito, 1986; FAO, 2016).

El intercambio catiónico influye en ciertas características y propiedades del suelo como lo son: la capacidad nutricional, estructura, pH y capacidad amortiguadora. Una de las propiedades más relevantes del suelo en relación a los contaminantes es el papel que juega como amortiguador, ya que el suelo, al ser un almacenador de cationes debido a la carga negativa prevalente en la matriz sólida intercambia principalmente cationes con la fase líquida.

La capacidad de amortiguamiento del suelo está condicionada por la existencia de coloides en su composición. Se puede decir que a mayor CIC mayor poder amortiguador. La capacidad amortiguadora es distinta según las características de cada tipo de suelo, por ejemplo: suelos húmicos > suelos arcillosos > suelos francos > suelos arenosos.

Conductividad Eléctrica (Salinidad): Esta propiedad permite estimar de forma cuantitativa la cantidad de sales solubles que contiene un suelo, este parámetro se basa en la velocidad con que la corriente eléctrica atraviesa una solución salina, la cual es proporcional a la concentración de sales en solución (Dorrnsoro, 2004). La distribución de las sales en el suelo es heterogénea, debido a que la

salinización es un proceso complejo y variable en el espacio y tiempo a diferentes escalas de observación (Mata, *et al*, 2014).

La alcalinización del perfil produce una serie de consecuencias desfavorables para las propiedades fisicoquímicas del suelo, afectando sobre todo a la estructura de los suelos. Así tanto las arcillas sódicas como el humus se dispersan, los agregados estructurales se destruyen. Las arcillas y los ácidos húmicos se iluvian, acumulándose en los horizontes más profundos. Esto debido a un elevado contenido de Na^+ en la solución del suelo, en relación con el de Ca^{2+} y Mg^{2+} , lo que daría lugar a un incremento de este ión en el complejo de cambio, provocando, dada su baja densidad de carga, un aumento del espesor de la doble capa difusa, efectos de repulsión entre los coloides y, con ellos, la dispersión de la arcilla y la solubilización de la materia orgánica, dando como resultado una mejor movilidad de los contaminantes dentro del perfil del suelo (Foley, 1999).

Potencial Óxido-Reducción (redox): Las reacciones de oxidación y reducción regulan el comportamiento de muchos compuestos químicos. La reactividad, solubilidad y movilidad de elementos esenciales para los sistemas biológicos son afectados por cambios en el potencial redox, al mismo tiempo afecta la distribución y actividad metabólica de los microorganismos, que bajo diferentes condiciones de disponibilidad de oxígeno transformarán a la MO mediante vías aeróbicas o anaeróbicas, con la consecuente emisión de gases de efecto invernadero (Atlas, *et al.*, 1993).

Las reacciones químicas de reducción-oxidación pueden ocurrir con moléculas orgánicas o inorgánicas y abarcan la ganancia o pérdida de oxígeno. La oxidación es el proceso por el cual una especie en una reacción química pierde uno o más electrones, mientras que la reducción es la ganancia de electrones.

Sin embargo, las reacciones de oxidación-reducción no necesariamente involucran oxígeno; para las moléculas orgánicas, la oxidación se define como una reacción que resulta en la pérdida de electrones de un elemento químico, esto quiere decir que el elemento químico que dona el electrón se oxida. Al contrario, la ganancia

de electrones es la reducción; mientras que, para los solutos inorgánicos, la oxidación nuevamente abarca la pérdida y aceptación de electrones, pero ésta es definida como una reacción que aumenta el estado de oxidación de un átomo, es decir, la carga del átomo se vuelve más positiva (Sánchez, 2012).

De acuerdo con sus propiedades naturales, cada suelo cumple funciones ecológicas específicas como: (1) la captura de carbono, (2) es fuente de minerales y nutrientes para las plantas, (3) funciona como filtro y amortiguador de contaminantes, (4) es regulador del ciclo hidrológico, (5) regula ciclos biogeoquímicos, y (7) sirve como hábitat para los organismos (Porta, *et al.*, 2003). Así mismo, el suelo es fundamental para el desarrollo de las sociedades ya que guarda estrecha relación con actividades como la agricultura, ganadería, la extracción de minerales y materiales para la construcción, sirve como soporte para las construcciones, se utiliza como tiradero de residuos, y como elemento cultural (Dorronsoro, 2007).

Uso agrícola

La agricultura es una de las actividades económicas que más guarda una estrecha relación con el suelo, de la cual depende la producción de alimentos. Laegreid (1999) menciona que el suelo proporciona a los cultivos: agua y nutrientes; sirve como anclaje físico de las plantas; aporta en la estabilidad química de las raíces y el medio físico; retiene nutrientes contra pérdidas por lixiviación, y proporciona un hábitat para los organismos que tienen un papel esencial en el ciclo de los nutrientes de carbono y vegetales.

No todos los suelos que se utilizan para actividades agrícolas son fértiles y productivos, algunos de ellos son naturalmente improductivos (Laegreid, 1999): unos son áridos y salinos; algunos son muy arenosos y secos; mientras que otros son demasiados húmedos. La geomorfología del relieve es otro factor importante que determina la productividad de los cultivos; existen cultivos en zonas con

mucha pendiente, en suelos arenosos y suelos con baja capacidad de retención de nutrientes, muchos de los suelos en las regiones desérticas son de riego pero éstos se consideran insostenibles (De la Rosa, 2008), por cuestiones como el crecimiento poblacional o motivos económicos se han tenido que implementar técnicas para convertir esos suelos improductivos en productivos.

Se entiende por productividad del suelo a la capacidad que tiene éste en su ambiente natural, para producir una planta particular o secuencia de plantas bajo un sistema de manejo específico que está determinada por el conjunto de sus características tanto físicas como químicas, que expresan la relación entre el suelo, el agua y las plantas que soportan (Gayoso, *et al.*, 1999; Pierce, *et al.*, 1983). Cabe mencionar que los principales factores que determinan la productividad del suelo son la materia orgánica, la textura del suelo, la estructura, la profundidad, el contenido de nutrientes, y la capacidad de almacenamiento de agua (Shaxson, *et al.*, 2005). El rendimiento de los cultivos está fuertemente ligado a la productividad del suelo la cual, a su vez, depende estrechamente de la fertilidad del mismo.

La fertilidad es la capacidad inherente de un suelo para proporcionar nutrientes en cantidades y proporciones adecuadas, en la cual éste presenta una buena estructura, actúa como soporte de una biodiversidad de organismos muy activos y permite una buena descomposición de la materia (Brady, *et al.*, 2008; Mader, *et al.*, 2002).

La materia orgánica del suelo (MO) juega un papel importante en la fertilidad de los suelos y por ende en su productividad, ya que tiene acción directa tanto en la alimentación de las plantas, así como enmienda de suelos (Aguirre, 1963). La MO se define como la suma de todo el material orgánico de origen biológico, natural y térmicamente alterado que se encuentra en el suelo o en su superficie (Bladock, *et al.*, 1999), y está compuesta principalmente de tejidos animales y vegetales que están sujetos a una continua descomposición, incluye al humus (Brady, *et al.*, 2008). La descomposición de la MO produce cinco principales productos:

- 1) Gases como el CO₂ (en ambientes aeróbicos) y CH₄ y N₂O (en ambientes anaeróbicos),
- 2) el calor o la energía,
- 3) el agua,
- 4) los nutrientes para las plantas y
- 5) el humus para el suelo (Power, et al., 1997).

El humus es una mezcla resistente de sustancias con características amorfas y coloidales que se han modificado a partir de los tejidos originarios o han sido sintetizados por varios organismos del suelo (Brady, *et al.*, 2008); actúa directamente sobre la fertilidad de los suelos por la capacidad que tiene este coloide cuando se satura con H⁺ iones para aumentar la asimilación de ciertas bases nutrientes que pudieran ser aprovechables por las plantas (Aguirre, 1963; Brady, *et al.*, 2008).

Dos de los componentes más importantes del humus son: los ácidos húmicos y ácidos fúlvicos, los cuales son los responsables de muchas de las actividades que realiza el humus. Las sustancias húmicas elevan la capacidad de intercambio catiónico de los suelos al formar complejos arcilla-húmicos (Landeros, 1993), además de que forman complejos fosfo-húmicos que mantendrán al fósforo en un estado asimilable por la planta (Tisdale, et al., 1966).

Como se mencionó anteriormente, la MO es uno de los factores responsables de la fertilidad y de la producción de los cultivos, al mismo tiempo ayuda a la protección de la contaminación como filtro de contaminantes, así como a prevenir la degradación del suelo (Senesi, *et al.*, 2007).

Ésta misma funciona como granulador de las partículas minerales, es la mayor fuente del suelo en dos importantes elementos: el fósforo y el azufre y, esencialmente, la única fuente de nitrógeno, también tiende a aumentar la cantidad de agua en el suelo, es la principal fuente de energía para los

microorganismos, ya que sin ella la actividad bioquímica en el suelo sería prácticamente nula (Brady, *et al.*, 2008).

Degradación de suelos

Se entiende por degradación al conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos que disminuyen la capacidad actual y/o futura del suelo para sostener la vida humana (Oldeman, 1989; Lal, 1994).

Hace alrededor de 10,000 años cuando la sociedad dejó de ser nómada y comenzó a cultivar el suelo y domesticar animales, que comenzaron los procesos de degradación de los suelos. En algunos casos llegó a ser tan severa que contribuyó a la caída de civilizaciones, como ocurrió en China, Mesopotamia, Egipto o Grecia (De la Rosa, 2008).

En los últimos años la preocupación por la degradación de los suelos, ha ido en aumento debido a que se ha detectado una disminución en la capacidad de los suelos para realizar sus funciones ambientales. Dicha degradación puede ser resultado de cuestiones inducidas por el ser humano o por causas naturales. Osman (2014), menciona que entre las causas naturales se encuentran:

- 1) factores topográficos,
- 2) pendientes pronunciadas, y
- 3) factores climáticos -como las frecuentes inundaciones, tornados, tormentas, vientos de alta velocidad, lluvias de alta intensidad, lixiviación en las regiones húmedas, y la sequía en las regiones secas-,

Mientras que las causas antropogénicas de la degradación del suelo incluyen a:

- 1) La deforestación,
- 2) La sobreexplotación de la vegetación,

- 3) la agricultura migratoria,
- 4) el pastoreo excesivo,
- 5) el uso indiscriminado de agroquímicos,
- 6) la falta de prácticas de conservación de suelos, y
- 7) la extracción excesiva de agua subterránea, entre otras.

Khan Osman (2014) sugiere tres tipos de degradación de suelos, los cuales clasifica de acuerdo a los procesos que le dan origen:

- La degradación física la cual implica la destrucción de la estructura del suelo, la dispersión de partículas de suelo, el sellado de los poros, la compresión y aumento de la densidad, la compactación y la poca capacidad de penetrabilidad de las raíces en el suelo, baja infiltración, la escorrentía, la erosión acelerada y formación de costras; muchos de estos factores provocan, en las zonas áridas, problemas de desertificación.
- La degradación química del suelo hace referencia a los cambios indeseables en el comportamiento químico del suelo de manera que la calidad del mismo disminuye. Los procesos químicos que le dan origen incluyen la lixiviación de nutrientes, agotamiento de la fertilidad, la acidificación, salinización y la contaminación.
- Los procesos biológicos que dan cabida a la degradación del suelo son la reducción de carbono y reducción de la biodiversidad.

En el año 2002, se estimó que aproximadamente 2 millones de hectáreas de suelo a nivel mundial presentaban algún tipo de degradación, lo que correspondía al 22% del total de las tierras de cultivo, pastizales, bosques y arboledas (Chen, J, *et al.*, 2002), mientras que para el año 2011, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2016b) señaló que se perdieron cerca de 24 millones de toneladas de suelo fértil por procesos de degradación. En México, 45.2% de los suelos presentan degradación inducida por el ser humano,

de los cuales el 18.8 % se debe a las malas prácticas agrícolas y el 23.9% al sobrepastoreo (CONAFOR, 2015).

Aplicación de abono en el suelo: uso de enmiendas orgánicas

El uso de aditivos para mejorar la calidad del suelo es una de las prácticas más ancestrales que se tiene con respecto a la agricultura, sobre todo el uso de los abonos, éstos son producidos mediante el uso de los residuos de origen animal y vegetal. Existen diferentes tipos de mejoradores orgánicos que pueden ser aplicados al suelo, entre los que se encuentran: el estiércol, compostas, vermicompostas, abonos verdes, aguas residuales, biocarbón, entre otros; y que tienen como objetivo mejorar las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo (Tilston, *et al.*, 2005).

Las características de cada abono orgánico dependen del material de origen y de su proceso de producción que modificarán la dinámica de la mineralización y humificación de los compuestos (Turrión, *et al.*, 2012). Las tasas de transformación y los efectos en el suelo dependerán de la dosis de aplicación, del tipo de suelo, e incluso de las condiciones ambientales (Adani, *et al.*, 2007).

Los abonos orgánicos se caracterizan por su componente principal: la materia orgánica (Aguirre, 1963), a la que acompaña una activa población microbiana que gradualmente la va desintegrando, además, aunque en pequeña proporción, los tres elementos principales que sirven como fertilizantes del suelo: nitrógeno, fósforo y potasio. La materia orgánica agregada al suelo mediante la incorporación de los mejoradores tiene influencia directamente y benéficamente en la fertilidad del suelo, su composición y en la actividad de los microorganismos (Crecchio, *et al.*, 2004).

Beneficios

Las ventajas de usar estos abonos orgánicos van más allá de la parte económica que le brinda a la gente que lo ocupa, principalmente a los campesinos; éstos tienen efectos directos sobre las propiedades de los suelos, muchas de ellas contribuyendo al desarrollo de los cultivos, por ejemplo:

- Beneficia la formación de estructura del suelo, mejorando la estabilidad de los agregados, con lo que favorecerá también la permeabilidad de éstos; aumenta la fuerza de cohesión a suelos arenosos y disminuye ésta en suelos arcillosos (Tisdale, *et al.*, 1966; Aguirre, 1963).
- Mejora la retención de humedad del suelo y la capacidad de retención de agua (Tisdale, *et al.*, 1966).
- Beneficia a la porosidad del suelo, y por ende a la aireación del mismo (Aguirre, 1963).
- Regula la velocidad de infiltración del agua, disminuyendo la erosión producida por el escurrimiento superficial (Bollo, 1999).
- Aumenta la capacidad de amortiguamiento de los suelos (Landeros, 1993).
- Estimula el desarrollo de plantas, ya que por su acción secuestrante contribuye a la disminución de riesgos carenciales de nutrientes, y favorece la disponibilidad de algunos micronutrientes como el hierro, cobre y zinc que son utilizados por las plantas (Landeros, 1993).
- El humus proveniente de la MO aporta elementos minerales en bajas cantidades, y es una importante fuente de carbono que beneficiará la actividad biológica de los microorganismos del suelo (Tisdale, *et al.*, 1966; Ormeño, *et al.*, 2007).

Las desventajas que se podrían reconocer en el uso de abonos orgánicos, según Felix, *et al.*, (2008) son: 1) fuente de patógenos si no están tratados adecuadamente, 2) la acumulación excesiva de algunos compuestos causando

eutrofización, 3) efecto lento, los resultados se esperan a largo plazo, 4) emisión de contaminantes al ambiente.

Tipos de enmiendas orgánicas

Composta

La composta es la descomposición aerobia parcialmente controlada de residuos orgánicos de composición altamente heterogénea, que son transformados en material humificado, disminuyendo el volumen de residuos y toxicidad (Ferreira, *et al.*, 2010). Los materiales que se pueden utilizar para producir composta son todos aquellos que tienen un origen biológico, desde madera y todos sus derivados, hasta estiércol o residuos de cocina (Epstein, 1997), el método para producir este tipo de abono es fácil de implementar y es una práctica muy económica.

La composta aumenta el contenido de MO, la cual como menciona McGeehan (2012): promueve el secuestro de algunos elementos como el hierro, cobre y magnesio; su mineralización aporta nutrimentos al suelo; provee un sustrato adicional en suelos afectados por exceso de sales; y aumenta la CIC (Harrison, 2008), aunque esto depende de la cantidad y calidad de la materia orgánica, así como de la cantidad y tipo de arcilla que contenga la composta. Así mismo la composta mejora la actividad biológica del suelo por la razón de que es una fuente de alimentos para los organismos, también actúa como mejorador de las condiciones del hábitat de los microorganismos, al igual que agrega organismos benéficos (Fischer, *et al.*, 2012).

Biocarbón

El biocarbón es un producto compuesto esencialmente de carbón amorfo, de láminas aromáticas en cristales pequeños y de espacios intercalados derivados de la biomasa, que se obtiene de la descomposición térmica de diversos tipos de

material orgánico en condiciones controladas de muy poco o ausencia de oxígeno a temperatura de aproximadamente 700°C (Lehmann, *et al.*, 2009). Los materiales con los que se puede llevar a cabo su elaboración son: materiales leñosos, residuos de cultivos, pastos, residuos domésticos y lodos de depuradora (Sohi, *et al.*, 2010).

El biocarbón ayuda al almacenamiento y fijación de carbón en el suelo debido a la abundancia de compuestos aromáticos que pueden permanecer estables por cientos de años en el suelo (Glaser, *et al.*, 2002); también disminuye la emisión de gases de efecto invernadero como el N₂O y el CH₄ (Winsley, 2007), por la cual se le puede considerar como una importante estrategia de mitigación en el combate al cambio climático.

Abono verde

Desde hace muchos años la rotación de cultivos para mejorar la condición del suelo, ha sido una práctica común en la agricultura. Esta práctica de la rotación en el suelo y la devolución de plantas verdes descompuestas, se llama abono verde (Brady, *et al.*, 2008). La influencia ejercida por el abono verde sobre el suelo va en relación al abastecimiento de materia orgánica.

Según SAGARPA (2001), el abono verde beneficia a los suelos ya que: aporta materia orgánica, libera nutrientes durante su mineralización, disminuye la lixiviación de nutrimentos, transfiere nutrimentos del subsuelo a la capa arable, aumenta el rendimiento del cultivo, el pH, la cantidad de microorganismos en el suelo, al igual que actúa como alimento de ellos, y ayuda a controlar las malezas, plagas y enfermedades; además que sirve como cubierta del suelo protegiéndolo de la erosión y de la compactación por acción de la lluvia.

Estiércol

El estiércol es uno de los residuos agrícolas más importantes, han sido utilizados desde hace mucho tiempo, específicamente desde que el productor combinó la actividad agrícola con la ganadería. Éste se ha utilizado en la agricultura para aumentar la fertilidad de los suelos y modificar sus características en beneficio del desarrollo de las plantas. La importancia del estiércol se valora no sólo por la materia orgánica que proporciona, sino sobre todo por la cantidad de nitrógeno que aporta. El nitrógeno, cuando se desprende por la actividad microbiana, es usado como nutriente por las plantas (Aguirre, 1963).

El estiércol natural está constituido, según Aguirre (1963), por los excrementos sólidos y líquidos de ganado, y por las materias que se emplean como cama de éstos para proporcionarles lecho blando para que empapen sus deyecciones. En la composición de los excrementos influyen, además de la clase de ganado, la edad, régimen de explotación, naturaleza del suelo que proporciona los forrajes, y características particulares de los alimentos que se le suministran.

Como ya se mencionó anteriormente, el estiércol consta de dos componentes originarios, el sólido y el líquido, en una relación aproximada de 3 a 1, éstos además de estar compuestos por nitrógeno, fósforo y potasio, contiene también calcio, magnesio, azufre (Tabla 1) (Brady, *et al.*, 2008).

Especie animal	Materia seca %	N (%)	P ₂ O ₅ (%)	K ₂ O (%)	CaO (%)	MgO (%)	SO ₄ (%)
Vacuno (fresco)	6	0.9	0.17	0.10	0.35	0.13	0.04
Vacuno (seco)	16	0.58	0.01	0.49	0.01	0.04	0.13
Borrego (fresco)	13	0.55	0.01	0.15	0.46	0.15	0.16
Borrego (seco)	35	1.95	0.31	1.26	1.16	0.34	0.34
Caballos (seco)	24	1.55	0.35	1.50	0.45	0.24	0.06
Caballo (fresco)	10	0.55	0.01	0.35	0.15	0.12	0.02
Cerdos	18	0.60	0.61	0.26	0.09	0.10	0.04

Tabla 1. Composición química del estiércol por animal. Fuente: SEPAR ,2004. Boletín Estiércoles

Emisión de contaminantes por uso de estiércol como abono

Debido a la emisión de gases contaminantes hacia la atmósfera, la sobreacumulación de micro y macro nutrientes, la deposición de sustancias xenobióticas tanto en el suelo como en cuerpos hídricos superficiales y/o subsuperficiales se puede considerar al estiércol como uno de los principales agentes emisores contaminantes dentro de las actividades agropecuarias.

Una buena utilización de los residuos ganaderos y una buena redistribución de los mismos, hace que sólo podamos considerar como residuos los excedentes que no hemos podido reciclar en el ciclo normal de fertilización orgánica de nuestras tierras de cultivo.

La intensificación ganadera conlleva a una serie de situaciones como son:

- ◆ Concentración de explotaciones en zonas concretas.
- ◆ Concentración de residuos en unas zonas concretas.
- ◆ Concentración en estas zonas de infraestructura de industrias y servicios, mataderos, industria cárnica, etc.
- ◆ Creación de riqueza.
- ◆ Estabilidad y aumento de población.

El siglo actual ha permitido en muchos países adquirir un importante grado de desarrollo. Sin embargo, ese desarrollo industrial y económico ha sido, en la mayoría de los casos, ignorante a los problemas relacionados al ambiente, polución y contaminación del suelo, agua y aire. Sin lugar a dudas, el mantenimiento y restauración de nuestro ambiente será probablemente uno de los grandes desafíos del siglo XXI. De lo anteriormente expuesto surge la pregunta si la agricultura y la ganadería pueden llegar a ser procesos contaminantes del ambiente.

El uso del estiércol generado y utilizado en los sistemas agropecuarios puede provocar impactos negativos al ambiente si no se tiene un control en su almacenamiento, transporte o su aplicación, debido a la emisión de contaminantes hacia la atmósfera, por ejemplo, el polvo, los compuestos orgánicos volátiles, pero sobre todo los denominados gases de efecto invernadero como el metano, dióxido de carbono y óxido nitroso, así como la sobreacumulación de micro y macro nutrientes (Pinos, *et al.*, 2012; Blanco, 2009), o la deposición de compuestos químicos en el suelo y/o en los cuerpos de agua cercanos, como por ejemplo, los antibióticos de uso veterinario.

El uso de estiércoles en la agricultura podría afectar tanto a cuerpos de agua, al suelo y a la atmósfera. De acuerdo con Morocho (2012), existen dos tipos de aguas que pueden ser afectadas por el uso del estiércol en la agricultura. Una de

ellas es el agua superficial en la cual se podrían depositar nutrientes en exceso propiciando condiciones para que el agua pase de un estado de baja productividad a un estado de alta productividad de algas y plantas macrófitas, éstas consideradas como plantas invasoras. Y el otro tipo de agua afectada es el agua subterránea, la cual se podría ver perjudicada por la filtración de materia orgánica. El contenido alto de minerales, los parásitos y los organismos patógenos resistentes o no a los antibióticos en los suelos son transmitidos a los cultivos o plantas los cuales podrían ser los responsables de enfermedades en humanos (Fundación "La Caixa", 1993).

La cantidad de estiércol producido en México puede estimarse, en términos de 30 millones de cabezas de ganado, que producen alrededor de 60 millones de kg de estiércol diario (2 Kg/día animal), lo que representa una producción anual de 20.44 millones de toneladas, siendo esta cifra la que coloca al estiércol entre los subproductos orgánicos de mayor volumen. (Pérez-Gavilán, et al., 2010). Una de las prácticas más comunes en el campo es la aplicación de dosis altas de estiércol como abono a los campos de cultivos, estas dosis van más allá de los 80 ton/ha (Castellanos, 1987); viéndolo de ese modo, por la gran cantidad de estiércol que es producido y ocupado en el campo, podría considerarse que esta práctica tiene un potencial de riesgo de contaminación ambiental, sobre todo, en las grandes zonas agrícolas del país, por ejemplo, la región de la Laguna y/o la zonas del Mezquital y Zumpango de Ocampo que son las que proveen de alimentos a la mismas comunidades como a distintas zonas del país como la Ciudad de México.

Emisión de gases de efecto invernadero

Otros contaminantes emitidos por el uso de heces en la agricultura son los llamados gases de efecto invernadero, se les denomina así ya que por medio de diferentes propiedades de éstos atrapan el calor emitido por la Tierra y lo mantienen dentro de la atmósfera provocando que se caliente (Caballero, *et al.*,

2007). Entre estos gases se encuentran el dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), y el óxido nitroso (N_2O). Estos son producidos por procesos de transformación de los compuestos orgánicos provenientes del estiércol llevado a cabo por ciertos microorganismos que actúan sobre proteínas, carbohidratos y grasas.

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático estima que la agricultura es responsable de cerca del 14% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (IPCC, 2008). Las emisiones más importantes de la agricultura son las de óxido nitroso (N_2O), producido en los suelos a partir de los fertilizantes nitrogenados de síntesis y/o abonos orgánicos. Le sigue el metano (CH_4) generado en el proceso digestivo del ganado y en la descomposición de la materia orgánica en ciertos cultivos como el del arroz inundado.

CO_2

El dióxido de carbono tiene dos orígenes diferentes en el suelo, uno es la descomposición de compuestos orgánicos, y el otro es la respiración de los seres vivos que habitan en el suelo. La dinámica del carbono en los suelos consta de los aportes de material vegetal muerto, su pérdida por mineralización y su acumulación por humificación. Los principales factores que influyen sobre la degradación de la materia orgánica en los suelos son: la vegetación, el clima y las propiedades del mismo suelo (Lal, 1994).

Por otra parte, los suelos también juegan un papel importante en la reducción de carbono en el ambiente, ya que se les considera a los suelos como sumideros de carbono, debido a la capacidad que tiene para almacenar este elemento en forma orgánica e inorgánica.

El aumento en actividades como la deforestación, el pastoreo y la agricultura ha incrementado la liberación de carbono hacia la atmósfera, lo cual ha acelerado el calentamiento global.

N₂O

Es producido naturalmente en el suelo a través de varias vías metabólicas (Butterbach-Bahl, 2013). Sin embargo, se reconocen dos procesos biológicos fundamentales para su producción: la desnitrificación que ocurre cuando el nitrógeno de los nitratos es devuelto a la atmósfera como óxido de nitrógeno o como nitrógeno molecular, y la nitrificación, esta se refiere al proceso de oxidación en la cual el amonio pasa a ser nitrito, y a su vez ésta pasa a ser nitrato (Baggs, *et al.*, 2010).

La emisión de N₂O está condicionada a medios anaerobios y a la cantidad de nitratos que quede disponible en el suelo, ya que gran parte es asimilada por microorganismos y plantas. Si el nitrato se expone a condiciones anaeróbicas, entonces se emite a la atmósfera como N₂O; la humedad y la temperatura del suelo, son consideradas las variables más influyentes en el control del flujo de N₂O a partir del suelo (Butterbach-Bahl, 2013).

Las actividades humanas que favorecen la producción de óxido de nitrógeno son la fertilización desmedida de suelos agrícolas, la quema de biomasa, la actividad pecuaria, entre otros. Es importante mencionar que el N₂O es un gas que tiene implicaciones ambientales, por ejemplo, contribuye con las reacciones que destruyen la capa de ozono (Tan, 2009).

CH₄

El metano se produce cuando los materiales orgánicos se descomponen en condiciones anóxicas, o en la descomposición de abonos naturales; éste es considerado un gas combustible que se deriva de la fermentación en los intestinos y que posteriormente es capturado en las excretas mediante la digestión anaerobia de la materia orgánica (Pinos, *et al.*, 2012). Existen dos procesos microbianos que ocurren simultáneamente en el suelo con respecto a la producción de metano: la metanogénesis y la metanotrofia. El primero es un

proceso anaeróbico de la descomposición de la MO, la cual es responsable de la producción del CH₄, y la metanotrofia es un proceso aeróbico, responsable de la oxidación del mismo (Conrad, 1993).

Las emisiones de metano han ido aumentando con los cambios dados en la agricultura de los últimos años, sobretodo en suelos inundados en los cultivos de arroz, mientras que la ganadería moderna a gran escala es una de las principales fuentes que aporta este gas en la atmósfera. Según el informe del IPCC (2014), la mayor fuente de emisiones de los gases de efecto invernadero dentro de la agricultura es la fermentación entérica, o sea el metano producido por el ganado durante la digestión, que representó en 2011 el 39% de las emisiones totales de gases de efecto invernadero en el sector agropecuario, cabe mencionar que las emisiones procedentes de la fermentación entérica se incrementaron un 11% entre 2001 y 2011.

NH₃

El amoníaco es un gas incoloro de olor muy penetrante, se disuelve fácilmente en el agua y se evapora rápidamente. El amoníaco es producido naturalmente en el suelo por bacterias, plantas y animales en descomposición, y por desechos animales.

Ruíz, *et al.*, (2010) señalan que aun cuando en muchos sitios las operaciones ganaderas son las principales fuentes de emisión de amoníaco, las pérdidas de NH₃ provenientes de los fertilizantes nitrogenados también contribuyen significativamente a las emisiones totales de este gas; también mencionan que cuando ocurre la pérdida significativa de NH₃, después de la fertilización, es posible que los cultivos no estén recibiendo la cantidad necesaria de N debido a esta pérdida no intencional de este nutriente.

El amoníaco en concentraciones de 6-20 ppm podría causar enfermedades y trastornos respiratorios, irritación de los ojos, mientras que en concentraciones de

40 ppm o más, podría provocar dolor de cabeza, náuseas, falta del apetito e irrita la nariz y los ojos de los seres humanos (Martínez, 1998).

Antibióticos veterinarios

Los antibióticos son compuestos químicos producidos por microorganismos que pueden ser utilizados en la ganadería, sirven para inhibir el crecimiento o matar a bacterias u otros microorganismos patógenos (Ramón, A. 2007), entre los más utilizados están la penicilina, los antihelmínticos, las sulfamidas, entre otros.

El TMT es considerado un antibacteriano y antiprotozoario, utilizado para tratar enfermedades del sistema respiratorio e infecciones en las vías urinarias de los animales (Ortiz, 2013), así como para favorecer el crecimiento de ciertos animales. Este compuesto se encuentra comúnmente en combinación con el grupo de las sulfamidas, ya que ambos son antimetabolitos selectivamente tóxicos para los microorganismos porque interfieren con la síntesis de ácido fólico (Baroni, 2004). Las sulfamidas combinadas con el trimetoprim reciben el nombre de Cotrimoxazol.

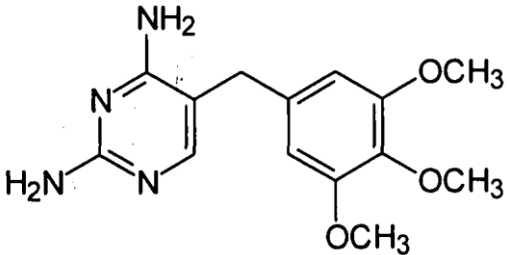
Con respecto a su relación con el ambiente es importante mencionar que más del 90% de la dosis del antibiótico aplicado en el animal puede no ser asimilado por el organismo, siendo expulsados vía urinaria o fecal (Kemper, 2008), convirtiéndose en un posible agente contaminante del suelo, atmósfera o cuerpos de agua, dependiendo de las características químicas de cada sustancia.

Los antimicrobianos pueden tener efectos sobre la comunidad microbiana que habita en un sedimento o suelo, ya que pueden afectar la degradación de la materia orgánica, al igual de la posibilidad de producir efectos tóxicos directos sobre los organismos residentes (Nygaard, *et al.*, 2007).

Cabe mencionar que la vida media de eliminación del TMT dentro del cuerpo del animal depende del tipo de animal, al igual que de su metabolismo, pero se estima que es aproximadamente de 8 horas en un valor aproximado del 80%, ya que el

TMT es expulsado sin cambios por la orina después de su administración (DeSain, 1992); mientras que el tiempo de vida media de este antibiótico en sedimentos se encuentra en el intervalo de 30 a 100 días (Gobel, *et al.*, 2007). Según Jürg Oliver Straub (2013), de acuerdo con algunos experimentos realizados la degradación de este antibiótico en medios donde está presente el estiércol es muy alta y rápida, mientras que en medios como el suelo o el agua del mar la degradación es muy lenta.

Las propiedades del TMT son las siguientes:

Fórmula química	C ₁₄ H ₁₈ N ₄ O ₃
Estructura	
Peso molecular	290.3177 g mol ⁻¹
Punto de fusión	199°C a 203°C
Solubilidad	Soluble en alcohol bencílico Poco soluble en agua
pKa	7.4 (a 20°C)
pH	Base débil

Destino ambiental de los contaminantes del estiércol usado como abono

Suelo como receptor de contaminantes

El suelo puede contener una gran variedad de elementos químicos, por lo que puede resultar difícil establecer a partir de qué momento, un mismo elemento deja de ser beneficioso o indiferente, para pasar a tener la calificación de contaminante (Porta, *et al.*, 2003). El mismo autor menciona que los efectos desfavorables de los contaminantes en el suelo son:

- a) Afecta a los ciclos biogeoquímicos.
- b) Reduce la función filtro del suelo.
- c) Disminuye el crecimiento de los microorganismos presentes en el suelo.
- d) Altera la biodiversidad.
- e) Disminuye el rendimiento de los cultivos con posibles cambios en la composición de los productos.
- f) Contamina tanto las aguas superficiales como las freáticas por procesos de transferencia.
- g) Disminuye las funciones de soporte de actividades de ocio, ya que los espacios contaminados podrían ser foco de infección para la sociedad.
- h) Cambia tanto las propiedades físicas como químicas del suelo, provocando un cambio en las funciones del mismo.

El destino final de un contaminante químico en el medio depende de dos factores importantes: las reacciones en las que una sustancia química puede participar y la velocidad de transporte de dicha sustancia en el medio.

El flujo y transporte de contaminantes en el suelo son procesos complejos, en los que intervienen distintos procesos físicos, químicos y biológicos. Los principales procesos de flujo y transporte de contaminantes en medios porosos, según Sánchez (2012), son:

- La difusión molecular: se refiere cuando el contaminante en el agua se mueve desde áreas de mayor concentración hacia un área de menor concentración.
- La dispersión: es la dilución del soluto a lo largo del frente de avance.
- La advección: transporta las sustancias contaminantes, en la cual el contaminante viaja a la misma velocidad que el agua.

Mientras que los procesos que reducen el flujo y el transporte de contaminantes en el suelo son:

- El retardo: Es cuando las sustancias se mueven más lentamente que la molécula de agua por procesos de sorción.
- La atenuación: Parte de la sustancia es retenida y/o degradada en el suelo.
- Transformación: La sustancia por reacciones químicas se transforma en otra.

Contaminantes en el agua

La contaminación de aguas superficiales y/o aguas ubicadas en el manto freático por compuestos provenientes del suelo se lleva a cabo mediante diferentes procesos los cuales dependen del movimiento del agua que ocurre dentro y sobre el suelo, por ejemplo, la lixiviación y la erosión hídrica.

Los contaminantes al llegar a los cuerpos de agua sufren procesos de dispersión y de dilución:

- a) La dispersión provoca la dilución de los contaminantes y está relacionada con las propiedades físicas e hidráulicas del cuerpo de agua, tales como velocidad de flujo, temperatura, turbulencia, entre otras (Palancar, *et al.*, 2006).

- b) La dilución se refiere a la reducción de la concentración del contaminante en el agua, y dependerá de la concentración del contaminante y el volumen de agua en el cuerpo de agua receptor (Sánchez, 2012).

Desde el suelo los contaminantes pueden alcanzar las aguas subterráneas en forma disuelta, por infiltración directa de aguas superficiales y disolución o lixiviación, o bien como un líquido independiente, si se encuentran en este estado; cuando alcanzan el agua subterránea los contaminantes que puedan disolverse en ella se moverán con ella.

Contaminantes en la Atmósfera

Para el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC, 2005) un contaminante del aire es definido como cualquier sustancia emitida a la atmósfera que altere la composición natural del aire y que pueda ocasionar efectos adversos en seres humanos, animales, vegetación o materiales. Según el IPCC (2007) las concentraciones atmosféricas de CO₂, CH₄ y N₂O mundiales han aumentado como resultado de las actividades humanas desde 1750 (Figura 1), y en la actualidad han superado los valores preindustriales determinados en muestras de testigo de hielo que abarcan muchos cientos de años. Este mismo organismo menciona que el aumento global de la concentración de CO₂ se debe fundamentalmente al uso de combustibles fósiles y a los cambios del uso del suelo, mientras que el del metano y el óxido nitroso se debe principalmente a la agricultura.

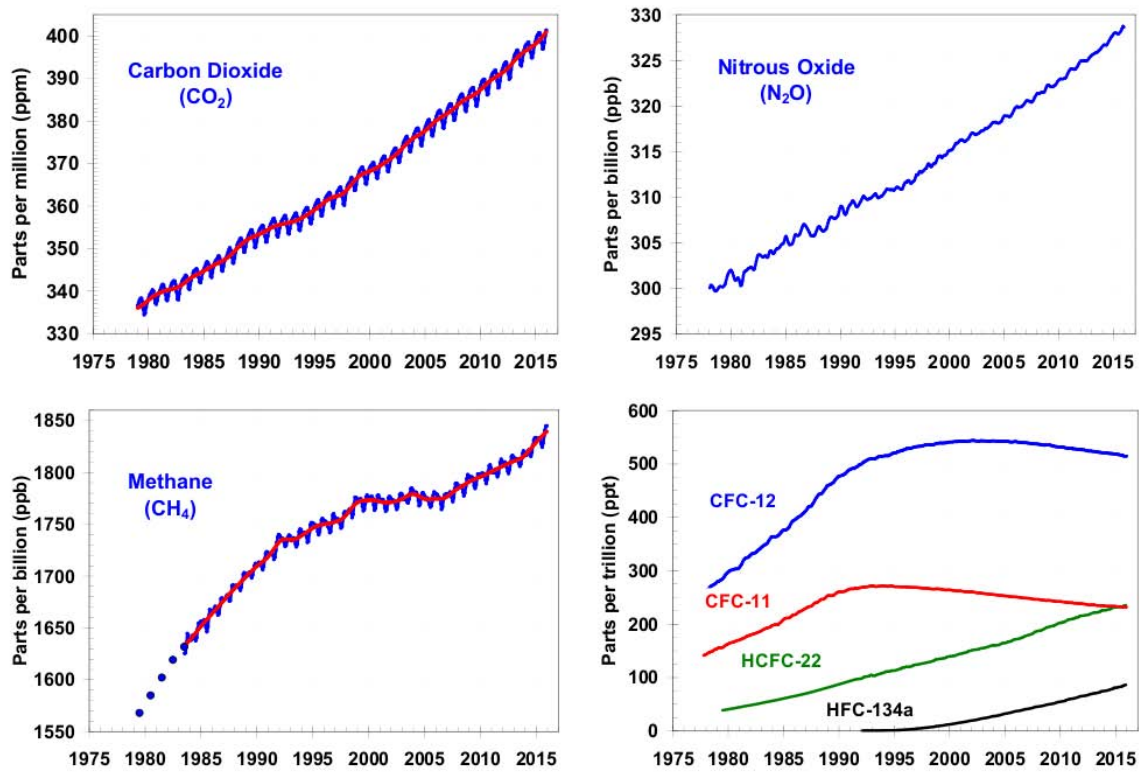


Figura 1, Emisión de gases de efecto invernadero en el mundo desde 1975 según la NOAA.

CAPÍTULO 2: MATERIALES Y MÉTODOS

- Trabajo de gabinete
 - Selección de compuestos a estudiar
- Trabajo de campo
 - Recolección de columnas
 - Recolección de muestras de suelo y estiércol
- Trabajo de Laboratorio:
 - Caracterización del suelo y estiércol
 - Experimento de transporte
 - Montaje de columnas
 - Aplicación de estiércol
 - Riegos de las columnas
 - Aplicación del antibiótico
 - Monitoreo de parámetros del suelo
 - Recolección de lixiviados
 - Monitoreo de emisión de gases

Trabajo de gabinete

Selección de compuestos estudiados

Para el presente trabajo se seleccionó el antibiótico veterinario trimetoprim, así como los gases de efecto invernadero (CH_4 , N_2O y CO_2) y el amoníaco (NH_3) para estudiar su comportamiento durante los 4 riegos que se llevaron a cabo. Se eligieron éstos ya que son compuestos que son producidos o emitidos en el uso del estiércol como abono, los cuales pueden contaminar tanto al suelo, al agua, así como a la atmósfera, lo cual directa o indirectamente traería repercusiones a la sociedad.

Se montaron 3 columnas, las cuales contendrían una muestra de suelo de uso agrícola, pero a dos de ellas se le aplicaría distinto estiércol para poder comparar el comportamiento de los compuestos anteriormente mencionados, en cada uno de ellos.

Recolección de columnas

Para este estudio se colectaron 3 columnas de suelo inalterado, las cuales fueron extraídas de una parcela del Rancho Gisell, ubicado en el municipio de Zumpango al noreste del Estado de México (Figura 2). Esta parcela se localiza en las coordenadas $99^{\circ}5'26.27''$ O y $19^{\circ}48'20.09''$ N, anteriormente estos terrenos formaban parte del Lago de Zumpango (Figura 3). Según datos de INEGI el suelo donde se ubica nuestra zona de muestreo es un suelo de tipo Feozem (Figura 4), sin embargo, en estudios muy puntuales de muestreo, como el de José Manuel Bautista (Evolución de suelos en planicies lacustres de reciente dedicación, tesis en proceso), el suelo corresponde a un Vertisol. Sobre éstos suelos se cultiva alfalfa (Figura 5) para alimentar al ganado vacuno que se cría ahí mismo (Figura 6), el tipo de riego que se realiza en estas parcelas es por inundación. Es importante mencionar que esta parcela se encuentra cerca de cuerpos de agua como el Lago de Zumpango, ríos y riachuelos, la mayoría de estos cuerpos de agua no son perennes.

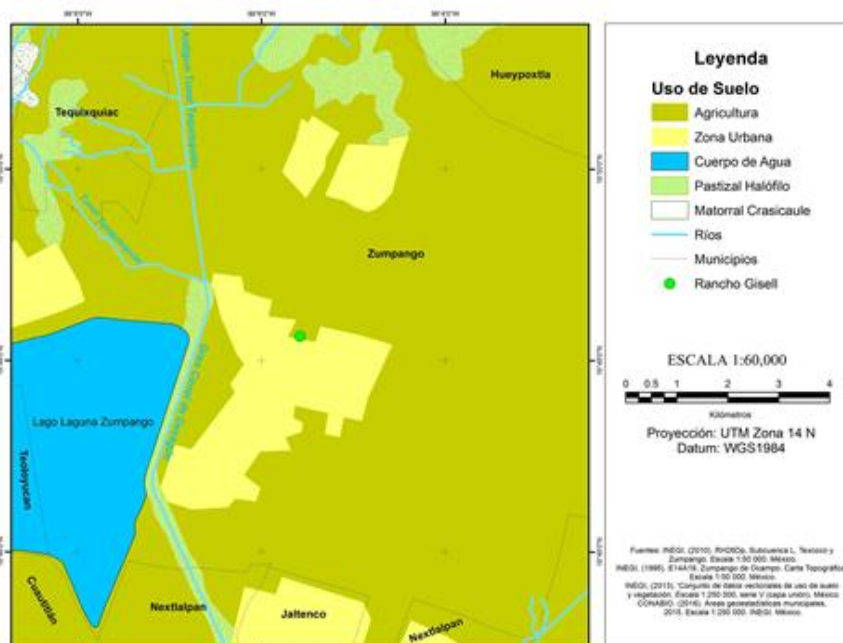


Figura 2, Localización del punto de muestreo y uso de suelo de la zona.

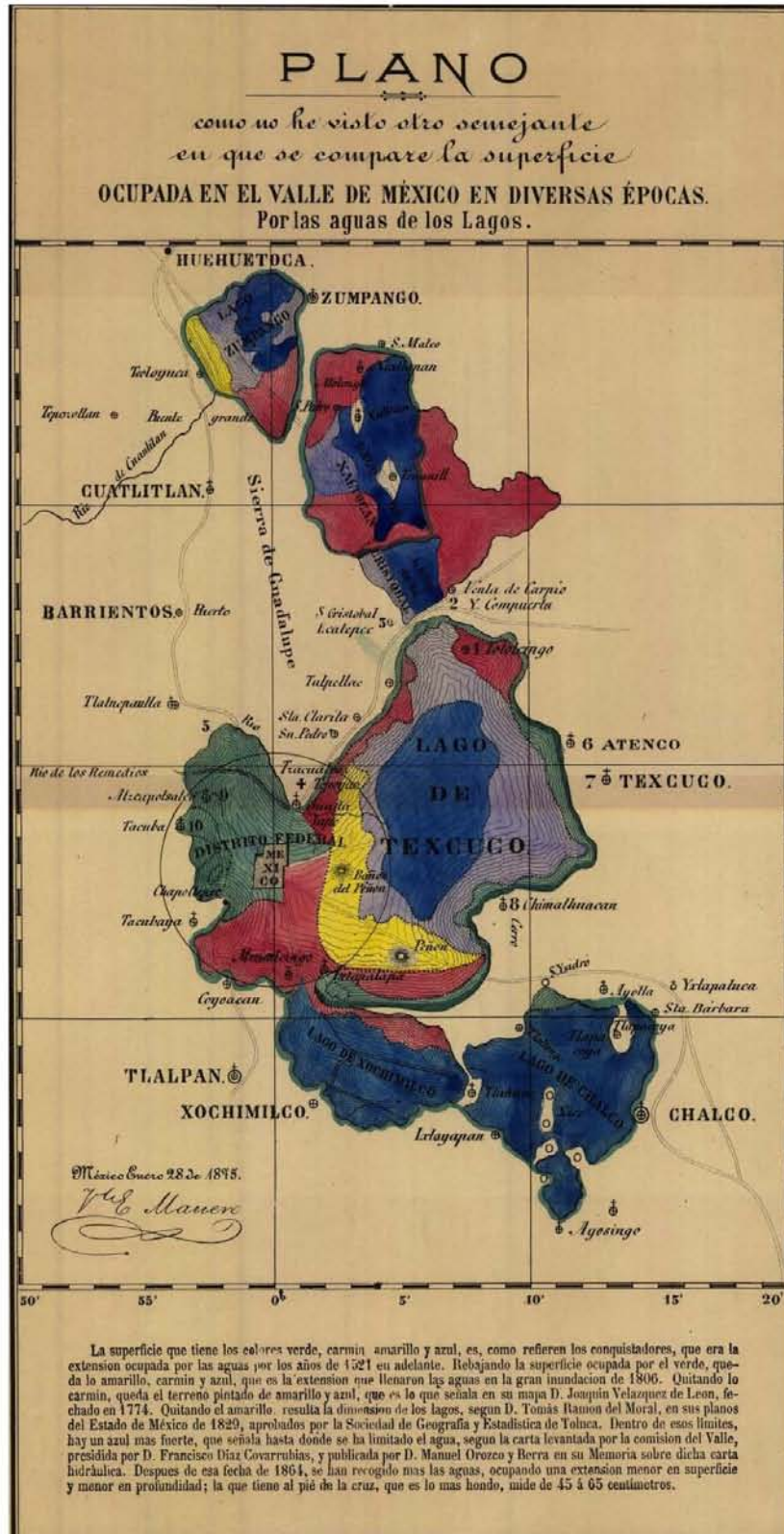


Figura 3, Reconstrucción de los lagos en 1875 por Manero.

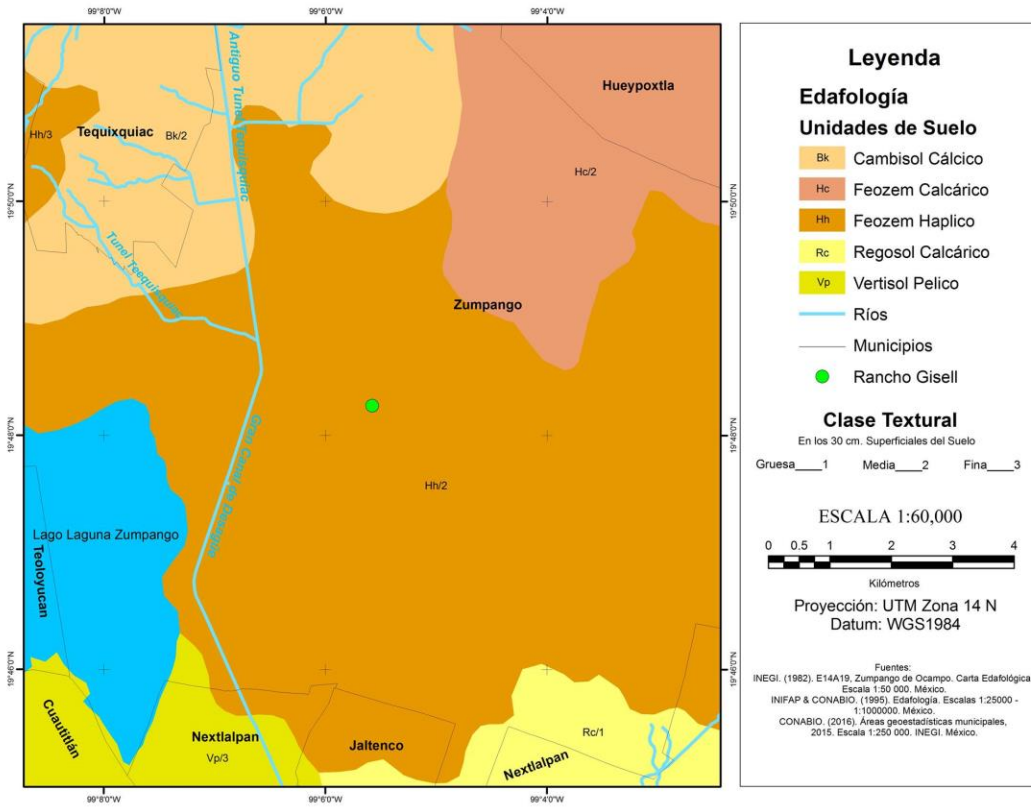


Figura 4, Mapa tipo de suelos según INEGI.



Figura 5, Cultivos de alfalfa



Figura 6, Actividad ganadera

La recolección de las columnas se llevó a cabo en una sola profundidad del perfil de suelo, en el suelo superficial (los primeros 30 cm). Esta profundidad es importante en los suelos agrícolas, ya que es donde el suelo es constantemente alterado por la labranza y es donde los productores agrícolas aplican los abonos.

Las dimensiones de las columnas que se recolectaron fueron de 25 cm de alto por 15 cm de diámetro. La recolección de las columnas consistió en los siguientes pasos: el talado y esculpido del monolito de suelo (Figuras 7 y 8), el afinado del monolito mediante el paso de un cuchillo a través de la columna, y la colocación de la carcasa de acero inoxidable (Figura 9 y 10), las columnas se cubrieron con papel aluminio para que no sufrieran cambios en su composición.



Figura 7, Talado del monolito



Figura 8, Esculpido del monolito



Figura 9, Colocación de la carcasa de acero inoxidable.



Figura 10, Columnas de suelo recolectadas.

Después de recoger las columnas de suelo, se recolectó el estiércol tanto de vaca como de borrego que se utilizaría como abono para el experimento.

Una vez recolectado el material que se utilizaría para el experimento se transportó todo al Instituto de Geología de la Universidad Nacional Autónoma de México donde se almacenaron hasta su uso en los ensayos de desplazamiento.

Montaje de columnas y aplicación del estiércol

Las columnas fueron montadas de acuerdo a los siguientes pasos:

a) Una vez transportadas al invernadero, se eliminó el suelo compactado de la parte inferior y se colocaron sobre dispositivos rígidos en forma de embudo.

b) Los primeros 7 cm de suelo fueron retirados de las 3 columnas para posteriormente colocar 2 cm del estiércol recolectado en el rancho. Se decidió que una columna se le aplicara estiércol de vaca, a la segunda se empleara estiércol de borrego y a la tercera dejarla como nuestra muestra “blanco”. El espacio sobrante dentro de la columna es la zona que nos servirá para poder obtener la medición de gases emitidos. El suelo removido fue utilizado para su caracterización física y química. El estiércol utilizado en el estudio también fue caracterizado.

c) Las columnas se colocaron sobre bases de teflón, éstas funcionarán como embudo para poder recolectar los lixiviados. Sobre las bases se colocaron dos filtros, un filtro de celulosa con una apertura de 0.5 μm (Millipore), y una capa de arena de cuarzo lavada (0.2 mm) para asegurar el contacto hidráulico y facilitar el drenado del agua contenida en los macroporos (30 μm de diámetro. A cada columna se les colocaron 2 sensores a distintas profundidades (7cm y 12cm) para estar monitoreando la humedad, la temperatura y el potencial redox todo el tiempo (Figura 11).

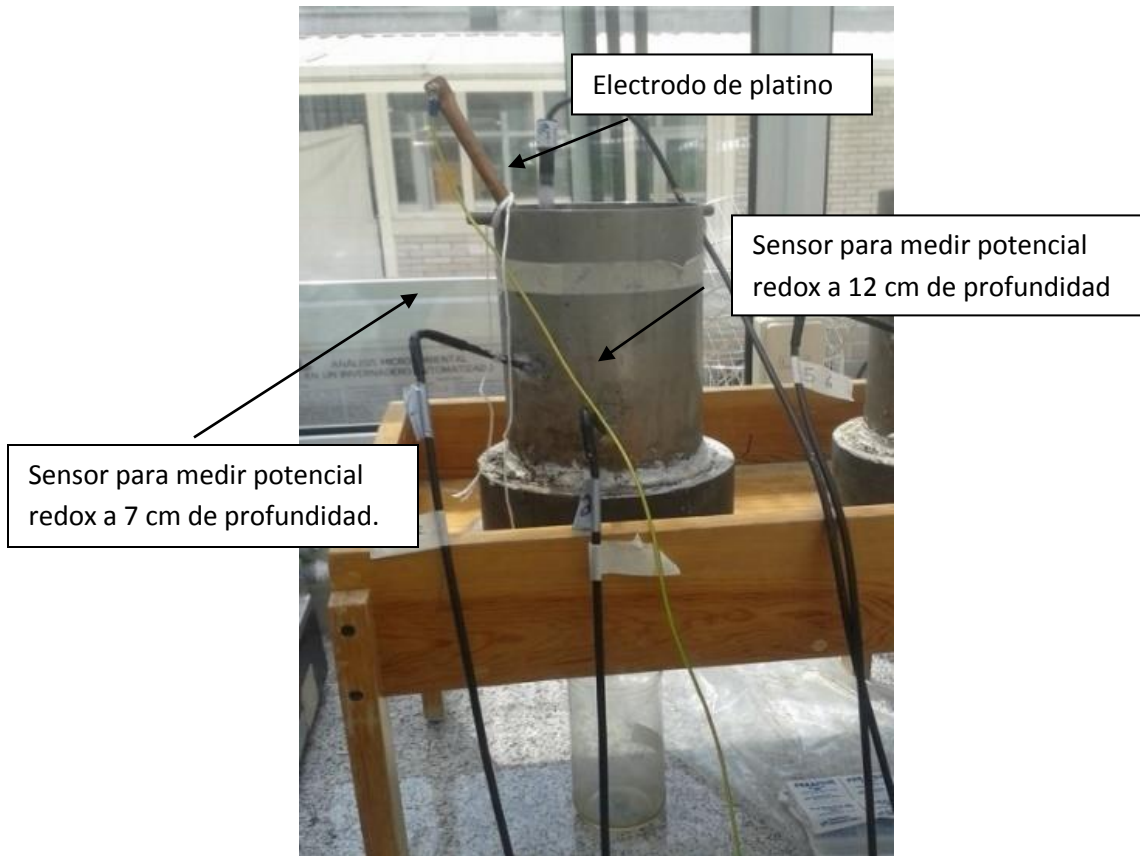


Figura 11, Columna con todos los instrumentos de medición.

Las columnas fueron colocadas en una mesa de madera que fue adecuada para este experimento (Figura 12), ya que ésta presentaba 3 agujeros en los cuales se colocaron las bases junto con las columnas para poder recolectar los lixiviados de una forma más cómoda.



Figura 12, Montaje del experimento completo

Caracterización del suelo en el laboratorio

Parámetro	Método o equipo de medición
pH	Potenciómetro
Conductividad eléctrica	Conductímetro
Humedad	Método gravimétrico y por TDR
Densidad	Método del cilindro de volumen conocido
Textura	Hidrómetro de Bouyoucos
Conductividad hidráulica	Permeámetro de Guelph.

Caracterización del estiércol en el laboratorio

Parámetro	Método o equipo de medición
pH	Potenciómetro
Conductividad eléctrica	Conductímetro
Humedad	Diferencia de pesos

Riego de las columnas

Para conocer cómo es el movimiento del agua a través de la columna de suelo, se aplicó trazador del agua, es decir, un compuesto del cual su naturaleza y propiedades hacen que pase a través del suelo sin ser retenido ni degradado, es decir, se mueve de forma similar que la molécula de agua. Para este experimento, el bromuro de potasio (KBr) fue seleccionado como trazador a una concentración de 0.02 M. Así, al monitorear la concentración de bromuro en los lixiviados

recolectados en cada riego de las columnas, es posible inferir el movimiento del agua.

Los ensayos de riego de las columnas se realizaron en tres etapas:

1) Un primer riego en el cual se aplicaron 500 ml de una solución del antibiótico (30.5 ppm de TMT) y el trazador KBr (0.02M), preparada en una solución de CaCl_2 0.01 M, a cada columna.

2) Dos riegos, con el fin de desplazar a los solutos a través del suelo. Cada riego consistió en suministrar a cada columna 1,500 ml de solución de CaCl_2 sin antibióticos ni trazador, en 2 eventos, primero 500 ml y después 1,000 ml. En cada riego se trató de crear y mantener una lámina de agua de 2 mm en la superficie.

3) Antes de cada riego (3 min) y después de aplicar los primeros 500 ml de CaCl_2 (1 día) se llevaba a cabo la medición de gases.

4) Durante cada evento de riego, el lixiviado obtenido por la parte inferior de cada columna fue recolectado en frascos de 50 ml, se registró el tiempo que tomó el llenado de cada tubo, con esto se estimó la velocidad de lixiviación. Todos los frascos con lixiviado fueron etiquetados de acuerdo al número de riego y columna para posteriormente realizar sus análisis. Todas las columnas fueron pesadas antes y después de cada evento de riego para poder calcular la cantidad de agua retenida por el suelo, mediante la diferencia de pesos.

Parámetros de interés en la columna

Las variables que se tomaron en cuenta durante el experimento se dividen en 2 tipos: 1) los que se estuvieron monitoreando dentro de la columna y 2) los que eran analizados en las muestras lixiviados obtenidos durante el experimento con las columnas:

- En el suelo de las columnas, fueron monitoreados en tiempo real el potencial redox y la temperatura. La humedad del suelo y la emisión de gases desde el suelo de la columna, fueron medidos antes y después de los eventos de riego de las columnas.
- En los lixiviados se midió el pH, la conductividad eléctrica, la concentración del trazador (Br) y la concentración del antibiótico veterinario (TMT).

Medición de Bromuro

Nombre del método utilizado: Determinación de Br en agua o extractos de suelo usando un electrodo selectivo

Elaborado por MET (2012):

La concentración de Br en solución se determina mediante una medida potenciométrica, utilizando un electrodo de Br.

1. Primero se preparan soluciones 0.01, 0.001 y 0.0001 M a partir de la solución de 0.1 M de NaBr, éstos se utilizarán como estándares de calibración:
2. Tomando 2.5 ml de la solución 0.1 M y aforando a 25 ml con agua destilada, de esta manera se obtiene una dilución de 0.01 M.
3. Para preparar la solución 0.001 M, se toman 2.5 ml de la solución 0.01 M y se afora a 25 ml con agua destilada.
4. Mientras que para la preparación de la solución 0.0001M, se toman 2.5 ml de la solución 0.001 M, y al igual que las anteriores se afora a 25 ml también con agua destilada.

Antes de empezar la calibración del electrodo hay que asegurarse que el electrodo tenga suficiente solución de relleno, posteriormente se conecta al potenciómetro.

Las muestras y los estándares que se les medirá la concentración deben estar a temperatura ambiente. Si las muestras se encontraban refrigeradas, se deben atemperar antes de hacer la lectura.

Para hacer la lectura se debe tomar 5 ml de cada muestra y adicionar a cada una de ellas 0.1 ml de ISA, ponerlo a agitar con un agitador magnético. Se introduce el electrodo en la solución, se espera a que se equilibre la lectura y se registra el valor de mV. Entre cada lectura es necesario enjuagar muy bien el electrodo.

Medición de concentración del TMT

Para estimar la concentración de TMT en el lixiviado de las columnas se utilizó el método propuesto por Flores (2012), mediante cromatografía de líquidos de alta resolución con detección UV-DAD, este sistema de medición entrega una respuesta en forma de diferencia en el voltaje activada por el detector, que varía en función de la concentración del componente, observable en forma de picos o cromatograma.

El equipo que se utilizó fue un cromatógrafo de líquidos constituido de una bomba binaria de la marca Waters modelo 1525, un automuestreador marca Waters modelo 717 plus y un detector UV-DAD marca Waters modelo 2998. Se realizaron los siguientes pasos:

1. Para la medición fue necesario la elaboración de las curvas de calibración, las cuales fueron preparadas por medio de una dilución con agua desionizada, de un estándar de TMT de aproximadamente 1,000 ppm en metanol.

2. Para proceder con la medición de la concentración del antibiótico, cada muestra de lixiviado tuvo que ser sometida a un proceso de filtrado realizado por medio de filtros de nylon para jeringa con tamaño de partícula de 0.45 μm .
3. Las muestras filtradas fueron analizadas con las condiciones cromatográficas optimizadas. Se determinó el área de pico de la señal que aparece en el tiempo de retención esperado para el trimetoprim. El tiempo de retención se refiere al tiempo transcurrido desde la introducción de la muestra hasta que el detector registra el máximo del pico.

Medición de gases en la columna

Para la medición del flujo de gases emitidos por las columnas se ocupó el aparato: Gasmeter DX4040 FTIR Gas Analyzer (Figura 13), el cual funciona por medio de la espectroscopía infrarroja.



Figura 13, Medidor de gases
Gasmeter DX4040 FTIR Gas Analyzer

La espectroscopía infrarroja es una técnica instrumental utilizada para poder determinar la composición cualitativa y cuantitativa de una muestra, mediante la utilización de patrones o espectros conocidos de otras muestras. El análisis espectral permite detectar la absorción o emisión de radiación electromagnética de ciertas energías, y relacionar estas energías con los niveles de energía implicados en una transición cuántica (Gómez, *et al.*,2012).

Gómez y Murillo (2012) mencionan las siguientes características:

- Una sustancia definida puede identificarse por su espectro infrarrojo; estos espectros pueden ser considerados como las huellas digitales de dicha sustancia.
- Si dos moléculas están constituidas por átomos distintos, o tienen distinta distribución isotópica, o configuración, o se encuentran en ambientes distintos, los espectros infrarrojos serán distintos.
- Los espectros muestran bandas que son típicas de grupos funcionales particulares y que tienen localizaciones e intensidades específicas dentro de los espectros infrarrojos
- Las intensidades en las bandas del espectro de una mezcla, son generalmente proporcionales a las concentraciones de las componentes individuales. Por lo tanto, es posible determinar la concentración de una sustancia y realizar análisis de muestras con varias componentes.

Los pasos que se siguieron durante el uso de éste instrumento son:

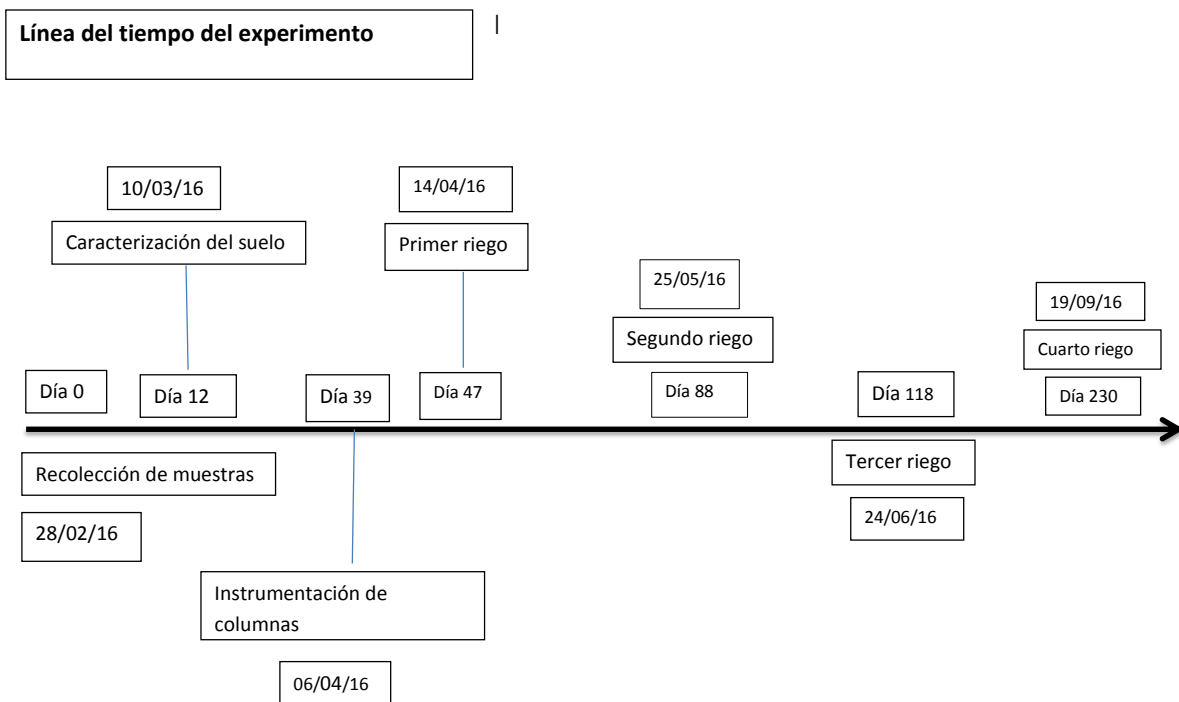
- Asegurarse de que las baterías están completamente cargadas
- Asegurarse de que el filtro esté limpio.
- Encender el analizador / software Calcmnet .
- Verificar y validar los parámetros del estado del hardware.
- Esperar diez minutos para que el analizador se estabilice a la temperatura.
- Lavar la celda de muestra y realizar una calibración del cero.

- Colocar el dispositivo con las mangueras en las columnas.
- Empezar la medición
- Esperar 10 minutos.
- Guardar los datos.
- Repetir el mismo procedimiento en cada columna
- Cuando ya se deje de ocupar el instrumento es necesario volver a limpiar los filtros, la celda debe ser cuidadosamente purgada con gas nitrógeno o aire seco.
- Desconectar DX4040.

Cabe mencionar que se tuvo diseñar una tapa para las columnas con el fin de que se pudiera realizar la medición en ellas, ya que éste instrumento fue diseñado principalmente para las mediciones en campo.

CAPITULO 3: RESULTADOS

A continuación, se presenta una línea del tiempo en la cual se muestra puntualmente cuándo se realizaron algunas actividades, sobretodo, los riegos, esto para un mejor análisis de los resultados obtenidos.



Como ya se mencionó anteriormente, las muestras de suelo fueron obtenidas entre los 0 y 30 cm de profundidad, este suelo se ubica dentro de un horizonte plágico (Ap). Según la WRB (2007), éste es un horizonte superficial negro o pardo inducido por el ser humano que se ha producido por abono continuo y prolongado, esto deducido por la coloración y la textura. El horizonte anterior se ubica sobre un horizonte AB donde todavía hay presencia de MO pero en menor proporción que en el horizonte superior, la textura en este horizonte es franco limosa. Bajo ésta se encuentra un horizonte B, la cual se observa más claro, en ella se presentará una mezcla entre MO y fragmentos de rocas, en éste horizonte la textura es franco

arenosa. Por último, se distingue un horizonte C con una textura arenosa en la cual se encuentra el material original, que es un aluvión. Véase Figura 14.

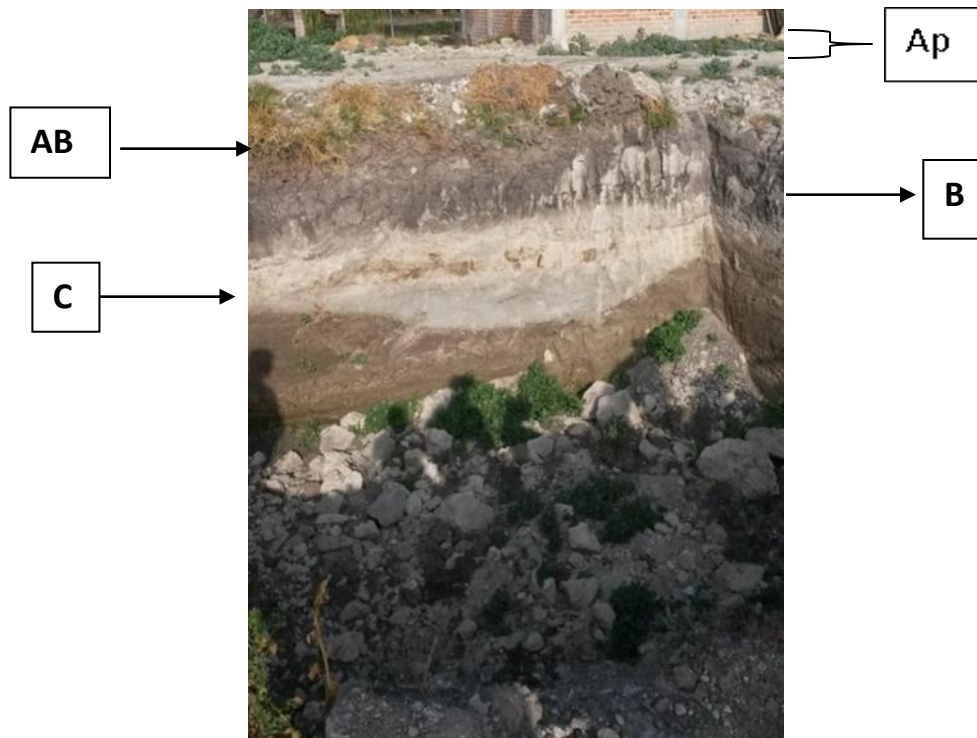


Figura 14, Perfil del suelo donde se obtuvieron las muestras.

Caracterización del suelo

La textura del suelo comprende 26.36% de partículas de tamaño de arena, 41.64% de limos, mientras que 32% es de arcilla. De acuerdo con el Triángulo de Textura de Suelo (Figura 15) nuestro suelo está dentro de la clasificación textural en los suelos de tipo Franco Arcilloso (CR).

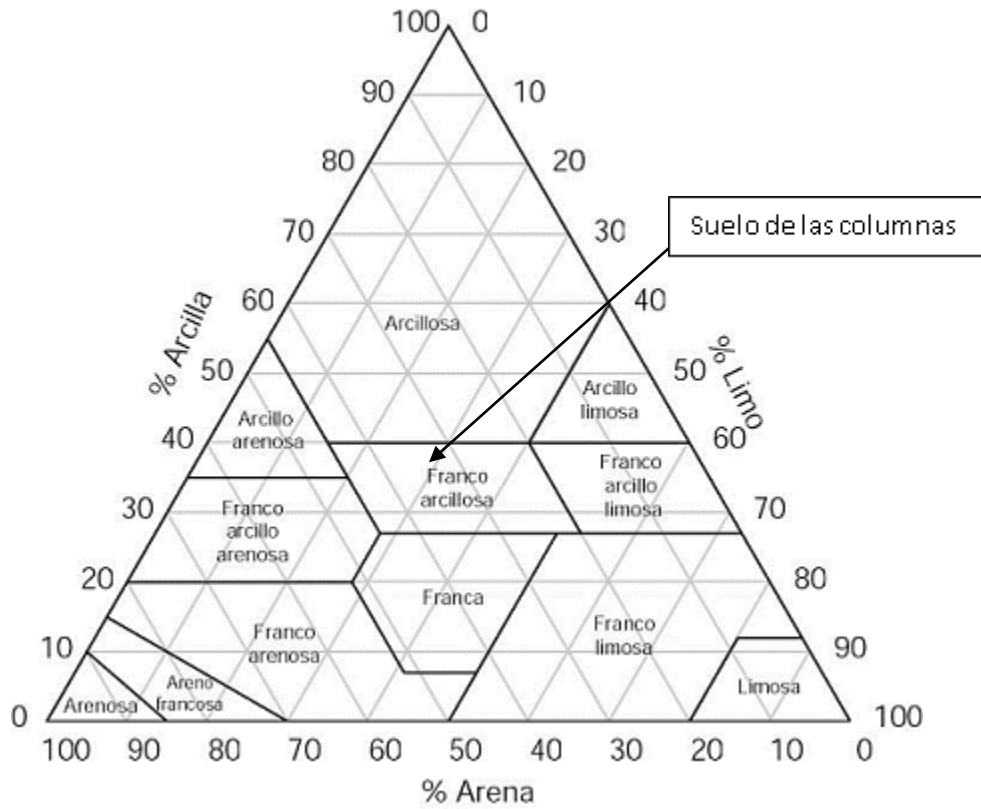


Figura 15, Triángulo de texturas de suelo

Los suelos con textura franco arcillosa tienen buena retención de agua, el drenaje es moderado, posiblemente una alta retención de nutrientes por la gran cantidad de arcilla, estructura estable, cuando se seca puede reducir su tamaño y originar grietas profundas, cuando se humedece se expande, esto posiblemente por la presencia de arcillas de tipo 2:1.

La densidad aparente medida fue de 1.03 g/cm³ la cual se encuentra ubicada por debajo de los niveles altos dentro de los suelos con textura franco arcillosa, mientras que el valor para la densidad real fue de 2.09 mg/m³. El valor de densidad aparente es un buen indicador del grado de compactación del suelo, al tratarse del horizonte superficial de un suelo agrícola, el resultado obtenido era el esperado.

Una de las propiedades del suelo que tiene relación tanto con la textura como con la densidad aparente es la porosidad, ya que el volumen de este espacio poroso depende mucho de la disposición de las partículas sólidas.

El suelo estudiado presenta 50.17% de porosidad total, que de acuerdo con la tabla (Tabla 1), elaborada por Flores y Alcalá (2010), la porosidad del suelo contenido en las columnas está entre el límite de porosidad media y alta la cual nos indicaría buena penetrabilidad de las raíces, gran cantidad de poros, no obstante, esto no nos indica que haya conectividad entre ellos, la cual favorecería la infiltración del agua.

Porosidad total (%)	Interpretación
< 30	Muy baja
30-40	Baja
40-50	Media
50-60	Alta
>60	Muy alta

Tabla 1, Valores orientativos de la porosidad total de un suelo y su interpretación, según Flores y Alcalá.

Mientras que el pH del suelo obtenido fue de 7.03, lo cual no sería un factor a considerar en la degradación bioquímica del antibiótico, ya que el TMT se degrada más fácilmente en ambientes con pH ácido (Ji, *et al.*, 2016)

La determinación de la conductividad eléctrica es una forma indirecta de medir la salinidad del agua o extractos de suelo. La salinidad obtenida en nuestro suelo fue de 400 μ S lo cual significa que no existe una cantidad de sales dentro del suelo que pudiera afectar la estructura del suelo (Siebe, C, *et al.*, 2006) y que pudiera favorecer la lixiviación del antibiótico.

Respecto a la conductividad hidráulica saturada (K_s) del suelo muestreado podemos decir, de acuerdo con la FAO (Tabla 2), que es lenta, ya que la K_s que se obtuvo fue de 0.97 cm/hr, esto quiere decir que el movimiento de los solutos dentro de este suelo va a ser lento.

cm/hr	m/día	Evaluación
0.8	0.2	Muy lenta
0.8 - 2.0	0.2 - 0.5	Lenta
2.0 - 6.0	0.5 - 1.4	Moderada
6.0 - 8.0	1.4 - 1.9	Moderadamente rápida
8.0 - 12.5	1.9 - 3.0	Rápida
12.5	3	Muy rápida

Tabla 2, Evaluación de la Conductividad hidráulica saturada según la FAO.

Caracterización de los estiércoles

El pH del estiércol, según Peters y Combs (2003), se encuentra frecuentemente entre neutral a alcalino. Una vez aplicado al suelo, los procesos de descomposición pueden acidificar el suelo, pero regularmente el estiércol aplicado en campo se encuentra cercano al neutral. El pH del estiércol utilizado en los experimentos es más alcalino en comparación del que se encuentra en la literatura, siendo el estiércol de borrego más alcalino que el de vaca, sin embargo, el estiércol de vaca tiene un contenido de sales más alto que el de borrego (Tabla 3). Esto último coincide con lo señalado en la literatura, según López, *et al.*, (2001), el estiércol con pH alto podría indicar exceso de sales solubles.

Estiércol	pH	CE (mS)
Vaca 1	9.21	9.51
Vaca 2	9.05	8.19
Borrego 1	9.34	8.98
Borrego 2	9.32	7.74

Tabla 3, pH y Conductividad eléctrica de los estiércoles.

Los porcentajes de nitrógeno total y carbón total varían dependiendo de la especie animal de la que se esté recolectando el estiércol. En el caso del estiércol de las vacas, el porcentaje de nitrógeno total se encuentra regularmente alrededor de 1.04 %, mientras que para el borrego es de 0.87 % (Brown, 2013). El porcentaje de carbón total en el estiércol de vaca y de borrego se encuentran normalmente entre los 13.2%-38.8% y 21.5%-38.5% respectivamente (Moral, et al., 2003), éstos datos nos muestran que el estiércol de vaca y el de borrego utilizados en el experimento, es en el porcentaje de nitrógeno total donde se encuentra por arriba de lo encontrado en la literatura, mientras que el porcentaje de carbón total es muy similar a las cantidades encontradas en trabajos previos (véase Tabla 4). El mayor contenido de N en los estiércoles estudiados puede deberse a la alimentación de los animales en el rancho donde fueron colectadas las muestras.

Muestra	%C total	% N total	C/N
borrego 1	30.05	1.85	16.24
borrego 2	31.77	1.86	17.08
vaca 1	20.18	1.42	14.21
vaca 2	19.82	1.45	13.66

Tabla 4, Porcentaje de Nitrógeno y Carbón total en el estiércol muestreado.

El contenido de humedad del estiércol aplicado como composta seca regularmente es muy bajo ya que éste es sometido a un proceso de secado (Tabla 5).

Estiércol	Contenido de humedad (%)
Vaca	5.2
Borrego	4.2

Tabla 5, Contenido de humedad del estiércol muestreado.

Cabe mencionar que la composición de los estiércoles, según Urbano (2003) varía debido a ciertos factores, como lo son: la especie animal, la edad de los animales, el régimen alimenticio, y el propósito del ganado.

Resultados y discusión de los experimentos de riego de las columnas de suelo

Tal y como se explicó en los métodos, durante el riego de las columnas de suelo, en la base de la columna fue colectado el lixiviado de manera discreta en volúmenes de 50 ml. Tales fracciones fueron analizadas para pH, CE, ión bromuro y TMT. Con los resultados se construyeron curvas de elución, que nos indican la variación de algún parámetro en el tiempo, este último expresado en volúmenes de poro. Un volumen de poro es la cantidad de poros totales que contiene el suelo, se calcula a partir del volumen total de la columna (alto x área transversal) multiplicado por la porosidad (estimada a partir de la densidad de partícula y densidad aparente del suelo).

Para expresar los resultados obtenidos en la columna, el tiempo experimental se expresará en volúmenes de poro. El total de volúmenes de poro lixiviados en los tres riegos efectuados en las columnas (un primer riego con el trazador y el antibiótico, dos riegos con solución de CaCl_2) fue de alrededor de 1.6. En la tabla 6 se muestra el volumen lixiviado (en volúmenes de poro) en cada uno de los riegos, información que habrá que tomar en cuenta al analizar/observar las curvas de elución de los diferentes elementos en cada una de las columnas. A continuación, se presentan las curvas de elución obtenidas y la discusión de las mismas.

columna	Volumen aplicado en el riego			Volumen colectado en el lixiviado			Volumen retenido en el suelo		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
	Vo	Vo	Vo	Vo	Vo	Vo	Vo	Vo	Vo
Vaca	0.88	0.88	0.88	0.53	0.48	0.49	0.35	0.40	0.39
Borrego	0.88	0.88	0.88	0.31	0.46	0.48	0.57	0.42	0.40
Blanco		0.88	0.88	0.41	0.46	0.40	0.47	0.42	0.48

Tabla 6, Relación volumen de riego, lixiviado y retenido de cada columna en cada riego.

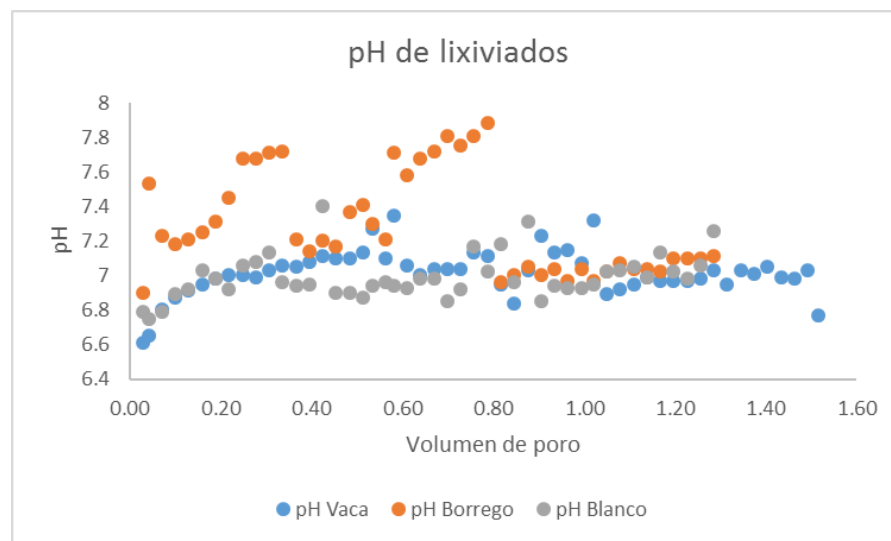
R1 riego 1, aplicación del antibiótico y el trazador de agua

R2 riego 2, aplicación de solución de CaCl₂ 10 mM

R3 riego 3, aplicación de solución de CaCl₂ 10 mM

pH de los lixiviados

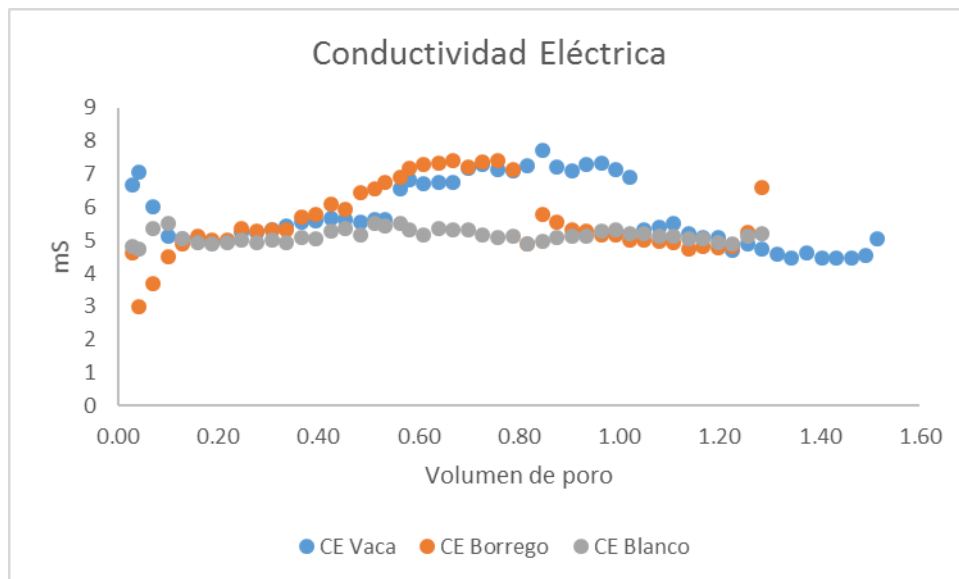
La variación de pH en los lixiviados fue de una unidad, es decir, de 7 a 8 en la columna con estiércol de borrego, de 6.8 a 7.2 en la columna sin estiércol, de 6.6 a 7 en la columna con estiércol de vaca. El resultado es el reflejo del pH del estiércol, es decir, el valor de pH de los lixiviados en la columna con estiércol de borrego es más alto, debido a que el pH de ese estiércol fue más alto que el pH del estiércol de vaca (véase Gráfica 1).



Gráfica 1, pH de los lixiviados recolectados de todas las columnas.

Conductividad Eléctrica

La conductividad eléctrica obtenida, que representa la salinidad de los extractos recolectados, se comportó de manera muy parecida tanto en la columna Vaca como en la de Borrego, presentando una curva de elución en forma de campana mostrando al principio valores bajos pero incrementándose conforme a los mililitros recolectados, esto significa que el contenido de sales incrementa a medida que avanza la descomposición de los materiales, encontrando un punto máximo que es cuando alcanza la mayor concentración de sales en el lixiviado; y posteriormente empieza a disminuir paulatinamente. El comportamiento de la columna Blanco es uniforme todo el tiempo (véase Gráfica 2).



Gráfica 2, Conductividad eléctrica de los lixiviados recolectados de todas las columnas.

Velocidad de infiltración

La velocidad de infiltración es la velocidad con la cual el agua pasa a través de la columna de suelo, ésta depende de ciertas propiedades del suelo que la

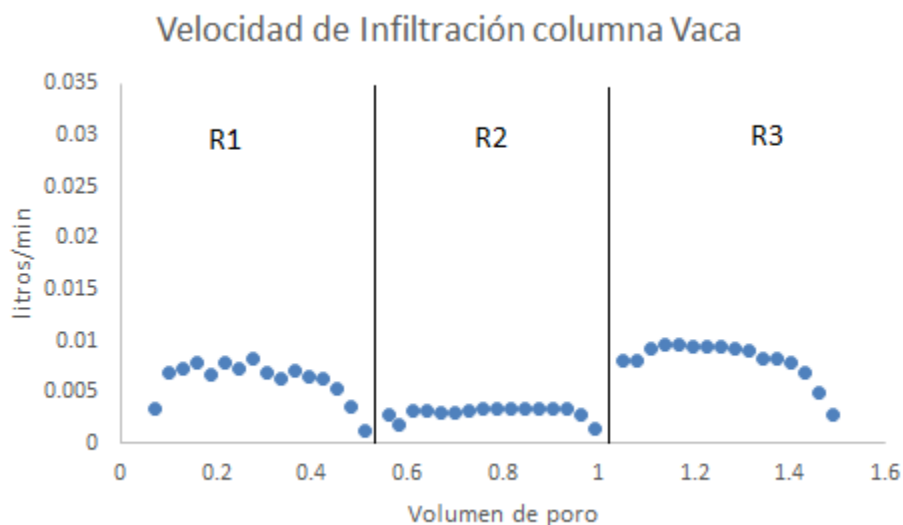
determinan, por ejemplo, la textura, la estructura, la cantidad de materia orgánica, el contenido de humedad inicial, la temperatura, el tamaño de poro y la conectividad entre poros (Govaerts, 2013; Porta, *et al.*, 2003).

En nuestro experimento, considerando que el suelo de todas las columnas era el mismo, y que la humedad inicial era muy parecida (véase Tabla 7), el parámetro que marca una diferencia en la infiltración es la presencia del estiércol.

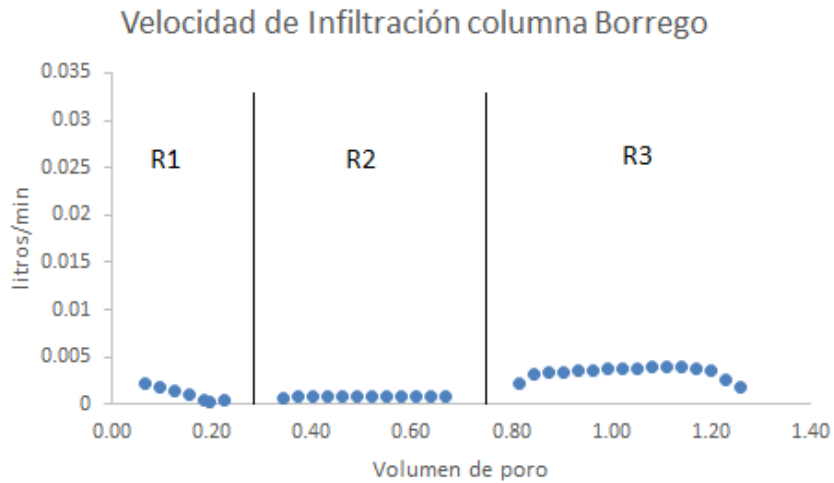
Humedad (%)								
Columna	R1		R2		R3		R4	
	Antes	Después	Antes	Después	Antes	Después	Antes	Después
Vaca	40.31	42.85	40.02	41.77	40.64	42.31	40.08	41.84
Borrego	33.48	34.89	33.16	34.54	33.6	34.96	32.81	34.25
Blanco	32.46	33.47	31.98	33.43	32.04	33.47	31.69	33.35

Tabla 7, Porcentaje de humedad antes y después de cada riego en las 3 columnas. R=Riego.

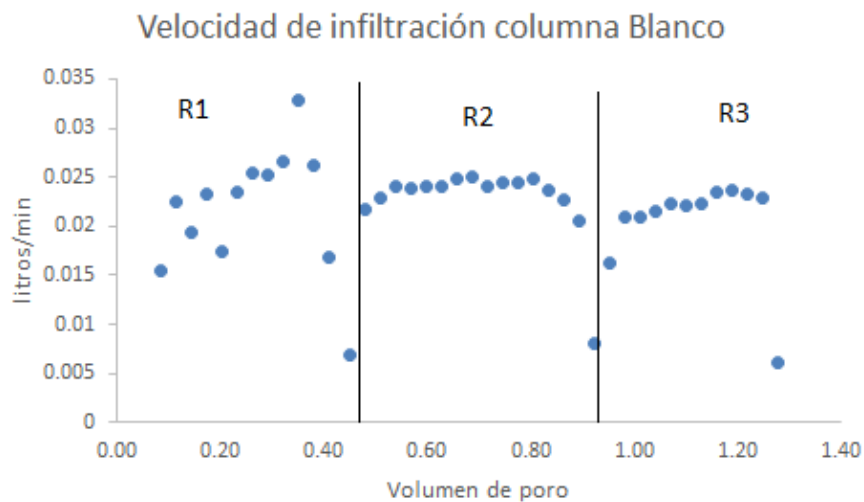
Este parámetro en la columna Vaca tuvo un comportamiento irregular entre los diferentes riegos, siendo el segundo riego el más lento con velocidades que van desde los 0.002 L/min hasta los 0.004 L/min, mientras que las velocidades más altas se encontraron durante el tercer riego (0.008 L/min).



Al igual que en la columna anterior, en la columna Borrego la velocidad de infiltración también presentó un comportamiento irregular entre los diferentes riegos, pero tuvieron en común que el segundo riego fue el más lento (0.0005 L/min), mientras que el tercer riego fue el más rápido (0.003-0.0045 L/min):



La columna Blanco en lo que respecta a la velocidad de infiltración, tuvo un comportamiento regular durante los 3 riegos, de hecho, durante los tres riegos se tuvo una velocidad promedio de 0.025 L/min:



Como se puede ver, la columna con mayor velocidad de infiltración fue la columna Blanco, mientras que las columnas donde se aplicó estiércol fueron más lentas. De acuerdo con esto se puede decir que, en este caso de estudio, el estiércol es el factor más determinante en relación al movimiento del agua. Ya que la textura, la estructura, y la temperatura del suelo, que son otros factores que intervienen en la velocidad de infiltración, son idénticas en las 3 columnas.

Lo que pudo haber ocasionado el estiércol en relación al movimiento vertical del agua en las columnas Vaca y Borrego es el sellamiento de la capa superficial del suelo dificultando así la infiltración del agua, este sellamiento tuvo varias etapas que están relacionadas con la desintegración del estiércol, en la cual, al originarse partículas más chicas, estas funcionarían como tapón evitando que el agua pudiera moverse con mayor facilidad, esto se puede ver en ambas columnas durante el segundo riego por que la velocidad de infiltración disminuye considerablemente en comparación a los otros 2 riegos.

Contaminantes en el suelo

Los contaminantes se mueven disueltos en el agua que se infiltra en el suelo. El transporte de los contaminantes en el flujo de agua ocurre por advección en los macroporos. Una vez que el agua ingresa al suelo, empiezan a llenarse los poros, iniciando de los más pequeños (microporos) a los más grandes (macroporos). El flujo por advección ocurre una vez que los macroporos están ocupados por agua. Con esto en mente, podemos entender que el agua en las columnas de suelo empezará a moverse de manera vertical, una vez que el contenido de humedad supere la capacidad de campo. En la tabla 8 se muestra la cantidad de agua que es necesaria en cada columna, expresada en porcentaje y en volúmenes de poro, que tiene que ser satisfecha, antes de que ocurra un flujo vertical del flujo de agua. De este modo, la presencia de agua y solutos en los lixiviados, antes de que este

déficit hídrico sea satisfecho, es un indicador de la existencia de flujos preferenciales de agua dentro de la columna.

	Θ antes del riego	Θ saturación	Déficit para llegar a Θsat	
	%	%	%	Vo
Vaca	40.3	50.17	9.87	0.197
Borrego	33.48	50.17	16.69	0.333
Blanco	32.46	50.17	17.71	0.353

Tabla 8, Cantidad de agua necesaria en cada columna para que ocurra un flujo vertical. Θ es el contenido de humedad volumétrico del suelo

En lo que se refiere a la lixiviación del agua de los riegos, en términos de volumen de poro (Vo), en cada riego se aplicaron 0.88 Vo (1,500 ml) a cada columna. En términos generales, de dicho volumen aplicado en todas las columnas, en todos los riegos sólo se pudo recolectar menos de la mitad, mientras que el restante quedó retenido en el suelo (Tabla 6). La textura del suelo fue determinante en la gran capacidad de retención de agua que presentó este tipo de suelo, sobre todo por la cantidad de arcillas que contiene el mismo.

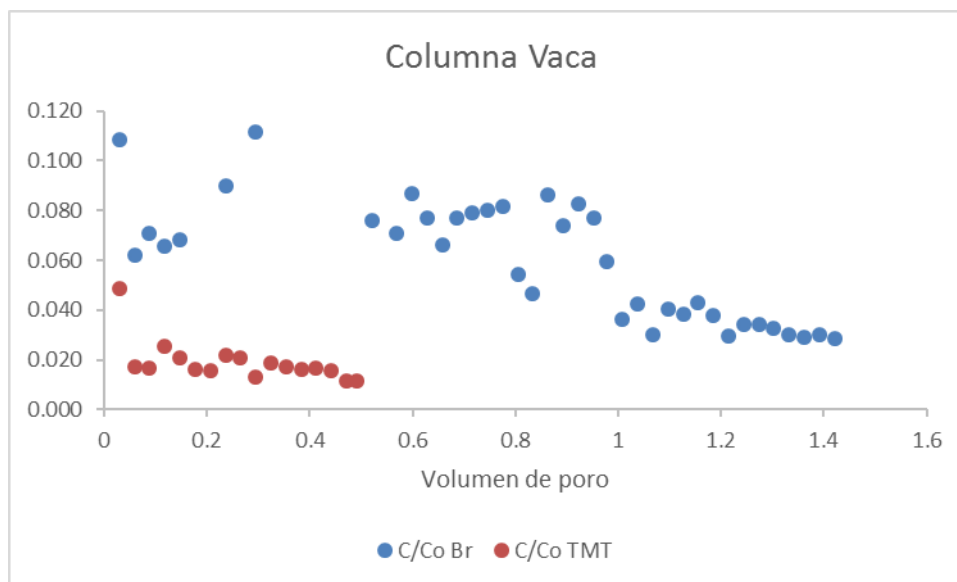
Lixiviación del Bromuro y del TMT

Columna	Masa lixiviada Br			Masa lixiviada TMT		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3
	mol	mol	mol	C/Co	C/Co	C/Co
Vaca	0.263	0.167	0.078	0.399	0	0
Borrego	0.052	0.149	0.104	0.161	0.002	0
Blanco	0.101	0.108	0.081	0.422	0.007	0.001

Tabla 9, Masa lixiviada de Br y TMT de cada columna en cada riego. R=Riego.

La lixiviación de los compuestos estudiados se presenta en forma de curvas de elución. Las curvas de elución muestran el volumen total de lixiviados obtenidos en los tres riegos (expresados en volúmenes de poro). Donde C es la concentración del compuesto medida en los lixiviados, C_0 es la concentración del compuesto aplicada en el riego y C/C_0 es la concentración del compuesto en el lixiviado, referida a la masa total aplicada.

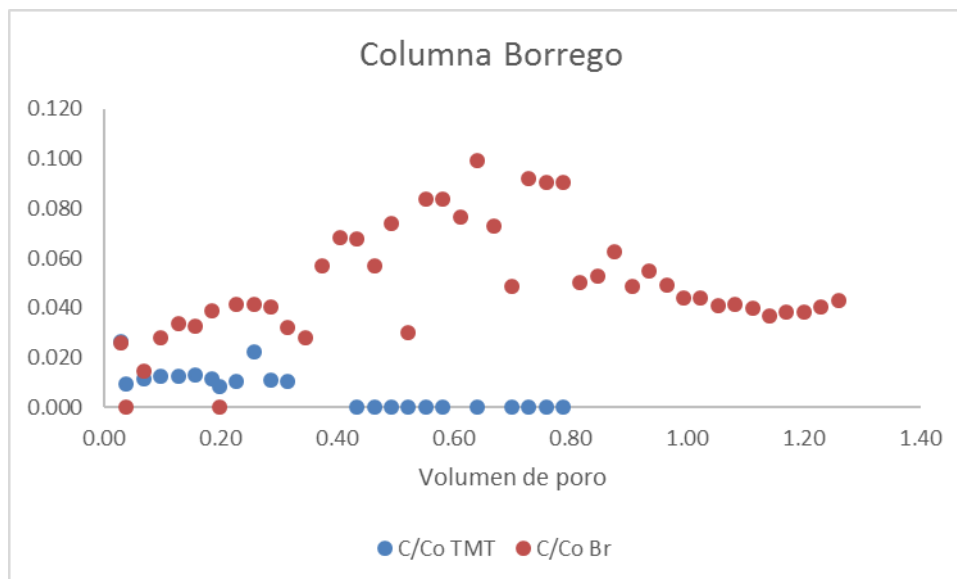
Con respecto a la lixiviación del Ión Bromuro y del TMT en la columna Vaca, tuvieron un comportamiento semejante al inicio del riego: la concentración del compuesto se fue incrementando, ver Gráfica 3. La presencia de ambos compuestos antes del $0.2 V_0$ (déficit de agua para alcanzar la saturación del suelo y tener flujo vertical, ver tabla 8) indica la existencia de flujos preferenciales dentro de la columna de suelo, que aceleraron el movimiento del agua y los compuestos disueltos. Esto pudiera deberse a lo agrietado que se encontraba el suelo en ese momento, provocando flujo preferencial que acelera la lixiviación de ambos. Sólo se tuvo presencia del antibiótico en los lixiviados del primer riego (los $0.5 V_0$), donde sólo se lixivió aproximadamente el 45% del antibiótico aplicado (Gráfica 3).



Gráfica 3, Curva de elución del Ión bromuro y TMT en la columna Vaca.

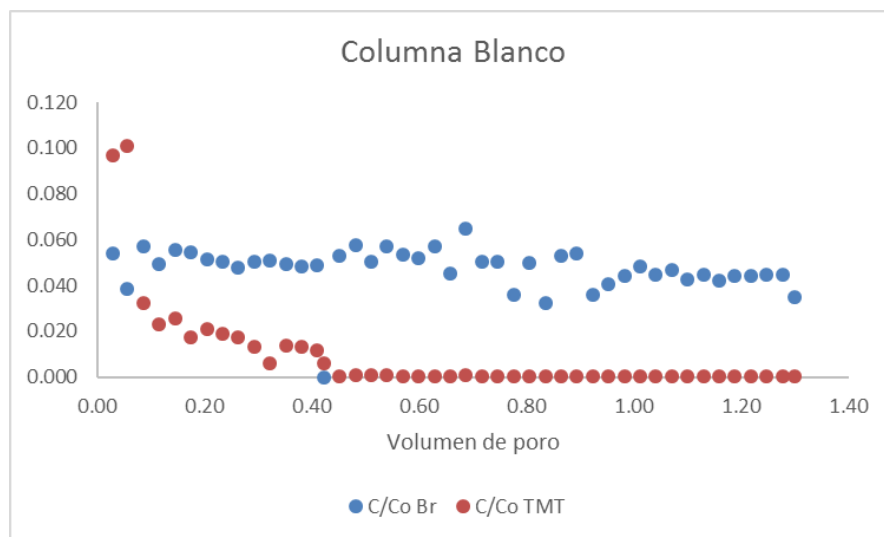
Algo diferente ocurrió en la columna Borrego donde las máximas concentraciones tanto del Bromuro como del TMT no se encontraron al inicio del riego. Sin embargo, la presencia de los compuestos antes de 0.33 Vo (Gráfica 4), indica que los compuestos no recorrieron toda la columna de suelo antes de salir, es decir, similar a lo observado en la columna Vaca, hubo presencia de flujo preferencial. Las concentraciones bajas respecto a la concentración aplicada, refiere que la solución de riego fue diluida al mezclarse la solución de riego con el agua del suelo, en el caso del antibiótico, al observar una concentración adimensional inferior a la que se obtuvo del bromuro (trazador del agua), se presume que este fue retenido/adsorbido en el suelo. En esta columna el antibiótico tuvo presencia hasta los 0.8 Vo lixiviados (es decir, en todos los lixiviados del R1 y el R2, pero sólo se pudo recolectar aproximadamente el 16% de la masa total aplicada al mismo (Gráfica 4).

La curva de elución del Bromuro del primer riego (de 0 a 0.53 Vo) presentó una curva en forma de campana gaussiana, a partir de la segunda muestra de lixiviado colectada, esto quiere decir que, una vez que los primeros volúmenes de agua alcanzaron la base de la columna debido al flujo preferencial, el movimiento del agua ocurrió en forma uniforme a través de la columna de suelo (Prado, *et al.*, 2011).



Gráfica 4, Curva de elución del Bromuro y TMT en la columna Borrego.

El comportamiento del Bromuro y del TMT en la columna Blanco fue diferente con respecto a la concentración de éstos elementos en los lixiviados, véase Grafica 5, en comparación a las otras columnas. En esta columna el antibiótico tuvo presencia en los tres riegos aplicados, aunque en concentraciones muy bajas, la masa total recuperada en los lixiviados corresponde al 45% de la masa aplicada. (Gráfica 5). En esta columna la presencia de lixiviados antes de 0.33 Vo, indica que también hubo flujos preferenciales que aceleraron el movimiento del frente de infiltración.



Gráfica 5, Curva de elución del Bromuro y TMT en columna Blanco.

La asimetría que podemos ver en todas las columnas es evidencia de un movimiento no equilibrado de los solutos a través del suelo, este movimiento no uniforme puede ser atribuido a la presencia de flujos preferenciales, ocasionando el fácil movimiento vertical del agua, estos pueden ser ya sea de un solo canal que atraviesa el perfil del suelo o de una compleja conectividad en la matriz del suelo (Melamed, *et al.*, 1994; Simunek, *et al.*, 2003).

En general, en lo que respecta a la lixiviación del TMT, se puede decir que en las tres columnas fue sólo en los primeros Vo recolectados donde se tuvo presencia del antibiótico en cantidades considerables, lo cual quiere decir que el resto quedó

retenido. Es difícil decir que pudo haber ocurrido la biodegradación del TMT, ya que en trabajos previos como el de Bing Li y Tong Zhang (2010) se dice que es muy difícil que éste antibiótico pueda biodegradarse, pero también hay trabajos como el de Batt, *et al.*, (2006) donde sí se pudo degradar gracias a procesos de nitrificación. Para poder confirmar o descartar la adsorción del antibiótico en el suelo, es necesario evaluar el proceso en otro tipo de experimentos.

Potencial óxido-reducción

El potencial redox se midió en voltios (V), en los cuales obtuvimos valores tanto positivos como negativos. Un valor positivo y de alta magnitud es indicativo de un ambiente que favorece las reacciones de oxidación, y por lo tanto la nitrificación, mientras que un valor negativo y de baja magnitud es indicativo de un ambiente reductor. Para Brady y Weil (2008) un suelo bien drenado es cuando alcanza valores de entre 0.4V a 0.7V, a medida que disminuye la aireación, los voltios disminuyen, alcanzando un nivel de aproximadamente 0.3V a 0.35V que es cuando el oxígeno gaseoso está agotado, con estos valores se favorecería el proceso de desnitrificación la cual provocaría la emisión de N₂O; en suelos cálidos y ricos en materia orgánica que están inundados, se pueden encontrar valores tan bajos como -0.3V, donde se favorecerían procesos como la metanogénesis.

Las reacciones redox favorecen la disolución de algunas especies químicas y la inmovilización o escape de otras. Por ejemplo, para que se lleve a cabo la denitrificación los valores deben estar aproximadamente entre los 0.45V y los 0.40V, mientras que para la metanogénesis se necesitan valores alrededor de los -0.25V y los -0.30V (Atlas, *et al.*, 1993).

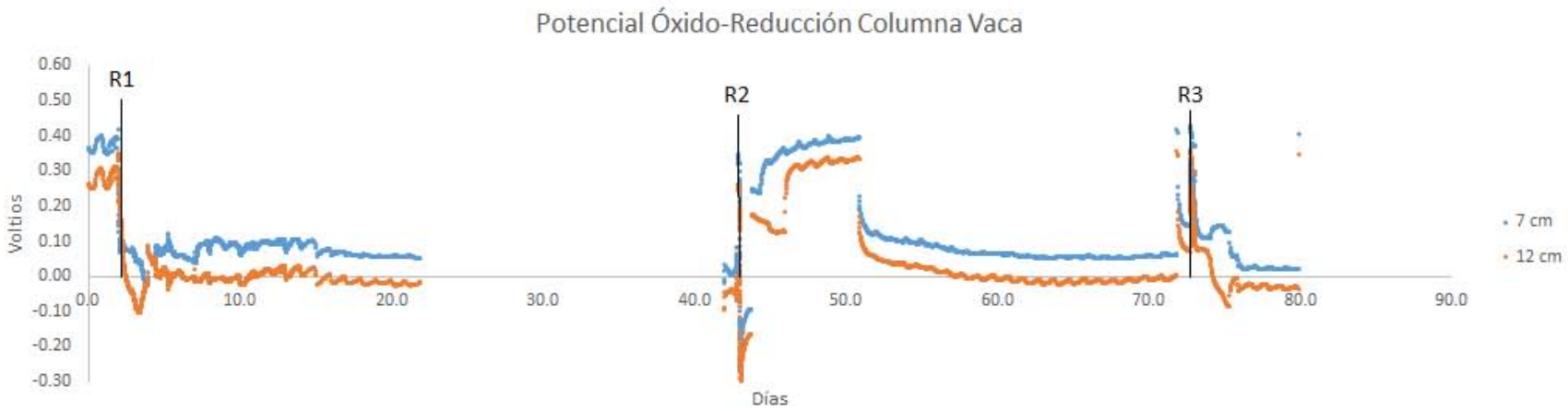
Los resultados obtenidos en los experimentos en columnas, fueron interpretados con base en la teoría descrita. De este modo, podemos decir que todas las columnas carecen de un buen drenaje ya que todo el tiempo se encontró por debajo de los 0.4V, esto quiere decir que el oxígeno gaseoso dentro de las columnas era muy poco o nulo. Esto pudiera favorecer procesos que se

desarrollan en ambientes anaeróbicos como la metanogénesis, la denitrificación, la fermentación, entre otros.

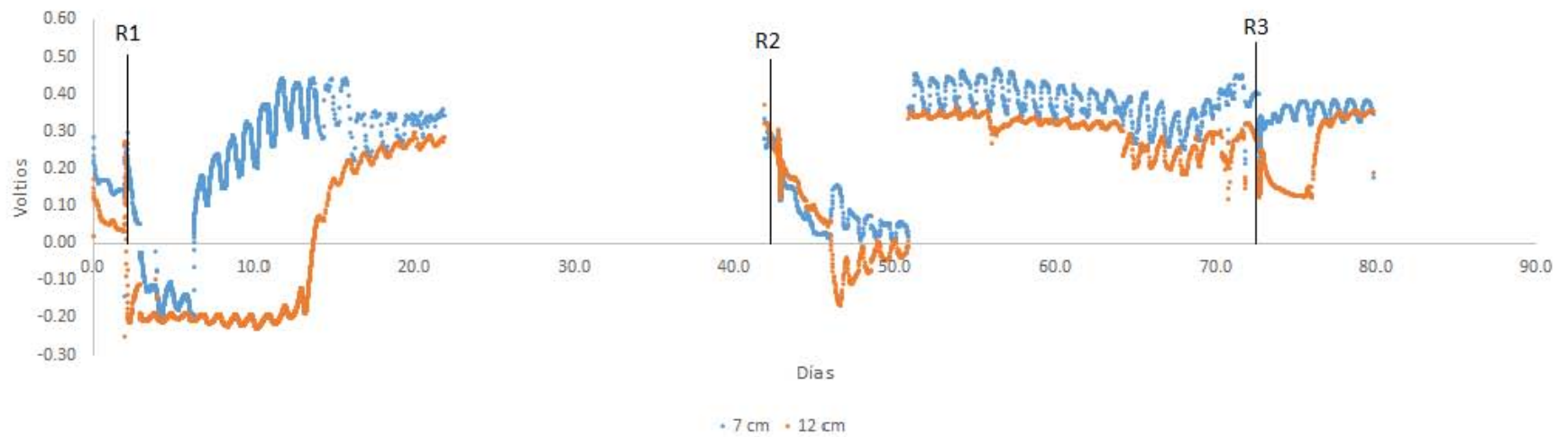
El comportamiento del potencial redox en ambas profundidades de todas las columnas se comportó como un espejo la mayor parte del tiempo que se midió, sólo que a los 12 cm de profundidad se registraron valores menores a los que se registraron a los 7 cm. Se espera este tipo de comportamiento, ya que el suelo superficial de la columna va perdiendo agua más rápidamente que a profundidad (por intercambio con la atmosfera y pérdidas por gravedad), mientras que el suelo a mayor profundidad recibe el agua que baja de la superficie.

Los potenciales redox bajos, se deben en gran medida al contenido de agua del suelo (en nuestro caso siempre estuvo por encima de la capacidad de campo) pero, además, debido a la presencia de materia orgánica en exceso que le confiere el estiércol), la cual es oxidada consumiendo el oxígeno del medio. Esto explica que los potenciales redox de la columna blanco (sin estiércol), se obtuvieron valores más altos de este parámetro, es decir, en esta columna fue el contenido de humedad lo que determinó el potencial redox.

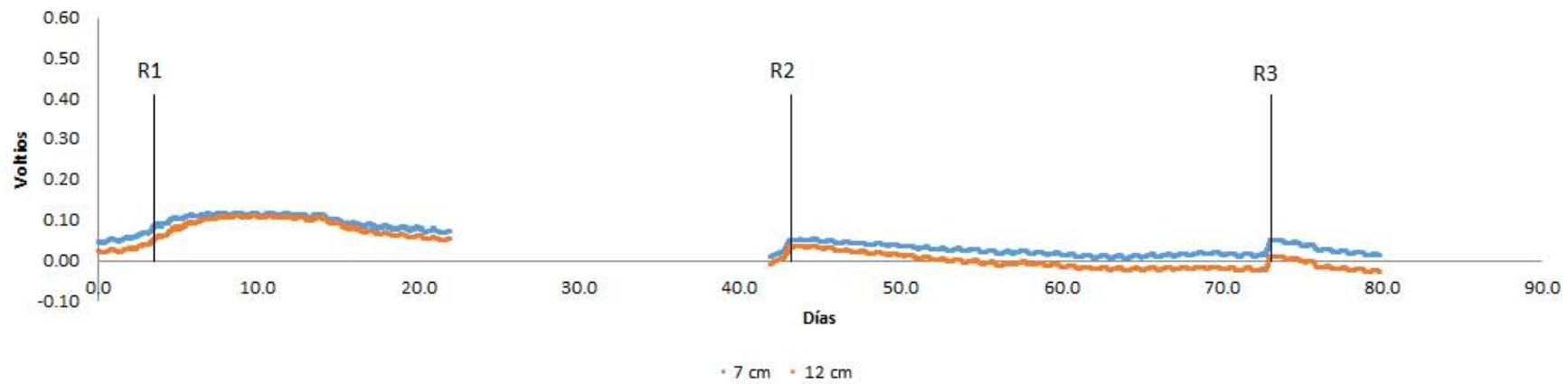
Potencial óxido- reducción durante el experimento



Potencial Óxido-Reducción Columna Borrego



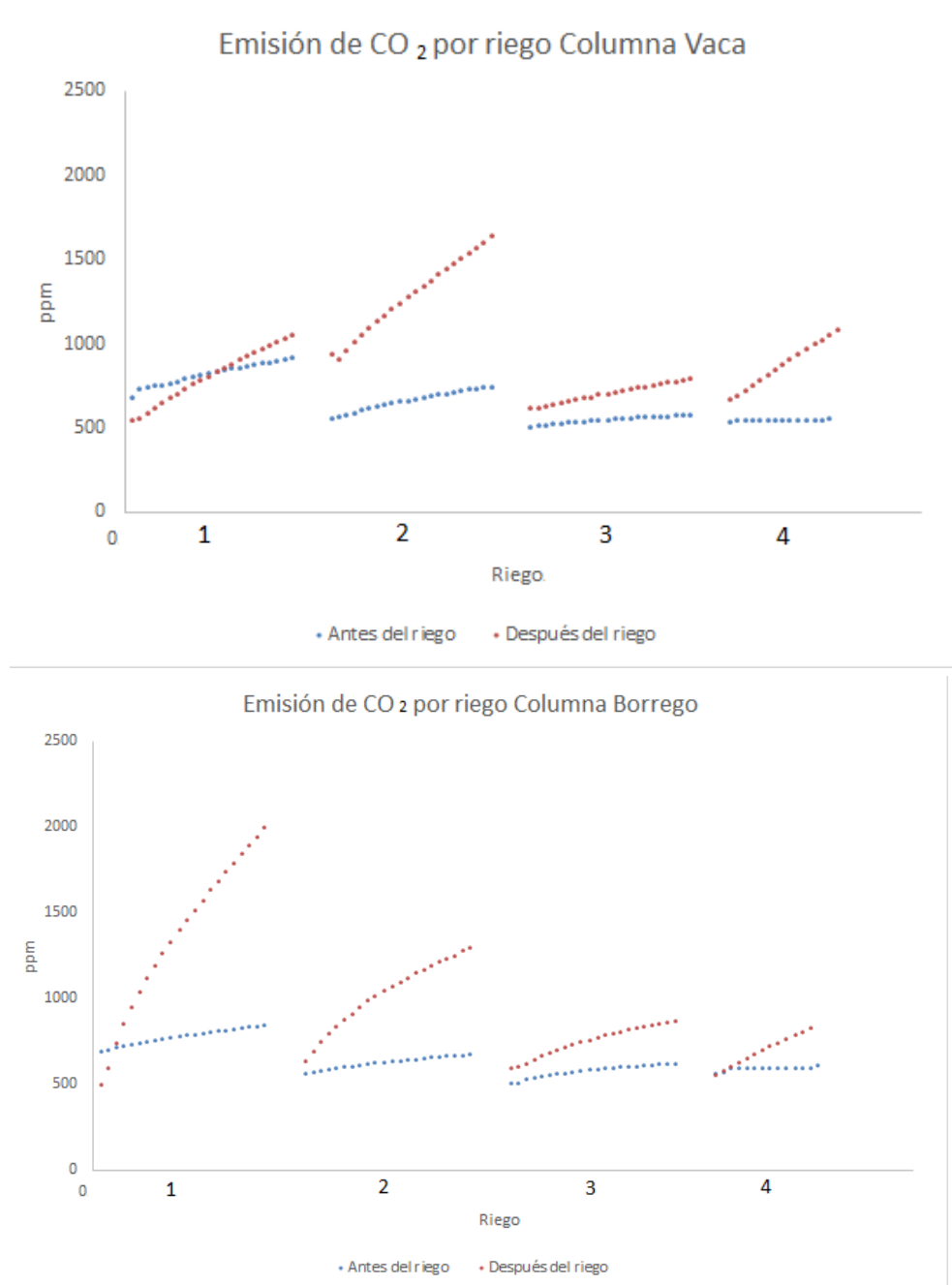
Potencial Óxido-Reducción Columna Blanco

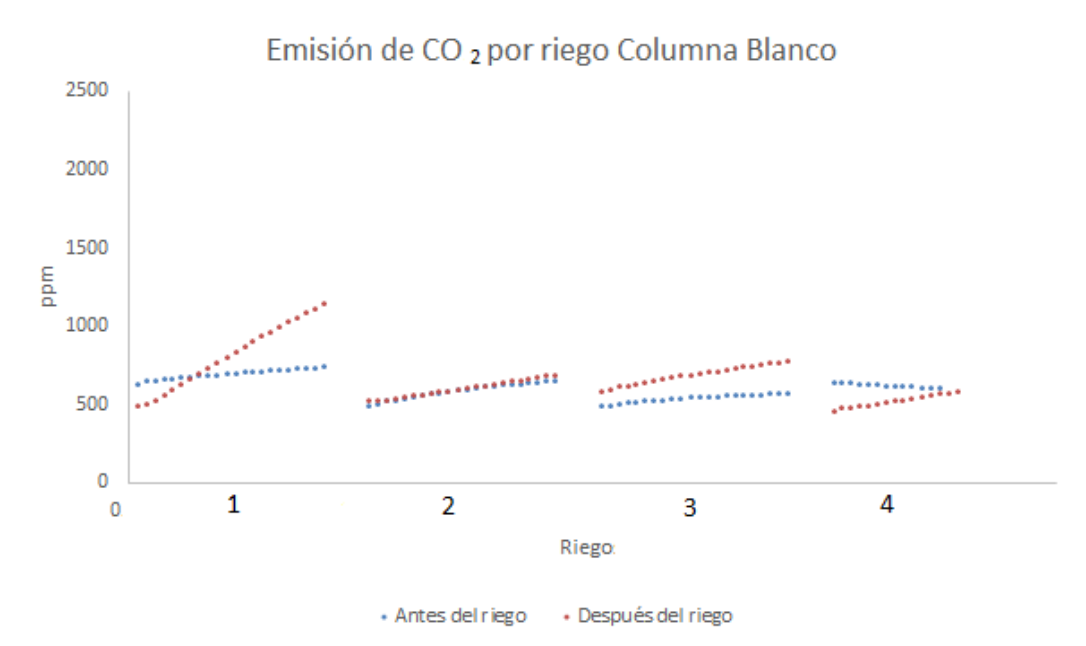


Emisión de gases

En éstas gráficas se muestra la emisión de los gases de efecto invernadero que se obtuvo en cada riego, recordando que se midió tanto al inicio como al final de cada uno.

Dióxido de Carbono (CO₂)





Dióxido de carbono (ppm)										
		Vaca			Borrego			Blanco		
		Máximo	Mínimo	Promedio	Máximo	Mínimo	Promedio	Máximo	Mínimo	Promedio
Riego 1	Antes	916.21	684.04	820.91	848.12	691.13	778.44	739.86	632.6	695.598
	Después	1055.01	549.6	811.14	1996.46	501.47	1367.36	1143.92	490.5	814.405
Riego2	Antes	745.9	552.4	661.69	673.07	563.56	627.334	651.47	492.58	587.196
	Después	1636.74	907.72	1280.706	1299.12	635.8	1026.86	690.14	522.55	601.958
Riego 3	Antes	579.07	506.34	547.747	621.22	503.73	577.32	572.01	494.06	540.209
	Después	791.39	613.27	707.363	871.75	595.5	752.57	777.63	588.38	689.662
Riego 4	Antes	555.97	535.75	543.605	630.33	559.37	595.115	644.16	603.55	622.092
	Después	1080.26	669.3	861.036	826.14	552.15	695.838	584.76	458.05	522.631

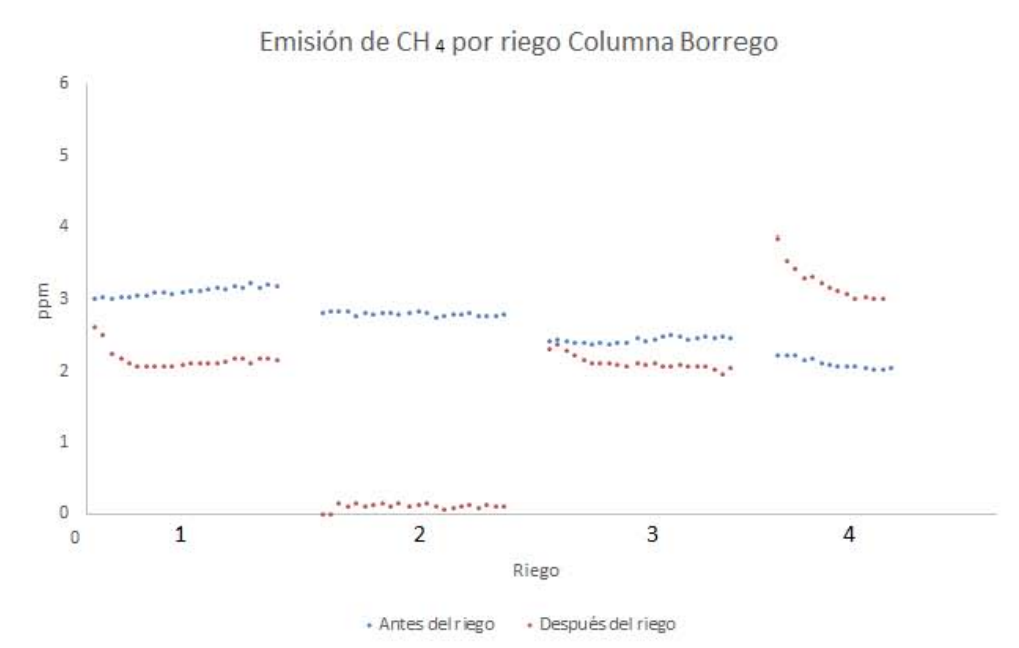
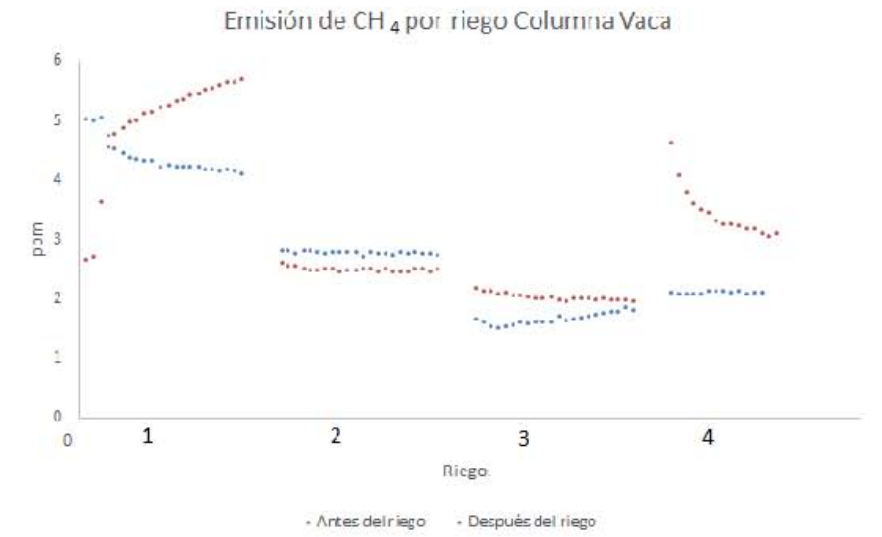
Tabla 10, Máximos, mínimos y promedios de ppm emitidas de CO₂.

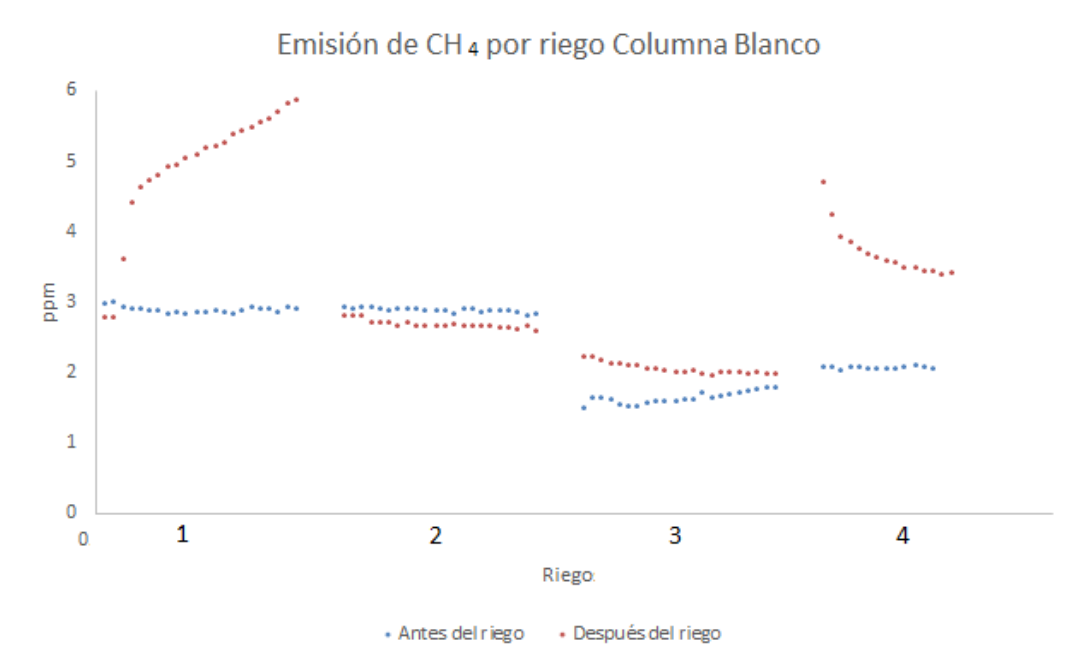
Las emisiones de CO₂ se comportaron de diferente manera en cada columna, siendo la columna Vaca la que emitió mayor cantidad de ppm durante los 4 riegos, ver tabla 10; mientras que la columna Blanco es la que menos ppm emitió. Lo que tienen en común es que en los primeros riegos las columnas Vaca y Borrego emitieron la mayor cantidad de ppm de CO₂ a la atmósfera en comparación a los siguientes riegos, sin importar que el potencial redox estuviera bajo, esto pudo deberse al efecto de desgasificación de los poros del suelo en el que el agua

desplaza el aire que se encuentra en los poros la cual posteriormente se emite a la atmósfera (Stepniewski, W., *et al.*, 2009). No hubo un incremento cronológico de la emisión de ppm, esto gracias al alto porcentaje de retención de agua, véase tabla 6, ya que se reduce la tasa de descomposición de la materia orgánica, y hay una mayor retención del carbón orgánico en el suelo (Oertel, C., *et al.*, 2016).

Cabe destacar que la concentración de ppm de este gas en este ecosistema agrícola supera por mucho la concentración que se tiene en estos momentos en la atmósfera, según el IPCC (2014) es de 380 ppm aproximadamente, incluso hasta antes del riego. La atmosfera del suelo es más rica en CO₂ que la atmosfera del planeta, la cual se debe a que la cantidad total de carbón orgánico que contiene el suelo es dos a tres veces superior al del CO₂ atmosférico, esto por la descomposición microbiana de compuestos orgánicos, que durante la transformación una parte del carbón orgánico es devuelto a la atmósfera en forma de CO₂, mientras que otra se transforma en otros compuestos más sencillos o se almacena en las propias estructuras microbianas (Bouwman, 1990; Pérez, P., *et al.*, 1998).

Metano (CH₄)





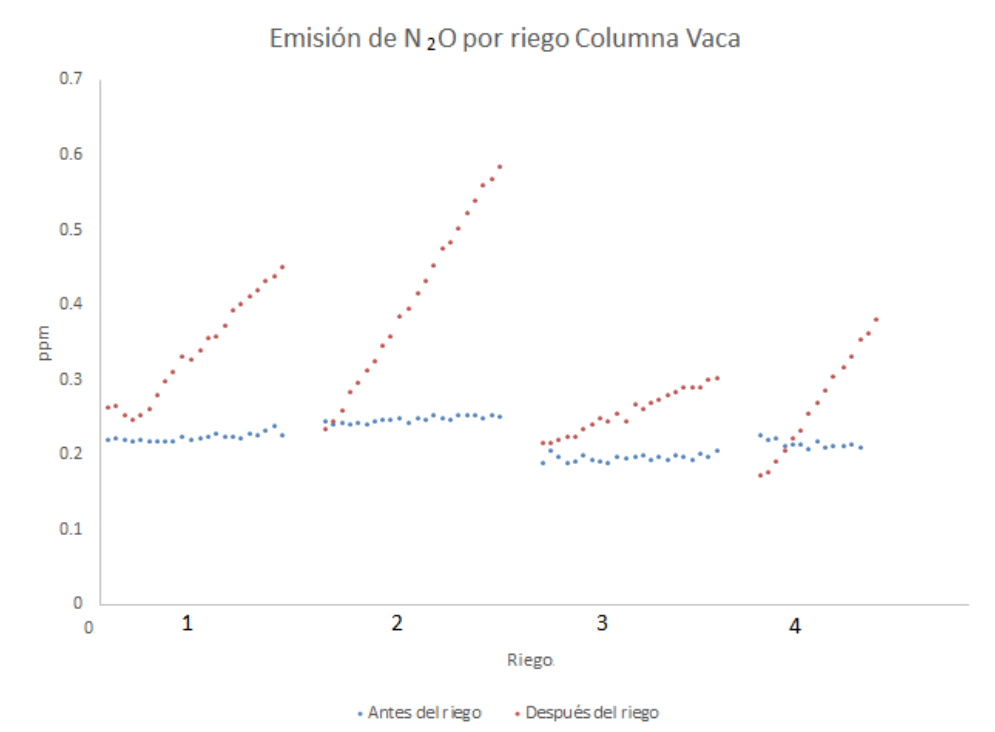
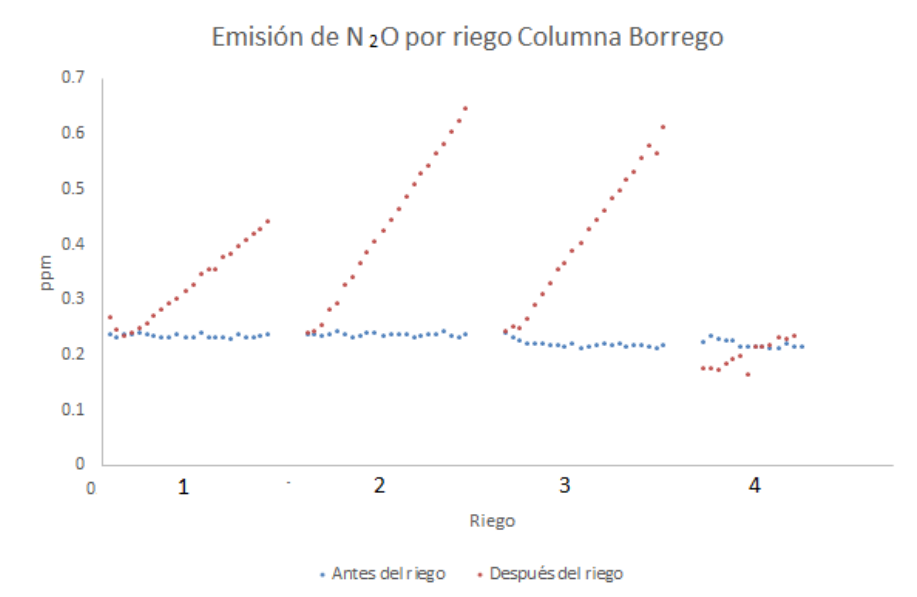
		Metano (ppm)								
		Vaca			Borrego			Blanco		
		Máximo	Mínimo	Promedio	Máximo	Mínimo	Promedio	Máximo	Mínimo	Promedio
Riego 1	Antes	5.05	4.11	4.388	3.23	3.02	3.12	3	2.85	2.898
	Después	5.66	2.66	4.961	2.63	2.06	2.17	5.87	2.78	4.926
Riego2	Antes	2.81	2.72	2.775	2.85	2.76	2.806	2.93	2.81	2.889
	Después	2.62	2.45	2.501	0.16	0	0.106	2.82	2.59	2.692
Riego 3	Antes	1.86	1.52	1.668	2.52	0.38	2.443	1.8	1.51	1.645
	Después	2.19	1.96	2.039	2.37	1.93	2.123	2.23	1.97	2.061
Riego 4	Antes	2.14	2.08	2.112	2.24	2.02	2.112	2.12	2.03	2.075
	Después	4.63	3.06	3.481	3.86	3.01	3.248	4.71	3.41	3.715

Tabla 11, Máximos, mínimos y promedios de ppm emitidas de CH₄

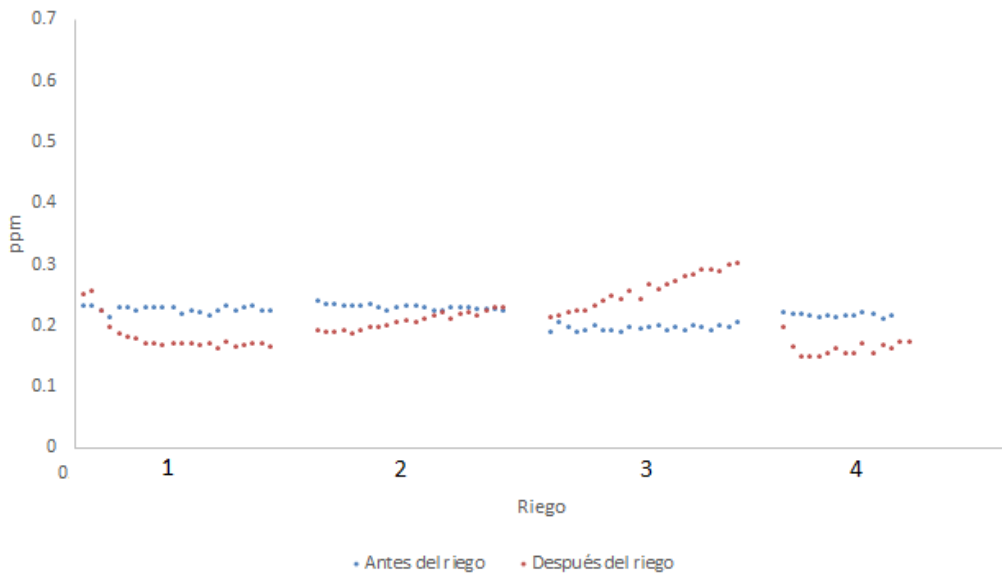
En la columna Blanco, antes del riego, excepto el riego 2, se emite menos metano que después del riego; como esta columna no tiene influencia de estiércol, se comporta de acuerdo con lo esperado. Se observa la misma tendencia en la columna Vaca, excepto el riego 2, y en borrego sólo se observa en el riego 4, en los otros 3 riegos de ésta columna se tiene más metano antes del riego que después. El hecho de que exista un incremento mínimo entre antes y después del

riego, y no se alcanzan valores de potencial redox tan bajos como para producir metano, véase Figuras 16, 17 y 18; podemos inferir que el ambiente donde se encuentra este suelo es rico en metano y lo que se ve es una desgasificación.

Óxido nitroso (N_2O)



Emisión de N₂O por riego Columna Blanco



		Óxido nitroso (ppm)								
		Vaca			Borrego			Blanco		
		Máximo	Mínimo	Promedio	Máximo	Mínimo	Promedio	Máximo	Mínimo	Promedio
Riego 1	Antes	0.239	0.217	0.223	0.239	0.23	0.23	0.233	0.22	0.227
	Después	0.45	0.247	0.339	0.441	0.234	0.33	0.258	1.161	0.183
Riego2	Antes	0.253	0.24	0.247	0.244	0.232	0.237	0.242	0.225	0.23
	Después	0.585	0.234	0.408	0.648	0.239	0.435	0.229	0.189	0.207
Riego 3	Antes	0.205	0.189	0.196	0.232	0.213	0.22	0.205	0.189	0.196
	Después	0.303	0.215	0.258	0.614	0.244	0.415	0.303	0.215	0.258
Riego 4	Antes	0.226	0.207	0.214	0.236	0.211	0.22	0.221	0.211	0.217
	Después	0.38	0.173	0.263	0.235	0.165	0.201	0.198	0.15	0.161

Tabla 13, Máximos, mínimos y promedios de ppm emitidas de N₂O

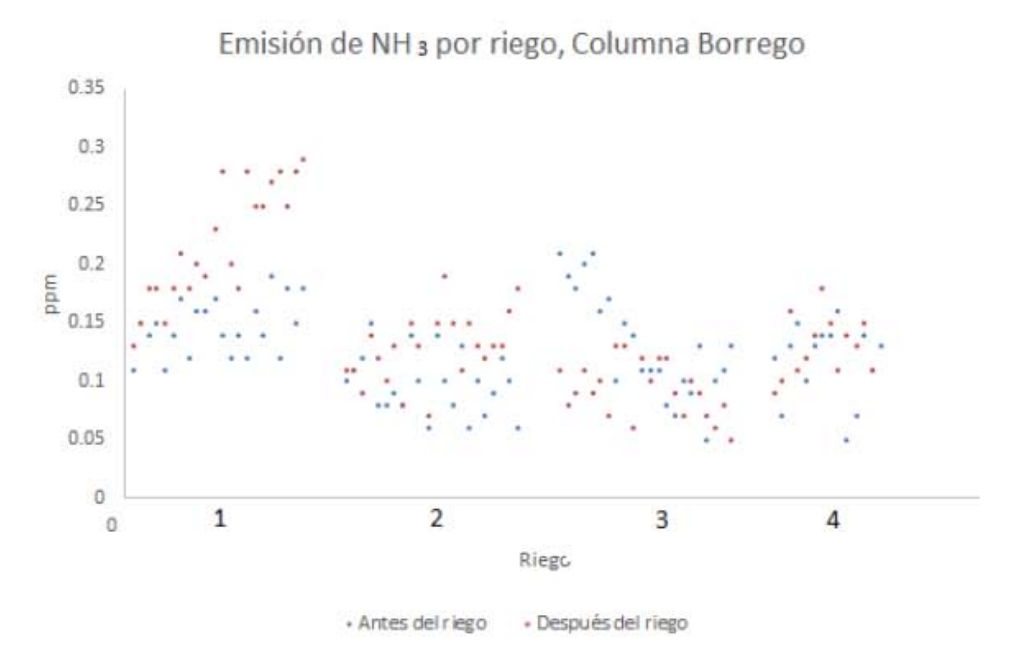
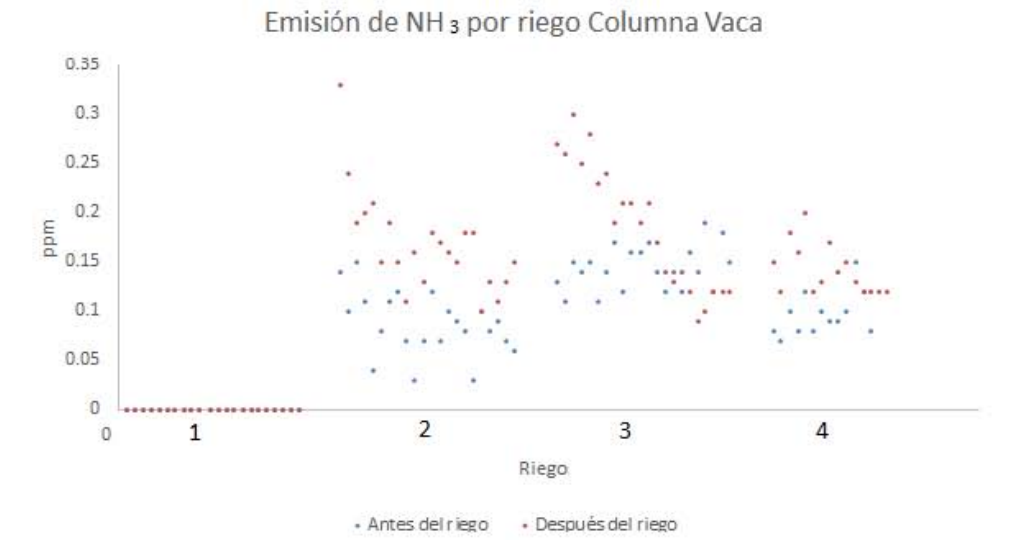
En el caso del óxido nitroso, las columnas Vaca y Borrego se comportaron de forma similar, antes del riego la emisión es menor mientras que después de los riegos los flujos incrementan, el Blanco no cumple con lo anterior en los 4 riegos, véase tabla 13. Lo que podemos concluir es que el estiércol jugó un papel importante en la emisión de este gas, ya que en la columna Blanco no se produjo

un flujo importante de este gas, mientras que en las otras 2 columnas desde el primer riego tuvimos una emisión significativa.

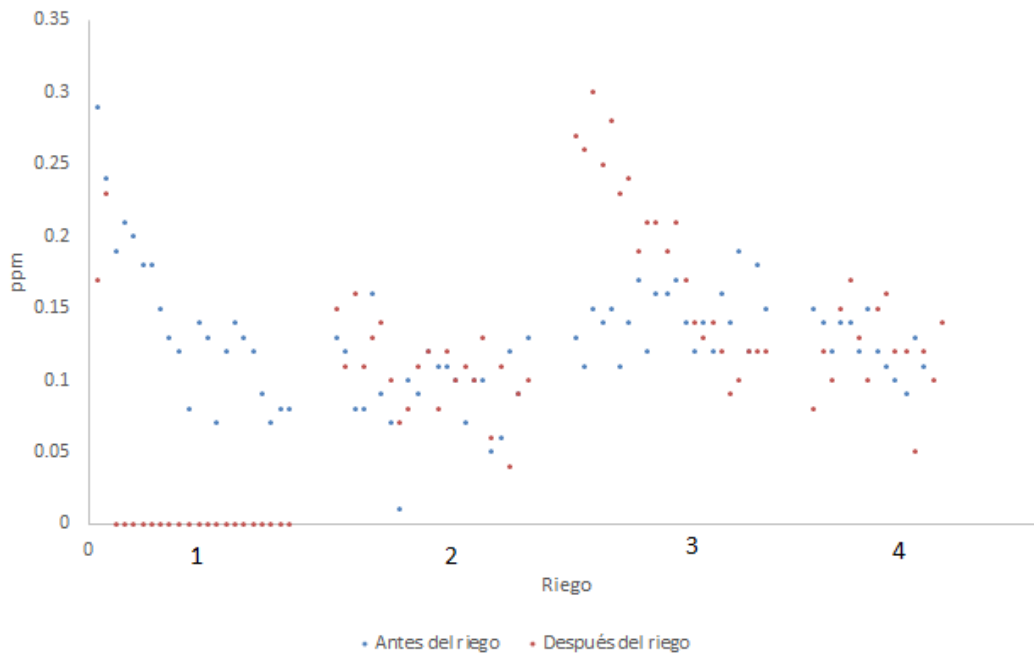
Como se mencionó anteriormente, los procesos que dan origen a la emisión del N_2O son la desnitrificación y la nitrificación; los datos del potencial redox de las columnas indican que la mayor parte del tiempo se tienen valores entre 0.10 y 0.30 V (véase gráficas de potencial redox), así que la desnitrificación es el principal proceso emisor de éste gas y en menor medida la nitrificación. Aunque la mayor parte del tiempo nuestras columnas mostraron condiciones anaeróbicas existe una posibilidad mínima de que el antibiótico se haya degradado, esto se propone con base en el trabajo de Batt, *et al.*, (2006) donde menciona que la nitrificación es un posible proceso que favorece la degradación del TMT, es posible que haya sucedido ya que este antibiótico sólo tuvo presencia en los lixiviados del primer riego y fue en los primeros riegos donde hubo también mayor emisión de este gas.

En el caso de los tres gases, (CO_2 , N_2O y CH_4), los riegos con mayor emisión de partículas son los dos primeros (véase tablas de máximos, mínimos y promedios de los tres gases; y Figuras 16, 17 y 18), esto nos da una idea de que muy probablemente se esté produciendo un efecto de desgasificación del espacio poroso, como se mencionó anteriormente, es cuando al saturar al suelo con agua, el gas que ya se había producido originalmente en el suelo, fue expulsado hacia la atmósfera durante el riego, o sea, cuando saturas con agua y desplazas el aire del suelo. La columna Borrego emitió mayores flujos que el de vaca, probablemente porque se tiene mayor contenido de N y C en este estiércol, por lo tanto, hay mayor contenido disponible de éstos elementos para ser transformados y emitidos a la atmósfera.

Amoniaco (NH₃)



Emisión de NH₃ por riego Columna Blanco



Amoniaco (ppm)										
		Vaca			Borrego			Blanco		
		Máximo	Mínimo	Promedio	Máximo	Mínimo	Promedio	Máximo	Mínimo	Promedio
Riego 1	Antes	0	0	0	0.19	0.11	0.15	0.29	0.07	0.143
	Después	0	0	0	0.29	0.13	0.22	0.23	0	0.018
Riego 2	Antes	0.15	0.03	0.087	0.15	0.06	0.098	0.16	0.01	0.095
	Después	0.33	0.1	0.168	0.19	0.07	0.129	0.16	0.04	0.105
Riego 3	Antes	0.19	0.11	0.114	0.21	0.05	0.132	0.19	0.11	0.144
	Después	0.3	0.09	0.186	0.13	0.05	0.093	0.28	0.09	0.185
Riego 4	Antes	0.15	0.07	0.097	0.16	0.05	0.117	0.15	0.09	0.124
	Después	0.2	0.12	0.144	0.18	0.09	0.13	0.17	0.05	0.12

Tabla 14, Máximos, mínimos y promedios de ppm emitidas de NH₃

En el caso de la emisión de amoniaco hubo un flujo sin un patrón muy definido, sin embargo, se observa que hay una mayor emisión de ppm después del riego en comparación a la emisión de antes del riego, esto supone que existe un proceso

de mineralización de la MO debido al humedecimiento del suelo. También hay un aumento cronológico en la emisión de gases en las columnas Vaca y Blanco (Figura 16 y 18). No alcanza a emitir la cantidad suficiente de amoniaco ambiente para afectar la salud de las personas que es de 6 ppm en adelante, véase tablas de máximos y mínimos del amoniaco.

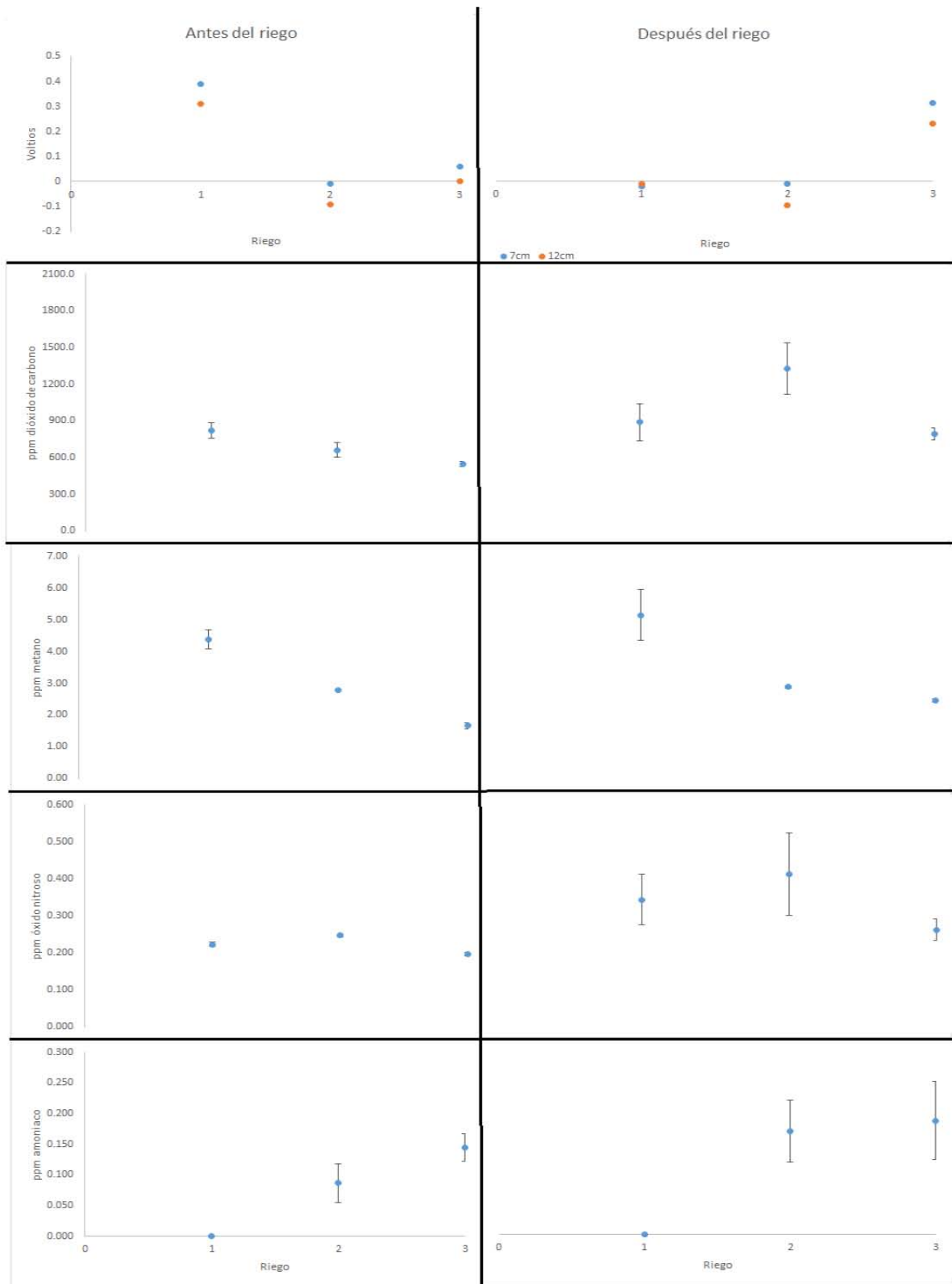


Figura 16, Relación emisión de gases/potencial redox Columna Vaca

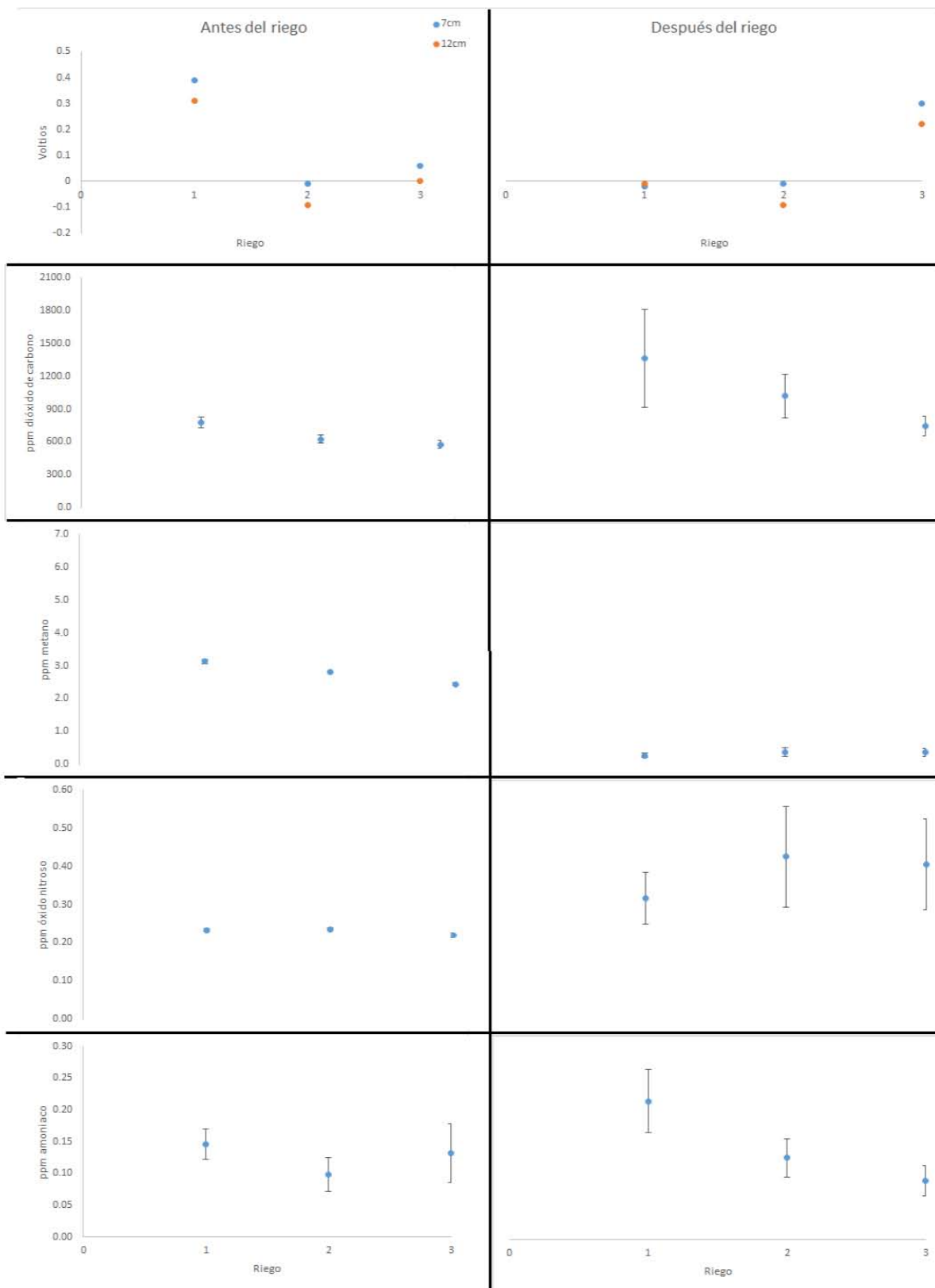


Figura 17, Relación emisión de gases/potencial redox Columna Borrego

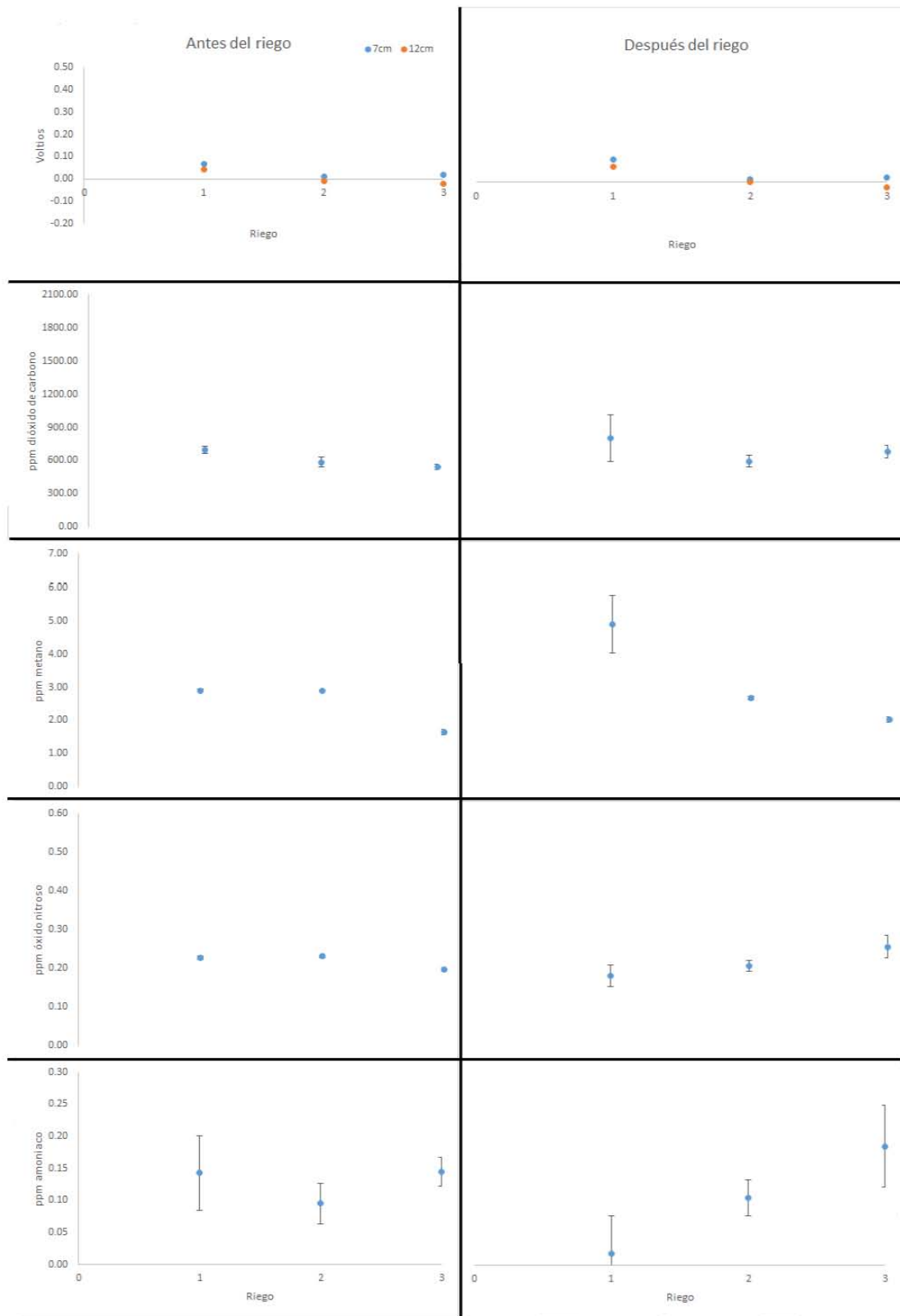
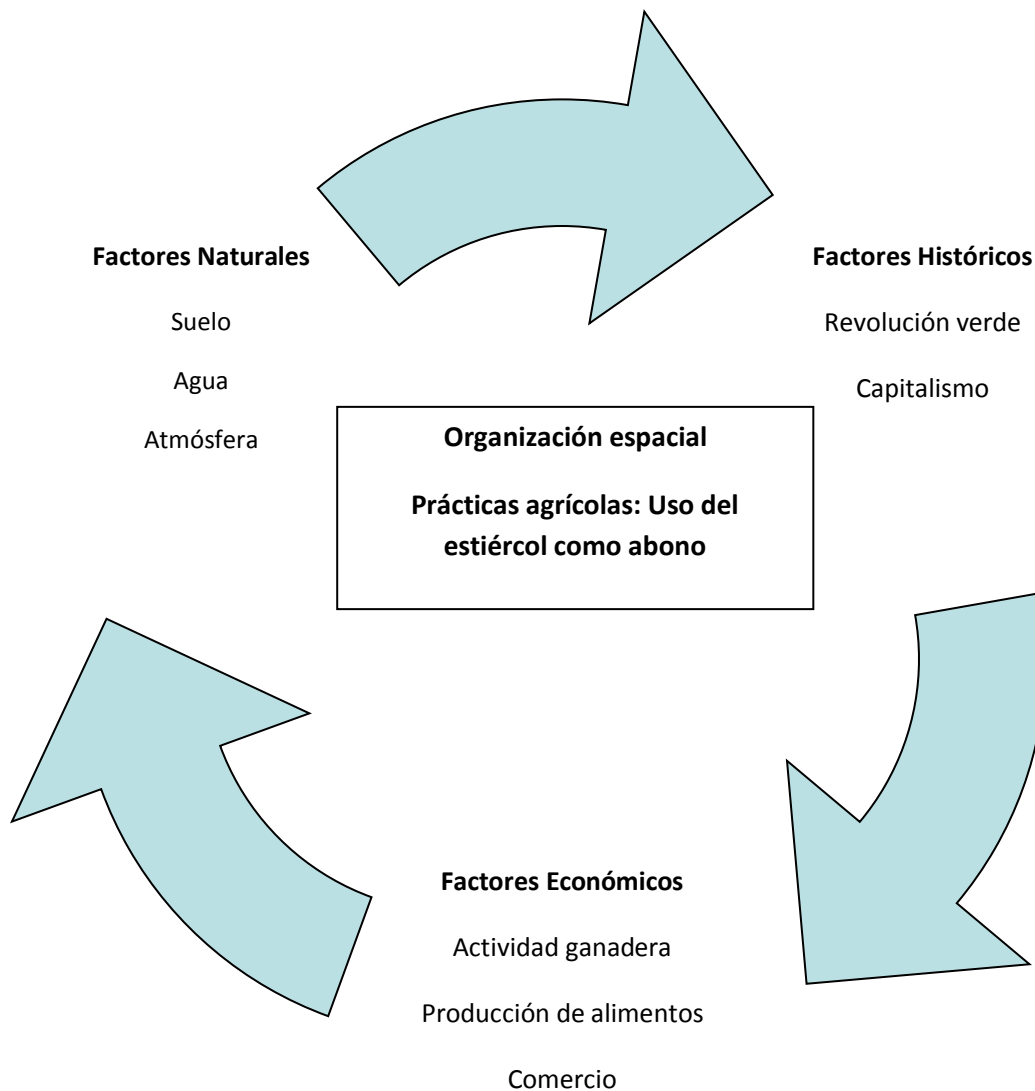


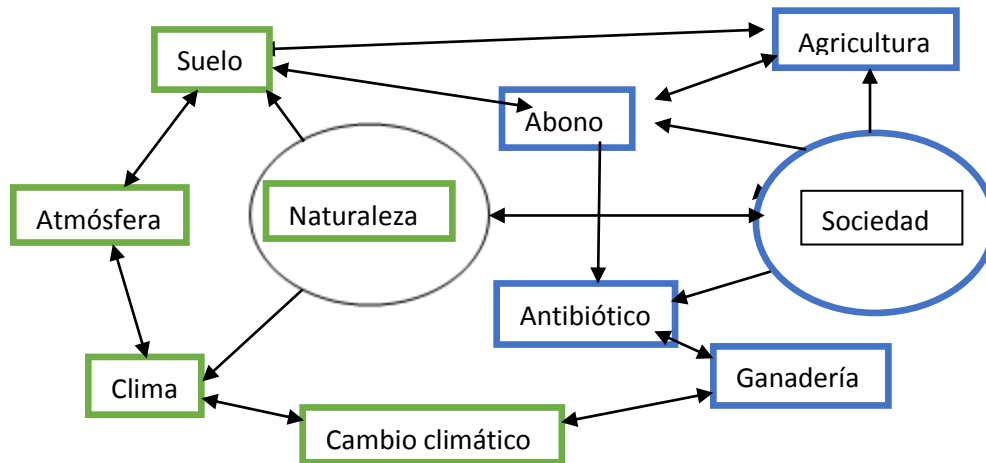
Figura 18, Relación emisión de gases/potencial redox Columna Blanco

Es clara la diferencia en la emisión de gases antes y después del riego, esto se debe a que a medida que el frente humedad avanza, desplaza los gases del espacio poroso del suelo hacia la atmósfera. En la mayoría de los casos (excepto el metano) se observa una mayor concentración de gases en las columnas con estiércol que en la columna blanco, esto se debe a la aportación tanto de materia orgánica al sistema como al aporte de microorganismos que son los que van a degradar la materia y con ella producen ciertos gases. También para que hubiera emisión de estos gases tuvo que haber existido condiciones ambientales favorables dentro del suelo. Para poder comparar este resultado de manera objetiva es necesario considerar el valor de humedad del suelo antes del riego (Tabla 7), a mayor cantidad de agua, menor volumen de gas en el suelo; y también las gráficas de potencial óxido-reducción presentadas, ya que ambos datos nos dan a entender que en el suelo hubo condiciones anaeróbicas la mayoría del tiempo que favoreció la emisión de ciertos gases.

Las prácticas agrícolas son algunos de los principales agentes modificadores de la organización en los sistemas agropecuario, con ellas se inicia un proceso de interacción entre el medio físico y la sociedad.



Con este tipo de experimentos se puede ver claramente cómo interactúan los elementos que componen al espacio geográfico, en la cual se distinguen relaciones bidireccionales, donde si un elemento se modifica el otro también se transforma. En el siguiente esquema se muestra lo anteriormente dicho:



Este es un claro ejemplo donde podemos ver cómo todos los elementos están relacionados, es decir, si un elemento es modificado los demás también se verán afectados. En éste caso, el inyectar sustancias al ganado para favorecer el crecimiento o para erradicar enfermedades afecta la composición del estiércol. La mayoría de los trabajadores del campo aplican abonos orgánicos como el estiércol para mejorar el rendimiento de sus cultivos. Este estiércol, que contiene antibióticos en su composición es depositado en el suelo, la cual se empezará a descomponer y agregar éstas sustancias al suelo la cual van a afectar a los microorganismos del suelo, o se lixiviarán contaminando el agua subterránea o se pueden descomponer y emitirse hacia la atmósfera; todos estos efectos tendrían repercusiones hacia la sociedad, misma que inyectó las sustancias al ganado.

En este tipo de estudios también se puede ver desde un análisis multiescalar donde lo local afecta a lo global y viceversa. Es decir, la degradación de suelos, la emisión de gases contaminantes a la atmósfera por el uso del estiércol como abono, y la contaminación de aguas subterráneas son procesos que tendrían repercusiones a nivel global, por ejemplo, el cambio climático, la hambruna y la eutrofización de grandes lagos.

CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos en esta tesis y de acuerdo con los objetivos que se plantearon al inicio del experimento, se formularon las siguientes conclusiones:

La infiltración de agua en los suelos de las columnas se vio afectada por la presencia del estiércol, aparentemente la formación de agregados de estiércol, que se mueven con el flujo de agua, modificando la distribución de tamaños de poros del suelo dentro de las columnas.

El antibiótico estudiado es retenido en diferente medida por el suelo, es decir, el movimiento vertical del TMT a través de la columna de suelo se ve disminuido. De acuerdo con los resultados de las 3 columnas estudiadas sobre la lixiviación de éste, podemos afirmar que:

Columna Vaca \approx Columna Blanco $>$ Columna Borrego

Esto quiere decir que el estiércol sí afecta la movilidad del antibiótico pero que depende también del tipo de estiércol que se esté aplicando. Sin embargo, si tomamos en cuenta el resultado de la columna Blanco podemos darnos cuenta que el suelo por sí mismo tiene la capacidad de funcionar como un cuerpo amortiguador, dificultando la movilidad del contaminante, la cual impediría la contaminación de cuerpos de agua subterráneos.

En la emisión de gases contaminantes hacia la atmósfera sí se encontraron diferencias significativas en ciertos gases entre las columnas que contenían estiércol y la columna Blanco. Los gases que se comportaron de igual manera, independientemente de la aplicación del estiércol fueron: el amoníaco y el metano, mientras que en la emisión del CO₂ y el N₂O sí hubo grandes diferencias hasta entre ellas. Por lo cual, la aplicación de estiércol incrementa las emisiones de CO₂ y N₂O.

La incorporación de material orgánico al suelo trae beneficios como: mejorador de la estructura y porosidad (a largo plazo), incorporando nutrientes e incrementando la capacidad de retención de humedad, todos ellos benéficos para el crecimiento de las plantas. Sin embargo, se hacen algunas recomendaciones que se deben hacer para disminuir los efectos negativos del uso del estiércol como mejorador de suelo:

- Buscar una dosis óptima de tal forma que la proporción suelo-estiércol, en la superficie del suelo donde se aplica la enmienda, no repercuta al agroecosistema.
- Evitar riegos con uso excesivo de agua para prolongar la permanencia del estiércol en el suelo y que este se vaya incorporando al medio. y/o para evitar generar condiciones anóxicas prolongadas que favorezcan la producción de GEI.
- Disminuir el uso de antibióticos veterinarios que favorecen el crecimiento muscular de los animales para evitar la contaminación de suelos y aguas
- Monitorear constantemente la composición de los estiércoles para así no sobresaturar al suelo de ciertos elementos como el N y C.

Dentro del campo de la Geografía, es indispensable hacer estudios que evalúen las prácticas que se realizan en el campo para así evitar la degradación de ciertos espacios, para ello es necesario trabajar en colaboración con otras disciplinas para el mejor entendimiento de los problemas, y así proponer soluciones que se puedan llevar a cabo. Este tipo de trabajos son relevantes para los trabajadores del campo, ya que con esta información pueden evitar la degradación o contaminación de elementos esenciales para su forma de vida, como lo es el suelo y el agua.

Las fortalezas que posee el geógrafo en este tipo de trabajos es que tiene la capacidad de relacionar tanto aspectos sociales como aspectos naturales, o sea,

trata de ver los problemas ambientales de forma integral. Es importante para el geógrafo realizar trabajos experimentales para producir su propia información y no sólo compilar datos.

BIBLIOGRAFÍA

Adams, M. (1995), Fundamentos de Química de suelos, Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico, México.

Adani, F., Genevini, P., Ricca., Tambone, F. y Montoneri, E., (2007), Modification of soil humic matter after 4 years of compost application. *Waste Management* 27.

Aguirre, J. (1963), Suelos, abonos y enmiendas, Editorial Dossat, Madrid.

Atlas, R. y Bartha, R., (1993), *Microbial Ecology: Fundamentals and Applications*. Tercera edición, Benjamin/Cummings, Menlo Park.

Badía, D. (2011). Programa interactivo para el estudio y clasificación de suelos de Aragón, Universidad de Zaragoza, Zaragoza.

Baggs, E., y Philippot, L. (2010), Microbial terrestrial pathways to nitrous oxide. In: SMITH, K.A. (Ed.) *Nitrous oxide and climate change*. Londres: Earthscan, p. 4-35.

Baldock, J, y Nelson, A, (1999), Soil Organic Matter, en Sumner, Malcolm, E., *Handbook of Soil Science*, CRC Press, Boca Raton.

Batt, A., Kim, S., y Aga, D. (2006), Enhanced biodegradation of ionpromide and trimethoprim in nitrifying activated sludge. *Environ. Sci. Technol*, 40 (23), 7367-7373.

Bautista, J. (tesis en proceso), Evolución de suelos en planicies lacustres de reciente dedicación, tesis para obtener el título de Maestro en Ciencias de la Tierra, UNAM.

Bautista, Z., Cram, S. y Sommer, I. (2004) Suelos. En *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. UNAM/UAY/CONACYT/INE, México.

Blanco, D (2009). Tratamiento biológico aerobio-anaerobio-aerobio de residuos ganaderos para la obtención de biogás y compost. Tesis. Área de Ingeniería

Química. Instituto de Medio Ambiente, Recursos Naturales y biodiversidad. Universidad de León. España.

Bollo, E. (1999), *Lombricultura, una alternativa de reciclaje*, Ediciones Mundi-Prensa, Barcelona.

Bouwman, A., (1990). *Soils and the Greenhouse Effect*. John Wiley and Sons, Nueva York.

Brady, N. y Weil, R. (2008), *The Nature and Properties of Soil*, Pearson Prentice Hall, New Jersey.

Brown, C. (2013), *Available Nutrients and Value for Manure From Various Livestock Types*, Factsheet, Ontario.

Butterbach-Bahl, K. (2013) Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society. Biological Science*. 368:1-13.

Caballero, M.; Lozano, S.; Ortega, B. (2007), *Efecto invernadero, calentamiento global y cambio climático: Una perspectiva desde las ciencias de la tierra*. *Revista digital universitaria UNAM* 8(10):1067-6079.

Chen, J., Zhang, H., Lou, Y., y Song J., (2002), *Occurrence and assessment of veterinary antibiotics in swine manure: A case study in East China*, *Chinese Science Bulletin*, Vol. 57, No. 6: 606-614.

CONAFOR, (2015), *Inventario Nacional Forestal y de Suelos*, Comisión Nacional Forestal, México.

Conrad, R. (1993) *Mechanisms controlling methane emission from wetland rice fields*. Ed: Oremland, R. S. En: *The Biogeochemistry of Global Change: Radiative Trace Gas*. pp. 317-335. Chapman and Hall, New York.

Crecchio, C., Curci, M., Pozigallo, Ricciuti, P., y Ruggiero, P. (2004), Effects of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity. *Soil Biol. And Biochem.* Vol 36, Issue 10.

De la Rosa, D. (2008), *Evaluación Agro-ecológica de Suelos para un desarrollo rural sostenible*, Ediciones Mundi-Prensa, España.

DeSain, C. (1992), Master method validation protocols. *Biopharm* 1992; 30-4.

Dorronsoró, C, (2004), *Introducción a la Edafología*. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Unidad docente e investigadora de la Facultad de Ciencias. Universidad de Granada, Granada.

Dorronsoró, C. (2007), *Edafología y química agrícola*. Universidad de Granada, España.

Epstein, E. (1997), *The science of composting*, CRC PRESS, Estados Unidos.

FAO, (2015), *El suelo es un recurso no renovable*, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma.

FAO, (2015b), *¡Es hora de hablar de los suelos!*, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma.

FAO, (2016), *Propiedades Químicas*, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. [online] en <http://www.fao.org/soils-portal/levantamiento-de-suelos/propiedades-del-suelo/propiedades-quimicas/es/> consultado el 12 Junio 2016.

FAO, (2016b). *La importancia de los Suelos*. [online] Available at: <http://www.fao.org/soils-2015/blog/la-importancia-de-los-suelos/es> consultado el 6 Jul. 2016.

Felix, J., Sañudo, R., Rojo, G., Martínez, R., y Olalde, V., (2008), *Importancia de los abonos orgánicos*, *Ra Ximha* Vol. 4. Número 1, enero-abril, pp.56-67.

Ferreira, A., De Melo, W., y Singh, R. (2010), Municipal solid waste compost amendment in agricultural soil: changes in soil microbial mass. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 9.

Fischer, D. y Glaser, B., (2012), Synergisms between Compost and Biochar for Sustainable Soil Amelioration, en Sunil Kumar y Ajay Bharti, *Management of Organic Waste*. InTechOpen, 167-198.

Flores, L. y Alcalá, J, (2010), *Manual de procedimientos analíticos: Laboratorio de Física de Suelos*, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Flores, S. (2012), *Desarrollo de una metodología para la validación y determinación de trimetoprim por HPLC en muestras ambientales acuosas*. Tesis de Licenciatura Ingeniero Químico, Universidad Nacional Autónoma de México.

Foley, N. (1999), *Environmental Characteristics of Clays and Clay Mineral Deposits*, U.S. Geological Survey.

Fundación "La Caixa" (1993). *Residuos ganaderos*. Barcelona: Aedos S.A.

GACGC. (1994), *World in transition: The threat to soils: Annual report*. German Advisory Council Global. Change, Bonn.

Gayoso, J. y Alarcón, D, (1999), *Guía de Conservación de Suelos Forestales*, Universidad Austral de Chile, Valdivia.

Gerrard, J. (2006), *Fundamentals of soil*, Routledge, Estados Unidos.

Gobel, A., McArdeell, C., Joss, A., Siegrist, H. y Giger, W., (2007), Fate of sulfonamides, acrolides, and trimethoprim in different wastewater treatment technologies. *Sci. Total Environment* 373, 631-371.

Gómez, R., y Murillo, R., (2012), *Espectroscopías Infrarroja y Raman*, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Govaerts, B. (2013), Infiltración: Guía para comparar las prácticas de manejo de cultivo, CIMMYT, México.

Haller, M., Muller, S., McArdell, C., Alder, A., y Suter, M., (2002), Quantification of veterinary antibiotics (sulfonamides and thrimethoprim) in animal manure by liquid chromatography-mass spectrometry, en *Journal of Chromatography*, 952: 111-120.

Harrison, R., (2008), Composting and Formation of humic Substances, Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. *Encyclopedia of Ecology*.

INECC (2005), Contaminantes a considerar en un inventario de emisiones, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México.

IPCC, (2007), Transport and its infrastructure, en *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.

IPCC, (2008). *Cambio Climático 2007. Informe de Síntesis*.

IPCC, (2014), *Cambio Climático: Mitigación del cambio climático. Resumen para responsables políticos*.

Jaramillo, D. (2002), *Introducción a la Ciencia del Suelo*, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Medellín.

Jenny, H. (1941), *Factors of Soil Formation*, McGraw-Hill, Nueva York.

Ji, Y., Xie, W., Fan, Y., Shi, Y., Kong, D., y Lu, J., (2016), Degradation of trimethoprim by thermos-activated persulfate oxidation: Reaction kinetics and transformation mechanisms, *Chemical Engineering Journal* 286, 16-24.

Kemper, N. (2008), Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment, *Ecol Indic*.

Krumar, K., Gupta, S., Chander, Y., Singh, A., (2005), Antibiotic use in agriculture and their impact on terrestrial environment. *Adv in Agron*, 87: 1-54.

Laegreid, M., Bockman, O., Kaarstad, O., (1999), Agriculture, Fertilizers and the Environment, CABI Publishing, Oslo.

Lal, R. (1994), Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. Soil Tillage.

Landeros, F. (1993), Monografía de los ácidos húmicos y fulvicos. Tesis, área de hortalizas y flores, facultad de agronomía, Universidad Católica de Valparaíso, Quillota, Chile.

Lehmann, J. y Joseph, S., (2009), Biochar for environmental management, science and technology, Earthscan, Reino Unido.

Li, B. y Zhang, T. (2010), Biodegradation and Adsorption of Antibiotics in the Activated Sludge Process, Environ. Sci. Technol, 44, 3468-3473.

López, J., Díaz, A., Martínez, E. y Valdez, Ricardo. (2001), Abonos orgánicos y su efecto en propiedades físicas y químicas del suelo y rendimiento en maíz, Terra, 19:293-299.

Mader, P. y Fliessbach, A. (2002), Soil fertility and biodiversity in organic farming, Science 296.

Martínez, E (1998). Generación de residuos de ganadería vacuna (purines) en Asturias: problemática y tratamiento. España. Universidad de Oviedo.

Mata, I., Rodríguez, M., López J., y Vela, G. (2014), Dinámica de la salinidad en los suelos, Revista Digital del Departamento: El hombre y su Ambiente, Vol. 1 (5): 26-35. Enero a Julio 2014. Universidad Autónoma Metropolitana, México.

McGeehan, S. (2012), Impact of waste materials and organic amendments on soil properties and vegetative performance, Appl and Environment, Soil Science, 11p.

Melamed, R. (1994), Anion Exclusion-Pore Water Velocity Interaction Affecting Transport of Bromine through an Oxisol, Soil Science Society of America Journal, 58 (5): 1405-1410.

Moral, J., Moreno, J., Perez, M., Perez, A., Rufete, B. y Paredes, C. (2003), Characterisation of the organic matter pool in manures, *Bioresource Technology* 96 (2005) 153-158.

Morocho, M (2012). Alternativas de manejo para reproducir el impacto contaminante de las excretas de bovinas en los establos lecheros. Memoria técnica. Facultad de Ciencias Pecuarias. Escuela de Ingeniería Zootécnica. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Riobamba, Ecuador.

NOAA (2016), <https://es.co2.earth/annual-ghg-index-aggi>, revisado el 20 de Agosto del 2016.

Nygaard, K., Lunestad, B., Hektoen, H., Berge, J. y Hormazabal, V., (1992), Resistance to oxytetracycline, oxolinic acid and furazolidone in bacteria from marine sediments, *Aquaculture* 104, 21-36.

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

Oldeman, L. (1989), Guidelines for General Assessment of the Status of Human-Induced Soil Degradation. ISRIC Working Paper and Preprint 88/4.

Ormeño, D., María A. y A. Ovalle. (2007), Preparación y aplicación de abonos orgánicos. *Revista INIA Divulga* no. 10. Enero-Diciembre 2007:29-34.

Osman, K. (2014). *Soil Degradation, Conservation and Remediation*, Springer, Londres.

Palancar, M., Aragón, J., Sánchez, F., y Gil, R., (2006), Effects of warm water inflows on the dispersion of pollutants in small reservoirs.

Peinado, H., Gree, C., Delgado, O., Herrera, J., Belmonte, S., Ladrón de Guevara, M. y Shevnin, V, (2010), Estimación de la conductividad hidráulica y contenido de finos a partir de las leyes experimentales que relacionan parámetros hidráulicos y eléctricos, *Ra Ximhai*, Vol. 6. Número 3.

Pérez-Gavilán, P. y Viniegra, G. (2010), Potencial del uso del estiércol en la alimentación de los bovinos, Laboratorio de Biotecnología, Instituto de Investigaciones Biomédicas, UNAM.

Pérez, P., Ouro, G., Merino, A. y Macías, F. (1998), Descomposición de la materia orgánica, biomasa microbiana y emisión de CO₂ en un suelo forestal bajo diferentes manejos selvícolas, *Edafología*. Volumen 5, 83-83.

Peters, J. y Combs, S. (2003). Sampling Livestock Waste for Analysis. En J. Peters (ed.) *Recommended Methods of Manure Analysis*. Publicación A3769 de la Universidad de Wisconsin - Extension.

Pierce, J., Larson, W., Dowdy, R., y Graham, W., (1983), Productivity of soil: Assessing long-term changes due to erosion. *J. Soil Water Cons.*

Pinos, J., García, J., y Peña, L., (2012), Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América, *Revista Agrociencia* 46: 359-370.

Porta, J., López, M., y Roquero, C., (2003) *Edafología: para la agricultura y el medio ambiente*, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España.

Power, J., y Prasad, R. (1997), *Soil fertility management for sustainable agriculture*, CRC Press.

Prado, B., Duwigb, C., Etcheveresc, J., Gaudetd, J. y Vaucline, M. (2011), Nitrate fate in a Mexican andosol: Is it affected by preferential flow?. *Agricultural Water Management*, 98: 1441-1450.

Ramón, A. (2007), *Antibióticos de uso veterinario y su relación con la seguridad alimentaria y salud pública*, Real Academia de Ciencias Veterinarias, Instituto de España, España.

Reboratti, C. (2002), *Agricultura, sociedad y ambiente: Miradas y Conflictos*. FLACSO, Buenos Aires.

Rucks, L., García, F., Kaplán, A., Ponce de León., Hill, M., (2004), Propiedades Físicas del Suelo, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Montevideo.

Ruíz, J., Milán, M., y Murguía, B. (2010), Folleto sobre seguridad y uso del amoniaco, Revista electrónica de Veterinaria 1695-7504 2010 Volumen 11, número 03B.

SAGARPA, (2001), Abonos verdes, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, México.

SAGARPA (2007), Utilización de estiércoles, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, México.

Sala, S. (1996), Espacios y Sociedades: Teoría y métodos en Geografía física, Editorial Síntesis, Madrid, pp. 115-121.

Sánchez, J., (2012), Transporte de Contaminantes, Departamento de Geología, Universidad de Salamanca, Salamanca.

Senesi, N., y Horwath, W. (2004), Strategies for Managing soil organic matter to supply plant nutrients. En: Soil organic matter in sustainable agriculture. Madoff, F. y Weil, R. CRC Press.

Shaxson, F. y Barber, R., (2005), Optimización de la humedad del suelo para la producción vegetal: El significado de la porosidad del suelo en Boletín de suelos de la FAO, número 79. FAO, Roma.

Simunek, J., Jarvis, N., Van Genuchten, M. y Gardenas, A., (2003), Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in vadose zone. Journal of Hydrology, 272 (1-4). 14-35.

Sohi, S., Krul, E., Lopez, E., y Bol, R., (2010), A review of Biochar and its Use and Function in Soil, Advance in Agronomy, 105.

Solano, A. (2005), Movilización de metales pesados en residuos y suelos industriales afectados por la hidrometalurgia del cinc. Tesis Doctoral, Doctorado en Química, Facultad de Química, Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología, Universidad de Murcia, España.

Sposito, G. (1986) Trends and Directions in Hydrology, Collected Reprint Series, Washington DC.

Srinivasan, P., Sarmah, A., y Rohan, M., (2014), Deriving sulfamethoxazole dissipation endpoints in pasture soil using first order and biphasic kintec models, en Science of the total Environment, Nueva Zelanda, 488: 146-156.

Stepniewski, W. y Stepniewska, Z., (2009), Selected oxygen-dependent process: Response to soil management and tillage, Soil and tillage research, 102: 193-200.

Tarback, E. y Lutgens, F. (2005), Ciencias de la Tierra: Una introducción a la geología física, Pearson Prentice Hall, Madrid.

Thomas, G., Sparks, D., Page, A., Helmke, P., Loeppert, R., Soltanpour, P. y Sumner, M. (1996). Soil pH and soil acidity. Methods of soil analysis.

Thompson, L. y Troeh, F. (1982), Los suelos y su fertilidad, Editorial Reverté, España.

Thorsten, C., Schneider, R., Faber, H., Skutlarek, D., Meyer, M., y Goldbachm, H., (2003), Determination of Antibiotic Residues in Manure, Soil, and Surface waters, en Acta hydrochim 31: 36-44.

Tilston, E., Pitt, D., Fuller, M. y Groenhof, A., (2005), Compost increases yield and decreases take all severity in winter whaet. Field Crops Res. 94.

Tisdale, S., y Nelson, W., (1966). Soil Fertility and Fertilizers. Segunda Edición. Macmillan Company. New Cork, Estados Unidos.

Turrión, M., Lafuente, F., Mulas, R., López, O., Ruipérez, C. y Pando, V., (2012), Effects on soil organic matter mineralization and microbiological properties of

applying compost to burned and unburned soils, *J. Environment Management*. 95: S:245-49.

Urbano, T. (2003), *Tratado de Fitotecnia General*, Mundi-Prensa, Barcelona, 389 p.

Wang, N., Guo, X., Xu, J., Hao, L., Kong, D., y Gao, S., (2014), Sorption and transport of five sulfonamide antibiotics in agricultural soil and soil-manure systems, en *Journal of Environmental Science and Health*, parte B, 50: 23-33.

Wei, R., Feng, G., Huang, S., Chen, Ming., y Wang, R, (2011), Occurrence of veterinary antibiotics in animal wastewater and surface water around farms in Jiangsu Province, China, *Revista Chemosphere*: 82: 1408-1414.

Williams, C., y Adamsen, F., (2006), Sorption-desorption of carbamazepine from irrigated soils, *Journal of Environmental Quality*. 35: 1779-1783.

Winsley, P. (2007), Biochar and bioenergy production for climate change mitigation, *Nueva Zelanda Science*, Review 1-10.

WRB, (2007), *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo: Un marco conceptual para la clasificación, correlación y comunicación internacional*, IUSS, ISRIC y FAO.