



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

**INSTITUCION DE ENSEÑANZA E INVESTIGACION EN CIENCIAS
AGRÍCOLAS**

CAMPUS CÓRDOBA

POSTGRADO EN INNOVACIÓN AGROALIMENTARIA SUSTENTABLE

**EMISIÓN DE N_2O , CO_2 Y NH_3 EN ESTIÉRCOL DE BOVINO DE ENGORDA CON
DIFERENTE PORCENTAJE DE PROTEÍNA CRUDA EN LA DIETA**

NADIA HERNÁNDEZ TAPIA

TESIS

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE**

MAESTRA EN CIENCIAS


AMATLÁN DE LOS REYES, VERACRUZ, MÉXICO


Noviembre, 2017


La presente tesis, titulada: "Emisión de N_2O , CO_2 y NH_3 en estiércol de bovino de engorda con diferente porcentaje de proteína cruda en la dieta", realizada por la alumna: **Nadia Hernández Tapia**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

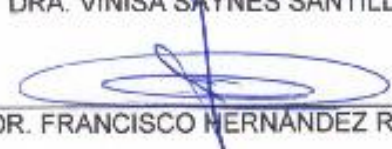
MAESTRA EN CIENCIAS
EN INNOVACIÓN AGROALIMENTARIA SUSTENTABLE

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO: 
DR. JOEL VELASCO VELASCO

ASESOR: 
DR. JOSAFHAT SALINAS RUIZ

ASESOR: 
DRA. VINISA SAYNES SANTILLÁN

ASESOR: 
DR. FRANCISCO HERNÁNDEZ ROSAS

Amatlán de los Reyes, Veracruz, México, **Noviembre, 2017.**

EMISIÓN DE N₂O, CO₂ Y NH₃ EN ESTIÉRCOL DE BOVINO DE ENGORDA CON DIFERENTE PORCENTAJE DE PROTEÍNA CRUDA EN LA DIETA

Nadia Hernández Tapia, M.
Colegio de Postgraduados, 2017

RESUMEN

Las actividades del sector pecuario impactan negativamente exacerbando el cambio climático, la contaminación atmosférica, la degradación de la tierra y la contaminación del agua. Una de las fuentes que genera mayor contaminación dentro de la ganadería es el estiércol. La manipulación de la dieta del animal puede ser una práctica directa para limitar el impacto ambiental de la ganadería en la cantidad y composición del estiércol producido y en las emisiones gaseosas asociadas. En el presente trabajo se le suministró a ganado bovino alimento con diferentes porcentajes de proteína cruda (% PC) y se cuantificó la emisión de óxido nitroso (N₂O), dióxido de carbono (CO₂) y amoníaco (NH₃) en las excretas. El tratamiento con 12 % de PC obtuvo el mayor flujo de N₂O y la menor emisión de CO₂. El tratamiento con 14 % de PC tuvo la emisión más baja de N₂O y los tratamientos con 14 y 16% de PC reflejan mayores flujos de emisión de CO₂. La hora del día con mayor emisión de NH₃ fue a las 10 y 13 h, a su vez fueron las horas en donde se emitió menor cantidad de CO₂ y N₂O. Con el aumento en el porcentaje de PC en los diferentes tratamientos, se observó un incremento en la ganancia en peso del animal, siendo el tratamiento con 16% de PC, alimento comercial, la dieta que produjo mayor aumento en kilogramos.

Palabras clave: excretas, óxido nitroso, dióxido de carbono, amoníaco, ganancia en peso.

N₂O, CO₂ AND NH₃ EMISSION IN CATTLE'S DUNG WITH DIFFERENT PERCENTAGE OF CRUDE PROTEIN IN DIET

Nadia Hernández Tapia, M.

Colegio de Postgraduados, 2017

ABSTRACT

The livestock sector have a negative impact exerting climate change, air pollution, land degradation and water pollution. One of the sources that generates greater contamination within the cattle is the manure. Manipulating the animal's diet may be a direct practice to limit the environmental impact of livestock on the quantity and composition of manure produced and emissions associated. In the present work, the animal diet was supplied with different percentages of crude protein (% CP) and was quantified the emission of nitrous oxide (N₂O), carbon dioxide (CO₂) and ammonia (NH₃) in the excreta. The treatment with 12 % of PC obtained the highest flow of N₂O and the lowest CO₂ emission. Treatment with 14 % CP had the lowest emission of N₂O and treatments with 14 and 16 % of CP reflect higher CO₂ emission. The hour of the day where there was greater emission of NH₃ was at 10 and 13 h, in turn were the hours where less CO₂ and N₂O were emitted. As the percentage of CP in the different treatments increases, there was an increase in the gain in weight of the animal, being the treatment with 16 % CP, commercial food, the diet that produced greater increase in kilograms.

Keywords: excreta, nitrous oxide, carbon dioxide, ammonia, weight gain

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de maestría.

Al Colegio de Postgraduados, por haberme brindado los conocimientos necesarios para mis estudios de maestría, además de proporcionarme las herramientas para llevar a cabo mi proyecto de investigación.

Al Dr. Joel Velasco Velasco, por su apoyo académico y personal incondicional durante la maestría. En especial, por confiar en mi trabajo y motivarme para realizar una estancia en Rothamsted Research, UK.

Al Dr. Josafhat Salinas Ruiz, por su gran apoyo en la parte estadística así como por darme los comentarios y consejos oportunos durante todo el posgrado.

A la Dra. Vinisa Santillán Saynes, por brindarme la base sobre el estudio de gases de efecto invernadero así como por la confianza otorgada para analizar mis muestras en el cromatógrafo de gases.

Al Dr. Francisco Hernández Rosas, por sus comentarios y sugerencias en el desarrollo de la investigación así como en la redacción de los artículos.

A el MVZ. Julio M. Ayala Rodríguez, por su apoyo en la parte operativa y en la elaboración de las dietas para los animales así como en cualquier duda que me surgió sobre el manejo del ganado.

A todos los integrantes del laboratorio de “Fertilidad de suelos y química ambiental” del campus Montecillo por su infinito apoyo y paciencia.

Por último, pero no por ello menos importante, a mi familia, que por medio de su amor y apoyo incondicional siempre me dieron ánimos para terminar mis estudios y tesis de maestría.

CONTENIDO

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUCCIÓN GENERAL | 1 |
| 2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS | 2 |
| 2.1 Objetivo general | 2 |
| 2.2 Objetivos particulares | 2 |
| 2.3 Hipótesis..... | 2 |
| 3. LITERATURA CITADA | 4 |
| CAPÍTULO 1. IMPACTO AMBIENTAL DEL ESTIÉRCOL BOVINO: BUENAS PRÁCTICAS DE MANEJO | 5 |
| 1.1 RESUMEN..... | 5 |
| 1.2 SUMMARY | 5 |
| 1.3 INTRODUCCIÓN | 6 |
| 1.4 DESARROLLO DEL TEMA | 7 |
| 1.4.1 El estiércol y su impacto al ambiente | 7 |
| 1.4.2 Tecnologías existentes para mitigar el impacto de las producciones ganaderas | 8 |
| 1.4.3 Disminución de la contaminación mediante medidas regulatorias | 13 |
| 1.5 CONCLUSIONES..... | 14 |
| 1.6 LITERATURA CITADA | 15 |
| CAPÍTULO 2. EMISIÓN DE N₂O, CO₂ Y NH₃ EN ESTIÉRCOL DE BOVINO DE ENGORDA CON DIFERENTE PORCENTAJE DE PROTEÍNA CRUDA EN LA DIETA. .. | 21 |
| 2.1 RESUMEN | 21 |
| 2.2 SUMMARY | 22 |
| 2.3 INTRODUCCIÓN | 23 |
| 2.4 MATERIALES Y MÉTODOS | 25 |

| | |
|-----------------------------------|-----------|
| 2.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 31 |
| 2.6 CONCLUSIONES..... | 39 |
| 2.7 LITERATURA CITADA..... | 40 |
| 4. CONCLUSIÓN GENERAL..... | 46 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| FIGURA 1. Cámara estática utilizada en el experimento..... | 28 |
| FIGURA 2. Emisión acumulada de NH ₃ por tratamiento | 40 |
| FIGURA 3. Emisión acumulada de CO ₂ por tratamiento | 40 |

LISTA DE CUADROS

| | |
|--|----|
| CUADRO I. Ingredientes para la elaboración de dietas de ganado bovino | 27 |
| CUADRO II. Estadísticas de ajuste* del modelo con diferente covariable para las variables respuesta N ₂ O, CO ₂ y NH ₃ | 32 |
| CUADRO III. Media y error estándar de flujo de N ₂ O (µg de N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹) de los diferentes tratamientos bajo estudio | 34 |
| CUADRO IV. Media y error estándar de flujo de N ₂ O (µg de N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹) en los diferentes tiempos de muestreo | 34 |
| CUADRO V. Media y error estándar de emisión de CO ₂ (ppm) de los diferentes tratamientos bajo estudio. | 35 |
| CUADRO VI. Media y error estándar de emisión de CO ₂ (ppm) en los diferentes tiempos de muestreo..... | 36 |
| CUADRO VII. Media y error estándar de emisión de NH ₃ (ppm) en los diferentes tiempos de muestreo..... | 38 |
| CUADRO VIII. Media y error estándar de ganancia en peso (kg) bajo los diferentes tratamientos en estudio..... | 39 |

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Dentro de las actividades productoras de alimentos que generan un mayor impacto a los ecosistemas y que está en constante crecimiento, es la producción de ganado bovino. En México en 2014 se cuantificaron aproximadamente 30.5 millones de cabezas de ganado de carne, mientras que las proyecciones al 2018 indican que se contarán con 32.3 millones de acuerdo con el ESCENARIO BASE 2009-2018 de la SAGARPA.

La demanda de carne está experimentando un rápido aumento como consecuencia del incremento de los ingresos, el crecimiento demográfico y la urbanización. Tiene un impacto significativo en el cambio climático, la calidad del aire, el suelo, el agua y la biodiversidad (FAO, 2006).

Existen diversas formas para contrarrestar el daño causado por el sector agropecuario. Una de ellas es el manejo adecuado de las excretas, ya que el estiércol generado es una de las principales fuentes de contaminación debido a la emisión de gases contaminantes hacia la atmósfera y la acumulación de micro y macro nutrientes en el suelo y en los cuerpos hídricos superficiales (Pinos-Rodríguez *et al.*, 2012).

La manipulación de la dieta del animal puede ser una práctica directa para modificar los niveles de excreción de nitrógeno, fósforo y elementos traza (Dourmad y Jondreville, 2007; Hristow *et al.*, 2013) sin deteriorar la salud del animal, su bienestar o su rendimiento (Nahm, 2007; Dourmad y Jondreville, 2007; Veldkamp *et al.*, 2012). Por lo tanto, la reducción del contenido de proteína cruda de las dietas puede reducir la excreción de N (Powell *et al.*, 2008).

En el presente trabajo se realizó un estudio con ganado bovino. En el primer capítulo se hace una revisión de los principales impactos al ambiente que genera el estiércol de las producciones ganaderas, así como diferentes medidas de gestión para un mejor aprovechamiento. En el segundo capítulo se reportan los resultados de un experimento para la cuantificación de N₂O, CO₂ y NH₃ en excretas de ganado

bovino alimentado con diferentes porcentajes de proteína cruda y su relación con factores ambientales tales como pH, temperatura y humedad.

La importancia de la investigación es la contribución con información determinante para el desarrollo de estrategias de mitigación urgentes en México por la magnitud de las emisiones que genera el sector pecuario.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1 Objetivo general

Evaluar las emisiones de N_2O , CO_2 y NH_3 provenientes del estiércol del ganado bovino con ingesta diferente de proteína cruda en la dieta en la región central del estado de Veracruz.

2.2 Objetivos particulares

Determinar el efecto de la dieta con diferente porcentaje de proteína cruda en las emisiones de N_2O , CO_2 y NH_3 del estiércol de ganado bovino.

Determinar el efecto de la temperatura y humedad ambiental así como temperatura, humedad y pH en las excretas del ganado bovino en las emisiones de N_2O , CO_2 y NH_3 .

2.3 Hipótesis

A mayor porcentaje de proteína cruda mayores emisiones de N_2O , CO_2 y NH_3 en el estiércol de ganado bovino.

La temperatura y humedad tiene una influencia positiva a la emisión de N_2O , CO_2 y NH_3 ; y valores de pH por debajo de 7 tienen una influencia positiva a la emisión de N_2O y negativa en la emisión de CO_2 y NH_3 .

3. LITERATURA CITADA

Dourmad J. y Jondreville C. 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Lives Sci* 112, 192-198.

FAO. 2006. La larga sombra del ganado, problemas ambientales y opciones. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Informe. Roma, Italia. 493 pp.

Hristov A.N., Oh J., Lee C., Meinen R., Montes F., Ott T., Firkins J., Rotz A., Dell C., Adesogan A., Yang W., Tricarico J., Kebreab E., Waghorn G., Dijkstra J., Oosting S. 2013. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production, a review of technical options for non-CO₂ emissions. FAO Animal Production and Health Paper No. 177. FAO, Rome, Italy.

Loyon, L., Burton C.H., Misselbrook T., Webb J., Philippe F.X., Aguilar M., Doreau M., Hassouna M., Veldkamp T., Dourmad J.Y., Bonmati A., Grm E., Sommer S.G.. 2016. *Environ Manage* 166, 1-11.

Nahm K.H. 2007. Feed formulations to reduce N excretion and ammonia emission from poultry manure. *Bioresour Technol* 98, 2282-2300.

Pinos-Rodríguez J.M., García-López J.C., Peña-Avelino L.Y., Rendón-Huerta J.A., González-González C., Tristán-Patiño F. 2012. Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. *Agrociencia* 46, 359-370.

Powell J.M., Broderick G.A. y Misselbrook T.H. 2008. Seasonal diet affects ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Dairy Sci* 91, 857–869.

Veldkamp, T., Star L., Van der Klis J. D., Van Harn J. 2012. Reduction of Ammonia Emission from Poultry Houses by Nutrition. Reporte 490. Wageningen UR Livestock Research, Lelystad, The Netherlands.

CAPÍTULO 1. IMPACTO AMBIENTAL DEL ESTIÉRCOL BOVINO: BUENAS PRÁCTICAS DE MANEJO

Nadia Hernández-Tapia¹, Josafhat Salinas-Ruiz¹, Vinisa Saynes-Santillán²,
Julio M. Ayala- Rodríguez¹, Francisco Hernández-Rosas¹ y Joel Velasco-
Velasco¹

1.1 RESUMEN

El análisis sobre los diferentes impactos del sector pecuario en el medio ambiente se describe en la presente revisión de literatura; con el fin de conocer la influencia que la producción ganadera y en específico, la generación de estiércol tiene en la contaminación atmosférica, la degradación del suelo, la contaminación del agua y en el cambio climático. A su vez, se analizan y proponen medidas en la gestión del estiércol para la mitigación de estos daños.

Palabras clave: Ganadería / Estiércol / Manejo / Contaminación

1.2 SUMMARY

The analysis about the different impacts of the livestock on the environment is described in the following literature review in order to know the influence that animal production and in specific, manure generation, has in climate change, air pollution, and degradation of land, soil and water. In turn, measures in the management of manure are proposed for the mitigation or reduction of these damages.

Keywords: Livestock / Manure / Management / Pollution

1.3 INTRODUCCIÓN

El sector agropecuario es el mayor consumidor de los recursos naturales del mundo. Directa o indirectamente, a través del pastoreo o de la producción de cultivos forrajeros, la producción pecuaria ocupa alrededor del 30 % de la superficie libre de hielo. De acuerdo a la FAO (2006) el área ocupada para actividades relacionadas con el pastoreo es de 3,400 millones de hectáreas y por otro lado, el área designada a la producción de forrajes representa el 33 % del total de tierra cultivable.

La ganadería es responsable del 8 % del consumo mundial de agua, principalmente ocupada para la irrigación de los cultivos forrajeros. Además, el sector agropecuario es probablemente la mayor fuente de contaminación de este recurso, contribuyendo a la eutrofización en cuerpos de agua, a las zonas “muertas” en áreas costeras y a la degradación de los arrecifes de coral. Afecta además la recarga de los acuíferos, influye en el proceso de compactación del suelo, en la reducción de la infiltración y en el desecamiento de llanuras inundadas (FAO, 2006).

Los animales y sus desechos emiten gases que inciden en el cambio climático, es decir, generan un aumento en la frecuencia de fenómenos climáticos extremos, como precipitaciones globales y cambios en la intensidad o frecuencia de fenómenos atmosféricos como tormentas, inundaciones y sequías (FAO, 2006).

Existen diversas formas para reducir el impacto ambiental del sector agropecuario. Una de ellas es el manejo adecuado de las excretas, ya que el estiércol generado es una de las principales fuentes de contaminación en el suelo y en cuerpos hídricos (Pinos-Rodríguez, 2012). En el presente trabajo, se describen los principales impactos ambientales a causa del inadecuado manejo del estiércol. Además se proponen medidas de gestión para un mejor aprovechamiento de las excretas y un menor impacto a los ecosistemas.

1.4 DESARROLLO DEL TEMA

1.4.1 El estiércol y su impacto al ambiente

De acuerdo con la Real Academia Española el estiércol se define como aquel material orgánico en descomposición, principalmente excrementos de animales, que se destina al abono de tierras.

Un vacuno excreta por día alrededor del 5 al 6 % de su peso vivo, y debido a que el bovino absorbe en proporción muy poco de lo que ingiere, excreta al ambiente entre el 60 y el 80 % del nitrógeno (N) y fósforo (P) que consume (Andriulo *et al.*, 2003). De esta manera, puede provocar impactos ambientales negativos si no existe un control en el almacenamiento, en el transporte o en la aplicación, debido a la emisión de gases contaminantes hacia la atmósfera, y la acumulación de micro y macro nutrientes en el suelo y en los cuerpos hídricos.

El suelo puede ser seriamente afectado por el estiércol si contiene concentraciones altas de nutrientes, microorganismos patógenos (*E. coli*), antibióticos y compuestos que interactúen con el sistema endócrino (hormonas esteroidales, fitoestrógenos, plaguicidas y herbicidas) (Powers, 2009). En países donde las regulaciones ambientales son laxas o no existen, el estiércol se aplica al suelo continuamente, excediendo la capacidad de asimilación de nutrientes por los cultivos.

El agua es contaminada por excretas ganaderas directamente a través de escurrimientos, infiltraciones y percolación profunda en las granjas, e indirectamente por esorrentías y flujos superficiales desde zonas de pastoreo y tierras de cultivo (EPA, 2006). Específicamente, el N contenido en el estiércol está relacionado con la contaminación de aguas subterráneas por la lixiviación de nitratos (NO_3^-) a través del suelo, mientras que el P está relacionado con la contaminación de aguas superficiales (Miller, 2001; Reddy *et al.*, 1999). El P y en menor medida el N, tienen un impacto ambiental significativo en los recursos hídricos superficiales porque vertido directamente en las corrientes o aplicado en

dosis excesivas en el suelo, estimula la eutrofización, proceso por el cual existe un crecimiento excesivo de plantas acuáticas, disminuyendo la disponibilidad de oxígeno disuelto y generando variaciones en el pH; afectando, la calidad del agua (EPA, 2000).

La contaminación atmosférica proveniente del estiércol incluye polvo, olores y gases producto de la digestión anaeróbica y descomposición aeróbica. El polvo se presenta principalmente en operaciones ganaderas cuando la vegetación es completamente removida y hay una capa de estiércol formada en el suelo; de esta manera cuando el ganado está en movimiento, se producen enormes nubes de polvo. El olor no presenta riesgos a la salud, pero la mayoría de la gente encuentra inaceptable los olores emitidos por el estiércol en zonas urbanas (Miner *et al.*, 2000). Y por último, entre los gases contaminantes liberados por el estiércol hacia la atmósfera destaca el NH₃, así como gases de efecto invernadero (GEI) como el CO₂ y el N₂O.

1.4.2 Tecnologías existentes para mitigar el impacto de las producciones ganaderas

1.4.2.1 Reducción de emisiones de N mediante la modificación de la dieta del animal

En animales de engorda alimentados con proteína cruda reducida y suplementada con aminoácidos, se puede reducir la excreción de N entre 25-50 % dependiendo de la estrategia de alimentación por fases y considerando pH por debajo de 7 para una reducción de emisiones de NH₃ (Dourmad y Jondreville, 2007). Sin embargo, tales cambios posiblemente incrementarán el costo total de su alimentación porque los suplementos de aminoácidos tienen un precio relativamente alto.

Le *et al.* (2009) y Osada *et al.* (2011) mencionan que niveles bajos de proteína cruda en la dieta del animal no necesariamente reduce las emisiones de N₂O. Philippe *et al.* (2007) reportó que bajo condiciones de granja con animales de engorda al reducir

la ingesta de proteína cruda a 18 %, las emisiones de NH₃ disminuyeron un 26 % pero las emisiones de N₂O aumentaron el doble.

La inclusión de fibra en la dieta del animal reduce la emisión de NH₃ por la promoción de crecimiento bacteriano en el intestino delgado (Philippe *et al.*, 2011; Jarret *et al.*, 2012), sin embargo, puede aumentar la producción de CH₄ entérico dependiendo de la cantidad adicionada (Philippe *et al.*, 2008). También se puede lograr una reducción significativa en la emisión de NH₃ mediante la reducción del equilibrio electrolítico en su dieta o suplementar con sales acidificantes tales como ácido benzoico o sulfato de calcio (Philippe *et al.*, 2011).

Para ganado lechero, la reducción en la excreción de NH₃ y N₂O puede ser alcanzada por una mejora en el metabolismo proteico en el rumen. Dos métodos son recomendados: una estrategia se basa en disminuir el contenido de proteína cruda en la dieta del animal a un 14 % (de normalmente tenerlo en un 17-18 %) conservando la producción de leche pero excretando menor cantidad de N, y la otra se basa en limitar la digestión de los alimentos en el rumen. Estas medidas pueden disminuir las emisiones de NH₃ en el estiércol hasta un 70 % (Ndegwa *et al.*, 2008). Una reducción en el contenido de proteína cruda no es recomendable en la producción de ganado de engorda ya que el contenido de proteína cruda en su alimentación es raramente excesiva (Loyon *et al.*, 2016).

Otra técnica basada en el control de la dieta del animal consiste en mejorar la disponibilidad biológica de ciertos nutrientes tales como el P mediante la adición de fitasa a la dieta (Dourmad y Jondreville, 2007). También se ha probado con éxito variable para reducir las pérdidas de NH₃ en estiércol, la zeolita mineral, el extracto de plantas ricas en taninos y saponinas, y los probióticos, como aditivos en la dieta (Ndegwa *et al.*, 2008; Eckard *et al.*, 2010).

1.4.2.2 Mejora en los métodos relacionados al alojamiento para el ganado

Las técnicas usadas en los establos se basan en limitar los factores que propician la emisión de NH₃ y en menor medida, de CH₄ y N₂O. El NH₃ proviene

principalmente de la orina en forma de N volátil, y en el estiércol sólido es más probable encontrar fuentes de CH₄ y N₂O (Sommer *et al.*, 2006; Chadwick *et al.*, 2011). La generación de estos tres gases está influenciada por el tipo de suelo, el sistema de ventilación, la temperatura del lugar y las características del estiércol (Philippe *et al.*, 2007; Chadwick *et al.*, 2011).

La reducción de las emisiones en los establos es en gran medida llevada a cabo por el manejo a través de buenas prácticas (como barrido frecuente, y/o secado del estiércol), y manteniendo en buenas condiciones las instalaciones (ventilación y temperatura adecuada) (Loyon *et al.*, 2016).

Otra técnica para mitigar las emisiones de NH₃, CH₄ y N₂O en el establo, es reducir el tiempo de permanencia del ganado en los corrales. Esto puede reducir las emisiones debido a las condiciones aeróbicas que prevalecen al estar el ganado en pastoreo, y por lo tanto, reduce las emisiones de CH₄. La separación de orina y heces excretadas en pradera reduce las emisiones de N₂O, y por último esto también repercute en menor consumo de combustible para la aplicación del estiércol en los campos de cultivo y praderas (Pellerin *et al.*, 2013).

De acuerdo a la UNECE (2014) para disminuir las emisiones de NH₃ se deben considerar las siguientes técnicas en los establos: (1) el uso de pisos ranurados, (2) ventilación óptima de las instalaciones con aislamiento del techo, (3) aumento del periodo de pastoreo y (4) uso de *scrubbers* (depuradores de aire) con ventilación forzada de aire ácido o con agua. Con estos métodos se logran reducciones de las emisiones de un 10 % (aumentando el pastoreo) a un 95% (usando *scrubbers*).

Otras técnicas son el aumento de la frecuencia de la eliminación de estiércol, camas adicionales para el ganado y el lavado frecuente de las áreas de producción de leche (Loyon *et al.*, 2016). Los sistemas de limpieza combinados con la mejora en el diseño del piso (surcos o suelos inclinados para facilitar la eliminación rápida de orina y estiércol) pueden reducir hasta un 40% las emisiones (Swierstra *et al.*, 2001). La mayor reducción (hasta un 90%) se puede lograr con lavado frecuente, pero esto

aumenta el consumo de agua y el volumen de estiércol producido (Misselbrook *et al.*, 2006).

En los sistemas que usan camas para el ganado, se recomienda mantener la superficie de dicha cama tan seca como sea posible. Esto puede lograrse con la colocación de paja adicional en las camas, en especial en aquellas áreas con mayor tendencia a ensuciarse (alrededor de los comederos o cerca de los canales de agua). La implementación de estas técnicas permite la reducción de las emisiones hasta 50 % (Gilhespy *et al.*, 2009).

1.4.2.3 Principios para el buen almacenamiento del estiércol

Para el almacenamiento del estiércol se propone disminuir el área superficial de la fosa (la exposición de los líquidos al ambiente) mediante la instalación de cubiertas o fomentando la formación de costras y/o aumentando la profundidad de la fosa, así como disminuir el pH y reducir al mínimo airearlo. La cubierta más eficaz para los depósitos de estiércol es un techo sólido permanente (Sommer *et al.*, 1993).

Otras opciones incluyen el uso de una lámina de plástico que flota o capas flotantes fabricadas con turba, aceite, paja o esferas de poliestireno, entre otros materiales (Hartung y Philips, 1994; Loyon *et al.*, 2007). Cualquiera de estas barreras puede reducir las pérdidas de N en los almacenamientos de lodo entre 80-90 % mientras se mantenga una cubierta durante todo el periodo de almacenamiento. La eficacia es considerablemente comprometida cuando se desarrollan grietas en la superficie o cuando la cubierta se hunde en el lodo (Rotz, 2004; Loyon *et al.*, 2007).

El método más barato es la formación de costra natural en suspensión, que está influenciada por el contenido de la materia seca total y de la naturaleza de los sólidos en suspensión presentes (Loyon *et al.*, 2016). En estiércol sólido, al mezclar paja fresca adicional se tiene el potencial de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (especialmente N₂O) 32% en pequeña escala (Yarmulki, 2006; Chadwick *et al.*, 2011). La compactación también puede ser un método para reducir

las emisiones de NH_3 , pero esto podría aumentar las emisiones de N_2O debido a una densidad alta de estiércol (Sommer *et al.*, 2010; Petersen y Sommer, 2011).

El compostaje también es una alternativa para el tratamiento de estiércol, definido como aquella acción donde interviene el humano dentro del proceso natural de descomposición de la materia orgánica con una combinación de condicionales ambientales apropiados y un tiempo adecuado (García, 2000). Es un proceso biooxidativo controlado, en el que intervienen numerosos y variados microorganismos, que requiere una relación C:N de 20:1 a 40:1, humedad entre 40-65%, temperatura entre 55-75 °C, volteos semanales y substratos orgánicos heterogéneos en estado sólido, produciendo al final de los procesos de degradación, CO_2 , agua y minerales, así como materia orgánica estabilizada, libre de fitotoxinas y dispuesta para su empleo en agricultura sin que provoque fenómenos adversos (Grajales y Monsalve, 2005).

1.4.2.4 Aplicación de estiércol al suelo de cultivo

El esparcimiento del estiércol es una fuente importante de emisiones de NH_3 y a largo plazo (semanas o meses) de N_2O , de igual manera puede haber bajas emisiones simultáneas de CH_4 (Chadwick y Pain, 1997; Rodhe *et al.*, 2012). La magnitud de las emisiones durante el esparcimiento del estiércol y después del mismo es influenciada por varios factores que incluyen la composición del estiércol, el método de aplicación, el tipo de suelo y el clima.

La dispersión del estiércol puede también conducir a la lixiviación de nitratos en el suelo y llegar hasta el agua subterránea, especialmente cuando el N suministrado excede los requerimientos del cultivo (Stoddaard *et al.*, 2005).

Las emisiones de NH_3 y los olores durante la aplicación del estiércol se reducen al disminuir el área de contacto entre el estiércol aplicado y la atmósfera (Webb *et al.*, 2010). Por lo tanto, las emisiones en las tierras de cultivo pueden reducirse con la rápida incorporación del estiércol o por la inyección directa al suelo.

El NH_3 tiene una fuerte afinidad por el agua pero la diferencia en la presión parcial del NH_3 entre la atmósfera del ambiente y la que está en equilibrio con la humedad del suelo, el agua de riego, o el espacio de aire intercelular de las hojas de las plantas, impulsa su volatilización. De igual manera, hay mayor volatilización de NH_3 en condiciones alcalinas que bajo condiciones ácidas y cuando la temperatura o las concentraciones de NH_4^+ aumentan (FAO-IFA, 2004).

1.4.3 Disminución de la contaminación mediante medidas regulatorias

Los impactos ambientales de la ganadería, mencionados anteriormente, han dado lugar a una serie de protocolos internacionales para contrarrestar sus efectos negativos. En el caso de las emisiones de NH_3 , existen regulaciones resultantes del Protocolo de Gothenburg de la Convención de las Naciones Unidas sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia (UNECE, 1999).

Por otro lado, el protocolo de Kyoto es un acuerdo internacional de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático que tiene por objetivo reducir las emisiones de seis gases de efecto invernadero que causan el calentamiento global originado por actividades antropogénicas, pero no se describe nada específico para el sector pecuario (UN, 1997).

Bajo este marco legislativo, los estados miembros de la Unión Europea han implementado programas nacionales para cumplir sus obligaciones en reducir las pérdidas de nitratos (en el agua) y emisiones de NH_3 y gases de efecto invernadero (en el aire), por medio de “Buenas prácticas en la agricultura para nitratos” (EEC, 1991) y para NH_3 en el “Documento guía para prevenir y abatir las emisiones de amoníaco de fuentes agrícolas” (UNECE, 2014). En el caso de México, no se presenta normatividad alguna aplicable al sector agropecuario para reducir dichos impactos.

1.4.3.1 Desafíos en la implementación de estrategias efectivas

De acuerdo con Loyon *et al.* (2016) a pesar del esfuerzo concertado por los gobiernos y por los investigadores durante mucho años, el éxito en la protección al

medio ambiente todavía está en duda, las bases de esta protección varían con respecto a: (1) la eficacia de las medidas individuales propuestas (con respecto al nivel de reducción logrado y su respectivo costo), (2) la idoneidad de algunos métodos para ciertos tipos de granjas, (3) el nivel actual del uso de la tecnología asociada y (4) el conflicto y la incompatibilidad de métodos para objetivos diferentes. Este último punto pone en evidencia el riesgo de contraponerse a la productividad al aplicar ciertas medidas. Por ejemplo, la prohibición de la aplicación de estiércol en el invierno para reducir las pérdidas de N en forma de nitratos (tal como se especifica en la Directiva sobre Nitratos de la Unión Europea) requiere un almacenamiento de estiércol durante más tiempo, con el aumento del riesgo de emitir gases en forma de CH₄.

De esta manera, la implementación de ciertos métodos se complica cuando no hay herramientas estándares o documentos prescriptivos en la selección precisa de tecnologías apropiadas de acuerdo al tipo de granja.

La adopción de una agricultura más rentable y respetuosa con el medio ambiente no es una tarea fácil pero se debe comprometer la capacidad intelectual para analizar las tecnologías actuales e innovar con métodos más complejos y con visión sistémica.

1.5 CONCLUSIONES

Inevitablemente, en la cría de ganado, el uso de técnicas específicas para proteger el medio ambiente variarán ampliamente dependiendo de la situación local, del costo, de la información que se le proporcione al productor y de la manera en que se aclare sus dudas sobre el rendimiento y el daño que se le ocasione al medio ambiente. Se espera que la información provista en este trabajo sea útil para mejorar el entendimiento del impacto que tiene el estiércol en el ambiente y las técnicas existentes para reducir las emisiones de gases provenientes del estiércol, y así proveer de información para contribuir en la toma de decisiones.

1.6 LITERATURA CITADA

Andriulo A., Sasal C., Améndola C. y Rimatori F. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. RIA 32, 27-56.

Araujo-Febres O, Fernández M.C. 1991. Efecto en novillos del monensin y el nivel de fibra de la dieta sobre el consumo y la digestibilidad de la materia seca. Rev Fac Agron 8, 143-153.

BallCoehlo B., Roy R., Bruin A. 2004. Nitrate leaching as affected by liquid swine manure and cover cropping in sandy soil of Southwestern Ontario. Can J Soil Sci 84, 187-197.

Chadwick D.R., y Pain B. F. 1997. Methane fluxes following slurry applications to grasslands soils: laboratory experiments. Agric Ecosyst Environ 63, 51-60.

Chadwick D., Sommer S., Thorman R., Fanguero D., Cardenas L., Amon B., Misselbrook T. 2011. Manure management: implications for greenhouse gas emissions. Anim Feed Sci. Technol. 166, 514-531.

Dietz F. J. y Hoogervorst N. J. P. 1991. Towards a sustainable and efficient use of manure in agriculture: the Dutch case. Environ Resour Econ 1, 313-332.

Doreau M., Martin C., Eugene M., Popova M., Morgavi D. P. 2011. Leviersd' action pour reduire la production de methane enterique par les ruminants. In: Gazaefet de serre en elevege bovin: le methane. Dossier. INRA Prod Anim 24, 461-474.

Dourmad J.Y., Jondreville, C. 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. Livest Sci 112, 192-198.

Eckard R.J., Grainger C., De Klein C. A. M. 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: a review. Livest Sci 130, 47-56.

EEC. 1991. Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Off. J.1991; L375 [31/12/1991].

EPA. 2000. National Water Quality Inventory 2000 Report (EPA-841-R-02-001). United States Environment Protection Agency, USA. 207 pp.

EPA. 2006. Global Anthropogenic Non-CO2 greenhouse gas emissions: 1990-2020. United States Environment Protection Agency, USA. 274 pp.

FAO. 2006. La larga sombra del ganado, problemas ambientales y opciones. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Informe. Roma, Italia. 493 pp.

FAO-IFA. 2004. Estimaciones globales de las emisiones gaseosas de NH₃, NO y N₂O provenientes de las tierras agrícolas. Food and Agriculture Organization of the United Nations- International Fertilizer Industry Association. Roma, Italia. 120 pp.

García-Rosero A. J. Evaluación de una tecnología de reutilización de lodos mediante el proceso de compostaje. Tesis (Magíster en Ingeniería Sanitaria y Ambiental). Universidad del Valle. Facultad de Ingeniería. Cali, 2000.

Gilhespy S.L., Webb J., Chadwick D. R., Misselbrook T. H., Kay R., Camp V. , Retter A. L., Bason A. 2009. Will additional straw bedding in buildings housing cattle and pigs reduce ammonia emissions? Biosyst Eng 102, 180-189.

Grajales-Mesa S. J. y Monsalve-Pescador, J.A. Programa de Manejo Integral de los Lodos Generados en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Tecnológica de Pereira. Tesis (Administrador del Medio Ambiente). Universidad Tecnológica de Pereira. 2005.

Hartung J., Phillips V.R. 1994. Control of gaseous emissions from livestock buildings and manure stores. Agric Eng Res 57, 173-189.

Hristov A.N., Oh J., Lee C., Meinen R., Montes F., Ott T., Firkins J., Rotz A., Dell C., Adesogan A., Yang W., Tricarico J., Kebreab E., Waghorn G., Dijkstra J., Oosting S.

2013. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production, a review of technical options for non-CO₂ emissions. FAO Animal Production and Health Paper No. 177. FAO, Rome, Italy.

Jarret G., Cerisuelo A., Peu P., Martinez J., Dourmad J.Y. 2012. Impact of pig diets with different fibre contents on the composition of excreta and their gaseous emissions and anaerobic digestion. *Agric Ecosyst Environ* 160, 51-58.

Le P.D., Aarnink A. J. A., Jongbloed A. W. 2009. Odour and ammonia emission from pig manure as affected by dietary crude protein level. *Livest Sci* 121, 267-274.

Loyon L., Guiziou F., Picard S., Saint Cast P. 2007. Farm-scale evaluation of three cover systems (peat, synthetic sheet and polystyrene balls) for reducing ammonia emissions from swine manure stores and subsequent land spreading. En: International Ammonia Conference in Agriculture. Ede, The Netherlands, NLD, 19-21 March 2007. Gert-Jan Monteny and Eberhard Hartung, Wageningen Academic Publishers, The Netherlands, NLD, pp. 226-227.

Loyon L., Burton C.H., Misselbrook T., Webb J., Philippe F.X., Aguilar M., Doreau M., Hassouna M., Veldkamp T., Dourmad J.Y., Bonmati A., Grm E., Sommer S.G. 2016. Best available technology for European livestock farms. *J. Environ. Manage.* 166: 1-11.

Martin C., Morgavi D. P., Doreau M. 2010. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal* 4, 351-365.

Miller J.J. 2001. Impact of intensive livestock operations on water quality. *Proc. Western Canadian. Dairy Seminar* 13: 405-416.

Miner J. R., Humenik F. J., y Overchash M. R. 2000. *Managing Livestock Wastes to Preserve Environmental Quality*. Environ Qual Iowa State University Press. Ames, IA, USA. pp. 318.

Misselbrook T.H., Webb J., Gilhespy S. L. 2006. Ammonia emissions from outdoor concrete yards used by livestock: quantification and mitigation. *Atmos Environ* 40, 6752-6763.

Nahm K.H. 2007. Feed formulations to reduce N excretion and ammonia emission from poultry manure. *Bioresour Technol* 98, 2282-2300.

Ndegwa P.M., Hristov A. N., Arogo J., Sheffield R. E. 2008. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosyst Eng* 100, 453-469.

Osada T., Takada R., Shinzato I. 2011. Potential reduction of greenhouse gas emission from swine manure by using a low-protein diet supplemented with synthetic amino acids. *Anim Feed Sci Technol* 166, 562-574.

Pellerin S., Bamiere L., Angers D., Beline F., Benoît M., Butault J. P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Henault C., Jeuffroy M. H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L. 2013. How Can French Agriculture Contribute to Reducing Greenhouse Gas Emissions? Abatement Potential and Cost of Ten Technical Measures. Synopsis of the Study Report. INRA, France, pp. 92.

Petersen S.O. y Sommer S. G. 2011. Ammonia and nitrous oxide interactions: roles of manure organic matter management. *Anim Feed Sci Technol* 166-167, 503-513.

Philippe F.X., Laitat M., Canart B., Vandenneede M., Nicks B. 2007. Comparison of ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs, kept either on fully slatted floor or on deep litter. *Livest Sci* 111, 144-152.

Philippe F.X., Remience V., Dourmad J.Y., Cabaraux J.F., Vandenneede M., Nicks B. 2008. Les fibres dans l'alimentation des truies gestantes: effets sur la nutrition, le comportement, les performances et les rejets dans l'environnement. INRA. *Prod Anim* 21, 277-290.

Philippe F.X., Cabaraux J. F., Nicks B. 2011. Ammonia emissions from pig houses: influencing factors and mitigation techniques. *Agric Ecosyst Environ* 141, 245-260.

Pinos-Rodríguez J.M., García-López J.C., Peña-Avelino L.Y., Rendón-Huerta J.A., González-González C., Tristán-Patiño F. 2012. Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. *Agrociencia* 46, 359-370.

Powers W. 2009. Environmental challenges ahead for the U.S. dairy industry. In: *Proc. 46th Florida Dairy Production Conference*, Gainesville, FL, USA. pp: 13-24.

Reddy K. R., Kadlec R. H., Flaig E., y Gale P. M. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 29, 83-146.

Rodhe L., Abubaker J., Ascue J., Pell M., Nordberg Å. 2012. Greenhouse gas emissions from pig slurry during storage and after field application in northern European conditions. *Biosyst Eng* 113, 379-394.

Rotz C.A. 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Anim Sci* 82, 119-137.

Sommer S.G., Christensen B. T., Nielson N. E., Schjørring J. K. 1993. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. *Agric Sci Camb* 121, 63-71.

Sommer S.G., Zhang G. Q., Bannink A., Chadwick D., Misselbrook T., Harrison R., Hutchings N. J., Menzi H., Monteny G. J., Ni J. Q., Oenema O., Webb J. 2006. Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Adv Agron* 89, 261-335.

Sommer S.G., Webb J., Kupper T., Groenestein K. 2010. Gaseous emissions during the management of litter-based manures. In: *Proceedings of the 14th International Conference Ramiran*, September 13-15, 2010. Lisboa, Portugal.

Stoddard, C.S., Grove J. H., Coyne M. S., Thom W. O. 2005. Fertilizer, tillage, and dairy manure contributions to nitrate and herbicide leaching. *Environ Qual* 34, 1354-1362.

Swierstra, D., Braam C. R., Smits M. C. J. 2001. Grooved floor system for cattle housing: ammonia emission reduction and good slip resistance. *Appl Eng Agric* 17, 85-90.

UN. 1997. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. NY, USA. 1997.

UNECE. 1999. Protocol to the 1979 Convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone (Gothenburg protocol).

UNECE. 2014. Guidance Document on Preventing and Abating Ammonia Emissions from Agricultural. ECE/EB.AIR/120. 7 February 2014. UNECE, Geneva, p. 100.

Veldkamp, T., Star L., Van der Klis J. D., Van Harn J. 2012. Reduction of Ammonia Emission from Poultry Houses by Nutrition. Report 490. Wageningen UR Livestock Research, Lelystad, The Netherlands.

Webb, J., Pain B., Bittman S., Morgan J. 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response: a review. *Agric Ecosyst Environ* 137, 39-46.

Yamulki, S. 2006. Effect of straw addition on nitrous oxide and methane emissions from stored farmyard manures. *Agric Ecosyst Environ* 112, 140-145.

CAPÍTULO 2. EMISIÓN DE N₂O, CO₂ Y NH₃ EN ESTIÉRCOL DE BOVINO DE ENGORDA CON DIFERENTE PORCENTAJE DE PROTEÍNA CRUDA EN LA DIETA

Nadia Hernández-Tapia¹, Josafhat Salinas-Ruiz¹, Vinisa Saynes-Santillán²,
Julio M. Ayala- Rodríguez¹, Francisco Hernández-Rosas¹ y Joel Velasco-
Velasco¹

2.1 RESUMEN

Se cuantificó el efecto de la dieta (diferente porcentaje de proteína cruda; PC) y de las variables ambientales en las emisiones de óxido nitroso (N₂O), dióxido de carbono (CO₂) y amoníaco (NH₃) procedentes de excretas de bovino de raza criollo lechero tropical (CLT). El muestreo de gases se realizó mediante el uso de cámaras estáticas a diferentes horas del día (7, 10, 13, 16 y 19 h). Se utilizó un análisis de varianza en un diseño de bloques completos al azar con medidas repetidas. La emisión de gases fue analizada utilizando el procedimiento Glimmix de SAS (Statistical Analysis System®, versión 9.2) con una estructura de covarianza de simetría compuesta. El modelo que mejor explicó el flujo de N₂O-N y la emisión de CO₂ y NH₃ incluyó como covariable a la temperatura mínima ambiental y al pH. El tratamiento con 12 % de PC obtuvo el mayor flujo de N₂O-N y la menor emisión de CO₂. El tratamiento con 14 % de PC tuvo la emisión más baja de N₂O y los tratamientos con 14 y 16 % de PC reflejan mayores flujos de emisión de CO₂. La hora del día donde hubo mayor emisión de NH₃ fue a las 10 y 13 h, a su vez fueron las horas en donde se emitió menor cantidad de CO₂ y N₂O. Por último, a medida que aumenta el porcentaje de PC en los diferentes tratamientos, hay un incremento en la ganancia en peso del animal, siendo el tratamiento con 16% de PC, alimento comercial, dieta que produjo mayor aumento en kilogramos.

Palabras clave: estiércol / óxido nitroso / dióxido de carbono / amoníaco / proteína cruda

2.2 SUMMARY

The effect of the diet (different percentage of crude protein, PC) and environmental variables was quantified in the emission of nitrous oxide (N₂O), carbon dioxide (CO₂) and ammonia (NH₃) from excreta of tropical dairy cattle (CLT). Gas sampling was carried out using static chambers at different times of day (7, 10, 13, 16 and 19 h). A covariance analysis was used in a randomized complete block design with repeated measures. The gas emission was analyzed using the Glimmix procedure of SAS (Statistical Analysis System®, version 9.2) with a variance structure of compound symmetry. The best model that explains the flow of N₂O-N and the emission of CO₂ and NH₃ is that included as covariable the minimum ambient temperature and the pH. Treatment with 12% of PC obtained the highest N₂O-N flow and the lowest CO₂ emission. Treatment with 14% PC had the lowest N₂O emission and treatments with 14 and 16% PC reflect higher amounts of CO₂ emission. The hour of the day where there was greater emission of NH₃ was at 10 and 13 h, in turn were the hours where less amount of CO₂ and N₂O was emitted. Finally, as the percentage of PC in the different treatments increases, there is also an increase in the weight gain of the animal, being the treatment with 16% PC, commercial food, the diet that produced the highest increase in kilograms.

Keywords: manure / nitrous oxide / dioxine carbon / ammonia / crude protein

2.3 INTRODUCCIÓN

La ganadería desempeña un papel fundamental en la producción de alimentos y ha formado parte de los paisajes y ecosistemas locales por milenios. La importancia de este sector consiste en la provisión a las sociedades humanas de alimentos, ingresos, empleo y nutrientes (Perry y Sones, 2007; Herrero *et al.*, 2009). De acuerdo a la FAO (2006), la actividad ganadera representa el 40 % del producto interno bruto (PIB) agrícola y el 1.4 % del PIB mundial (2005), generando empleo para 1,300 millones de personas y representa el medio de subsistencia para 1,000 millones de pobres en todo el mundo. En 2016, la producción mundial de carne alcanzó los 60.5 millones de toneladas de carne en canal, de los cuales 1.88 millones de toneladas se concentró en México y 13.4 % se produjo en el estado de Veracruz (FIRA, 2017).

Como resultado, se han generado impactos ambientales incluyendo el aumento en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) que inciden en el cambio climático (Chadwick *et al.*, 2011).

El efecto invernadero es el mecanismo fundamental para la regulación de la temperatura, sin el cual, la temperatura media de la superficie terrestre no sería de 15°C sino de -6°C. Entre los principales GEI destacan el CO₂, el CH₄ y N₂O. Estos gases absorben parte del flujo de calor recibido por el sol y lo mantienen en la atmósfera, permitiendo alcanzar temperaturas idóneas para la vida (FAO, 2006).

Aunque el efecto invernadero es benéfico y ocurre de forma natural, en los últimos años, el incremento de las concentraciones de estos gases debido a actividades antropogénicas ha provocado un aumento en la temperatura media de la tierra. Como consecuencia la frecuencia de fenómenos climáticos extremos ha aumentado, incluyendo cambios en la intensidad o frecuencia de tormentas, inundaciones y sequías (FAO, 2006).

La contribución del sector pecuario en estos procesos no es clara ni está bien documentada. En todas las etapas del proceso de producción animal se emiten y

liberan a la atmósfera sustancias que contribuyen al cambio climático o a la contaminación del aire, o se obstaculiza su retención en otros reservorios. A nivel global, las actividades pecuarias contribuyen con 18 % al total de emisiones antropogénicas de GEI medidos en equivalentes de CO₂. En el sector agrícola, la ganadería contribuye con 80 % del total de las emisiones.

En el 2003 se estimó que México es responsable del 1.4 % de las emisiones globales de GEI en equivalentes de CO₂ (Gg de CO_{2e}). El sector agropecuario tuvo una participación del 12 % del total de emisiones nacionales. La fermentación entérica del rumen del animal así como el manejo del estiércol fueron las principales fuentes de emisión dentro del sector agropecuario, con 64.14 y 17.29 % de contribución, respectivamente. Con relación a los gases, el CH₄ contribuyó con 68.1 %, el N₂O con 31.4 % y el CO₂ con 0.5 % de las emisiones totales del sector agropecuario en México (INECC, 2015).

El CO₂ es el gas que contribuye en mayor medida al calentamiento global porque sus emisiones y concentración en la atmósfera son más altas en comparación con otros GEI. El nueve por ciento de las emisiones globales de origen antropogénico de CO₂ son emitidas por el sector ganadero cuando se toma en consideración tanto la deforestación como la conversión de las tierras en pastizales así como el uso de tierras destinadas a cultivos forrajeros (FAO, 2006).

El N₂O tiene una concentración en la atmósfera de 319 ppb, sin embargo, su capacidad de retención de calor es de 265 veces superior a la del CO₂, de acuerdo al Quinto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC 2014). Además de su impacto en el calentamiento global, el N₂O contribuye al agotamiento de la capa de ozono, que protege la biosfera de los efectos dañinos de las radiaciones solares ultravioletas (Bolin *et al.*, 1981). El 65 % de las emisiones globales de origen antropogénico de N₂O se deben al sector pecuario y entre un 75 y un 80 % de las emisiones totales agrícolas (FAO, 2006).

Por otro lado, el olor penetrante que algunas veces se percibe en las zonas aledañas a las unidades de producción de ganado es debido en parte a las

emisiones de NH₃. Aunque este gas no contribuye directamente al cambio climático, si genera impactos ambientales. Su volatilización figura entre las causas más importantes de la lluvia ácida, y genera eutrofización en ecosistemas acuáticos (Hutchison y Viets, 1969). Gran parte de las emisiones de NH₃ tiene su origen en las excretas del ganado. El 64 % de las emisiones globales de origen antropógeno de NH₃ pertenecen al sector pecuario y un 68 % del total de las emisiones agrícolas (FAO, 2006).

El estiércol de ganado bovino es una fuente de emisión de CO₂, CH₄, N₂O y NH₃, debido a que contiene N inorgánico, fuentes de C y agua disponible, sustratos esenciales que los microorganismos utilizan para la producción de estos gases. Se calcula que el estiércol de los sistemas de producción ganadera contribuye con 30 a 50 % de las emisiones de GEI en la agricultura a nivel global (Oenema *et al.*, 2005).

La optimización del contenido de N en la dieta del animal es una estrategia de mitigación que interviene en todas las fases de la gestión del estiércol, ya que reduce la excreción de N por unidad de producto producido. Por esta razón, la reducción del contenido de proteína cruda de las dietas puede reducir la excreción de N (Powell *et al.*, 2008). Además, los productores de ganado consideran que la proteína es el nutriente más caro en la ración de un rumiante con pérdidas económicas significativas cuando no es suministrado adecuadamente de acuerdo a la edad y características del animal (Caravaca y Castel, 2003).

El objetivo del presente trabajo es el conocimiento del impacto de la variación del contenido de PC en la dieta y del efecto de variables ambientales en las emisiones de gases del estiércol bovino en el trópico. Además se evalúa la relación entre la ganancia de peso del animal con la emisión de gases contaminantes respectivos.

2.4 MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en el periodo enero-febrero de 2017 en el Colegio de Postgraduados Campus Córdoba ubicado en Amatlán de los Reyes, Veracruz. Las coordenadas son 18° 51' 33.76 " LN - 96° 51' 32.19" LO, a una altitud de 642 msnm

y con un clima semi-cálido húmedo con abundantes lluvias en verano en un rango de precipitación media anual de 1,900 y 2,600 mm (INEGI, 2009).

El manejo de los animales fue acorde al reglamento “Uso y cuidado de animales destinados a la investigación del Colegio de Postgraduados, México” (CGA-COLPOS 2016). El material genético utilizado fueron cuatro machos de la raza “Criollo lechero tropical” (CLT) de 5-6 meses de edad, distribuidos aleatoriamente en corrales individuales de 4.8 x 2.1 m. Cada corral con 75% de sombra, bebedero de taza y comedero tipo cajón.

Para determinar los efectos del contenido de proteína en las emisiones de gases y en el peso de los animales se probaron cuatro tratamientos con contenidos crecientes de proteína. Para garantizar los porcentajes de proteína cruda requeridos para cada tratamiento se elaboraron dietas (tratamiento 1, 2 y 3) basados en ingredientes de acuerdo a los propuestos por Juárez *et al.* (2009) y Mendoza y Ricalde (1993) y el tratamiento 4 fue alimento comercial (Cuadro I).

Cada animal recibió de forma aleatoria los cuatro tratamientos. Cada tratamiento fue suministrado durante 11 días; de los cuales los primeros siete días fueron de adaptación y en los siguientes cuatro días se realizó la medición de gases en las excretas diarias acumuladas. El experimento tuvo una duración total de 44 días.

Trabajo en campo

Para la determinación de las emisiones de N_2O , CO_2 y NH_3 se procedió de la siguiente manera: 1) Se utilizaron cámaras estáticas individuales de PVC de acuerdo con el diseño modificado por Mosier (1989), Hutchinson y Livingston (1993) y Holland *et al.* (1999); con base y tapa de diseño circular con un diámetro de 19.5 cm y una altura de 31.5 cm (Figura 1). Las cámaras fueron equipadas con una válvula de ventilación y un tapón de caucho (septo) en la parte superior; 2) A través de estimulación anal se extrajeron las primeras excretas matutinas de cada animal; 3) Se depositaron 500 g de excretas de cada tratamiento en una cámara, ubicándolas de lado izquierdo de los corrales; y 4) El primer día, en cada tratamiento

se tomaron muestras de gases a intervalos de 3 horas en 5 tiempos (7, 10, 13, 16 y 19 h). En los siguientes tres días, las mediciones se realizaron en 2 tiempos (7 y 19 h).

CUADRO 1. Ingredientes para la elaboración de dietas de ganado bovino

| | Trat.1 (12% PC) | | | Trat.2 (14% PC) | | | Trat.3 (16% PC) | | | Trat.4 (16% PC) | |
|------------------|--------------------|-------------|--------------|--------------------|------------|-------------|--------------------|------------|--------------|--------------------|--|
| | % PC | Mcal | % MS | % PC | Mcal | % MS | % PC | Mcal | % MS | % PC | |
| Pollinaza | 4.8 | 0.42 | 16.8 | 6 | 0.53 | 21 | 7.2 | 0.63 | 25.2 | - | |
| Maíz | 2.04 | 0.66 | 17.2 | 2.04 | 0.66 | 17.2 | 2.04 | 0.66 | 17.2 | - | |
| Sorgo | 2.0 | 0.58 | 17.6 | 2.0 | 0.58 | 17.6 | 2.0 | 0.58 | 17.6 | - | |
| Caña | 1.29 | 0.77 | 8.1 | 0.99 | 0.59 | 6.21 | 0.65 | 0.38 | 4.05 | - | |
| Melaza | 0.18 | 0.14 | 3.75 | 0.18 | 0.14 | 3.75 | 0.18 | 0.14 | 3.75 | - | |
| Soya | 1.92 | 0.14 | 3.56 | 2.88 | 0.20 | 5.34 | 4.32 | 0.31 | 8.01 | - | |
| Total | 12.23 | 2.71 | 67.01 | 14.09 | 2.7 | 71.1 | 16.39 | 2.7 | 75.81 | 16 | |

% PC= Porcentaje de proteína cruda, Mcal= Megacalorías y %MS= Porcentaje de materia seca.

La metodología utilizada para la determinación de las emisiones de cada gas se describe a continuación:

Óxido nítrico. En cada hora de muestreo (7, 10, 13, 16 y 19 h), mencionados anteriormente, se realizó la extracción de muestras de gas a intervalos regulares (0, 10, 20 y 30 min). La extracción de las muestras se realizó utilizando una jeringa de 20 ml con aguja G21 de 0.8 mm x 40 mm que se introdujo a través del septo. Antes de la extracción de las muestras de gas, el aire dentro de la cámara se mezcló extrayendo y expulsando el aire con la jeringa tres veces. Posteriormente se extrajo la muestra de gas. El aire extraído se depositó en viales ámbar de vidrio con capacidad de 14 ml previamente sellados.



FIGURA 1. Cámara estática utilizada en el experimento

Dióxido de carbono. La concentración de CO_2 se midió con el detector marca Spectrum Technologies® modelo 2655 con detector infrarrojo no dispersivo (NDIR) el cual mide la concentración de CO_2 en ppm con un rango de medición de 0 a 4,000 ppm, una resolución de 1 ppm y un tiempo medio de respuesta de 60 s. Se colocó el detector dentro de la cámara y se cerró, después de tres minutos se tomó una sola medición (ppm).

Amoniaco. La concentración de NH_3 se midió a través de un sensor electroquímico miniatura Dräger® modelo Xam-5000 con un rango de medición de 0 a 300 ppm, una resolución de 1 ppm y un tiempo medio de respuesta de 10s. Se colocó el detector dentro de la cámara y se cerró, después de tres minutos se tomó una sola medición (ppm).

Temperatura, pH y Humedad en estiércol. La temperatura ($^{\circ}\text{C}$) se midió con un termómetro bimetálico con rosca marca Tel-Tru®. El pH se determinó en muestras de 10 g homogenizadas en 100 ml de agua destilada usando un potenciómetro, modelo ECO Testr pH2 OAKTO®. La humedad se determinó utilizando el método gravimétrico por la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT 2002).

Temperatura y Humedad Ambiental. La temperatura ambiental (°C) y humedad relativa (%) se determinaron utilizando un *datalogger* Thermo-Hygrometer TFA Dostmann® 30.5000.02.

Trabajo en laboratorio

Para la medición de N₂O se utilizó un cromatógrafo de gases marca Shimadzu® modelo GC-2014 Greenhouse gas Analyzer, equipado con un detector de captura de electrones (ECD) que cuenta con una fuente de radiación de ⁶³Ni y funciona a una temperatura de 325°C. El equipo fue calibrado usando estándares de grado analítico de la marca Scott Specialty Gases® (Venterea *et al.* 2005). Las muestras de los viales de campo fueron inyectadas en el cromatógrafo utilizando una jeringa Hamilton 5 ml SYR (22/2"/2). Los flujos de N₂O fueron calculados a partir del aumento lineal de las concentraciones dentro de la cámara en el tiempo como lo sugiere Hutchinson y Mosier (1981) y Livingston y Hutchinson (1995).

Las concentraciones de gas se convirtieron de ppm a µg de N₂O-N por m² por hora (flujo) utilizando la siguiente fórmula:

$$N_2O - N flux = \frac{\delta N_2O * M\omega * V * 60}{A * Mv_{corr}}$$

donde δN_2O es la pendiente de N_2O (ppm/min), $M\omega$ es el peso molecular de N_2O ($N_2O - N = 28\mu g \mu mol^{-1}$), V es el volumen de la cámara (m^2), A es la superficie del área medida de la cámara (m^2), 60 es el factor de conversión minutos a hora y Mv_{corr} es el volumen molar corregido, $Mv_{corr} = 22.41 * \frac{273.15+temp}{273.15} * \frac{\rho_0}{\rho_1}$, donde 22.41 es el volumen molar (L) a temperatura y presión estándar de cualquier gas, 273.15 es el factor de conversión de °C a °K, $temp$ es la temperatura de la cámara (°C) cuando está cerrada, ρ_0 es la presión del aire a nivel del mar (1 atm) y ρ_1 es la presión del aire en el sitio experimental (0.92596 atm).

Modelo estadístico

En el presente estudio se realizó un análisis de varianza en un diseño de bloques completos al azar con medidas repetidas, como se describe a continuación:

$$Y_{ijk} = \mu + \tau_i + animal_j + tiempo_k + (\tau * tiempo)_{ik} + \beta(\chi_{ij} - \bar{\chi}) + \varepsilon_{ijk}$$

donde Y_{ijk} es el flujo de N₂O-N ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) o la emisión de CO₂ o NH₃ (ppm) o el peso final después de aplicado un tratamiento (kg), μ es la media general, τ_i es el efecto fijo debido al tratamiento i ($i = 1, 2, 3, 4$); $animal_j$ es el efecto aleatorio debido al animal j ($j = 1, 2, 3, 4$) asumiendo $animal_j \sim N(0, \sigma^2_{animal})$; $tiempo_k$ es el efecto fijo del tiempo k ($k = 1, 2, 3, 4, 5$) al momento de la medición; $(\tau * tiempo)_{ik}$ es el efecto de la interacción entre el τ_i con el tiempo k , β es el coeficiente de regresión lineal de la covariable χ_{ij} en el tratamiento i y tiempo j donde χ_{ij} puede ser pH, humedad (HE), temperatura (TE) en el estiércol, temperatura máxima ambiental (TMaxA), temperatura mínima ambiental (TMinA), humedad máxima ambiental (HMaxA), humedad mínima ambiental (HMinA) o peso inicial (kg) al iniciar un tratamiento, $\bar{\chi}$ es la media de la covariable en cuestión y ε_{ijk} es el error experimental con $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$.

Predictor lineal para N₂O-N: $\eta_{ijk} = \mu + \tau_i + animal_j + tiempo_k + (\tau * tiempo)_{ik} + \beta(\chi_{ij} - \bar{\chi})$, donde η_{ijk} es el flujo de N₂O-N ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) con distribución $Y_{ijk}|_{animal} \sim \text{Log normal}(\mu_{ijk}, (e^{\sigma^2} - 1) \cdot e^{2\mu + \sigma^2})$, y el resto de los parámetros fueron descritos anteriormente.

Predictor lineal para CO₂, NH₃ o el peso final después de aplicado un tratamiento: $\eta_{ijk} = \mu + \tau_i + animal_j + tiempo_k + (\tau * tiempo)_{ik} + \beta(\chi_{ij} - \bar{\chi})$ donde η_{ijk} es la emisión de CO₂ o NH₃ (ppm) o el peso final después de aplicado un tratamiento (kg) y tiene un distribución $Y_{ijk}|_{animal} \sim N(\mu_{ijk}, \sigma^2)$.

Se utilizaron tres estadísticas de ajuste del modelo: el criterio de información de Akaike (AIC: Akaike information criteria), el criterio de información Akaike corregido (AICC: corrected Akaike's Information Criteria) y el criterio de información bayesiano de Schwarz (BIC: Schwarz's Bayesian information criteria (Wang y Goonewardene

2004) así como el cuadrado medio del error (CME) para determinar que covariable proporciona el mejor ajuste del modelo. Las estadísticas de ajuste son una herramienta que nos permite seleccionar el mejor modelo que explique la mayor variabilidad presente en los datos observados. Los valores de los criterios de información con menor valor indican un mejor ajuste en el modelo propuesto.

Las variables fueron analizadas utilizando el procedimiento Glimmix de SAS (Statistical Analysis System®, versión 9.2) con una estructura de varianza de simetría compuesta (Compound Symetry; Wang y Goonewardene, 2004) y los grados de libertad para las pruebas F fueron ajustadas con Kenward-Rogers (Kenward y Rogers, 1997).

2.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Definiendo la mejor covariable a ser incluida en el modelo

En la emisión de gases proveniente del estiércol de ganado bovino, independientemente del tratamiento aplicado, influyen diversos factores (covariables) que el investigador no puede controlar, que tienen un efecto significativo en la estimación de medias y error experimental y que está linealmente relacionada con la variable respuesta. Las covariables como pH, humedad y temperatura de las excretas, así como la temperatura y humedad (máxima y mínima) del ambiente influyen en la dinámica de emisión de gases. Estas covariables fueron incluidas y analizadas en el modelo de varianza para ajustar las medias estimadas del flujo de N_2O-N y emisión de CO_2 y NH_3 .

CUADRO II. Estadísticas de ajuste* del modelo con diferente covariable para las variables respuesta N₂O, CO₂ y NH₃

| Modelo con covariable específica | Estadísticas de ajuste (N ₂ O-N) | | | | Estadísticas de ajuste (CO ₂) | | | | Estadísticas de ajuste (NH ₃) | | | |
|---|---|--------------|--------------|-------------|---|---------------|---------------|---------------|---|--------------|--------------|-------------|
| | AIC | AICC | BIC | CME | AIC | AICC | BIC | CME | AIC | AICC | BIC | CME |
| 1. $Y_{ijk} = \mu + \tau_i + animal_j + tiempo_k + (\tau * tiempo)_{ik} + \beta(pH\chi_{ij} - \overline{pH}) + \varepsilon_{ijk}$ | 422.4 | 433.9 | 407.7 | 1.09 | 2106.5 | 2106.7 | 2104.6 | 304552 | 777.9 | 778.1 | 780.1 | 8.88 |
| 2. $Y_{ijk} = \mu + \tau_i + animal_j + tiempo_k + (\tau * tiempo)_{ik} + \beta(HE_{ij} - \overline{HE}) + \varepsilon_{ijk}$ | 418.4 | 430.0 | 403.7 | 0.97 | 2145.1 | 2145.3 | 2143.3 | 381205 | 841.1 | 841.3 | 839.2 | 16.14 |
| 3. $Y_{ijk} = \mu + \tau_i + animal_j + tiempo_k + (\tau * tiempo)_{ik} + \beta(TE_{ij} - \overline{TE}) + \varepsilon_{ijk}$ | 442.7 | 454.3 | 428.0 | 1.16 | 2145.2 | 2143.2 | 2146.2 | 383113 | 802.6 | 802.8 | 800.8 | 14.98 |
| 4. $Y_{ijk} = \mu + \tau_i + animal_j + tiempo_k + (\tau * tiempo)_{ik} + \beta(TMaxA_{ij} - \overline{TMaxA}) + \varepsilon_{ijk}$ | 450.6 | 462.2 | 435.9 | 1.25 | 2132.6 | 2132.8 | 2130.8 | 359476 | 840.7 | 840.8 | 838.8 | 14.92 |
| 5. $Y_{ijk} = \mu + \tau_i + animal_j + tiempo_k + (\tau * tiempo)_{ik} + \beta(TMinA_{ij} - \overline{TMinA}) + \varepsilon_{ijk}$ | 410.1 | 421.6 | 395.4 | 0.94 | 2139.3 | 2139.5 | 2137.5 | 370836 | 840.6 | 840.8 | 838.7 | 14.90 |
| 6. $Y_{ijk} = \mu + \tau_i + animal_j + tiempo_k + (\tau * tiempo)_{ik} + \beta(HMxA_{ij} - \overline{HMaxA}) + \varepsilon_{ijk}$ | 443.9 | 455.4 | 429.2 | 1.18 | 2146.3 | 2146.5 | 2144.5 | 387581 | 841.7 | 841.8 | 839.8 | 15.47 |
| 7. $Y_{ijk} = \mu + \tau_i + animal_j + tiempo_k + (\tau * tiempo)_{ik} + \beta(HMinA_{ij} - \overline{HMinA}) + \varepsilon_{ijk}$ | 416.8 | 428.3 | 402.1 | 0.99 | 2138.1 | 2138.3 | 2136.3 | 362156 | 843.3 | 843.5 | 841.5 | 15.41 |

*Valores menores en estas estadísticas indican un mejor ajuste de los datos. AIC=Criterio de información de Akaike, AICC=Criterio de información Akaike corregido, BIC=Criterio de información bayesiano de Schwatz, CME=Cuadrado Medio del Error.

Con base a las estadísticas de ajuste obtenidas de los modelos propuestos (Cuadro II) el modelo que nos permitió explicar mejor la variabilidad del flujo de N₂O-N y emisión de CO₂ y NH₃ fueron el modelo 5 y 1; respectivamente, debido a que estos modelos proporcionan los valores más bajos en AIC, AICC, BIC y CME. Por lo tanto, el modelo que proporciona un mejor ajuste o explica la mayor variabilidad del flujo de N₂O-N y la emisión de CO₂ y NH₃ es aquel que incluye a la temperatura mínima ambiental y el pH.

Flujo de N₂O-N

Efectos de la dieta

Los resultados del análisis de varianza mostraron que el flujo de N₂O-N tiene diferencias altamente significativas entre tratamientos ($P = 0.001$) (Cuadro III). La emisión promedio de N₂O-N entre el tratamiento con 12 % de PC (3.8431 ± 0.2613) y el tratamiento con 14 % de PC (3.0714 ± 0.3119) fueron estadísticamente diferentes entre sí.

El tratamiento con 12 % de PC emitió el mayor flujo de N₂O-N a pesar de ser el tratamiento con el menor porcentaje de PC. Este resultado se obtuvo debido a que, cuando el contenido de nitrógeno en la dieta es bajo, la urea, un producto final del metabolismo proteico, es reciclada al rumen en grandes cantidades para funciones vitales y ya no se pierde en la orina. Este proceso consume gran cantidad de energía. El N restante no asimilado se desecha en el estiércol.

Los resultados del presente estudio son consistentes con los reportados por Philippe *et al.* (2007) quienes observaron en un estudio con animales de engorda estabulados que al reducir la ingesta de PC en la dieta del animal la emisión de NH₃ disminuyó, pero la emisión de N₂O se duplicó. Por otro lado, Steinfeld *et al.* (2006) mencionan que las emisiones por animal son más altas cuando la dieta es más pobre en proteína.

CUADRO III. Media y error estándar de flujo de N₂O (μg de N₂O-N m⁻² h⁻¹) de los diferentes tratamientos bajo estudio

| Tratamiento | N₂O (μ) ± Error estándar |
|---------------------------------------|--|
| 1 (12% PC) | 3.8431 ± 0.2613 a |
| 2 (14% PC) | 3.0714 ± 0.3119 b |
| 3 (16% PC) | 3.7551 ± 0.2270 ab |
| 4 (16% PC, alimento comercial) | 3.5981 ± 0.2277 ab |

Efectos del tiempo

Para el caso del flujo de N₂O-N en las diferentes horas de muestreo se observaron diferencias altamente significativas (P = 0.001) (Cuadro IV). A las 13 h del día se obtuvo la menor emisión.

CUADRO IV. Media y error estándar de flujo de N₂O (μg de N₂O-N m⁻² h⁻¹) en los diferentes tiempos de muestreo

| Tiempos | N₂O (μ) ± Error estándar |
|-----------------|--|
| 1 (7 h) | 3.8107 ± 0.1758 a |
| 2 (10 h) | 3.6469 ± 0.3666 a |
| 3 (13 h) | 2.6239 ± 0.3096 b |
| 4 (16 h) | 4.0524 ± 0.3002 a |
| 5 (19 h) | 3.7007 ± 0.1851 a |

La producción de N₂O ocurre tanto durante los procesos de nitrificación como en los de desnitrificación (Ambus *et al.*, 2007, de Klein y Eckard, 2008, Singurindy *et al.*, 2009), de acuerdo con Chen *et al.* (2008) ambos procesos están influenciados por factores climáticos como la temperatura y la humedad. Por lo tanto, es razonable pensar que a las 13 h, donde normalmente se alcanzan las mayores temperaturas del día, el proceso nitrificación-desnitrificación es mayor y de esta manera, también mayor emisión de N₂O; sin embargo, sucedió lo contrario. Posiblemente esto se deba a que, a estas horas del día, el nitrógeno contenido en el estiércol se emite mayormente en forma de NH₃ y no de N₂O, ya que en las emisiones obtenidas en el presente experimento, el NH₃ tiene la mayor concentración

a las 13 h del día. Hellebrand (1998) menciona que existe mayor volatilización de N₂O en ausencia de oxígeno, contrario a la emisión de NH₃, que entre más aireado esté el estiércol, mayor sea la temperatura y la desecación, mayor volatilización tendrá, por lo que podríamos suponer que a las 13 h del día, el factor que influyó en la emisión de gases fue la presencia de oxígeno, logrando con ello la mayor emisión de NH₃ y la menor de N₂O.

Emisión de CO₂

Efectos de la dieta

Los resultados del análisis de varianza mostraron diferencias altamente significativas entre tratamientos ($P = 0.001$) (Cuadro V). La emisión promedio de CO₂ fue menor en el tratamiento con 12% de PC (560.48 ± 125.14) y este promedio fue estadísticamente diferente al resto de los tratamientos. Esto se relaciona con el reciclaje de la urea en el rumen, que como se mencionó anteriormente, este proceso requiere de un gran consumo de energía y en consecuencia es desechado en el estiércol menor cantidad de energía en forma de compuestos de carbono.

CUADRO V. Media y error estándar de emisión de CO₂ (ppm) de los diferentes tratamientos bajo estudio

| Tratamiento | CO₂ (μ) ± Error estándar |
|---------------------------------------|--|
| 1 (12% PC) | 560.48 ± 125.14^b |
| 2 (14% PC) | 929.59 ± 113.64^a |
| 3 (16% PC) | 907.70 ± 96.6182^a |
| 4 (16 % PC alimento comercial) | 998.45 ± 97.6828^a |

La emisión de CO₂ es un indicador útil de la dinámica y crecimiento de la población microbiana que descompone, en presencia o ausencia de oxígeno, las excretas depositadas. Loro *et al.* (1997) reportaron que las mayores emisiones de CO₂ son consecuencia de un mayor aporte de energía en las excretas, ya que el sustrato rico en energía estimula la actividad o respiración microbiana.

Los tratamientos con 14 y 16% de PC tienen un mayor aporte de compuestos a base de carbono desechados en las excretas y, por lo tanto, una mayor actividad microbiana que emite mayores cantidades de CO₂. Estos resultados se relacionan directamente con el porcentaje de materia seca contenida en cada dieta (Cuadro I) ya que al incrementar el porcentaje de PC, aumentó también el porcentaje de materia seca y de esta misma manera también incrementó la emisión de CO₂.

Efectos del tiempo

Para el caso de los diferentes tiempos de muestreo también se observaron diferencias altamente significativas (P = 0.001) (Cuadro VI).

CUADRO VI. Media y error estándar de emisión de CO₂ (ppm) en los diferentes tiempos de muestreo

| Tiempos | CO₂ (μ) ± Error estándar |
|-----------------|--|
| 1 (7 h) | 912.84 ± 66.5261 ab |
| 2 (10 h) | 585.81 ± 145.37 b |
| 3 (13 h) | 782.61 ± 145.14 ab |
| 4 (16 h) | 869.78 ± 144.98 ab |
| 5 (19 h) | 1094.25 ± 66.6140 a |

De acuerdo con Ramos & Zuñiga (2008) las variaciones por unidad de tiempo en la actividad respiratoria pueden ser interpretadas como reflejo de la actividad metabólica de los microorganismos y permite deducir la dinámica de su población y de los procesos metabólicos que en él se desarrollan variando en función de los factores biofísicos y climáticos. La medición de CO₂ producido es una estimación de dicha actividad y, por lo tanto, de la presencia microbiana.

Se ha reportado que el cambio en el flujo de CO₂ sigue tendencias estacionales de la temperatura (Franzluebbbers *et al.* 2002). En el presente estudio se obtuvo una mayor actividad microbiana a través de la emisión de CO₂, a las 19 h, por lo tanto, es probable que los microorganismos presentes en las cámaras se desarrollan en condiciones de

temperatura entre 22.1 y 23.5 °C y con una humedad relativa de 55-60%, de acuerdo a las condiciones observadas en el experimento o por otro lado, haya un factor aún desconocido que esté influyendo para la dinámica del CO₂.

Por otro lado, Sánchez-Martin *et al.* (2008) menciona que el aumento de la mineralización de la materia orgánica expresado en un aumento en el CO₂, incrementa la dinámica de N y con ello la emisión de N₂O. Es decir, el aumento de la mineralización de carbono aumenta el consumo de oxígeno, lo que puede generar micro-sitios sin oxígeno y en consecuencia una desnitrificación, que a su vez producirá N₂O (Cannavo *et al.* 2003; Sanchez-Martin *et al.* 2008; Serrano-Silva *et al.* 2011). En los resultados obtenidos en el experimento, a las 19 h del día se observaron las mayores emisiones de CO₂, hay de igual manera, uno de los mayores flujos de N₂O-N.

Emisión de NH₃

Efectos de la dieta

El análisis de varianza no mostró diferencias significativas entre tratamientos ($P = 0.05$) en los niveles promedios de emisión de NH₃.

De acuerdo con Jürgen y Kalk (2001) el contenido de amonio, urea y nitrógeno orgánico (biomasa microbiana) en el estiércol, así como factores ambientales como la temperatura, la aireación y el valor de pH del sustrato influyen en la volatilización del NH₃; sin embargo, Kellems *et al.* (1979) y Ryden *et al.* (1987) mencionan que las pérdidas de NH₃ en estiércol son insignificantes, a diferencia de la orina; razón por la cual se infiere que en este experimento no hubo diferencias altamente significativas entre tratamientos.

Efectos del tiempo

Para el caso de la emisión de NH₃ en los diferentes tiempos de muestreo si se observaron diferencias significativas ($P = 0.05$) (Cuadro VII). Se observó mayores emisiones a las 10 y 13 h, en donde se registran temperaturas entre 24.1 y 23.3° C, así como una humedad relativa entre 56 y 60%. Esto concuerda con Velasco-Velasco (2011) y Hatch *et al.* (1990)

que mencionan que los factores ambientales como la aireación, la humedad relativa y el aumento de la temperatura generan una gran influencia en la volatilización del NH₃.

CUADRO VII. Media y error estándar de emisión de NH₃ (ppm) en los diferentes tiempos de muestreo

| Tiempos | NH₃ (μ) ± Error estándar |
|-----------------|--|
| 1 (7 h) | 4.8879 ± 4.1289 c |
| 2 (10 h) | 10.3369 ± 4.1894 a |
| 3 (13 h) | 10.4096 ± 4.1909 a |
| 4 (16 h) | 7.1679 ± 4.1929 b |
| 5 (19 h) | 5.5472 ± 4.1318 bc |

Además, como se menciona en el apartado del flujo de N-N₂O, se observó una relación entre el N₂O y el NH₃, ya que al aumentar la emisión de NH₃ disminuyó la emisión del N₂O. Hellebrand (1998) menciona que mientras la emisión de amoníaco aumenta con la aireación, la generación de óxido nitroso es máxima cuando la presión parcial de oxígeno en el material disminuye a cero.

El NH₃ guarda también una relación con el CO₂, ya que en los datos obtenidos durante el experimento se observó que a mayor emisión de CO₂, menores emisiones de NH₃, esto sucedió principalmente a las 7 y 19 h.

Ganancia en peso

Efectos de la dieta

Los resultados del análisis de varianza mostraron diferencias altamente significativas entre tratamientos (P = 0.001) (Cuadro VII). Se observó una mayor ganancia en peso (kg) con 16% de PC (alimento comercial), seguida de 16% de PC, alimento a base de granos y forraje. El alimento comercial es un producto con un aporte energético alto reflejándose en una ganancia en peso promedio de los animales de más de 10 kilos de diferencia con el tratamiento de 12% de PC, dieta con la menor ganancia en peso promedio.

Como se muestra en el Cuadro VIII, a medida que aumenta el porcentaje de PC, hay un incremento en la ganancia en peso del animal. Sin embargo, si el objetivo es una producción sustentable de carne, hay que evaluar detenidamente la ganancia en peso de los animales así como los impactos ambientales que se generan, y entre estos la emisión de gases contaminantes.

CUADRO VIII. Media y error estándar de ganancia en peso (kg) bajo los diferentes tratamientos en estudio

| Tratamiento | Peso final (μ) \pm Error estándar |
|---------------------------------------|--|
| 1 (12% PC) | 160.31 \pm 3.6877 c |
| 2 (14% PC) | 162.97 \pm 3.6933 bc |
| 3 (16% PC) | 163.98 \pm 3.6313 b |
| 4 (16 % PC alimento comercial) | 170.96 \pm 3.6276 a |

2.6 CONCLUSIONES

La temperatura tiene la mayor influencia en la emisión de N₂O y el pH en la emisión de CO₂ y NH₃, dentro de todos los factores ambientales medidos. Se recomienda que en futuras investigaciones se puedan realizar estudios con uso de condiciones ácidas o alcalinas en el estiércol y con diferentes temperaturas, para conocer más sobre la influencia que estas variables tienen sobre las emisiones de estos gases.

Además, al determinar el efecto de la dieta con diferente porcentaje de proteína cruda se observó que hay un efecto sobre las emisiones de N₂O y de CO₂. No sobre la emisión de NH₃. La mejor dieta es aquella que genera ganancia en peso del animal y genere menor emisión de N₂O, ya que el potencial de calentamiento de este gas es 265 mayor que el del CO₂. Por lo tanto, el tratamiento más recomendable de acuerdo a esta investigación es aquel con 16 % de PC, alimento comercial.

2.7 LITERATURA CITADA

Ambus P., Petersen S.O., y Soussana J.F. 2007. Short-term carbon and nitrogen cycling in urine patches assessed by combined carbon-13 and nitrogen-15 labelling. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 84-92.

Barrow N.J. y Lambourne L.J. 1962. Partition of excreted nitrogen, sulphur, and phosphorus between the faeces and urine of sheep being fed pasture. *Aust. J. Agr. Res.* 13, 461-471.

Bolin B., Crutzen P.J., Vitousek P.M., Woodmansee R.G., Goldberg E.D. y Cook R.B. 1983. Interaction of biogeochemical cycles. En: *The Major Biogeochemical Cycles and their Interactions- SCOPE 2.* (Bolin B. y Cook R.B., Ed.). John Wiley & Sons, Chichester, pp. 1-39.

Cannavo P., Richaume A. y Lafolie F. 2003. Fate of nitrogen and carbon in the vadose zone: in situ and laboratory measurements of seasonal variations in aerobic respiratory and denitrifying activities. *Soil Biol. Biochem.* 36, 463–478.

Caravaca F. y Castel J.M. 2003. Bases de la producción animal. Universidad de Sevilla. 18 pp.

CGA-COLPOS 2016. Reglamento para el uso y cuidado de animales destinados a la investigación en el Colegio de Postgraduados. Consejo General Académico del Colegio de Postgraduados. Reglamento. Montecillo, Edo. de México. 16 pp.

Chadwick D., Sommer S., Thorman R., Fangueriro D., Cárdenas L., Amon B. y Misselbrook, T. 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166, 514-531.

Chen D., Li Y., Grace P. y Mosier, A.R. 2008. N₂O emissions from agricultural lands: A synthesis of simulation approaches. *Plant Soil.* 309, 169–189.

De Klein C.A.M. y Eckard R.J. 2008. Targetted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. *Aust. J. Exp. Agric.* 48, 14-20.

FAO. 2006. La larga sombra del ganado, problemas ambientales y opciones. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Informe. Roma, Italia. 493 pp.

FIRA. 2017. Panorama Agroalimentario. Carne de bovino 2017. Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura. Reporte. Ciudad de México, México, 27 pp.

Franzluebbers K., Franzluebbers A.J. y Jawson M.D. 2002. Environmental controls on soil and whole ecosystem respiration from a tallgrass prairie. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66, 254–262.

Hatch D.J., Jarvis S.C. y Dollard G.J. 1990. Measurements of ammonia emission from grazed grassland. *Envir Pollut* 65, 333-346.

Hellebrand H.J. 1998. Emission of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste. *Agric Eng Res* 69, 365–375.

Herrero M., Thornton P.K., Gerber P. y Reid R.S. 2009. Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. *Curr Opin Environ Sustain* 1, 111–120.

Holland E.A., Robertson G.P., Greenberg J., Groffman P., Boone R. y Gosz J. 1999. Soil CO₂, N₂O and CH₄ Exchange. En: *Standard soil methods for long-term ecological research*. (Eds. G.P. Robertson, C.S. Bledsoe, D.C. Coleman y P. Sollins, Ed.). Oxford University Press, New York, pp.185-201.

Hutchinson G. y Livingston G.P. 1993. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. En: *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change*. (L.A. Harper, A.R. Mosier, J.M. Duxbury y D.E. Rolston, Ed.). American Society of Agronomy, Madison, WI, pp.206.

Hutchinson G.L. y Mosier A.R. 1981. Improved soil cover method for field measurements of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci Soc Am* 45, 311-316.

Hutchinson G.L. y Viets F.G. 1969. Nitrogen enrichment of surface water by absorption of ammonia volatilization from cattle feedlots. *Science* 175, 514-515.

INECC/SEMARNAT. 2015. Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Informe. México. 290 pp.

INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Amatlán de los Reyes, Veracruz de Ignacio de la Llave. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Prontuario. México. 9 pp.

IPCC. 2007. Climate Change. Fourth Assessment Report. Intergovernment Panel on Climate Change. Reporte. WMO, Geneva, Switzerland. 987 pp.

IPCC. 2014. Cambio climático 2014. Informe de Síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Intergovernment Panel on Climate Change. Informe. Ginebra, Suiza. 157 pp.

Juárez F., Vilaboa J. y Díaz P. 2009. La caña de azúcar (*Saccharum officinarum*): una alternativa para la sustitución de maíz (*Zea Mays*) en la alimentación de bovinos de engorda [en línea]. <https://www.engormix.com/ganaderia-carne/articulos/cana-azucar-saccharum-officinarum-t27953.htm>

Jürgen-Hellebrand H. y Kalk W. 2001. Emission of methane, nitrous oxide and ammonia from dung windrows. *Nutri Cycl Agroecosyst* 60, 83-87.

Kellems R.O., Miner J.R. y Church D.C. 1979. Effect of ration, waste composition and length of storage on the volatilization of ammonia, hydrogen sulfide and odors from cattle waste. *Animal Sci* 48, 436-445.

Kenward M.G. y Roger H.J. 1997. Small sample inference for fixed effects from restricted maximum likelihood. *Biometrics* 53, 983-997.

Livingston G.P. y Hutchinson H.J. 1995. Enclose-based measurement of trace gas Exchange: Applications and sources of error. En: *Biogenic trace gases: Measuring*

emissions from soil and water. (P.A. Matson y R.C. Harris, Ed.). Blackwell Sci. Ltd., London, pp. 14-51.

Loro P.J., Bergstrom D. y Beauchamp E.G. 1997. Intensity and duration of denitrification following application of manure and fertilizer to soil. *Environ Qual* 26, 706-713.

Mendoza G. y Ricalde R. 1993. Manual técnico de alimentación de bovinos en clima templado. Universidad Autónoma Metropolitana. Xochimilco, México. 76 pp.

Mosier A., Kroeze C., Nevison C., Oenema O., Seitzinger S. y Van Cleemput O. 1989. Closing the global N₂O Budget: Nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutr Cycling Agroecosyst* 52, 225-248.

Mosier A.R. y Hutchinson G.L. 1981. Nitrous oxide emissions from cropped fields. *Environ Qual* 10, 169-173.

Mosier A.R., Parton W.J. y Hutchinson G.L. 1983. Modelling nitrous oxide evolution from cropped and native soils. *Environ Biogeochem Ecol Bulletin* 35, 229-241.

Oenema O., Wrage N., Velthof G.L., van Groeningen J.W., Dolfing J. y Kuikman P.J. 2005. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutr Cycling Agroecosyst* 72, 51–65.

Perry B. y Sones K. 2007. Poverty reduction through animal health. *Science* 315, 333–334.

Philippe F.X., Laitat M., Canart B., Vandenheede M. y Nicks B. 2007. Comparison of ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs, kept either on fully slatted floor or on deep litter. *Livest Sci* 111, 144-152.

Powell J.M., Broderick G.A. y Misselbrook, T.H. 2008. Seasonal diet affects ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Dairy Sci* 91, 857–869.

Ramos E. y Zuñiga D. 2008. Efecto de la humedad, temperatura y pH del suelo en la actividad microbiana a nivel de laboratorio. *Ecología aplicada* 7, 123-130.

Ryden J.C., Whitehead D.C., Lockyer D.R., Thompson R.B., Skinner J.H. y Garwood E.A. 1987. Ammonia emission from grassland and livestock production systems in the UK. *Envir Pollut* 48, 173-184.

Sanchez-Martin L., Vallejo A., Dick J., Skiba U.M. 2008. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils. *Soil Biol Biochem* 40, 142–151.

SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. 31 de diciembre de 2002.

Serrano-Silva N., Luna-Guido M., Fernández-Luqueño F., Marsch R. y Densooven, L. 2011. Emission of greenhouse gases from an agricultural soil amended with urea: A laboratory study. *Applied Soil Ecol* 47, 92-97.

Singurindy O., Molodovskaya M., Richards B.K. y Steenhuis T.S. 2009. Nitrous oxide emission at low temperatures from manure-amended soils under corn (Zean mays L.). *Agr Ec & Env* 132, 74-81.

Steinfeld H., Wassenaar T. y Jutzi S. 2006. Livestock production systems in developing countries: Status, drivers, trends. *Sci Rech Off Int Epiz* 25, 505-516.

Velasco-Velasco J., Parkinson R. y Kuri V. 2011. Ammonia emissions during vermicomposting of sheep manure. *Bioresour Technol* 102, 10959-10964.

Venterea R.T., Burger M., y Spokas K.A. 2005. Nitrogen oxide and methane emissions under varying tillage and fertilizer management. *Environ Qual* 34, 1467–1477.

Wang, Z. y Goonewardene L.A. 2004. The use of MIXED models in the analysis of animal experiments with repeated measures data. *Can J Anim Sci* 84, 1-11.

4. CONCLUSIÓN GENERAL

Se cuantificaron las emisiones de N_2O , CO_2 y NH_3 y su relación con factores ambientales tales como pH, temperatura y humedad en estiércol de ganado bovino estabulado con suministro diferente de proteína cruda en la dieta.

Esta investigación contribuye a la generación de información referente a la emisión de gases en estiércol en la región del trópico para conocer su funcionamiento con la ingestión de diferentes porcentajes de proteína cruda en la dieta del animal. Es de suma importancia, ya que de ser correctas las proyecciones en el incremento de la producción de ganado bovino así como el aumento en el consumo de carne, se generará con ello diversos impactos, como el incremento en las concentraciones de gases de efecto invernadero, por lo tanto, si entendemos la influencia del consumo de diferentes porcentajes de proteína cruda en la ganancia de peso del animal con la emisión de gases contaminantes respectivos nos ayudará para gestionar de mejor manera la alimentación del ganado y con ello disminuir la generación de estos gases.