



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
MAESTRÍA EN CIENCIAS DE LA PRODUCCIÓN Y DE LA SALUD ANIMAL

**ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA PARA CUANTIFICAR LOS IMPACTOS AMBIENTALES DEL
SISTEMA DE GESTIÓN DE EXCRETAS EN LA ENGORDA DE BOVINOS**

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS DE LA PRODUCCIÓN Y DE LA SALUD ANIMAL

PRESENTA:
ANDREA WINGARTZ OTADUY

TUTOR:
RAFAEL OLEA PÉREZ
FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA Y ZOOTECNIA

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR
JOSÉ LUIS DÁVALOS FLORES
FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA Y ZOOTECNIA

MARÍA EDNA ÁLVAREZ SÁNCHEZ
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHAPINGO

CIUDAD UNIVERSITARIA. CD. MX., MARZO, 2025



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

Agradezco al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por fungir como fuente financiadora durante el curso del posgrado, otorgando la beca 01NACF-10696. De la misma manera, agradezco a la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Nacional Autónoma de México por ser la institución académica de adscripción e impartición del programa de estudios. Por último agradezco a Nutryplus SAPI de CV, participando como agente de vinculación entre nuestro equipo y el sujeto de estudio.

Resumen

El manejo de excretas en los corrales de engorda de bovinos contribuye con las emisiones de la producción de carne. A través de la optimización de estos procesos, es posible reducir los impactos ambientales generados a la vez que se retienen los nutrientes para incrementar su potencial de fertilización. Para ello, es necesario cuantificar las emisiones que se generan actualmente bajo un manejo convencional (estercolero) y evaluar el potencial de mitigación que representarían las alternativas propuestas, por lo tanto se establecieron estas necesidades como los objetivos del presente trabajo. El estudio fue realizado a través del desarrollo de un Análisis de Ciclo de Vida (ACV), considerando las categorías de impacto ambiental: Potencial de Calentamiento Global (PCG) y Potencial de Eutroficación (PE). De la misma manera se estableció como unidad funcional primaria 1 tonelada de peso vivo y como unidad funcional secundaria 1 tonelada de sólidos volátiles. Dentro de la categoría de PCG las alternativas modeladas demostraron reducir en un 32% y 37% las emisiones iniciales. En este rubro, se sugiere realizar el análisis incluyendo un aditivo distinto que muestre una mayor capacidad de retención de nitrógeno. Por otro lado, en PE no se encontraron diferencias entre los tres escenarios evaluados, para encontrar reducciones significativas en esta categoría sería reelevantar instalar pisos impermeables y utilizar el lixiviado de las pilas, así como disminuir el tiempo de tratamiento. De manera complementaria se podría enriquecer el presente estudio con un análisis económico para determinar si las alternativas propuestas conferirían beneficios económicos a la unidad de producción, contribuyendo de esta manera a construir la perspectiva de visualizar las excretas como co-productos de la producción de carne.

Palabras clave:

Análisis de Ciclo de Vida, Bovinos de engorda, Impacto Ambiental, Producción de carne, Manejo de excretas, Compostaje.

Abstract

Manure management in beef feedlots contributes to emissions from meat production. By optimizing these processes, it is possible to reduce environmental impacts while retaining nutrients to enhance their fertilization potential. This requires quantifying current emissions under conventional management (stockpiling) and evaluating the mitigation potential of proposed alternatives. These previously listed points were established as the objectives of this study. The research was conducted through the development of a Life Cycle Assessment (LCA), considering environmental impact categories: Global Warming Potential (GWP) and Eutrophication Potential (EP). The primary functional unit was set as 1 ton of live weight and the secondary functional unit as 1 ton of volatile solids. In the GWP category, the modeled alternatives demonstrated a reduction of initial emissions by 32% and 37%. It is suggested to conduct the analysis with a different additive that shows a greater capacity for nitrogen retention. On the other hand, in EP, no differences were found among the three scenarios evaluated. To achieve significant reductions in this category, it would be relevant to install impermeable floors, use leachate from the piles, and reduce treatment time. Additionally, the study could be enriched with an economic analysis to determine if the proposed alternatives would confer economic benefits to the production unit, thus contributing to the perspective of viewing manure as co-products of meat production.

Key words:

Life Cycle Assessment, Feedlot, Environmental impact, Beef production, Manure management, composting.

Índice

Agradecimientos.....	2
Resumen.....	3
Palabras clave.....	3
Abstract.....	4
Key words.....	4
Introducción.....	6
Artículos de resultados.....	8
1. Situación del manejo de excretas de bovinos de engorda en México y su relación con los impactos ambientales de la ganadería.....	9
2. Life Cycle Assessment of environmental impacts of beef manure Composting.....	38
3. Life Cycle Assessment methodology to evaluate environmental impact of beef manure management: a comparison.....	41
4. Nutrient Use Efficiency Evaluation of Beef Cattle Feedlot.....	48
5. Optimization of nutrient retention to reduce environmental impact of feedlot manure management: The case for composting and zeolite addition.....	58
Conclusiones.....	90
Referencias.....	92

Introducción

La ganadería bovina es la industria pecuaria que más emisiones de gases con efecto invernadero produce en el Mundo y en el caso de México es la especie doméstica con mayor contribución al inventario anual de estos gases (INECC, 2018; Ritchie et al., 2022). Por ello, ha crecido la investigación destinada a reducir este tipo de emisiones, sobre todo las de origen entérico (Hidalgo Gallardo et al., 2017). Sin embargo, aun existen muchas oportunidades en reducir el impacto de este sector pecuario, antes de intentar modificar el metabolismo propio de la especie y es precisamente en el manejo y aprovechamiento de la materia orgánica que no es convertida en leche o carne por los rumiantes. Esta tesis fue desarrollada con esa visión. Se inició con una revisión de literatura para identificar las características del manejo de las excretas en los corrales de engorda de bovinos en México con énfasis en la pérdida de nutrientes que se genera a partir de estos procesos y los posibles impactos ambientales asociados, trabajo que derivó en el primer artículo: “Situación del manejo de excretas de bovinos de engorda en México y su relación con los impactos ambientales de la ganadería” (1), en él se concluye que el esquema tradicional y más utilizado de manejo de excretas es caracterizado como estercolero, lo cual favorece la pérdida de nutrientes y materia orgánica. En este proceso, las excretas se degradan y sus componentes son desperdiciados, generando gases con efecto invernadero y eutroficación como los principales impactos ambientales. Para reducir los impactos ambientales y gestionar las excretas como co-productos y no desechos, resulta indispensable cuantificar la cantidad y el flujo de nutrientes, así como sus consecuencias en el ecosistema. Con la finalidad de determinar dichos parámetros, se desarrolló el marco metodológico para realizar el análisis y fue expuesto como presentación oral en el “79th Life Cycle Assessment Discussion Forum” en Zurich, Suiza (2021) con el título “Life Cycle Assessment of environmental impacts of beef manure composting” (2). Posteriormente, con la retroalimentación obtenida en el foro y la evaluación de la metodología propuesta, se delimitaron las áreas de oportunidad para orientar el análisis de manera más precisa. Una de las principales áreas a profundizar fue la información con respecto al modelaje de

alternativas al estercolero. Por lo cual, se realizó una investigación considerando las principales alternativas como biodigestores, compostaje o fertilización directa. Los resultados fueron presentados en el congreso “Waste to Worth”, Ohio, USA (2022) bajo el título “Life Cycle Assessment methodology to evaluate environmental impact of beef manure management: a comparison” (3).

Subsecuentemente, se realizó la selección y vinculación con una unidad de producción que cumpliera con las características de los corrales de engorda descritos para realizar un estudio de caso. En la unidad de producción bajo estudio se recolectaron datos en campo a través de registros y entrevistas semi-estructuradas. La primer parte del análisis fue el desarrollo de un balance de masas de la unidad de producción, considerando desde el ingreso de las materias primas hasta la disposición de las excretas en campo. A partir de los resultados obtenidos se publicó el artículo “Nutrient Use Efficiency Evaluation of Beef Cattle Feedlot” en “Estudios en Ciencias Agrarias y Ambientales” Brasil (2024). Por último se procedió a realizar el Análisis de Ciclo de Vida del sistema de gestión de excretas y plantear escenarios alternativos para determinar su potencial de optimización. En este contexto, los resultados se encuentran en el artículo “Optimization of nutrient retention to reduce environmental impact of feedlot manure management: The case for composting and zeolite addition” que fue aprobado y está en proceso de edición en “Revista Brasileira de Zootecnia”.

Artículos de resultados

1. Situación del manejo de excretas de bovinos de engorda en México y su relación con los impactos ambientales de la ganadería

Resumen: En México la producción de bovinos para carne ha incrementado de manera sostenida durante la última década, posicionando a México dentro de los diez principales productores a nivel mundial. Ante este incremento, la producción de excretas por parte de las engordas en corral ha incrementado también, generando más retos para su manejo y disposición. El sistema de manejo de excretas en los corrales de engorda ha sido caracterizado como “corral de engorda con estercolero”, con lo cual las fugas de nutrientes al medio ambiente se dan por volatilización (carbono y nitrógeno), escurrimiento y lixiviación (carbono, nitrógeno y fósforo). Las fugas de nutrientes al medio ambiente causan degradación de las excretas cuando son utilizadas como recursos para la fertilización, pero de la misma manera generan emisiones de gases con efecto invernadero, así como eutroficación de aguas superficiales. Implementar estrategias de manejo de excretas con un enfoque en la retención de nutrientes generará fertilizantes verdes de mayor valor, así como podrá reducir las emisiones ambientales de estos sistemas.

Palabras clave: Estiércol bovinos de carne, manejo de excretas en corral, impacto ambiental estiércol bovino.

Abstract: Mexican beef cattle production has had a mean of 2.1% increase in yearly production for over a decade, this has a consequential increase in manure production and management challenges. Feedlots remove manure and stockpile it for several months until it is disposed on argricultural lands. With this manure management system the nutrient flows have several losses to the environment. Main losses are generated through volatilization (carbon and nitrogen), runoff and leaching (carbon, nitrogen and phosphorous). Losing nutrients deteriorates manure's quality as fertilizers. Simultaneously, nutrients lost negatively impact the environment by emitting greenhouse gases and water eutrophication. Focusing alternative management strategies on nutrient retention will generate more valuable fertilizers, as well as reducing the environmental impacts associated.

Key words: Feedlot manure management, beef manure impacts, feedlot cattle manure.

1. Introducción

La producción de carne de bovino en México es una de las principales actividades pecuarias, siendo la segunda actividad por cantidad de toneladas obtenidas, precedida únicamente por la carne de ave. Durante el 2021 la producción nacional fue de 2.13 millones de toneladas de carne de bovino en canal ⁽¹⁾, lo que representó un incremento de 2.4% con respecto al año anterior, este incremento se ha dado de manera sostenida durante casi una década, resultando en niveles de producción no solamente suficientes para el abasto interno, sino también para generar una balanza comercial superavitaria en cuestión de carne de bovino y ganado en pie ⁽²⁾. De esas exportaciones el 86.4% tiene como destino Estados Unidos⁽³⁾ y a través de la creciente demanda México se ha posicionado como el principal país exportador de ganado vivo en el mundo.

Ante el incremento productivo, el sector de carne de bovino ha aumentado la demanda de insumos y servicios necesarios para su actividad. Uno de los aspectos en los que se visualiza una mayor necesidad de operación es en el caso de la matanza, pues durante el 2020, el número de cabezas de bovinos sacrificados en rastros municipales creció 18.6% con respecto al 2016 ⁽⁴⁾. De la misma manera, la capacidad instalada mensual a nivel nacional para realizar la matanza de bovinos aumentó de 0.8 millones a 1.26 millones de cabezas en el mismo periodo⁽⁵⁾. Otro ejemplo del incremento en la demanda de recursos por parte de este sector es referente a la superficie destinada a la ganadería, la cual aumentó en un millón de hectáreas del 2012 al 2018^(6, 7). Asimismo, al crecer el sector de producción de carne, los productos y co-productos de dicha cadena de suministro se incrementan, tal es el caso de las excretas (orina y estiércol) cuyo aumento es proporcional al número de cabezas de ganado. Las excretas producidas generan emisiones ambientales y como consecuencia del aumento

volumétrico se da un aumento en emisiones. De acuerdo con el inventario nacional de emisiones de gases con efecto invernadero (GEI), las emisiones de GEI por gestión de excretas de bovinos de engorda han incrementado 44.65% de 1990 al 2015⁽⁸⁾. Además, sea comprobado que las excretas en contacto con el suelo o cuerpos de agua tienen el potencial de deteriorar su estado natural⁽⁹⁾.

Ante la mayor cantidad de acumulación de excretas, sobre todo en las empresas engordadoras, estas han tenido que dar soluciones para disponer de ellas. En los últimos años han surgido diversos estudios sobre el manejo del estiércol y la orina de bovino en México⁽¹⁰⁻¹⁷⁾ sin embargo, la mayoría de estos estudios trata sobre procesos, manejos o establos específicos o tienen un enfoque hacia la producción agrícola más que pecuaria. Por lo cual el objetivo del presente estudio es identificar las deficiencias sobre el manejo de las excretas de bovino de engorda en México para evidenciar la posible pérdida de nutrientes al medio ambiente por parte de estos procesos.

2. Panorama general de la producción de bovinos de engorda en México

La engorda de bovinos es la última fase del ciclo productivo que viven los animales destinados para abasto. Durante la engorda, se intensifica la producción, buscando como objetivo que los animales alcancen el peso a sacrificio en la menor cantidad de días posibles⁽¹⁸⁾. A pesar de que la última fase de este ciclo puede llevarse a cabo tanto en pastoreo como en confinamiento, el término “bovinos de engorda” hace referencia a aquellos sistemas de producción que mantienen a los animales en confinamiento. De esta manera la producción intensiva reduce la cantidad de uso de suelo, conversión alimenticia y tiempo a sacrificio que necesita por animal⁽¹⁹⁾.

En México, durante el 2015 se mantuvieron en confinamiento para finalización 8.5 millones de bovinos y en los años subsecuentes la población de bovinos para carne ha incrementado de manera constante. Para el 2021, la cifra era 5% mayor que en 2015 y las predicciones esperan que se mantenga el crecimiento de 2% anual^(2,8). Este incremento sostenido es el resultado del aumento en la capacidad instalada de las engordas en corral, que se encuentran principalmente en el centro y norte del país. En dichas regiones se produce el 70% de los bovinos para carne, donde el clima es árido seco y templado⁽¹⁾, sin embargo son abastecidos de animales de sistemas vaca-becerro que provienen de todos los estados de la república e incluso Centroamérica⁽²⁰⁾. A través de la engorda intensiva en corral se puede producir carne de manera constante y finalizar animales en pie a 450kg en periodos desde 90 hasta 200 días^(21,22).

En los corrales de engorda el espacio vital de referencia es de 12m²/animal en piso de tierra⁽²³⁾, generando una alta concentración de excretas por unidad de área y con ello su hacinamiento. Ante el acumulamiento de excretas, surge la implementación de una serie de prácticas para disponer o deshacerse de ellas, a este conjunto de prácticas se les conoce como “sistemas de gestión de excretas”⁽²⁴⁾. Para este caso realizamos una descripción del sistema de gestión de excretas con mayor prevalencia en los corrales de engorda, a reserva de que cada unidad de producción puede tener particularidades o manejos específicos.

3. Sistemas de gestión de excretas de bovino de engorda en México

Las excretas en los sistemas pecuarios son consideradas de maneras distintas dependiendo de su fin de vida dentro de la unidad de producción. Michiels y colaboradores⁽²⁵⁾ describen tres categorías: desechos, residuos o co-productos, donde se categorizan como desechos cuando son vertidas al ambiente, almacenadas hasta su degradación por procesos naturales o

cuando son aplicadas a suelos agrícolas en dosis excesivas. Por otro lado, las excretas llegan a ser residuos cuando se aprovechan en otros sectores, pero no generan un valor económico a la unidad de producción. Por último, en el caso de que las excretas generen un beneficio económico a la empresa engordadora se consideran como un co-producto. Bajo esta definición se determina que el menor aprovechamiento de las excretas como recurso se presenta cuando son manejadas como desechos, pues no expresan el potencial que tienen para generar beneficios a través de su utilización en otros procesos o sectores e incluso representan daños al medio ambiente⁽²⁶⁾. En México, el sistema de gestión de excretas en los corrales de engorda ha sido caracterizado como “Corral de engorda con estercolero” y posteriormente se aplica a suelos agrícolas⁽⁸⁾. Por lo cual que describiremos el flujo de las excretas a través de los manejos que conforman este sistema.

3.1 Etapas del sistema de gestión de excretas

De manera general, los sistemas de gestión de excretas están conformados por cuatro etapas: 1) Recolección, 2) Almacenamiento, 3) Tratamiento y 4) Disposición/uso⁽²⁴⁾. Sin embargo, en los corrales de engorda existe una etapa previa a la recolección, pues las excretas permanecen en el sitio de deposición durante todo el ciclo que el lote de ganado permanezca en cierto corral (90-200 días). Este acumulamiento de excretas en el corral se considera una forma de almacenamiento y se considera la primera etapa del sistema (Figura 1).



Figura 1. Etapas que conforman el sistema de gestión de excretas de bovinos de engorda: 1. Almacenamiento en corral, 2. Recolección mecánica, 3. Tratamiento en pila estática, 4. Disposición al voleo.

Durante el almacenamiento en corral las excretas se encuentran al aire libre y en contacto directo con el suelo, lo que implica que están sujetas a las condiciones climáticas. Una de las más importantes es la precipitación. Por una parte, en eventos de lluvias abundantes los corrales llegan a acumular demasiada agua en el suelo, ocasionando problemas sanitarios y de bienestar animal. Para controlarlo, los suelos de los corrales cuentan con una pendiente de 3-5%⁽²³⁾, promoviendo el escurrimiento de efluentes hacia pasillos, cuencas o vados comúnmente denominados “área de escurrimiento” (Figura 2)^(27, 23). Los efluentes pueden ser dirigidos a lagunas de recolección o simplemente terminar drenándose fuera de la unidad de producción⁽²⁹⁾. Por otra parte, estas precipitaciones mantienen húmedas las excretas, que en conjunto con la temperatura influyen en los procesos de degradación de la materia orgánica y los nutrientes contenidos, principalmente nitrógeno y carbohidratos. En condiciones cálidas la degradación ocurre en mayor proporción y promueve que los carbohidratos y nitrógeno de las excretas se diseminen por volatilización. Otra vía de diseminación de nutrientes es a través del suelo, pudiendo permanecer en él o continuar a estratos más profundos y cuerpos de agua⁽²⁸⁾.



Figura 2. Pasillo de escurrimiento de efluentes en corrales de engorda de bovinos.

Al finalizar cada ciclo de engorda inicia la segunda etapa, recolección (Figura 1). Para ello se usan palas de arrastre o trascabo⁽³⁰⁾, retirando las excretas, el sustrato de cama y la porción más superficial del suelo, por lo cual el material colectado contiene además de orina y heces, tierra y otros componentes fibrosos o minerales provenientes del sustrato utilizado para absorber humedad como lo pueden ser grava o arena^(31, 32). Para transportar el material recolectado, se usa la misma maquinaria que durante la limpieza (pala o trascabo), o camiones de volteo para mayores distancias^(30, 31).

Las excretas recolectadas son mantenidas dentro de la misma unidad de producción en sitios determinados para su apilamiento. En este punto inicia la etapa 3: Tratamiento (Figura 1). El tratamiento de las excretas puede ser un proceso complejo con alta tecnificación o muy simplificado. En este aspecto diversos autores describen técnicas de transformación de excretas, como la digestión anaerobia, el compostaje o el enriquecimiento^(17, 35, 36, 37). Aunque los tratamientos son cada vez más frecuentes, de acuerdo con la Encuesta Nacional Agropecuaria y la SEMARNAT, lo más frecuente es el almacenamiento al aire libre en pila estática (también conocido como “estercolero”^(8, 33)). Durante una evaluación en establos del norte de México, se determinó que la producción de excretas sobrepasa la capacidad que

176 tienen los ganaderos de aplicarlas en sus cultivos, por lo cual se generan “amontonamientos”
177 en las unidades de producción que se mantienen sin movimiento o adición de compuestos
178 durante la mayor parte del tiempo⁽¹⁵⁾, esta descripción concuerda con los criterios necesarios
179 para considerar el manejo de tratamiento como pila estática. La duración de esta etapa
180 dependerá de la disponibilidad de espacio y demanda de las excretas para ser aplicadas.
181 Finalmente, la última etapa de los sistemas de gestión de excretas es su disposición o uso
182 (Figura 1). Gracias a su potencial como fertilizantes o mejoradores de suelos, el uso más
183 referido es la aplicación de excretas en suelos agrícolas. Esta práctica permite que los
184 nutrientes y materia orgánica sean aprovechados, sin embargo, se ha observado una
185 aplicación empírica y sin el sustento de análisis o cálculos que respalden la dosis aplicada^{(35,}
186 ³⁸⁾. De esta manera, se presentan casos donde la cantidad dispuesta ha sido excesiva, en
187 especial cuando se han comparado con el límite máximo de nitrógeno permitido según el
188 reglamento europeo, cuyo homólogo para el caso de México no existe^(33, 39). Acevedo y
189 colaboradores^(15, 35) mencionan que lo más frecuente en producciones en estabulación en
190 Latinoamérica es que se eliminan en sitios públicos y corrientes de agua. Sugiriendo que en
191 muchos casos las excretas ni siquiera llegan a ser aprovechadas, resultando en una pérdida
192 de recursos provenientes de la producción pecuaria.

193 3.2 Regulaciones nacionales para la gestión de excretas

194 En México la gestión de excretas se regula a través de la Norma Oficial Mexicana 001-
195 SEMARNAT-1996, donde se aborda desde la perspectiva del manejo responsable de
196 residuos, prohibiendo la descarga de excretas y aguas residuales no tratadas en cuerpos de
197 agua y territorios públicos⁽⁴⁰⁾. En ella se clasifican como “residuos de manejo especial” y es
198 obligatorio contar con un plan para gestionarlos. Dentro del plan de gestión se debe establecer

la composición y cantidad de excretas que producen, así como las metas y especificaciones del manejo implementado. Además, se deben mencionar los impactos ambientales asociados a dicho proceso. Al vigilar el cumplimiento, se verifica solamente la existencia de un plan de manejo que cubra los incisos mencionados, dejando de lado los métodos de evaluación y validación de la gestión de excretas en sí. Esto permite que el manejo de excretas pueda ser abordado desde un enfoque únicamente económico u operacional para la unidad de producción, ignorando el óptimo manejo de los nutrientes y sus impactos ambientales. Al no regular de manera técnica los sistemas de gestión de excretas, tampoco se realiza una detección de fugas o cuantificación de los impactos que estas pueden representar. Es decir, la exigencia normativa consiste en mencionar los impactos que se generan, pero no en promover acciones para la disminución o mitigación de emisiones. Otro de los puntos importantes es la falta de lineamientos para la disposición de excretas cuando son utilizadas como fertilizantes⁽⁴¹⁾, en este caso, si la dosis de fertilización sobrepasa los requerimientos nutricionales del cultivo se debería considerar como descarga sin tratamiento ya que el exceso es un desperdicio de nutrientes. Por eso, la aplicación agrícola de excretas como una técnica de aprovechamiento se debe cuantificar la cantidad aprovechada. Para garantizar que es un recurso y no una vía de contaminación.

Además de la norma referida, que es de observancia nacional, ciertos estados cuentan con normas y reglamentos de aplicación específica en su territorio. Por ello pueden haber variaciones en los distintos estados o incluso municipios.

Por último un marco de referencia para los sistemas de gestión de excretas es el Manual de Buenas Prácticas Pecuarias en la Producción de Carne de Ganado Bovino en Confinamiento⁽²³⁾, cuya aplicación es de carácter voluntario para los engordadores que deseen obtener la certificación. El manual establece que en los corrales se debe retirar el

estiércol de forma periódica y evitar el estancamiento de excretas y aguas residuales dentro de ellos, pero el destino del material que escurre de los corrales no se determina. Otro de los requisitos es que el sitio de tratamiento se encuentre lejos de los animales y se evite la acumulación excesiva de excretas. Esto último sin especificar distancias, cantidades o proporciones. Así, la evaluación es altamente dependiente de las consideraciones y experiencia de cada certificador y verificador.

3.3 Características de las excretas de bovino de engorda

Las excretas son la mezcla de orina, heces, el sustrato de cama, la tierra del suelo del corral y la porción del alimento que puede ser desperdiciada por los animales. Esta mezcla contiene una amplia gama de nutrientes y aquellos que se encuentran en mayor concentración (nitrógeno, fósforo y potasio) son considerados macronutrientes. Adicionalmente, contienen una importante cantidad de energía en forma de carbohidratos, provenientes en mayor parte de la materia orgánica (MO). Por otro lado, el cobre, calcio, magnesio, azufre y varios más, son considerados micronutrientes y a menudo representan menos del 1% de la materia total⁽⁴²⁾. Es por ello que, al analizar la composición nutricional de las excretas se toman en consideración principalmente los macronutrientes y la MO, además de que son los de principal interés al usarse como fertilizantes.

Para el caso del nitrógeno (N), la concentración de referencia es del 7% de la materia seca, y 1% para el fósforo (P) (Cuadro 1). En el Cuadro 1 se mencionan la cantidad y características de las excretas que se producen en los corrales de engorda. Las referencias 1 y 2 corresponden a caracterizaciones generadas por la Asociación de Ingenieros Agrónomos (ASAE) y el Departamento de Agricultura (USDA-NRCS) de Estados Unidos y son aceptadas como parámetros de referencia para la composición de excretas de bovinos de engorda en corral⁽⁴³⁾,

246 ⁴⁴⁾. Ambas, son características de composición en el momento de deposición, lo cual puede
247 verse afectado por factores intrínsecos de cada animal, la dieta o el manejo al cual son
248 sometidas las excretas⁽⁴⁶⁾. Para el caso del manejo, aún cuando se realice de manera similar,
249 diversos autores⁽⁴³⁻⁴⁷⁾ han reportado variabilidades de hasta 102% en contenido de MS, 66%
250 en N y 74% en P, con respecto a las de referencia. Las diferencias en la composición están
251 relacionadas principalmente por los factores ambientales que existen durante el manejo.
252 Para comprender la influencia de diversos factores ambientales en la composición de las
253 excretas se han realizado estudios comparativos, cuyos resultados podemos observar en el
254 Cuadro 1. Todos ellos son reportes de mediciones directas de excretas en corrales con piso
255 de tierra y al aire libre. Otra similitud es que se evaluaron bovinos en finalización, con peso
256 de inicio de 345 ± 5 kg y de salida de 537.5 ± 12.5 kg y que la base de alimentación son granos
257 y forraje de maíz (características similares a las engordas del norte y centro de México).
258 La primera comparación que podemos observar (referencias 3 y 4) es el ajuste que realizaron
259 la ASAE y el NRCS para las excretas que fueron recolectadas al final del ciclo de engorda,
260 considerando una duración de 153 días. Primero, vemos un aumento en el porcentaje de
261 materia seca (%MS), principalmente relacionado a la pérdida de humedad y la reducción en
262 la concentración de N y P, cuyas pérdidas se dan por volatilización, escurrimiento o
263 lixiviación a través de su permeabilidad por el suelo. Dado que, al pasar tiempo de
264 almacenamiento en corral al aire libre, la composición de las excretas se ve modificada,
265 Erickson y Klopfenstein⁽⁴⁵⁾, evaluaron el efecto que tiene el número de días que dura esta
266 etapa (etapa 1. Almacenamiento en corral) (referencias 5-7) sobre la concentración de MS y
267 N. En el escenario más corto (28 días vs. 121 y 140), se recolectó 34.8% más MS y 14% más
268 N, generando una menor pérdida de estos hacia el medio ambiente. Al estar expuestas menos

269 tiempo a las condiciones ambientales y menos tiempo en contacto con el suelo, la pérdida de
270 MS y N ocurrió en menor proporción. Además de la duración, otros factores que influyen en
271 la composición de las excretas son la temperatura y precipitación, en este aspecto, Homolka
272 y colaboradores⁽⁴⁶⁾ analizaron muestras de excretas en verano e invierno (referencias 8 y 9),
273 donde tanto la temperatura (12.6-26.6°C en verano y -5.1-7.7°C en invierno), como el nivel
274 de precipitación fueron diferentes (36.2 cm en verano y 23.2 cm en invierno). En este caso
275 las mayores concentraciones de N y P se obtuvieron en invierno, pues al haber una
276 temperatura más baja las bacterias que degradan la materia orgánica lo llevan a cabo en
277 menor proporción. En este estudio, los autores, determinaron una correlación positiva entre
278 contenido de MS y la retención de N⁽⁴⁶⁾. Al retener más N en la MS, se reducen las pérdidas
279 al ambiente por transferencia al suelo y por volatilización. Este argumento concuerda con el
280 hallazgo de Lory y colaboradores⁽⁴⁸⁾, quienes al añadir aserrín (MS) como sustrato de cama,
281 reportaron una reducción de 21% en la volatilización del N. En otros estudios se ha reportado
282 que la pérdida de excretas por escurrimiento representan del 2-7% de las excretas y se
283 relaciona con los milímetros de precipitación y no con la pendiente del suelo del corral⁽⁴⁹⁾.
284 En las referencias 8 y 9 observamos que al haber pérdida de las excretas por escurrimiento la
285 cantidad de MS, N y P disminuye, no obstante, la relación proporcional se mantiene
286 constante.

287 Para determinar el efecto de la temperatura sin el efecto de la precipitación Kissinger y
288 colaboradores⁽⁴⁷⁾ (Referencias 10 y 11) analizaron muestras de excretas recolectadas en
289 diferentes épocas del año, a finales de la engorda verano-otoño y a finales del ciclo invierno-
290 primavera. En ambas ocasiones la recolección se realizó con un minicargador con pala. Los
291 resultados demuestran que cuando la temperatura fue mayor (referencia 10) la cantidad de

materia seca recolectada fue 50% menos que en la época fría (referencia 11). La mayor degradación de MO se debe a que las temperaturas cálidas PROMUEVEN la actividad bacteriana. De la misma manera, durante la época cálida la concentración de N y P fue 20% menos que en la contraparte.

Otro de los puntos importantes con respecto a la composición que es confirmada por todas las fuentes revisadas (referencias 1-11) es el incremento en la concentración de cenizas que contienen las excretas recolectadas mecánicamente. Por ejemplo, la ASAE⁽⁴³⁾ (referencia 1) reporta 457.5g cenizas excretadas animal⁻¹ día⁻¹, considerando 2.35kg MS excretada animal⁻¹ día⁻¹. En cambio, la misma fuente (referencia 2) al caracterizar excretas recolectadas mecánicamente las cenizas aumentan a 1,726g cenizas excretadas animal⁻¹ día⁻¹. Esta variación se debe en parte a la volatilización de la MO, pero en mayor parte en la técnica de recolección. Al utilizar maquinaria una porción del suelo del corral es removida a la par que las excretas, lo cual confiere altas cantidades de minerales a la mezcla.

Cuadro 1. Composición de excretas de bovinos de engorda en corral reportada por varios autores (ASAE, 2005; Erickson y Klopfenstein, 2010; Homolka et al., 2021; Kissinger et al., 2007; NRCS, 2008).

		Cantidad de excretas producidas (Kg animal ⁻¹ día ⁻¹)			Composición de excretas (g Kg de MS en las excretas ⁻¹)		
	Referencia	Días en corral	BH	BS	N	P	Cenizas
1	ASAE, 2005	0	29.4	2.35	69.36	9.15	194.68
2	NRCS, 2008	0	29.05	2.48	67.11	10.47	177.46

3	ASAE, 2005	153	7.5	2.47	35.56	15.35	698.99
4	NRCS, 2008	153	3.96	4.35	43.58	28.9	450
5	Erickson y Klopfenstein, 2010	28	23.75	345.36	14.54	NR	NR
6	Erickson y Klopfenstein, 2010	121	4.14	59.75	14.43	NR	NR
7	Erickson y Klopfenstein, 2010	140	2.61	40.85	15.65	NR	NR
8	Homolka et al., 2021	30.4	6.45	4.53	11.92	3.77	774.83
9	Homolka et al., 2021	30.4	12.56	8	11.50	3.54	767.50
10	Kissinger et al., 2007	127	4.8	3.7	14.59	7.03	675.68
11	Kissinger et al., 2007	127	9.6	6.9	11.16	5.36	739.13

308 BH: Base húmeda

309 BS: Base seca

310 N: Nitrógeno

311 P: Fósforo

312 NR: No reportado por la fuente

313

314 En resumen, el tiempo de almacenamiento en corral, la precipitación, temperatura y método
315 de recolección son factores determinantes en la composición de las excretas y deben ser
316 considerados al realizar el seguimiento de pérdida de nutrientes para evitar sobre- o
317 subestimar las pérdidas (Cuadro 2).

Cuadro 2. Vías de pérdida de los componentes de las excretas y factores asociados.

Factor ambiental	Efecto			
	Volatilización de MO (carbono)	Volatilización N	Esguerrimiento	Lixiviación
Aumento del tiempo de recolección	↑	↑	↑	↑
Aumento de precipitación			↑	↑
Aumento de temperatura ambiental	↑	↑		
Aumento de materia seca		↓	↓	↓

4. Impactos ambientales generados por el manejo de excretas

Al perder nutrientes, las excretas como recurso de MO, N y P, se degradan con lo cual se ve reducido su potencial de fertilización. Aunado a esto, las fugas de nutrientes tienen el potencial de causar efectos negativos en el medio ambiente, por lo tanto, reducir las fugas en el sistema de manejo de excretas no solamente generará recursos más valiosos, sino que también es una vía de reducción de emisiones de los corrales de engorda.

A continuación, se describen los principales impactos ambientales generados por la pérdida de nutrientes, mismos que son considerados una de las fuentes de emisiones de la ganadería.

4.1 Contaminación en suelos y cuerpos de agua

Cuando los suelos son permeables, los nutrientes de las excretas pueden ser transferidos al suelo. Uno de los posibles efectos es el incremento de la salinidad en el suelo, principalmente por el contenido de sales de potasio y azufre^(10,50). Sin embargo, según la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA), el mayor riesgo de la disposición excesiva de excretas es

generado por el nitrógeno (N) y el fósforo (P). Aunque es cierto que ambos nutrientes pueden tener efectos contaminantes en el suelo, como alteración del pH⁽⁵¹⁾ y de las poblaciones microbianas o disminución en la eficiencia de absorción por parte de los cultivos⁽⁵²⁾, el mayor impacto se presenta cuando el N y P se pierden por lixiviación y terminan en cuerpos de agua.

En el agua el exceso de N y P generan eutroficación, que es la proliferación exacerbada de algas que bloquean la luz solar, evitando que llegue aguas medias y profundas, con lo cual la flora de estos estratos muere⁽⁵³⁾. La eutroficación, también ocasiona hipoxia del ecosistema acuático, imposibilitando la existencia no solo de flora, pero también fauna. Además, el N es considerado un contaminante químico cuando se encuentra en concentraciones elevadas ($>10\text{mg L}^{-1} \text{NO}_3$ para el caso de la NOM-127-SSA1-1994⁵⁴). De manera más concisa, el exceso de N y P en ecosistemas acuáticos genera la pérdida de especies y productividad, además ser una amenaza para el abastecimiento de agua potable. En este rubro, se ha identificado que mantener las excretas en contacto con el suelo en los corrales de engorda puede ocasionar la eutroficación de aguas superficiales. En México tenemos escasos estudios que relacionen la eutroficación o contaminación con el N y P provenientes de las excretas. Uno de ellos, fue realizado en corrales de bovinos lecheros, donde los niveles de nitratos fueron 20 veces mayores que el límite máximo permisible (218 mg/L vs 10 mg/L) e incluso se encontró que las aguas residuales contenían el 50% del nitrógeno total ^(55, 56). A pesar de que las mediciones mencionadas fueron realizadas en establos lecheros, las características de confinamiento en corrales con suelos permeables y al aire libre son constantes entre la producción de carne y leche. Estos niveles de nitratos encontrados son suficientes para considerar el agua como contaminada. En Mexicali, el vertimiento de residuos biológicos sin tratamiento a los cuerpos de agua colindantes ha sido relacionado con afecciones a la salud

y muerte de las comunidades cercanas que dependen de esos recursos hídricos. De la misma manera, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales niega permisos de establecimiento a corrales de engorda en el norte del país, pues sus sistemas de gestión de residuos biológicos, entre ellos las excretas, sobrepasan la capacidad de los suelos y aguas para vertimiento de N⁽⁵⁷⁾. A nivel regional, en la Comarca Lagunera, se realizó un balance de masas entre el N excretado que es incorporado al suelo y el requerimiento de los cultivos forrajeros. Determinando que la necesidad de fertilización es de 150 kg N ha⁻¹ pero que la aplicación o disponibilidad del N excretado es de 187 kg N ha⁻¹ generando que haya un exceso de nitrógeno dispuesto⁽⁶¹⁾.

Por otro lado, para medir la eutroficación de cuerpos de agua existe un indicador global que permite estimarlo sin tomar muestras de agua. Este indicador llamado “Chl-a” estima, por colorimetría satelital, la concentración de clorofila en el agua. A su vez, la concentración de clorofila en el agua está directamente relacionada con la cantidad de algas. Una de sus limitantes es que para detectar la concentración, el cuerpo de agua observado debe ser muy extenso. Como para el caso de México, Chapala o la Laguna Salada, que en ambos casos el nivel de Chl-a fue de 10-20 mg/m³, posicionándoles en la categoría de “muy alto” y con tendencia al alza considerando mediciones desde el 2005 a la fecha⁽⁶²⁾.

Por su parte, el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático⁽⁵⁸⁾, reporta que 31 cuencas de todo el país reciben el 91% de la materia orgánica residual y son estas mismas las que muestran mayor grado de deterioro. En la misma fuente, se menciona que “no hay suficientes evaluaciones al respecto ni para aguas saladas ni aguas frescas”.

Aunque desconocemos todos los factores involucrados en la eutroficación de estos cuerpos de agua y la participación que tiene cada uno de ellos, es una realidad que las cuencas hídricas

de México presentan deterioro, por lo que cada sector, incluida la ganadería, debe empezar a cuantificar los impactos con los que contribuye.

4.2 Contaminación al aire

Los nutrientes contenidos en las excretas además de transferirse al suelo y escurrirse, pueden diseminarse por volatilización⁽⁵⁹⁾. Para el caso del carbono (C) que se encuentra en la materia orgánica, la vía de degradación aerobia generará dióxido de carbono (CO₂) y la anaerobia, metano (CH₄). En el caso del nitrógeno (N) la ruta aerobia generará N₂ y la anaerobia, óxido nitroso (N₂O). Estos gases representan el principal potencial de impacto ambiental al aire, ya que al generar efecto invernadero contribuyen al calentamiento global. Aunado a esto, existen otros compuestos gaseosos como el amoníaco y los óxidos de azufre, que a pesar de no ser gases con efecto invernadero (GEI), contaminan la tecnósfera y producen su acidificación⁽⁶⁰⁾. En México, la producción de GEI por concepto de gestión de excretas es reportado en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos con Efecto Invernadero. En este inventario, el sistema de gestión de excretas es denominado "corral de engorda con estercolero al aire libre" y contribuye con el 88% de los GEI emitidos por la gestión de excretas de bovinos de carne⁽⁸⁾. Dado que este sistema de gestión de excretas es una de las fuentes de emisiones de GEI, es también una de las oportunidades para reducir el potencial de calentamiento global de este subsector. Para ello, antes de plantear alternativas es necesario realizar evaluaciones del escenario actual para medir el alcance de mitigación que podrían tener otros manejos de excretas. Un ejemplo es el de Vera y colaboradores⁽¹³⁾, quienes en el norte México evaluaron la viabilidad económica y ambiental de la implementación de biodigestores. A través de su análisis determinaron una reducción del 4.3% en emisiones de GEI en comparación con el manejo inicial.

En otros países, la medición de GEI emitidos a través del compostaje resultaron ser mayores cuando se realizaba una aeración forzada vs. aireación pasiva⁽⁶³⁾. De la misma manera, balances de nutrientes han reportado que la pérdida de carbono a través del compostaje es mayor que con el apilado estático⁽⁶⁴⁾. Sugiriendo que al menos para las emisiones aéreas, el compostaje podría no ser una opción de mitigación. Otra de las estrategias evaluadas ha sido la adición de compuestos minerales a las pilas de excretas, con lo cual dependiendo del aditivo se reportan reducciones desde el 11-48% de las emisiones⁽⁶⁵⁾. Sin embargo, las alternativas para el manejo de excretas no son viables en todos los casos y el flujo de los nutrientes es dependiente de las condiciones climáticas y agropecuarias de cada región.

5. Reflexión de la información

Las excretas deben ser recursos generados en las unidades de producción, los nutrientes y materia orgánica que las componen son altamente valiosos como mejoradores y fertilizadores de suelos agrícolas. Sin embargo, los sistemas de gestión más implementados en los corrales de engorda en México, tienen un enfoque de simplificación y almacenamiento que favorece la pérdida de nutrientes y materia orgánica. Con ello, las excretas como recurso se degradan y en vez de ser percibidas como recurso, pasan a ser desechos. Siendo desechos, sus componentes son desperdiciados y generan impactos ambientales en múltiples estratos, como la generación de gases con efecto invernadero, eutroficación del suelo o hasta contaminación biológica, que, aunque se encuentre fuera del alcance del presente artículo, no debe ser omitida de la materia en cuestión.

Dado que las regulaciones nacionales para el manejo de excretas carecen de especificidad y su implementación pretende reducir únicamente los riesgos de contaminación biológica, las estrategias para reducir fugas e impactos ambientales generados por estos procesos deben ser

dirigidas hacia la re-valorización de las excretas como co-productos pecuarios. Plantear sistemas cuyo enfoque esté dirigido hacia la captación de nutrientes y su aprovechamiento fomentará que se mantenga la calidad nutricional de las excretas y con ello su valor como co-producto. De manera simultánea, estas prácticas cuentan con el potencial de reducir los impactos ambientales asociados. Para ello, se deben realizar análisis cuantitativos de impactos ambientales y flujos de nutrientes que puedan estimar las pérdidas y sus efectos. Esto, con la finalidad de tener un punto de partida y posteriormente una herramienta que permita estimar el alcance de mitigación o mejoramiento de las diferentes alternativas.

Agradecimientos

Gracias al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada a la primera autora de este escrito para la realización de la Maestría en Ciencias de la Producción y de la Salud Animal. Igualmente, agradecemos a los revisores y otros agentes involucrados en el proceso de edición y publicación de este artículo.

Literatura citada

1. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). 2023. Anuario Estadístico de la Producción Ganadera. Disponible en: http://nube.siap.gob.mx/cierre_pecuario/
2. Consejo Mexicano de la Carne (COMECARNE). 2022. Compendio Estadístico 2022. Disponible en: <https://comecarne.org/compendio-estadistico-2022/>.
3. Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura (FIRA). 2019. Panorama Agroalimentario. Dirección de Investigación y Evaluación Económica y Sectorial Carne de bovino 2019. México
4. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2021). Estadísticas de sacrificio de ganado en rastros municipales. Principales características de la

- estadística de sacrificio de ganado según especie. Consultado el 22 de agosto de 2021 en: <https://www.inegi.org.mx/app/tabulados/default.html?nc=100001318>
5. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). 2022a. Capacidad instalada para sacrificio de especies pecuarias. Disponible en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/781477/Publicaci_n_capacidad_i_nstalada_para_sacrificio_2022.pdf
6. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2016. Compendio 2016 Superficie ganadera. Disponible en: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio_2016/archivos/02_agrigan/D_2_AGRIGAN04_02.pdf
7. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria (CEDRSSA). 2020. Reporte de Situación del Sector Agropecuario en México. México. Disponible en: http://www.cedrssa.gob.mx/files/b/13/22Situacion_Sector_Agropecuario_Me%CC%81xico.pdf
8. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)/Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2018. Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990-2015 (INEGYCEI). México. Disponible en: <https://datos.gob.mx/busca/dataset/inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compuestos-de-efecto-invernadero-inegycei>
9. Spiegel, S., Peter J.A. Kleinman, Dinku M. Endale, Ray B. Bryant, Curtis Dell, Sarah Goslee, Robert J. Meinen, K. Colton Flynn, John M. Baker, Dawn M. Browning, Greg McCarty, Shabtai Bittman, Jennifer Carter, Michel Cavigelli, Emily Duncan, Prasanna Gowda, Xia Li, Guillermo E. Ponce-Campos, Raj Cibin, Maria L. Silveira, Douglas R. Smith, Dan K. Arthur, Qichun Yang. (2020) Manuresheds: Advancing nutrient recycling in US agriculture. Agricultural Systems, <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102813>.
10. Figueroa-Viramontes, U., G. Núñez-Hernández, J. A. Delgado, J. A. Cueto-Wong y J. P. Flores-Margez. (2009). Estimación de la producción de estiércol y de la excreción de nitrógeno, fósforo y potasio por bovino lechero en la Comarca Lagunera.

- pp. 128-151. In: I. Orona C., E. Salazar S., M. Fortis H. (eds.). Agricultura orgánica. 2ª ed. FAZ- UJED. SMCS. Gómez Palacio, Dgo.
11. López, A.K. 2012. Producción de energía eléctrica y biofertilizante a partir de estiércol de ganado vacuno mediante la digestión anaeróbica y cogeneración de ciclo combinado. Facultad de Química-UNAM. México
12. Olivares, M.A., Hernández, A. Vences, C., Jáquez, J.L. Ojeda, D. 2012. Lombricomposta y composta de estiércol de ganado vacuno lechero como fertilizantes y mejoradores de suelo. Universidad y Ciencia Trópico Húmedo. Universidad Autónoma de Chihuahua. México.
13. Vera, I., Estrada, M., Martínez, J., Ortiz, A. 2014. Potencial de generación de biogás y energía eléctrica Parte I: excretas de ganado bovino y porcino. Ingeniería Investigación y Tecnología, volumen XV (número 3), julio-septiembre 2014: 429-436.
14. Trejo-Escareño, H.I., Salazar-Sosa, E., López-Martínez, J.D., Vázquez-Vázquez, C. 2013. Impacto del estiércol bovino en el suelo y producción de forraje de maíz. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas. Vol.4 Núm 5. P.727-738. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=263127573006>
15. Acevedo Peralta, A. I., Leos Rodríguez, J. A., Figueroa Vilmontes, U., & Romo Lozano, J. L. 2017. Política ambiental: Uso y manejo del estiércol en la Comarca Lagunera. Acta Universitaria, 27(4), 3-12. doi: 10.15174/au.2017.1270
16. Ramírez L.F. 2017. Análisis de emisión de contaminantes al ambiente por prácticas agrícolas: uso de estiércol como enmienda de suelo. Facultad de Filosofía y Letras-UNAM. México
17. Romellón, M.J., Vazquez, M.B., Toro, M.A., Romellón, J.C., Magaña, A. 2020. Composta elaborada utilizando estiércol de ganado vacuno, hojas secas y pasto seco para mejorar la calidad de un suelo remediado con un surfactante doméstico. Revista electrónica de investigación de la Universidad de Xalapa. Universidad de Xalapa. 8(24).
18. Pérez, E. 2017. Manual de manejo sistemas intensivos sostenibles de ganadería de engorde. Acciones climáticas en el sector agropecuario. Instituto Nacional de

- Innovación y Transferencia en Tecnología Agropecuaria. Costa Rica.
<http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/L02-10923.pdf>
19. Sánchez, J.I. 2010. Zootecnia de bovinos productores de carne. Introducción a la Zootecnia. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia-UNAM. México. Disponible en: https://fmvz.unam.mx/fmvz/p_estudios/apuntes_zoo/unidad_2_bovinoscarne.pdf
20. Parra-Bracamonte G.M., A.M. Sifuentes-Rincón, J.C. Martínez-Gonzalez, J.G. Magaña-Monforte, F.J. Jahuey-Martínez. 2015. Biotecnologías para el desarrollo de los sistemas pecuarios: aspectos aplicados a la ganadería bovina para carne. La ganadería en América Latina y el Caribe: alternativas para la producción competitiva, sustentable e incluyente de alimentos de origen animal, pp. 391-416
21. Salcedo, J.R., Hidalgo, J.A., González, J.L., Burciaga, D. (2018) Retos de la alimentación del ganado bovino en engorda intensiva. Avances de la Investigación Sobre Producción Animal y Seguridad Alimentaria en México. Monterrey, Nuevo León.
22. Livas, F. (2020) Alimentación y manejo del ganado bovino de engorda bajo condiciones de estabulación en México. BM Editores. Consultado el 1 de septiembre de 2021 en: <https://bmeditores.mx/ganaderia/alimentacion-y-manejo-del-ganado-bovino-de-engorda-bajo-condiciones-de-estabulacion-en-mexico/>
23. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER)/ Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA). 2019. Manual de Buenas Prácticas Pecuarias en la Producción de Carne de Ganado Bovino en Confinamiento. México. Disponible en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/454442/manual_de_BPP-BOV-CONFINAMIENTO.pdf
24. Liu S., J. Wang, S. Pu, E. Blagodatskaya, Y. Kuzyakov, B.S. Razavi. 2020. Impact of manure on soil biochemical properties: A global synthesis. Science of The Total Environment, Volume 745. 141003. ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141003>.
25. Michiels F, Hubo L, Geeraerd A. 2021. Why mass allocation with representative allocation factor is preferential in LCA when using residual livestock products as

- organic fertilizers. Journal of Environmental Management. 297:113337
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113337>
26. Olea P.R., Rosenfeid C., Pujol C., López C. Y Ríos C. 2012. Impacto Ambiental de los Residuos Generados en los Sistemas de Producción Animal. p132-157. En: Manual de Salud Pública Veterinaria. Proyecto Alfa SAPUVETNET III, Universidade de Evora, Portugal.
27. Organismo Internacional Regional de Sanidad Animal (OIRSA). 2016. Manual de buenas prácticas para establecer el sistema finca segregada en el sector primario: corral de engorde con fines de exportación de carne y sus derivados a la Unión Europea. El Salvador. Disponible en: https://www.oirsa.org/contenido/biblioteca/OIRSA_MANUAL_CORRAL_DE_ENGORDE.pdf
28. Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Capítulo 10: Emissions from Livestock and Manure Management. vol. 4. 10.1-10.102
29. Sweeten, J.M. (1998). Cattle Feedlot Manure and Wastewater management Practices. En: Animal Waste Utilization: Effective Use of Manure as a Soil Resource. Lewis Publishers. USA
30. Medina Izaguirre, Z. I., Luna Vega, J. A. A., & Quiroz, C. E. (2009). Estudio de pre factibilidad para el aprovechamiento del biogás con fines energéticos a partir del estiércol de ganado bovino en la Unidad de Ganado Lechero de Zamorano, Honduras.
31. Fernando, J.C. (2003). Problemática, uso y manejo del estiércol de ganado bovino lechero. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Coahuila, México.
32. Christensen, M.L., Sommer, S.G. (2013) Manure Characterization and Inorganic Chemistry. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/9781118676677.ch>
33. Alonso, F.A., Chávez, L.M., Espinoza, V.E., (2020) Manejo del estiércol. Entorno ganadero, BM editores. Consultado el 11 de noviembre 2021 en: <https://bmeditores.mx/secciones-especiales/manejo-del-estiercol/>
34. Gasque, R. (2008). Enciclopedia Bovina. Instalaciones y estructuras ganaderas. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Nacional Autónoma de México. México

35. Arellano-Arciniega, Sergio, Osuna-Ceja, Esteban S., Martínez-Gamiño, Miguel A., & Reyes-Muro, Luis. (2015). Rendimiento de frijol fertilizado con estiércol de bovino en condiciones de secano. *Revista fitotecnica mexicana*, 38(3), 313-318. Recuperado el 23 de noviembre de 2021, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-73802015000300010&lng=es&tlng=es
36. Ávila, C. 2016. Uso de biodigestores en la industria pecuaria. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia – Universidad Nacional Autónoma del Estado de México. Toluca. <http://hdl.handle.net/20.500.11799/66337>
37. Galindo, A.J., Domínguez, G., Arteaga, R.I., Salazar, G. 2017. Mitigación y adaptación al cambio climático mediante la implementación de modelos integrados para el manejo y aprovechamiento de los residuos pecuarios. Revisión. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*. 11 (2). Doi: <https://doi.org/10.22319/rmcp.v11s2.4697>
38. Hernández, J., Muñoz, J.C., Rojano, R., Morales, J. (2017) Digeridos de fermentación de estiércol: consideraciones para su recomendación en agricultura de traspatio. *Agroproductividad*. 10 (10). Colegio de postgraduados, México.
39. Pinos-Rodríguez, Juan M., García-López, Juan C., Peña-Avelino, Luz Y., Rendón-Huerta, Juan A., González-González, Cecilia, & Tristán-Patiño, Flor. (2012). Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. *Agrociencia*, 46(4), 359-370. Recuperado en 08 de noviembre de 2021 en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952012000400004&lng=es&tlng=es.
40. Diario Oficial de la Federación (DOF). 2018. Proyecto de Modificación de la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales para quedar como proyecto de modificación de la Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. México.

- Disponible en: <https://agua.org.mx/biblioteca/proyecto-modificacion-la-norma-oficial-mexicana-nom-001-semarnat-1996-diciembre-2017/>
41. Vega, M. 2022. Uso eficiente de fertilizantes. Confederación de Asociaciones Agrícolas del estado de Sinaloa (CAADES) agronegocios. Debate. Consultado el 23 de junio de 2022 en: <https://www.debate.com.mx/opinion/CAADES-Agronegocios-Uso-eficiente-de-fertilizantes--20220507-0298.html>
42. Manitoba Agriculture, Food and Rural Development (MA). 2015. Properties of Manure. Canada. Disponible en: <https://www.gov.mb.ca/agriculture/environment/nutrient-management/pubs/properties-of-manure.pdf>
43. American Society of Agricultural Engineers (ASAE) (2005) Manure Production and Characteristics. The society for engineering in agricultural, food, and biological systems. USA.
44. National Resources Conservation Service (NRCS) (2008) Chapter 4: Agricultural Waste Characteristics. Agricultural Waste Field Management Handbook. USDA. USA
45. Erickson, G., Klopfenstein, T. 2010. Nutritional and management methods to decrease nitrogen losses from beef feedlots. American Society of Animal Science. 88:E172-E180. <https://doi:10.2527/jas.2009-2358>
46. Homolka, M.N., Erickson, G.E., Koelsch, R. 2021. Predicting nitrogen and phosphorus balance in beef open lots. Applied Animal Science 37:641–653. <https://doi.org/10.15232/aas.2020-02126>
47. Kissinger, William F.; Koelsch, Richard K.; Erickson, Galen E.; and Klopfenstein, Terry J., 2006. "Characteristics of Manure Harvested from Beef Cattle Feedlots". Biological Systems Engineering: Papers and Publications. 6. <https://digitalcommons.unl.edu/biosysengfacpub/6>
48. Lory, J., J. Adams, B. Eghball, T. Klopfenstein, and J. Powers. 2002. Effect of sawdust or acid application to pen surfaces on nitrogen losses from open-dirt feedlots. Nebraska Beef Cattle Rep. MP 79-A:52–53.
49. Gilbertson 1971

50. Li Xian, Y., Guo Liang, L., Shi Hua, Tu., Gavin, S., Zhao Huan, H. 2007. Salinity of animal manure and potential risk of secondary soil salinization through successive manure application. *Science of the Total Environment*. 383 (106-114). <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2007.05.027>
51. García, A.R., Fleite, S.N., Vazquez, D., Iorio, A.F. (2013) Feedlots and Pollution: A Growing Threat to Water Resources of Agro-Production Zone in Argentina. *Environmental Science and Technology*. 47, 11932-11933. <https://dx.doi.org/10.1021/es4040683>
52. Fundora, O., Eichler, B., Yepis, O., Lugo, I., & Batista, O. (2006). Reducción de la fertilización nitrogenada de la papa para limitar daños medioambientales sin afectar el rendimiento. *Centro Agrícola*, 33(4), 23-28. Disponible en: http://cagricola.uclv.edu.cu/descargas/pdf/V33-Numero_4/cag054061510.pdf
53. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2021. What is eutrophication? US Department of commerce. Disponible en: <https://oceanservice.noaa.gov/facts/eutrophication.html#transcript>
54. Secretaría de Salud (SS). 2000. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a los que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación.
55. Diario Oficial de la Federación (DOF) (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. México. Disponible en: <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/127ssa14.html>
56. Villarreal-Rodríguez, M., Murillo-Ortiz, M., Herrera-Torres, E., Álvarez-Mendoza, E. 2014. Calidad de las aguas residuales y de pozo para uso agropecuario en establos lecheros. *Abanico Veterinario*: 4:(3). ISSN 2007-428X. Disponible en: www.elergonomista.com/alimentos/elagua
57. Ruiz, L. 2011. Niega la SEMARNAT permiso a Sukarne. Información jurídica Inteligente. Disponible en: <https://vlex.com.mx/vid/niega-semarnat-permiso-sukarne-331853978>

58. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2007. Las cuencas y ríos en las regiones de México. Disponible en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/402/cuencas.html#top>
59. Tamminga, S. 2006. Environmental Impacts of Beef Cattle. The John M. Airy Symposium: Visions for Animal Agriculture and the Environment. Kansas, Missouri. USA. <https://www.iowabeefcenter.org/Environment/beefcattleenvironimpact2006.pdf>
60. A.A. Jongebreur, J.H. Voorburg. 1992. The role of ammonia in acidification. Perspectives for the prevention and reduction of emissions from livestock operations. Studies in Environmental Science. Volume 50, Pages 55-64, ISSN 0166-1116. [https://doi.org/10.1016/S0166-1116\(08\)70101-8](https://doi.org/10.1016/S0166-1116(08)70101-8).
61. Figueroa Viramontes, U., Núñez Hernández, G., Reta Sánchez, D.A., Flores López, H.E. 2015. Balance regional de nitrógeno en el sistema de producción de leche-forraje de la Comarca Lagunera, México. Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias. 6(4):377-392. México.
62. Institute for Space-Earth Environmental Research. (2023). Global Eutrophication Watch. Disponible en: <https://eutrophicationwatch.users.earthengine.app/view/global-eutrophication-watch>
63. Hao, X., Chang, C., Larney, F.J., Travis, G.R. (200). Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. Journal of Environmental Quality. 30, 376–386. Canada
64. Larney, F.J., Buckley, K.E., Hao, X., McCaughey, W.P. (2006). Fresh, stockpiled and composted beef cattle feedlot manure: nutrient levels and mass balance estimates in Alberta and Manitoba. Journal of Environmental Quality. 35, 1844–1854. Canada
65. Hao, X., Larney, F.J., Chang, C., Travis, G.R., Nichol, C., Bremer, E. (2005). The effect of phosphogypsum on greenhouse gas emissions during cattle manure composting. Journal of Environmental Quality 34, 774–781. Canada.

2. Life Cycle Assessment of environmental impacts of beef manure composting

79th LCA Discussion Forum

Thursday, 18 November 2021

Life Cycle Assessment methodology to evaluate environmental impact of beef manure composting in Mexico.

For over 10 years, the Mexican beef production chain has exponentially grown, getting to be one of the main beef producers in the world, this has led to greater emission reduction demands from both national and international regulators. On this matter, one of the most significant agreements was signed in 2021, during the COP26. Mexico compromised to reduce methane emissions by 30% from the 1990 baseline reports (UN, 2021), considering that animal production accounts for 46% of national emissions (142,143.76 Gg CO₂eq) it is clear-cut that the sector must find mitigation strategies to reduce methane emissions from both, enteric fermentation and manure management (Hidalgo Gallardo et al., 2017).

Further on, other environmental concerns arise from beef production, such as soil and water contamination, both of which are consequences of manure management practices. Beef operations that accumulate large volumes of manure are the primary systems on which manure management is a day-to-day concern. Indicating that feedlots have the need and opportunity to optimize manure processing over any other system. However, manure management in feedlots has low technification, being stockpiling or windrow composting the most prevalent practices (Redding et al., 2015). As much as composting can be a viable option when aiming to mitigate manure's environmental impacts, it is also known to have nutrient retention deficiencies, leading to environmental detriments. Identifying the main emission sources allows to pinpoint hot spots along the process to direct mitigation strategies towards the largest areas of opportunity (Ghafoori et al., 2006). With this, we established three objectives; 1) Quantify environmental impacts of the process of manure composting in a feedlot facility using attributional LCA 2) Identify primary emission contributors during the process and 3) Generate alternative scenarios to determine the expected emission reductions through a consequential LCA.

System boundaries:

Our Life Cycle Assessment will be applied as a case study to a feedlot in central Mexico, where the climate is classified as warm temperate dry, with mean annual temperature of 17°C (3.4°C min. -31.2°C max.), mean annual precipitation of 700mm, and evapotranspiration potential of 1,600mm. The period for evaluation will encompass operations from January-December 2022.

Spatial limits were determined to characterize a gate to gate assessment, the process description is shown in Figure 1.

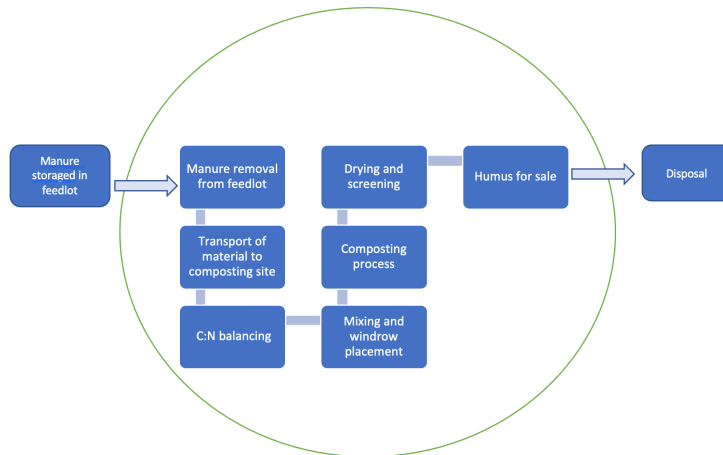


Figure 1. Manure management system as carried out by the feedlot assessed. Green line delimits environmental evaluation scope.

Impact assessment:

After the inventory is compiled, data will be processed with SimaPro ® 7PhD including parameters for Global Warming Potential and Eutrophication Potential impact categories. The calculation method selected is ReCiPe midpoint (H) and will be applied to the initial scenario as well as the proposed alternatives generated to consider emission reductions. For the statistical analysis, Montecarlo simulation will be carried out to every scenario individually, followed by a multiple comparison amongst the three.

References

- Ghafoori, E., Flynn, P. C., & Checkel, M. D. (2006). Global warming impact of electricity generation from beef cattle manure: A life cycle assessment study. *International Journal of Green Energy*, 3(3), 257–270.
<https://doi.org/10.1080/01971520600704423>
- Hidalgo Gallardo, A., Hidalgo Gallardo, R. L., Sánchez Torres, Y., & Leal López, Á. J. (2017). “Compromisos de mitigación y adaptación ante el cambio climático para el período 2020-2030 – México.” *Boletín Científico de Las Ciencias Económico Administrativas Del ICEA*, 5(9). <https://doi.org/10.29057/icea.v5i9.2126>
- Redding, M., Shorten, P., Weidemann, S., Phillips, F., Pratt, C., Devereaux, J., Lewis, R., Naylor, T., Kearton, T., & Hill, J. (2015). Greenhouse gas emissions from intensive beef manure management. *Meat & Livestock Australia*, 364(23 February 2021), 1–61.
<http://libdcms.nida.ac.th/thesis6/2010/b166706.pdf>
- United Nations, Climate action (2021). COP26: Together for our planet. Glasgow, Scotland. Available in: <https://www.un.org/en/climatechange/cop26>

3. Life Cycle Assessment methodology to evaluate environmental impact of beef manure management: a comparison



LIVESTOCK AND POULTRY ENVIRONMENTAL LEARNING COMMUNITY

Connecting agri-professionals advancing environmental stewardship in animal agriculture.

MARCH 7, 2022 BY LESLIE JOHNSON

Life Cycle Assessment methodology to evaluate environmental impact of beef manure management: a comparison

Purpose

Manure from beef feedlot productions can be managed through a diversity of strategies. When choosing from the possible scenarios the main factors influencing the decision are financial, logistical or from a regulatory fulfillment focus, however it is necessary to consider the environmental impact generated from the manure management system in order to generate less burdens on behalf of meat production. One of the most reliable methodologies for this matter is Life Cycle Assessment (LCA), which considers every input and output throughout the process and will calculate environmental emissions quantitatively. In this study we compared various LCA studies

of beef lot manure management processes, with the aim of understanding the different systems' hotspots and global emissions so that these can be considered when establishing a manure management system in similar facilities.

What Did We Do?

We gathered LCA studies published from peer-reviewed scientific journals that assessed the environmental impact of beef manure management. The search terms taken into account were "LCA and beef manure" and "LCA and feedlot manure". To enable comparison between studies the following criterion were considered for inclusion: a) manure collected from intensive feedlot facilities b) results reporting at least global warming potential.

In order to categorize emissions generated from the entire manure life cycle we established four stages of manure management: Feedlot, transport, storage/transformation and use/disposal. Next, we identified which of these stages were taken into account in each study and if emissions were reported for stages individually as well as globally. Lastly, a comparison between LCAs was conducted for which we converted the functional units reported in the references to 1 ton of manure (dry basis). With this we can visualize the emissions generated from every ton of dry manure that enters the system despite the functionality to which it's destined.

What Have We Learned?

The final review included 14 references which resulted in 19 scenarios evaluated, ranging from 2007 to 2021. Initially we noted that the system with the greatest number of evaluations performed was the transformation of manure into an energetic resource (E), with 12 of the 19 scenarios being focused on energy generation through manure treatment processes, emphasizing that the current trends are not only leaning towards a better manure use but also cleaner energy sources. On the counter part, composting (C) and stockpiling (SP) are the two least evaluated scenarios through LCA (just once in

the articles present in this review). Manure composting and stockpiling aren't perceived as innovative solutions when aiming to mitigate emissions, but shouldn't be left aside when performing evaluations, since they're the most applied techniques for feedlot manure management.

The energetic evaluations represented both, the most (E3) and the least emissions (E7) through the whole process. This is because bioenergetic sources, such as the one generated from manure transformation, frequently are given environmental credits and therefore negative emission values considering the substitution of other energetic resources. In this review 10 of the 12 energetic scenarios considered emission reduction by substitution, but not because the actual process generated less amount of greenhouse gases in itself. Energy production from manure is, in many cases assessed as a life cycle for transformation and excluding other stages of the entire management system. In fact, apart from the kind of treatment only 21.4% of all the LCAs considered in this study included all four stages. Since two of them (Lansche *et al*, 2012; Van Stappen *et al*, 2016) mentioned that the best mitigation emission option was to reduce storage time, and one (Giwa *et al*, 2017) reported the largest emissions coming from transportation we can assume that both, storage and transport are important stages when looking at sources of emissions and should not be left aside.

The difference between emissions between different manure management systems can be as extreme as 4,000X depending on system boundaries, allocation procedures, emission factors, environmental credits, amongst others. When evaluating a manure management system, it is necessary to consider every stage and so that emission reduction can be addressed in the whole process hotspots and not only during the transformation of organic matter.

Table 1. Publications covered by this review, emissions per ton of dry manure and stages of manure management covered.

Reference	GWP Kg CO ₂ eq	Function	Stages of manure management included in LCA			
			Feedlot	Transport	Storage/transformation	Use/disposal
Ghafoori <i>et al</i> , 2007	26	F	X	X	X	X
Ghafoori <i>et al</i> , 2007	75	E	X	X	X	X
Beauchmin <i>et al</i> , 2010	*	F	X	X		
Lansche <i>et al</i> , 2012	-0.2	E		X	X	X
Poeschl <i>et al</i> , 2012	-23.2	E		X	X	X
Boulamanti <i>et al</i> , 2013	2743	E		X	X	X

Wu <i>et al</i> , 2013	793.3	F	X	X	X	X
Wu <i>et al</i> , 2013	4286.7	E	X	X	X	X
Redding <i>et al</i> , 2015	460.5	C			X	
Redding <i>et al</i> , 2015	8.4	SP			X	
Van Stappen <i>et al</i> , 2016	*	E	X	X	X	X
Azevedo <i>et al</i> , 2017	1.3	E			X	
Giwa <i>et al</i> , 2017	*	E		X	X	X
Russo & Blottniz, 2017	*	E			X	
Aui <i>et al</i> , 2019	43.2	E			X	
Aui <i>et al</i> , 2019	316.7	E			X	
Heflin <i>et al</i> , 2019	352	F		X	X	
Ogino <i>et al</i> , 2021	*	SP	X	X	X	X
Ogino <i>et al</i> , 2021	*	E	X	X	X	

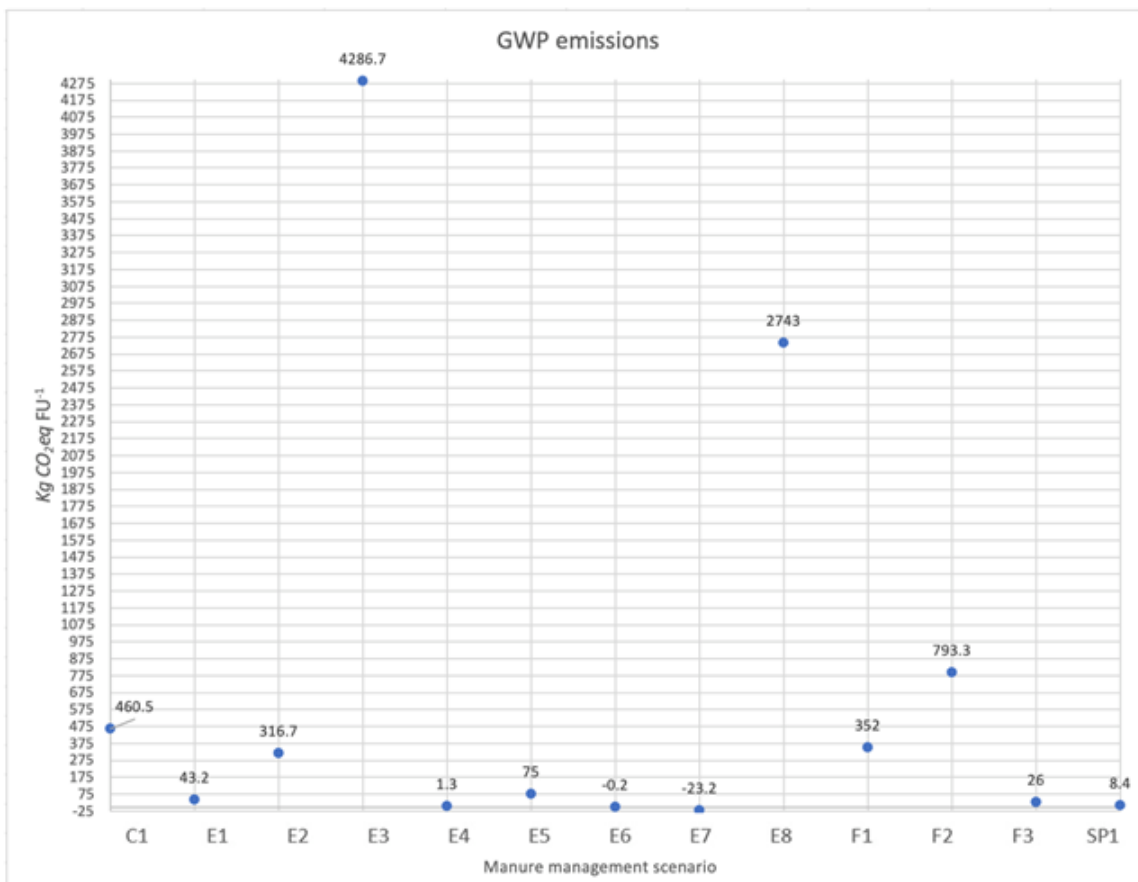
E: Energy generation

F: Fertilizer

C: Compost

SP: Stockpile

* Conversion not calculated due to lack of information from source



C1: Redding *et al*, 2015. E1: Aui *et al*, 2019. E2: Aui *et al*, 2019. E3: Wu *et al*, 2013. E4: Azevedo *et al*, 2017. E5: Ghafoori *et al*, 2007. E6: Lansche *et al*, 2012. E7: Poeschl *et al*, 2012
E8: Boulamanti *et al*, 2013. F1: Heflin *et al*, 2019. F2: Wu *et al*, 2013. F3: Ghafoori *et al*, 2007.
SP1: Ogino *et al*, 2021.
FU: Functional Unit: 1 ton of manure dry basis.

Future Plans

To conduct an attributional LCA of beef feedlot manure management system as a case study. With this we will contribute more data to contrast composting or stockpiling scenarios and address the weight of the different manure management in a feedlot facility. Also, we will report eutrophication potential and water depletion, as their importance in the environmental impacts of manure management is well known and should be considered when decisions are being made.

Authors

Andrea Wingartz, National Autonomous University of Mexico

Corresponding author email address

anwiot@gmail.com

Additional author

PhD. Rafael Olea Pérez, National Autonomous University of Mexico

BEEF CATTLE, LCA, MANURE, W2W22

4. Nutrient Use Efficiency Evaluation of Beef Cattle Feedlot

VOL I

Estudos em Ciências Agrárias e Ambientais

Eduardo Spears
(Organizador)



EDITORA
ARTEMIS

2024

VOL I

Estudos em Ciências Agrárias e Ambientais

Eduardo Spears
(Organizador)



EDITORA
ARTEMIS

2024



O conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição Creative Commons Atribuição-Não-Comercial NãoDerivativos 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0). Direitos para esta edição cedidos à Editora Artemis pelos autores. Permitido o download da obra e o compartilhamento, desde que sejam atribuídos créditos aos autores, e sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

A responsabilidade pelo conteúdo dos artigos e seus dados, em sua forma, correção e confiabilidade é exclusiva dos autores. A Editora Artemis, em seu compromisso de manter e aperfeiçoar a qualidade e confiabilidade dos trabalhos que publica, conduz a avaliação cega pelos pares de todos manuscritos publicados, com base em critérios de neutralidade e imparcialidade acadêmica.

Editora Chefe	Prof. ^a Dr. ^a Antonella Carvalho de Oliveira
Editora Executiva	M. ^a Viviane Carvalho Mocellin
Direção de Arte	M. ^a Bruna Bejarano
Diagramação	Elisangela Abreu
Organizador	Prof. Dr. Eduardo Eugênio Spers
Imagem da Capa	Bruna Bejarano, Arquivo Pessoal
Bibliotecário	Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422

Conselho Editorial

Prof.^a Dr.^a Ada Esther Portero Ricol, *Universidad Tecnológica de La Habana “José Antonio Echeverría”*, Cuba
Prof. Dr. Adalberto de Paula Paranhos, Universidade Federal de Uberlândia, Brasil
Prof. Dr. Agustín Olmos Cruz, *Universidad Autónoma del Estado de México*, México
Prof.^a Dr.^a Amanda Ramalho de Freitas Brito, Universidade Federal da Paraíba, Brasil
Prof.^a Dr.^a Ana Clara Monteverde, *Universidad de Buenos Aires*, Argentina
Prof.^a Dr.^a Ana Júlia Viamonte, Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), Portugal
Prof. Dr. Ángel Mujica Sánchez, *Universidad Nacional del Altiplano*, Peru
Prof.^a Dr.^a Angela Ester Mallmann Centenaro, Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil
Prof.^a Dr.^a Begoña Blandón González, *Universidad de Sevilla*, Espanha
Prof.^a Dr.^a Carmen Pimentel, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil
Prof.^a Dr.^a Catarina Castro, Universidade Nova de Lisboa, Portugal
Prof.^a Dr.^a Cirila Cervera Delgado, *Universidad de Guanajuato*, México
Prof.^a Dr.^a Cláudia Neves, Universidade Aberta de Portugal
Prof.^a Dr.^a Cláudia Padovesi Fonseca, Universidade de Brasília-DF, Brasil
Prof. Dr. Cleberton Correia Santos, Universidade Federal da Grande Dourados, Brasil
Prof. Dr. David García-Martul, *Universidad Rey Juan Carlos de Madrid*, Espanha
Prof.^a Dr.^a Deuzimar Costa Serra, Universidade Estadual do Maranhão, Brasil
Prof.^a Dr.^a Dina Maria Martins Ferreira, Universidade Estadual do Ceará, Brasil
Prof.^a Dr.^a Edith Luévano-Hipólito, *Universidad Autónoma de Nuevo León*, México
Prof.^a Dr.^a Eduarda Maria Rocha Teles de Castro Coelho, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal
Prof. Dr. Eduardo Eugênio Spers, Universidade de São Paulo (USP), Brasil
Prof. Dr. Eloi Martins Senhoras, Universidade Federal de Roraima, Brasil
Prof.^a Dr.^a Elvira Laura Hernández Carballido, *Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo*, México



Prof.ª Dr.ª Emilas Darlene Carmen Lebus, *Universidad Nacional del Nordeste/ Universidad Tecnológica Nacional, Argentina*
 Prof.ª Dr.ª Erla Mariela Morales Morgado, *Universidad de Salamanca, Espanha*
 Prof. Dr. Ernesto Cristina, *Universidad de la República, Uruguay*
 Prof. Dr. Ernesto Ramírez-Briones, *Universidad de Guadalajara, México*
 Prof. Dr. Fernando Hitt, *Université du Québec à Montréal, Canadá*
 Prof. Dr. Gabriel Díaz Cobos, *Universitat de Barcelona, Espanha*
 Prof.ª Dr.ª Gabriela Gonçalves, Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), Portugal
 Prof. Dr. Geoffroy Roger Pointer Malpass, Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Brasil
 Prof.ª Dr.ª Gladys Esther Leoz, *Universidad Nacional de San Luis, Argentina*
 Prof.ª Dr.ª Glória Beatriz Álvarez, *Universidad de Buenos Aires, Argentina*
 Prof. Dr. Gonçalo Poeta Fernandes, Instituto Politécnico da Guarda, Portugal
 Prof. Dr. Gustavo Adolfo Juarez, *Universidad Nacional de Catamarca, Argentina*
 Prof. Dr. Guillermo Julián González-Pérez, *Universidad de Guadalajara, México*
 Prof. Dr. Håkan Karlsson, *University of Gothenburg, Suécia*
 Prof.ª Dr.ª Iara Lúcia Tescarollo Dias, Universidade São Francisco, Brasil
 Prof.ª Dr.ª Isabel del Rosario Chiyon Carrasco, *Universidad de Piura, Peru*
 Prof.ª Dr.ª Isabel Yohena, *Universidad de Buenos Aires, Argentina*
 Prof. Dr. Ivan Amaro, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Brasil
 Prof. Dr. Iván Ramon Sánchez Soto, *Universidad del Bío-Bío, Chile*
 Prof.ª Dr.ª Ivânia Maria Carneiro Vieira, Universidade Federal do Amazonas, Brasil
 Prof. Me. Javier Antonio Alborno, *University of Miami and Miami Dade College, Estados Unidos*
 Prof. Dr. Jesús Montero Martínez, *Universidad de Castilla - La Mancha, Espanha*
 Prof. Dr. João Manuel Pereira Ramalho Serrano, Universidade de Évora, Portugal
 Prof. Dr. Joaquim Júlio Almeida Júnior, UniFIMES - Centro Universitário de Mineiros, Brasil
 Prof. Dr. Jorge Ernesto Bartolucci, *Universidad Nacional Autónoma de México, México*
 Prof. Dr. José Cortez Godinez, Universidad Autónoma de Baja California, México
 Prof. Dr. Juan Carlos Cancino Diaz, Instituto Politécnico Nacional, México
 Prof. Dr. Juan Carlos Mosquera Feijoo, *Universidad Politécnica de Madrid, Espanha*
 Prof. Dr. Juan Diego Parra Valencia, *Instituto Tecnológico Metropolitano de Medellín, Colômbia*
 Prof. Dr. Juan Manuel Sánchez-Yáñez, *Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México*
 Prof. Dr. Juan Porras Pulido, *Universidad Nacional Autónoma de México, México*
 Prof. Dr. Júlio César Ribeiro, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil
 Prof. Dr. Leinig Antonio Perazolli, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Brasil
 Prof.ª Dr.ª Livia do Carmo, Universidade Federal de Goiás, Brasil
 Prof.ª Dr.ª Luciane Spanhol Bordignon, Universidade de Passo Fundo, Brasil
 Prof. Dr. Luis Fernando González Beltrán, *Universidad Nacional Autónoma de México, México*
 Prof. Dr. Luis Vicente Amador Muñoz, *Universidad Pablo de Olavide, Espanha*
 Prof.ª Dr.ª Macarena Esteban Ibáñez, *Universidad Pablo de Olavide, Espanha*
 Prof. Dr. Manuel Ramiro Rodriguez, *Universidad Santiago de Compostela, Espanha*
 Prof. Dr. Manuel Simões, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Portugal
 Prof.ª Dr.ª Márcia de Souza Luz Freitas, Universidade Federal de Itajubá, Brasil
 Prof. Dr. Marcos Augusto de Lima Nobre, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Brasil
 Prof. Dr. Marcos Vinicius Meiado, Universidade Federal de Sergipe, Brasil
 Prof.ª Dr.ª Mar Garrido Román, *Universidad de Granada, Espanha*
 Prof.ª Dr.ª Margarida Márcia Fernandes Lima, Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil
 Prof.ª Dr.ª María Alejandra Arecco, *Universidad de Buenos Aires, Argentina*
 Prof.ª Dr.ª Maria Aparecida José de Oliveira, Universidade Federal da Bahia, Brasil
 Prof.ª Dr.ª Maria Carmen Pastor, *Universitat Jaume I, Espanha*



Prof.^ª Dr.^ª Maria da Luz Vale Dias – Universidade de Coimbra, Portugal
 Prof.^ª Dr.^ª Maria do Céu Caetano, Universidade Nova de Lisboa, Portugal
 Prof.^ª Dr.^ª Maria do Socorro Saraiva Pinheiro, Universidade Federal do Maranhão, Brasil
 Prof.^ª Dr.^ª M^ªGraça Pereira, Universidade do Minho, Portugal
 Prof.^ª Dr.^ª Maria Gracinda Carvalho Teixeira, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil
 Prof.^ª Dr.^ª María Guadalupe Vega-López, *Universidad de Guadalajara, México*
 Prof.^ª Dr.^ª Maria Lúcia Pato, Instituto Politécnico de Viseu, Portugal
 Prof.^ª Dr.^ª Maritza González Moreno, *Universidad Tecnológica de La Habana, Cuba*
 Prof.^ª Dr.^ª Mauriceia Silva de Paula Vieira, Universidade Federal de Lavras, Brasil
 Prof. Dr. Melchor Gómez Pérez, Universidad del Pais Vasco, Espanha
 Prof.^ª Dr.^ª Ninfa María Rosas-García, Centro de Biotecnología Genómica-Instituto Politécnico Nacional, México
 Prof.^ª Dr.^ª Odara Horta Boscolo, Universidade Federal Fluminense, Brasil
 Prof. Dr. Osbaldo Turpo-Gebera, *Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Peru*
 Prof.^ª Dr.^ª Patrícia Vasconcelos Almeida, Universidade Federal de Lavras, Brasil
 Prof.^ª Dr.^ª Paula Arcoverde Cavalcanti, Universidade do Estado da Bahia, Brasil
 Prof. Dr. Rodrigo Marques de Almeida Guerra, Universidade Federal do Pará, Brasil
 Prof. Dr. Saulo Cerqueira de Aguiar Soares, Universidade Federal do Piauí, Brasil
 Prof. Dr. Sérgio Bitencourt Araújo Barros, Universidade Federal do Piauí, Brasil
 Prof. Dr. Sérgio Luiz do Amaral Moretti, Universidade Federal de Uberlândia, Brasil
 Prof.^ª Dr.^ª Silvia Inés del Valle Navarro, *Universidad Nacional de Catamarca, Argentina*
 Prof.^ª Dr.^ª Solange Kazumi Sakata, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN)- USP, Brasil
 Prof.^ª Dr.^ª Stanislava Kashtanova, *Saint Petersburg State University, Russia*
 Prof.^ª Dr.^ª Susana Álvarez Otero – Universidad de Oviedo, Espanha
 Prof.^ª Dr.^ª Teresa Cardoso, Universidade Aberta de Portugal
 Prof.^ª Dr.^ª Teresa Monteiro Seixas, Universidade do Porto, Portugal
 Prof. Dr. Valter Machado da Fonseca, Universidade Federal de Viçosa, Brasil
 Prof.^ª Dr.^ª Vanessa Bordin Viera, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil
 Prof.^ª Dr.^ª Vera Lúcia Vasilévski dos Santos Araújo, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil
 Prof. Dr. Wilson Noé Garcés Aguilar, *Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, Colômbia*
 Prof. Dr. Xosé Somoza Medina, *Universidad de León, Espanha*

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)

E82 Estudos em Ciências Agrárias e Ambientais I [livro eletrônico] /
Organizador Eduardo Eugênio Spers. – Curitiba, PR: Artemis,
2024.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

Edição bilingue

ISBN 978-65-81701-19-2

DOI 10.37572/EdArt_300724192

1. Ciências agrárias – Pesquisa – Brasil. 2. Meio ambiente.
3. Sustentabilidade. I. Spers, Eduardo Eugênio.

CDD 630

Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422

CAPÍTULO 6

NUTRIENT USE EFFICIENCY EVALUATION OF BEEF CATTLE FEEDLOT

Data de submissão: 20/06/2024

Data de aceite: 04/07/2024

Andrea Wingartz Otaduy

National Autonomous University of Mexico
Veterinary Medicine and Zootechnics
Mexico City, Mexico
<https://orcid.org/0000-0003-2791-7954>

Rafael Olea Pérez

National Autonomous University of Mexico
Veterinary Medicine and Zootechnics
Mexico City, Mexico
<https://orcid.org/0000-0002-5310-0414>

José Luis Dávalos Flores

National Autonomous University of Mexico
Veterinary Medicine and Zootechnics
Mexico City, Mexico
<https://orcid.org/0000-0003-4524-5207>

María Edna Álvarez Sánchez

Autonomous University of Chapingo
Soils and Agriculture
Texcoco, Mexico
<https://orcid.org/0000-0001-5484-5269>

ABSTRACT: Feedlot's high-intensity operations achieve average daily gains of 1.36-1.9 kg, with peak values up to 2.5 kg. Despite the efficient dietary practices that maximize

digestibility and energy, feedlot systems are highly dependent on imported feed, making them susceptible to market fluctuations and posing environmental challenges due to nutrient waste. This study evaluates the Nutrient Use Efficiency (NUE) of Dry Matter (DM), Nitrogen (N), and Phosphorus (P) in a central Mexican feedlot with a maximum capacity of 8,000 animals, aimed at quantifying nutrient retention as live weight gain (LWG). A mass balance methodology was used to assess nutrient inputs and outputs over one year. The results indicated that the NUE was 15% for DM, 17% for N, and 29% for P, with the majority of nutrients lost in feed waste, manure and energy for maintenance. The findings suggest that while improvements in feed management, infrastructure, and genetic and sanitary measures can slightly enhance NUE, substantial gains are limited to about 5%. The most significant opportunity for improving overall NUE and reducing environmental impact lies in revaluing manure as a co-product rather than waste. Effective manure management can retain more nutrients within the system, thereby enhancing the efficiency and sustainability of feedlot operations. This comprehensive assessment underscores the importance of targeted strategies to optimize nutrient use in feedlots, highlighting the potential benefits of treating manure as a valuable resource.

KEYWORDS: Feedlot nitrogen efficiency. Feedlot phosphorus efficiency. Mass balance feedlot.

1 INTRODUCTION

Feedlots are characterized by the high intensity with which liveweight gains are attained, reaching 1.36-1.9 kg of average daily gain (ADG) and up to 2.5 kg (NRC, 2000). Achieving these ADGs requires a series of management practices, the most influential factor has been established to be the dietary composition, providing high digestibility, energy and protein, as well as growth promoters (Berthiaume et al., 2006; Gorocica-Buenfil & Loerch, 2005). To supply these complex diets in the large quantities, feedlots permanently import prime matters, such as grains and forages. Relying entirely on imported feed for production, feedlots are inherently dependent systems, making them susceptible to agricultural and market fluctuations (Cheng et al., 2022). Additional to the vulnerability the dependency confers, feedlots face challenges associated with the environmental impacts generated, mainly arising from the fractions of Dry matter (DM), Nitrogen (N) and Phosphorus (P) that are not retained as weight gain, and therefore result in wasted nutrients (Cheng et al., 2022). DM and N released to the environment contribute to livestock greenhouse gases emissions as nitrous oxides and methane. Conversely, N and P losses affect air quality, generate aquatic and terrestrial acidification and eutrophy marine and freshwater environments (Angelidis et al., 2019). Thereby, assessing the amount of nutrients that are transformed into weight gain and the amount considered waste is important not only to develop dietary management plans to minimize losses, but also to reduce the consequential emissions. The portion of nutrients retained in the end product (weight gain) is commonly referred to as Nutrient Use Efficiency (NUE) (Vaneeckhaute et al., 2014). The NUE is obtained through mass balance assessments, which determine the difference between nutrient inputs and outputs. Mass balance studies are a first approach into the comprehensive analysis of NUE, providing with a quantitative framework to estimate and identify nutrient flows (Homolka et al., 2021). This methodology has been widely applied in the agricultural sector, and feedlot productions, since it has proven to be simple, flexible and an affordable tool in the pursuit towards more efficient production (Luebbe et al., 2012; Rout & Behera, 2021).

Feedlot management practices vary significantly in terms of feeding ingredients, quantities, geographical region, breed, and other factors. Consequently, developing a mass balance for the specific feedlot targeted for improvement is essential. The aim of the present study was to estimate the NUE of DM, N and P in a specific feedlot and to quantify the portions of each nutrient that are not utilized and thus contribute to emissions.

2 MATERIALS & METHODS

A feedlot mass balance was conducted, evaluating the DM, N and P inputs and outputs for one year of operation. The feedlot assessed as a case study was located in central Mexico, where the mean annual temperature is 17 °C (3.4°C min. -31.2°C max.), mean annual precipitation 700mm, and evapotranspiration potential 1,600mm. The feedlot had a maximum capacity for 8,000 animals, and the fattening cycle consisted of six consecutive phases (Table 1), presenting an average initial weight of 240±50 kg and average final weight of 577±24 kg. After reaching final weight, the animals were sold as live cattle at farm´s gate.

Upon reception, every animal was subject to the sanitary protocol including veterinary evaluation, vaccination, deworming, implantation and medical treatment if necessary.

Table 1. Productivity parameters obtained through farm data analysis corresponding to one year´s activity; presented by fattening phase.

	Unit	Phase 1	Phase 2	Phase 3	Phase 4	Phase 5	Phase 6*
Average weight	Kg	240 ± 50	266 ± 37	352 ± 53	429 ± 20	479 ± 31	542 ± 36
Duration	Days	7.2 ± 3.6	47±22.9	62±16.1	33±9.0	46±6.4	35±6.7
Average daily weight gain	Kg	0.44	1.6 ± 0.34	1.7 ± 0.45	1.2 ± 0.41	1.4 ± 0.38	1.85 ± 0.32
DM intake per animal	Kg day ⁻¹	4.5	6.7	8.2	9.6	9.7	10.5
ME intake per animal	Mcal day ⁻¹	9.5	11.8	15	23	27	29
Crude protein intake	% of DM	9	11	13	13.25	12.5	13
Phosphorus intake	% of DM	0.6	0.45	0.25	0.3	0.3	0.3

Where: ME= Metabolizable Energy, DM= Dry matter.

* Inclusion of Zilpaterol.

We considered tones of liveweight (LW) gain as the only product obtained from the process, stating that manure (the sum of feces and urine), feed waste, and mortalities were not included as co-products, nor included in the NUE, since these resources were not sold or applied as an asset to the system. The spatial boundaries were set to initiate with feed and livestock inputs, and encompass as far as livestock, manure, feed waste and mortalities as outputs. To conduct the calculations, the model detailed in Equation 1 was applied:

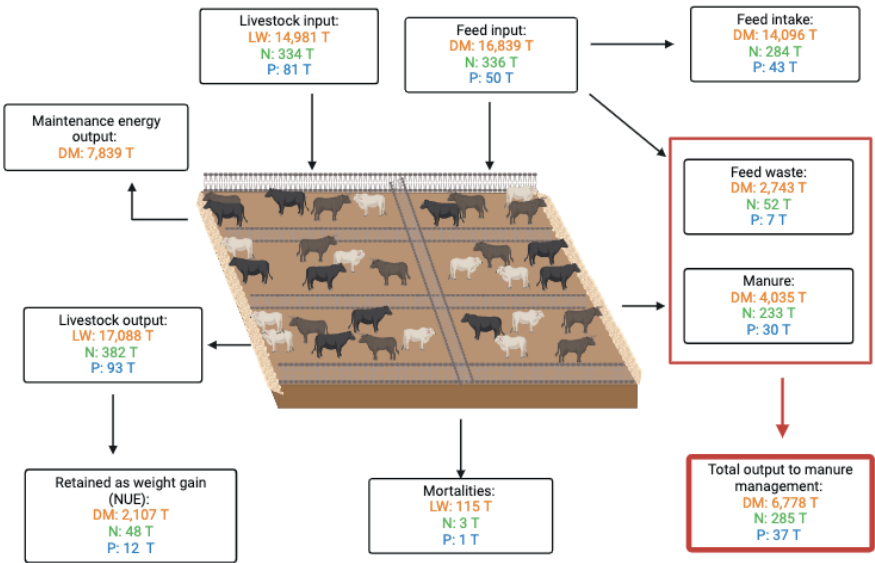
Equation 1. Mathematical model used to determine NUE (tones). Where: X = amount of nutrient, if = input as feed, ilw = input as liveweight, omt = output as mortalities, $omet$ = output through nutrient metabolism, $owas$ = output as feed waste and om = output as manure.

$$X_{NUE} = \Sigma [X_{if} + X_{ilw} - X_{omt} - X_{omet} - X_{owas} - X_{om}]$$

3 RESULTS AND DISCUSSION

Initial results are presented considering overall livestock and feed inputs, regardless of feed being consumed or dispatched as waste. For this matter, nutrients flows are presented in Figure 1, showing total inputs of 14,981 tones of LW, 16,839 tones of DM, 670 tones of N and 131 tones of P. The NUE for DM was only 13%, 15% for N and 24% for P, achieving a total LW gain of 2,107 tones. Tracking nutrient losses, we can determine that the largest output was attained by the compound of feed waste and manure, which represented 40% of the total DM that entered the system, 85% of total N and 74% of total P. This compound constitutes the prime matter that will enter the respective manure management system, a process that falls outside the scope of the present study. Another significant finding, is the loss of nutrients through feed waste, representing 16% of DM, 15% of N and 14% of P that entered the system, which is directly related to inadequate infrastructure and sub-optimal feed management practices. Considering the previous statement results were analyzed excluding feed waste parameters, providing insight only for the fraction of feed that was consumed.

Figure 1. Feedlot nutrient flow. Results of inputs and outputs for one year. Where: T= Tones, LW = Live weight, DM = Dry matter, N = Nitrogen, P = Phosphorus and NUE = nutrient use efficiency.



When nutrients corresponding to feed intake were considered as 100%, the NUE for DM was 15% (Figure 2). For this category, the primary output was the fraction of DM consumed as energy for maintenance (56%). Table 2 provides reference values from a standardized source, indicating that 58% of dry matter intake (DMI) is allocated to energy consumption for maintenance (ASAE, 2005). According to the NRC (2000) the two most influential factors affecting this allocation are genetics and mean environmental temperature, but even under optimal conditions, the allocation does not fall below 53%.

Figure 2. Distribution of dry matter intake allocated to corresponding output.

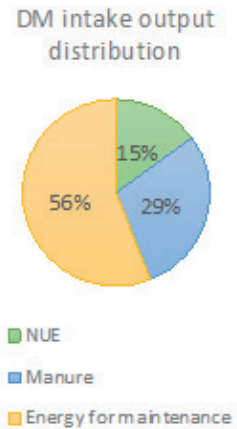


Figure 3. Distribution of nitrogen intake allocated to corresponding output.

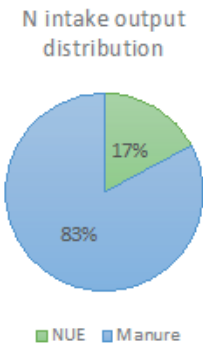
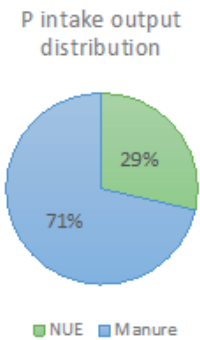


Figure 4. Distribution of phosphorus intake allocated to corresponding output.



As for N, NUE was 17% and 83% was excreted in manure (Figure 3), differing by only 2% from the reference values (Table 2). The percentage of nitrogen excreted increases with higher N intake (Luebbe et al., 2012). This was confirmed in a study where the crude protein (CP) content of the diet was raised from 13% to 17%, resulting in an increase in the excretion rate from 82% to 89% (Luebbe et al., 2012). More recent findings by Homolka et al. (2021) support this, showing that even with smaller increments in CP, from 14.4 to 16%, excretion increased from 86.5 to 87.5%. Studies consistently indicate that increasing dietary CP beyond 13.5% does not enhance live weight gain, but rather increases nitrogen excretion in manure (Homolka et al., 2021b; Luebbe et al., 2012; NRC, 2000).

For P the NUE was 29%, with 71% excreted (Figure 4), indicating a higher retention rate than the reference value (Table 2). The increased NUE may be related to the use of a more digestible P source in the present study, although this proposition cannot be conclusively validated due to insufficient information from the reference values. Similar to N, P excretion rises with increased intake. Authors observed that increasing P content in

DM from 0.33% to 0.49 resulted in an increase in P excretion from 73% to 81% (Luebbe et al., 2012). When the increment was from 0.32% to 0.33% excretion shifted from 79.8% to 80.7%, suggesting that a 0.01% increase in intake leads to a 1% increase in excretion. However, this relationship requires further measurements for validation (Homolka et al., 2021). The optimal intake range for P as a percentage of DM is 0.30%-0.35%; values exceeding this range result in wastage, thereby increasing the excretion percentage.

For feedlots under similar characteristics as the subject of this study, which provide high digestibility diets (>75%), include growth promoters and anabolic implants, the NUE has a low improvement margin (NRC, 2000). Regardless of the NUE, it is inevitable that the majority of the nutrients will ultimately end up in manure.

Table 2. Results of NUE and excretion rates for the present study and the corresponding reference values from a standardized source (ASAE, 2005). Where: DM = Dry matter, N = Nitrogen, P = Phosphorus, DMI = Dry matter intake, NUE = Nutrient use efficiency, CP = Crude protein, EM = Energy for maintenance, NI = Nitrogen intake, PI = Phosphorus intake.

Nutrient	Parameter	Present study	Reference values	Source
DM	DMI consumed for EM	56%	58%	(ASAE, 2005)
	NUE	15%	16%	
	DMI excreted in manure	29%	26%	
N	CP in DM	12.4%	13.4%	
	NUE	17%	15%	
	NI excreted in manure	83%	85%	
P	P in DM	0.32%	0.31%	
	NUE	29%	21.4%	
	PI excreted in manure	71%	78.6%	

4 CONCLUSIONS

Improving NUE in feedlots should be addressed with a comprehensive approach. Implementing adequate management practices and infrastructure to reduce feed waste, providing shade, ensuring optimal nutrient requirements and digestibility, and enhancing genetics and sanitary measures can positively influence NUE. However, feedlots similar to the one evaluated in this study are unlikely to achieve improvements greater than 5% in any of the evaluated categories (Homolka et al., 2021b; Larney & Hao, 2007; Luebbe et al., 2012; NRC, 2000). The most significant opportunity to optimize NUE lies in recognizing manure as a valuable resource. By improving manure management to enhance nutrient retention and shifting the perception of manure from waste to co-product, substantial improvements can be made in the overall production system's NUE and environmental burdens.

5 ACNOWLEDGEMENTS

We extend our gratitude to the Mexican National Council of Humanities, Science and Technology (CONAHCYT) for the grant given to the primary author to conduct this study. Additionally, we thank the National Autonomous University of Mexico for being the institution where the research took part. Lastly, we acknowledge and value the collaboration of Nutryplus SAPI de CV whose involvement served as the link between our team and the subject of our study.

REFERENCES

- Angelidis, A., Crompton, L., Misselbrook, T., Yan, T., Reynolds, C. K., & Stergiadis, S. (2019). Evaluation and prediction of nitrogen use efficiency and outputs in faeces and urine in beef cattle. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 280(April), 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.013>
- ASAE. (2005). Manure production and characteristics. *American Society of Agricultural Engineers*, 4.
- Berthiaume, R., Mandell, I., Faucitano, L., & Lafrenière, C. (2006). Comparison of alternative beef production systems based on forage finishing or grain-forage diets with or without growth promotants: 1. Feedlot performance, carcass quality, and production costs. *Journal of Animal Science*, 84(8), 2168-2177. <https://doi.org/10.2527/jas.2005-328>
- Cheng, M., McCarl, B., & Fei, C. (2022). Climate Change and Livestock Production: A Literature Review. *Atmosphere*, 13(1). <https://doi.org/10.3390/atmos13010140>
- Gorocica-Buenfil, M. A., & Loerch, S. C. (2005). Effect of cattle age, forage level, and corn processing on diet digestibility and feedlot performance. *Journal of Animal Science*, 83(3), 705-714. <https://doi.org/10.2527/2005.833705x>
- Homolka, M. N., Erickson, G. E., & Koelsch, R. K. (2021). *Predicting nitrogen and phosphorus balance in beef open lots. 2010*, 641-653.
- Larney, F. J., & Hao, X. (2007). A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology*, 98(17), 3221-3227. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.005>
- Luebbe, M. K., Erickson, G. E., Klopfenstein, T. J., & Greenquist, M. A. (2012). Nutrient mass balance and performance of feedlot cattle fed corn wet distillers grains plus solubles. *Journal of Animal Science*, 90(1), 296-306. <https://doi.org/10.2527/jas.2009-2414>
- National Research Council. (2000). Nutrient Requirements of Beef Cattle: Seventh Revised Edition: Update 2000. In *Nutrient Requirements of Beef Cattle* (Vol. 2000). <https://doi.org/10.17226/9791>
- Rout, P. K., & Behera, B. K. (2021). Sustainability in Ruminant Livestock: Management and Marketing. In *Sustainability in Ruminant Livestock: Management and Marketing*. <https://doi.org/10.1007/978-981-33-4343-6>
- Vaneeckhaute, C., Ghekiere, G., Michels, E., Vanrolleghem, P. A., Tack, F. M. G., & Meers, E. (2014). Assessing Nutrient Use Efficiency and Environmental Pressure of Macronutrients in Biobased Mineral Fertilizers: A Review of Recent Advances and Best Practices at Field Scale. *Advances in Agronomy*, 128, 137-180. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802139-2.00004-4>

5. Optimization of nutrient retention to reduce environmental impact of feedlot manure management: The case for composting and zeolite addition



Brazilian Journal of Animal Science

Optimization of nutrient retention to reduce environmental impact of feedlot manure management: The case for composting and zeolite addition.

Journal:	<i>Revista Brasileira de Zootecnia</i>
Manuscript ID	Draft
Manuscript Type:	Full Length Research Article
Keyword:	beef cattle, eutrophication, feedlot, manure, methane

SCHOLARONE™
Manuscripts

1
2
3 1 **Optimization of nutrient retention to reduce environmental impact of feedlot**
4
5 2 **manure management: The case for composting and zeolite addition.**
6
7
8
9 3

10
11 4 **ABSTRACT:** Manure management contributes to the environmental impacts generated
12 on feedlots, optimizing these practices may reduce arising emissions. Therefore, our
13 aim was to compare the environmental performance of three modelled scenarios:
14 stockpiling, composting, and composting with zeolite. Implementing a Life Cycle
15 Assessment approach we calculated the Global Warming Potential (GWP) and
16 Eutrophication Potential (EP) for each scenario and allocated emissions per ton of
17 liveweight gained during the evaluated period. Results on GWP showed that
18 composting and composting zeolite will result on lower greenhouse gases emitted than
19 stockpiling, with 0.57 TonCO₂eq TonLW⁻¹, 0.39 TonCO₂eq TonLW⁻¹ and 0.36 TonCO₂eq
20 TonLW⁻¹ respectively. For EP the results for stockpiling were 5.25 KgPO₄eq TonLW⁻¹,
21 composting 7.3 KgPO₄eq TonLW⁻¹ and composting with Zeolite 6.9 KgPO₄eq TonLW⁻¹.
22 On this impact category no difference amongst the modelled scenarios methods was
23 established due to the high uncertainty of the data since none of the alternatives has
24 the capacity to retain nutrient leaching or runoff, highlighting the importance of
25 implementing impermeable floors and effluent collection during composting.
26 Complementing our findings, nutrient retention in the final product was estimated to
27 evaluate the fertilizer potential. For this matter stockpiling retained the larger amount
28 of nitrogen amongst the three treatment options, phosphorus retention was stable
29 through all of the strategies.

30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45 23 Overall, Composting has a lower GWP and additional benefits such as pathogen and
46 weed seed elimination, along with reduced volume for transportation. Nonetheless,
47 evaluating alternative additives and implementing impermeable floors during
48 treatment phase are encouraged to enhance the eutrophication potential category.

49
50
51
52 27 **Keywords:** Beef LCA, Cattle emissions, Environmental assessment manure, Feedlot
53 stockpiling, Manure eutrophication, Manure fertilizer, Manure greenhouse gases
54
55
56
57
58
59
60

1. Introduction

Feedlots, as a significant component of the beef production sector, face multifaceted challenges due to climate change. These challenges require the adoption of strategies that address both mitigation of emissions and adaptation to changing environmental conditions (Cheng et al., 2022). Feedlots not only contribute to greenhouse gas emissions and eutrophication of water sources, but they have also been known to have a low nutrient efficiency (Shike, 2013). The efficiency of nutrient usage is defined as the percentage of the nutrients from inputs that are transformed into products and co-products (FAO, 2018). In this context, feedlots are considered to produce only liveweight, and nutrients consumed through feed intake are partitioned through maintenance (10-50%) (NRC, 2000), liveweight gain (5-20%) (Cowley et al., 2019) and their excretion in manure (60-80%) (Bierman et al., 1999; Erickson & Klopfenstein, 2010). Shifting the current perspective of manure as waste to an organic fertilizer will encourage its consideration as a co-product, thus focusing efforts to maintain nutrients. By addressing nutrient losses in manure management, feedlot operations can effectively enhance nutrient utilization efficiency and minimize environmental impacts associated with excessive nutrient release into surrounding ecosystems (Smith et al., 2020).

Frequently, manure in feedlots is managed through a low technologic process, starting with excretion on pens soils and remaining on surface for 120-200 days (ASAE, 2005; Erickson & Klopfenstein, 2010). Succeeded by mechanical removal and subsequent stockpiling, these stockpiles remain on-site for extended periods, occasionally exceeding up to one year (Redding et al., 2015). One of the main environmental

concerns of this process is the high amount of nitrogen and phosphorus losses through leaching and runoff, potentially causing eutrophication when water sources are reached (FAO, 2018). Measurements carried out on this management system report losses of 5-30% of nitrogen and of 10-30% phosphorus through runoff and leaching (Kissinger et al., 2007). In addition, manure management also generates greenhouse gases emissions from carbon and nitrogen volatilization, allocating for 65-80% of nitrogen and 65-90% of carbon losses (Erickson & Klopfenstein, 2010; Kissinger et al., 2007). To determine nutrient flows, mass balances have proven to be an effective approach, however, these assessments predominantly focus on quantification alone, overlooking the environmental implications associated. Life cycle assessment (LCA) is a methodology used frequently to complement mass balances, going beyond the quantification of inputs and outputs and evaluating environmental burdens and potential impacts. LCAs assessing environmental impacts of feedlot manure management systems have been applied to quantify emissions of traditional practices such as stockpiling (Ghafoori et al., 2006), as well as comparing the environmental outcomes of different strategies such as land application versus gasification (Wu et al., 2013) or composting (Redding et al., 2015). Using LCAs, researchers have been able to determine the mitigation potential of the proposed alternatives to manure management before implementation is carried out. On implementing alternatives, composting has proven to have multiple benefits such as volume, insect presence and odour reduction, pathogen and weed seed elimination, and nutrient enhancement or bioavailability for plants (USDA, 2000), allowing it to gain popularity and become the number one manure management alternative in feedlots (Larney & Hao, 2007; Tucker

et al., 2015). Another significant and practical factor in selecting this manure management method has been the low investment required for implementation. This arises from the prevalent practice in Mexican feedlots of composting in open air environments lacking infrastructure such as floors, walls, or drainage systems. Composting within an open facility predisposes nutrient loss through runoff during rainfall or water addition, leaching through natural soils and wind dispersal of dry matter (Cortus, 2020; Foged et al., 2011). Consequently, failing to retain substantial amounts of nutrients, thus reducing its fertilizing value. To address this limitation while maintaining cost-effectiveness, additives have been incorporated to the manure composting process. Using additives for nutrient retention has optimized the fertilizing potential of manure, converting this resource into organomineral fertilizers with a larger nutrient concentration (Smith et al., 2020). For this matter, the effects of biochar, clay and zeolites on carbon and nitrogen retention have been studied under controlled conditions with positive results (Liu et al., 2023). These substrates are considered “bulking agents”, which improve structure and allow a better ventilation (Dias et al., 2010), zeolite and clay have also been proven to have an adsorbent effect on nitrogen, reducing its losses during composting (Liu et al., 2023).

Zeolite and clay's effects on nutrient flows have been studied (Liu et al., 2023), transforming these nutrient flows into environmental impact is possible through modelling. Therefore, the aim of this study was to model manure management alternatives for a traditional feedlot facility, comparing the environmental impacts of stockpiling, composting, and composting with zeolite scenarios. As part of promoting

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

97 the fertilizer value of optimized manures, we evaluated the amount of nutrients
98 available in the final product of every scenario.

99 **2. Materials and Methods**

100 **2.1 Feedlot**

101 We conducted an environmental impact assessment of the manure management
102 system of a feedlot as a case study and modelled two alternative managements to
103 evaluate the impact of this process on water eutrophication and greenhouse gases
104 emissions in all three scenarios. The feedlot assessed had the capacity to house 8,000
105 animals and it was located in central Mexico, where the climate is warm temperate dry,
106 having a mean annual temperature of 17°C (3.4°C min. -31.2°C max.), mean annual
107 precipitation of 700mm, and evapotranspiration potential of 1,600mm. These three
108 climatic variables highly influence the emission rates since emission coefficients vary
109 amongst climate zones.

110 The environmental impact assessment was applied through a Life Cycle Assessment
111 (LCA) approach. However, since LCA methodology requires all inputs and outputs
112 generated directly and indirectly from every process and our limits of study only
113 included direct emissions, we cannot did not fully conduct an LCA. We applied the LCA
114 approach by selecting the impact categories that corresponded to greenhouse gases
115 emissions (Global Warming Potential) and eutrophication (Eutrophication Potential),
116 which will be furtherly described.

117 To determine manure and nutrient inputs to the process of manure management we
118 resorted to a priorly developed mass balance of the feedlot's operations that

119 corresponded to one-year fluxes. For this mass balance, the inputs considered were
120 feed and cattle as: liveweight, dry matter, nitrogen, and phosphorus (Wingartz & Olea,
121 2023). Outputs were reported in the same components. The results showed that after
122 the dry matter losses, the remaining volume was 6,778 tons. For nitrogen and
123 phosphorus, the amounts were 285 and 37 tons, respectively.

124 **2.2 Manure management system**

125 Manure management consisted of four phases: 1. Dry lot, 2. Collection, 3. Treatment and
126 4. Disposal. The alternatives modelled assumed a different treatment method,
127 maintaining the same management practices in the Dry lot, Collection and Disposal
128 phases. Both, the baseline scenario, and the modelled alternatives were developed
129 without accounting for infrastructure alterations. This choice aimed at maintaining the
130 accessibility of the composting practices even in the alternatives proposed, intending
131 to avoid the need for substantial investments. This approach was adopted for the
132 feedlot under investigation but taking into consideration characteristics that might be
133 common to other manure management systems that could be considering similar
134 practices. Thus highlight main opportunities of improvement that could put near to
135 hand of business holders.

136 **2.2.1 Dry lot and collection**

137 During the Dry lot phase manure was excreted in pen soils with no vegetation or
138 bedding and remained there for 33-92 days. Even the longest value in this range (92
139 days) is considerably shorter than the standard period observed for manure removals
140 from feedlots which tends to be from 120-200 days (ASAE, 2005; Erickson &
141 Klopfenstein, 2010). The shorter period is due to the constant relocation of the same

lots of animals into different pens throughout the fattening process, allowing to collect manure more frequently. The Collection of manure was carried out with a mechanical scraper. However, the square pens had some difficult areas for the scraper to reach, causing a 12% residue that could not be collected. The portion of manure that was left on pens was assumed to be stored on dry lot throughout the whole year and is referred to as "Permanent dry lot".

2.2.2 Treatment

After collection, manure entered the Treatment phase, where it was combined with the food waste from pens and processing operations. For this case study the current treatment was stockpiling and was considered the baseline scenario. Subsequently, two alternative treatment scenarios were modelled: composting and composting with zeolite.

a) Stockpiling

The accumulated feed waste and collected manure were stockpiled at 20-100 m distance from pens and left on-site with no intervention other than adding more of either inputs. The stockpile was left from 152-213 days and the removal criteria was to meet the agricultural application needs. Piles were observed to measure as much as 30m long and 6m high.

b) Composting

The composting method modelled was an outdoor passive windrow system with aeration implemented by turning with a front-end loader at weeks 2, 6 and 8. The windrows were 10m long, 2.5m wide at the base and 2m high. The initial C:N was 28:1,

164 allowing the temperature to rise between 55-65°C during the first week. The active
165 composting period lasted 10 weeks, followed by a 9-week maturation period,
166 constituting a 19-week process (133 days). An additional 25-day storage period was
167 modelled in order to meet the disposal demand times as the farm's fertilizing
168 requirements did not change.

169 No materials other than manure and feed waste were added to the windrows, which
170 were watered weekly and measured 10 m long, 2.5 m wide at the base and 2 m high. As
171 previously noted, this study did not incorporate effluent collection facilities, nor did it
172 involve the implementation of roof, walls or impermeable floors.

173 ***c) Composting with zeolite***

174 With the previously described composting method, an additive scenario was modelled.
175 As additive, zeolite was included at a 15% rate only at the beginning of the composting
176 process. Since zeolite addition does not improve microbial metabolism the duration
177 and temperature were kept constant.

178 **2.2.3 Disposal**

179 The final phase was Disposal, where the end-product from treatment was applied to
180 agricultural soils twice a year for soil enhancement purposes. The end-product was
181 transported on a truck load for 0.5 to 7 km to be disposed with a rear discharge
182 spreader. Further soil and agricultural management were not included in this
183 environmental assessment.

184 **2.3 Environmental assessment**

185 **2.3.1 System boundaries and functional unit**

186 The system’s boundaries are established as the starting and ending points of the
187 environmental impact assessment, for this, manure management was considered to
188 start with urine and fecal excretion and end with the final product being applied to
189 agricultural land (Figure 1). Within these boundaries, emissions generated from
190 manure and feed waste were estimated through different alternatives. Indirect
191 emission sources such as: manufacturing processes, fuel combustion or energy
192 consumption were not included. The timeline boundaries were set to one-year
193 operations and nutrient flows, which corresponded to 6,778 tones of dry matter, 285
194 tones of nitrogen and 37 tones of phosphorus.

195 Concurring with the aim of the present study, which intends to assess emission
196 reductions of the cattle fattening process that can be achieved through a more efficient
197 manure management, the functional unit was determined to be 1 ton of liveweight
198 gained adjusted to 18.75% of crude protein (1TonLW eq). However, most manure
199 management studies consider this process to be an organic fertilizer manufacturing
200 system, and report emissions per ton of Volatile Solid (VS) managed or transformed.
201 For this reason, we selected a secondary functional unit (1Ton VS). Reporting emissions
202 per ton of VS can be useful as a parameter for agricultural systems as an input and will
203 also allow to set a reference point with other studies.

204 Figure 1. Boundaries of environmental assessment and manure management flow.

2.3.2 Impact Assessment Categories

Global Warming Potential (GWP)

Global Warming Potential category included emissions of methane (CH_4) and nitrous oxides (N_2O) generated during the different phases of manure management. Emissions were estimated based on the models proposed by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2019) in the Tier 2 baseline. These models determine emissions based on the fraction of total nutrients that convert into greenhouse gases, the designated converted fractions for each management phase are available in Table 1.

For methane, emissions were obtained following the criteria used in equation 10.23 “ CH_4 emission factor from manure management” from IPCC 2019 Refinement Guidelines, Chapter 10 Volume 4 (IPCC, 2019).

GWP is reported in kilograms of CO_2 , for this, the total CH_4 and N_2O emitted had be converted to their equivalent in CO_2 depending on the potential warming effect. Aligning with the IPCC 2006 guidelines, most studies use conversion factors of 25kg of CO_2 per kg of CH_4 and 298 kg of CO_2 per kg of N_2O .

Eutrophication potential (EP)

Eutrophication Potential from nitrogen (N) and phosphorus (P) leaching and runoff was calculated with the Environmental Industrial Product Development (EDIP) (2003) guidelines. EP category results were reported in kilograms of equivalent phosphate (KgPO_4eq), for which the total nutrient losses were assigned equivalent values of 0.39 for N and 3.066 for P. Emissions were determined based on the fraction of initial concentration that was lost (Table 1).

227 Table 1: Fractions of nitrogen and phosphorus converted to corresponding emissions
228 for each phase of manure management.

229 **2.4 Nutrient mass balance**

230 Within the scope of our assessment, we consider the end product of manure
231 management systems to be a valuable fertilizer and soil enhancer. Thereby, we
232 calculated this value as amount of nutrients available for application, a significant
233 metric when analyzing different management alternatives. To determine the amount of
234 nutrients that would remain in the end product, we developed a mass balance based on
235 a conceptual model:

236 Figure 2. Estimation of nutrients remaining in fertilizer material after manure
237 management. Where:

238 **2.5 Uncertainty assessment**

239 To develop the models and estimate emissions, data was collected from various
240 sources, thereby generating uncertainties within the study's values. Considering this
241 uncertainty, a range of values were used for the main parameters. Results presented
242 contain the variability that may arise from the uncertainty ranges. To address this, a
243 Monte Carlo simulation was carried out with SimaPro® ver.7 PhD, where in the
244 environmental impact calculation method ReCiPe midpoint (H) was selected.

3. Results and discussion

3.1 Environmental impacts

As previously stated, the primary functional unit selected was one ton of liveweight gain (TonLW). Initially, our results are presented in such context. Complimentarily, we converted emissions to a secondary FU (Ton VS) to provide information for the organic fertilizer production sector.

Global Warming Potential

The GWP for the stockpiling scenario was determined to be 0.57 TonCO₂eq TonLW⁻¹, as presented in Table 2. This emission rate is considerably low when contrasted with similar studies, which report emissions of 1.02-1.14 TonCO₂eq TonLW⁻¹ (Heflin et al., 2019; Wu et al., 2013). The observed variability is primarily attributable to two influencing factors. Firstly, a higher amount of protein intake observed in the reviewed studies (13.5-14% (Heflin et al., 2019)) in contrast with the present study (12%), resulting in higher N₂O emissions and therefore overall GWP (Bao et al., 2018). Secondly, the difference in the selected emission factors for N₂O emissions for feedlots. In the current investigation, the emission factor for Dry lot was established as 0.55% of total excreted nitrogen (Table 1). In contrast, Heflin et al., 2019; and Wu et al., 2013, employed a 2% emission factor for the same category, aligning with the default value established by the IPCC (2019a). However, the default value originated from Külling et al. (2001), a study conducted under different conditions than the proposed manure management system. A critical substitution of the default emission factor was justified by the findings of Parker et al. (2017), where specificities on stockpiling in a Dry lot environment were met. Through direct measurements, and simulated precipitation

regimes Parker et al. (2017) established a range of 0.004-0.55% for this emission factor. This explains to a great extent the lower results obtained for our base scenario. As for our alternative scenarios, emissions were 0.39 TonCO₂eq TonLW⁻¹ for Composting and 0.36 TonCO₂eq TonLW⁻¹ for Composting with Zeolite (Table 2). This represents a reduction on GWP of 32% and 37%, respectively in contrast with Stockpiling. The emission reduction can be directly related to the aerobic degradation of organic matter. Stockpiling is an anaerobic process, which emits CH₄ and N₂O on a larger scale than aerobic processes, that increase gas transformation to CO₂ and N₂ (Liu et al., 2023). Establishing that an adequate composting might reduce GWP of manure management on a significant level (Figure 3). Lastly, as presented on Figure 3, we can observe that the incorporation of Zeolite into the composting process had no influence on the GWP. This observation can be due to the fact that zeolite's adsorption targets primarily NH₃ molecules, hence, reducing NH₃ emissions. However, NH₃ is not a GHG, therefore reducing this air emissions will improve air quality but not GWP. Additionally, it has also been proven that zeolite's bindings to aerogenous nitrogen are weak and agitation causes breakage and release of nitrogenated gases (Lim et al., 2017; Liu et al., 2023)

Figure 3. Global Warming Potential of the three manure management scenarios developed, Stockpiling, Composting and Composting with Zeolite. Emissions are reported as emission allocation per functional unit. Where:

288 **Eutrophication Potential**

289 For EP the results showed no difference between stockpiling (5.25 KgPO₄eq TonLW⁻¹),
290 composting (7.3 KgPO₄eq TonLW⁻¹) nor composting with Zeolite (6.9 KgPO₄eq TonLW⁻¹). On average, the emission rate estimated in the current study was found to be lower
291 ¹). On average, the emission rate estimated in the current study was found to be lower
292 by 20% than a similar manure composting process modelled by Havukainen et al.
293 (2020). One of the main differences was the concentration of P, which resulted to be
294 11% higher in Havukainen et al. (2020) than for the present study. Considering, that P
295 has a higher EP than N (3.066 vs. 0.39 respectively), we can imply that increasing P
296 concentration in manure will directly impact the EP. However, resources establishing
297 the type of relationship between manure P concentration and EP were not found.

298 As for composting, it has been shown that turning has the potential to increase nutrient
299 leaching, and therefore EP in comparison with static piles (IPCC, 2019). This difference
300 is not observed in our results as a consequence of high uncertainty of the data. Data
301 uncertainty is attributable to several factors, including lack of data or
302 representativeness in the data, which as stated by the IPCC is “the lack of complete
303 correspondence between conditions associated with the available data and the real-
304 world conditions”. To reduce the uncertainty arising from this source, stratification or
305 sampling and measuring strategies have been stated as the primary recommendations
306 (IPCC, 2019c). These strategies aim to complement the model with more accurate data,
307 particularly emission factors, thereby reducing on potential impacts. Measurements are
308 encouraged because estimating nutrient leaching through modelling represents a high
309 variability, ranging from 0-50% (IPCC, 2019), hence not elucidating differences
310 amongst our three scenarios. Another source of uncertainty arises from the chosen

additive (zeolite), which has demonstrated highly variable results (Liu et al., 2023) and has yet to be characterized with more accuracy.

On the other hand, we can observe across all three scenarios that the proposed treatments have limited efficacy on reducing EP. Therefore, despite the higher initial investment, the installation of impermeable floors would prove to be beneficial on this impact category. Considering that the treatment phase of this manure managements allocates for 52-74% of EP (Figure 5), the implementation of impermeable floors exclusively under the treatment area could show a significant improvement on the environmental impact while enhancing the fertilizing of the final product.

Figure 4. Eutrophication Potential of the three manure management scenarios developed, Stockpiling, Composting and Composting with Zeolite. Emissions are reported as emission allocation per functional unit. Where:

Figure 5. Eutrophication Potential of the three manure management scenarios developed, showing each management's phase allocation to overall emissions. Emissions are reported as emission allocation per functional unit. Where:

Table 2. Environmental assessment results for three manure management scenarios presented by primary (TonLW⁻¹) and secondary (TonVS⁻¹) functional units.

3.4 Fertilizers

The final product of manure management is an organic fertilizer, since higher quality fertilizer will have a higher nutrient concentration, one of the objectives of manure management should be to reduce nutrient loss as much as possible. Through, the proposed strategies the nutrients retained in the final product vary as shown in Table

6. Concerning to nitrogen (N), we can clearly state that Stockpiling is the most efficient manure management, followed by Composting with Zeolite and lastly Composting alone. This observation is related to the absence of windrow turning, reducing N gasification, which is the primary path of N loss from manure. It has been proven that the aeration rate of windrows has a positive linear relationship with total N and NH_3 losses during composting (Liu et al., 2023). Justifying the exacerbated gaseous N losses when Composting is established, as well as increasing leaching and runoff resulting from N mobilization (Parkinson & Gibbs, 2004). Adding Zeolite bounds NH_3 , thereby reducing this form of N volatilization (Liu et al., 2023), resulting on a higher N concentration in the final product compared with traditional composting. The advantage of Composting with Zeolite over Stockpiling lies on the lower GWP generated, as detailed in section 3.1. This suggests that adopting Composting with zeolite as an alternative to Stockpiling may result in the reduction of GWP with lesser N loss compared to Composting alone.

Regarding phosphorus (P), the amounts retained are similar throughout the three modelled scenarios. Given that P does not volatilize, losses occur through runoff and leaching, conducting to increased losses after every turning event (Parkinson & Gibbs, 2004). The difference between P losses during stockpiling and a three turning composting process can reach up to 20% in certain instances (Parkinson & Gibbs, 2004), thereby accounting for the observed difference (Table 3) between Stockpiling and the other two alternatives. In this context, the addition of Zeolite to the composting process did not have any effect due to Zeolite's inability to bind P, failing to retain it. In

order to successfully bind Zeolite and P, Zeolite must receive a previous treatment with an acidic solution (Thilsing et al., 2006).

Table 3. Amount of nitrogen and phosphorus that remains in the total manure after treatment (before disposal).

4. Conclusions

Transforming feedlot manure into organic fertilizers presents an opportunity to reduce the environmental impacts of beef production while generating a valuable product for agriculture. Nevertheless, prevailing common practices exhibit limited efficacy in nutrient retention, thereby failing to deliver the mentioned benefits. Nutrient losses not only diminish the fertilizer value but also exacerbate environmental impacts arising from this process.

In this case study, we demonstrate that composting manure reduces GWP compared to Stockpiling, and how Zeolite as an additive does not improve the achieved reduction from composting. Composting mitigates GWP through the aerobic degradation of organic compounds, which generates compounds with less warming potential than anaerobic processes. However, this advantage is counterparted by an increased nutrient loss compared to Stockpiling, resulting in a lesser fertilizing potential. Along with this, optimization of eutrophication was not accomplished through the modelled strategies, therefore, the implementation of impermeable floors during the treatment phase imperative to perceive favorable results. Given that composting, even with additives, increases nutrient mobilization and loss. In this evaluation, we observe that while zeolite exhibits some capacity to retain nitrogen this effect is not reflected in the

selected environmental impact categories, emphasizing the need to explore alternative additives targeting the environmental impact categories of interest.

Considering beef production, environmental impacts corresponding to manure management are allocated per unit of liveweight gain. Hence, improving this process will mitigate the overall footprint of meat production. Given that GWP arising from beef production is mainly attributed to enteric fermentation, improvements in manure management will have a more significant effect on the eutrophication potential category.

The uncertainties revealed underline the importance of acquiring more precise data to predict more accurately the possible outcomes and differences amongst them.

Overall, Composting has a lower GWP and additional benefits such as pathogen and weed seed elimination, along with reduced volume for transportation. Nonetheless, evaluating alternative additives and implementing impermeable floors during treatment phase are encouraged to enhance the eutrophication potential category. Improving manure management will reduce environmental impacts associated with beef production while producing a valuable fertilizer. However, the mitigation potential of possible strategies must always be evaluated prior to its implementation, thus acknowledging the expected benefits before investments are made.

References

ASAE. (2005). Manure production and characteristics. *American Society of Agricultural Engineers*, 4.

Bao, Y., Zhou, K., & Zhao, G. (2018). Nitrous oxide emissions from the urine of beef

cattle as regulated by dietary crude protein and gallic acid. *Journal of Animal Science*, 96(9), 3699–3711. <https://doi.org/10.1093/jas/sky252>

Bierman, S., Erickson, G. E., Klopfenstein, T. J., Stock, R. A., & Shain, D. H. (1999). Evaluation of nitrogen and organic matter balance in the feedlot as affected by level and source of dietary fiber. *Journal of Animal Science*, 77(7), 1645–1653. <https://doi.org/10.2527/1999.7771645x>

Cheng, M., McCarl, B., & Fei, C. (2022). Climate Change and Livestock Production: A Literature Review. *Atmosphere*, 13(1). <https://doi.org/10.3390/atmos13010140>

Cortus, E. (2020). *Composting Livestock and Poultry Carcasses*. University of Minnesota Extension.

Cowley, F., Jennings, J., Cole, A., & Beauchemin, K. (2019). Recent advances to improve nitrogen efficiency of grain-finishing cattle in North American and Australian feedlots. *Animal Production Science*, 59(11), 2082–2092. <https://doi.org/10.1071/AN19259>

Eghball, B. (2003). Leaching of Phosphorus Fractions Following Manure or Compost Application. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, December 2014*, 37–41. <https://doi.org/10.1081/CSS-120025207>

Erickson, G., & Klopfenstein, T. (2010). Nutritional and management methods to decrease nitrogen losses from beef feedlots. *Journal of Animal Science*, 88(13 Suppl), 172–180. <https://doi.org/10.2527/jas.2009-2358>

FAO. (2018). Nutrient flows and associated environmental impacts in livestock supply chains. In *Nutrient flows and associated environmental impacts in livestock supply chains. Guidelines for assessment* (Vol. 1). <http://www.fao.org/partnerships/leap/publications/en/>

Foged, H. L., Flotats, X., Blasi, A. B., Palatsi, J., Magri, A., & Schelde, K. M. (2011). Inventory of manure processing activities in Europe. *Technical Report No. 1 Concerning “Manure Processing Activities in Europe,” I*, 138. https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/18943/21010_technical_r

- 428 eport_I_inventory.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- 429 Ghafoori, E., Flynn, P. C., & Checkel, M. D. (2006). Global warming impact of electricity
430 generation from beef cattle manure: A life cycle assessment study. *International*
431 *Journal of Green Energy*, 3(3), 257–270.
432 <https://doi.org/10.1080/01971520600704423>
- 433 Gholamhoseini, M., Ghalavand, A., Khodaei-joghan, A., Dolatabadian, A., Zakikhani, H.,
434 & Farmanbar, E. (2013). Zeolite-amended cattle manure effects on sunflower
435 yield , seed quality , water use efficiency and nutrient leaching. *Soil & Tillage*
436 *Research*, 126, 193–202. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.08.002>
- 437 Havukainen, J., Väisänen, S., Rantala, T., Saunila, M., & Ukko, J. (2020). Environmental
438 impacts of manure management based on life cycle assessment approach. *Journal*
439 *of Cleaner Production*, 264. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121576>
- 440 Heflin, K. R., Parker, D. B., Marek, G. W., Auvermann, B. W., & Marek, T. H. (2019).
441 Greenhouse-gas emissions of beef finishing systems in the Southern High PLAINS.
442 *Agricultural Systems*, 176(August). <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102674>
- 443 Homolka, M. N., Erickson, G. E., & Koelsch, R. K. (2021). *Predicting nitrogen and*
444 *phosphorus balance in beef open lots. 2010*, 641–653.
- 445 Chapter 10 Emissions From Livestock and Manure Management, 4 (2019).
- 446 Intergovernmental Panel on Climate Change. (2019a). *Chapter 10 Emissions From*
447 *Livestock and*.
- 448 Intergovernmental Panel on Climate Change. (2019b). *CHAPTER 11 N 2 O EMISSIONS*
449 *FROM MANAGED SOILS , AND CO 2 EMISSIONS FROM*. 1–48.
- 450 Intergovernmental Panel on Climate Change. (2019c). Vol 1 - Chapter 3: Uncertainties.
451 *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas*
452 *Inventories*, 1–48. [https://www.ipcc-](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/1_Volume1/19R_V1_Ch03_Uncertainties.pdf)
453 [nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/1_Volume1/19R_V1_Ch03_Uncertainties.pdf](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/1_Volume1/19R_V1_Ch03_Uncertainties.pdf)
- 454 Kissinger, W. F., Koelsch, R. K., Erickson, G. E., & Klopfenstein, T. J. (2007).

455 Characteristics of manure harvested from beef cattle feedlots. *Applied*
456 *Engineering in Agriculture*, 23(3), 357–365.

457 Külling, D. R., Menzi, H., Kröber, T. F., Neftel, A., Sutter, F., Lischer, P., & Kreuzer, M.
458 (2001). Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from different types of
459 dairy manure during storage as affected by dietary protein content. *Journal of*
460 *Agricultural Science*, 137(2), 235–250.
461 <https://doi.org/10.1017/s0021859601001186>

462 Larney, F. J., & Hao, X. (2007). A review of composting as a management alternative for
463 beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology*,
464 98(17), 3221–3227. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.005>

465 Lim, S. S., Park, H. J., Hao, X., Lee, S. Il, Jeon, B. J., Kwak, J. H., & Choi, W. J. (2017).
466 Nitrogen, carbon, and dry matter losses during composting of livestock manure
467 with two bulking agents as affected by co-amendments of phosphogypsum and
468 zeolite. *Ecological Engineering*, 102, 280–290.
469 <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.031>

470 Liu, Y., Tang, R., Li, L., Zheng, G., Wang, J., Wang, G., Bao, Z., & Yin, Z. (2023). A global
471 meta-analysis of greenhouse gas emissions and carbon and nitrogen losses
472 during livestock manure composting : In fl uencing factors and mitigation
473 strategies. *Science of the Total Environment*, 885(January), 163900.
474 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163900>

475 National Research Council. (2000). Nutrient Requirements of Beef Cattle: Seventh
476 Revised Edition: Update 2000. In *Nutrient Requirements of Beef Cattle* (Vol. 2000).
477 <https://doi.org/10.17226/9791>

478 Parker, D. B., Waldrip, H. M., Casey, K. D., Todd, R. W., Willis, W. M., & Webb, K. (2017).
479 Temporal Nitrous Oxide Emissions from Beef Cattle Feedlot Manure after a
480 Simulated Rainfall Event. *Journal of Environmental Quality*, 46(4), 733–740.
481 <https://doi.org/10.2134/jeq2017.02.0042>

482 Parkinson, R., & Gibbs, P. (2004). Effect of turning regime and seasonal weather

- conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology*, 91, 171–178.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00174-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00174-3)
- Redding, M., Shorten, P., Weidemann, S., Phillips, F., Pratt, C., Devereaux, J., Lewis, R., Naylor, T., Kearton, T., & Hill, J. (2015). Greenhouse gas emissions from intensive beef manure management. *Meat & Livestock Australia*, 364(23 February 2021), 1–61. <http://libdcms.nida.ac.th/thesis6/2010/b166706.pdf>
- Shike, D. W. (2013). Beef Cattle Feed Efficiency. *Driftless Region Beef Conference 2013*, 3–4.
<https://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1027&context=driftlessconference>
- Smith, W. B., Wilson, M., & Pagliari, P. (2020). Organomineral Fertilizers and Their Application to Field Crops. *Animal Manure: Production, Characteristics, Environmental Concerns, and Management*, 229–244.
<https://doi.org/10.2134/asaspepub67.c18>
- Smith, W., Wilson, M., & Pagliari, P. (2020). Organomineral Fertilizers and Their Application to Field Crops. In *Animal Manure: Production, Characteristics, Environmental Concerns, and Management*.
- Thilsing, T., Jørgensen, R. J., & Poulsen, H. D. (2006). In vitro binding capacity of zeolite A to calcium, phosphorus and magnesium in rumen fluid as influenced by changes in pH. *Journal of Veterinary Medicine Series A: Physiology Pathology Clinical Medicine*, 53(2), 57–64. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0442.2006.00798.x>
- Tucker, R., McDonald, S., O'keefe, M., Craddock, T., & Galloway, J. (2015). *Beef cattle feedlots: waste management and utilisation* (Issue September).
<https://www.mla.com.au/globalassets/mla-corporate/research-and-development/program-areas/feeding-finishing-and-nutrition/manure-handbook/beef-cattle-feedlots---waste-management-and-utilisation.pdf>

511 USDA. (2000). Chapter 2 Composting. In *Environmental Engineering: Vol. Part 637*
512 (Issue February, p. 88).

513 Wingartz, A., & Olea, R. (2023). Evaluación del aprovechamiento de nutrientes en la
514 engorda de bovinos en corral. *Reunión Nacional de Investigación Pecuaria*, 703–
515 705.

516 Wu, H., Hanna, M. A., & Jones, D. D. (2013). Life cycle assessment of greenhouse gas
517 emissions of feedlot manure management practices: Land application versus
518 gasification. *Biomass and Bioenergy*, 54, 260–266.
519 <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.04.011>

520

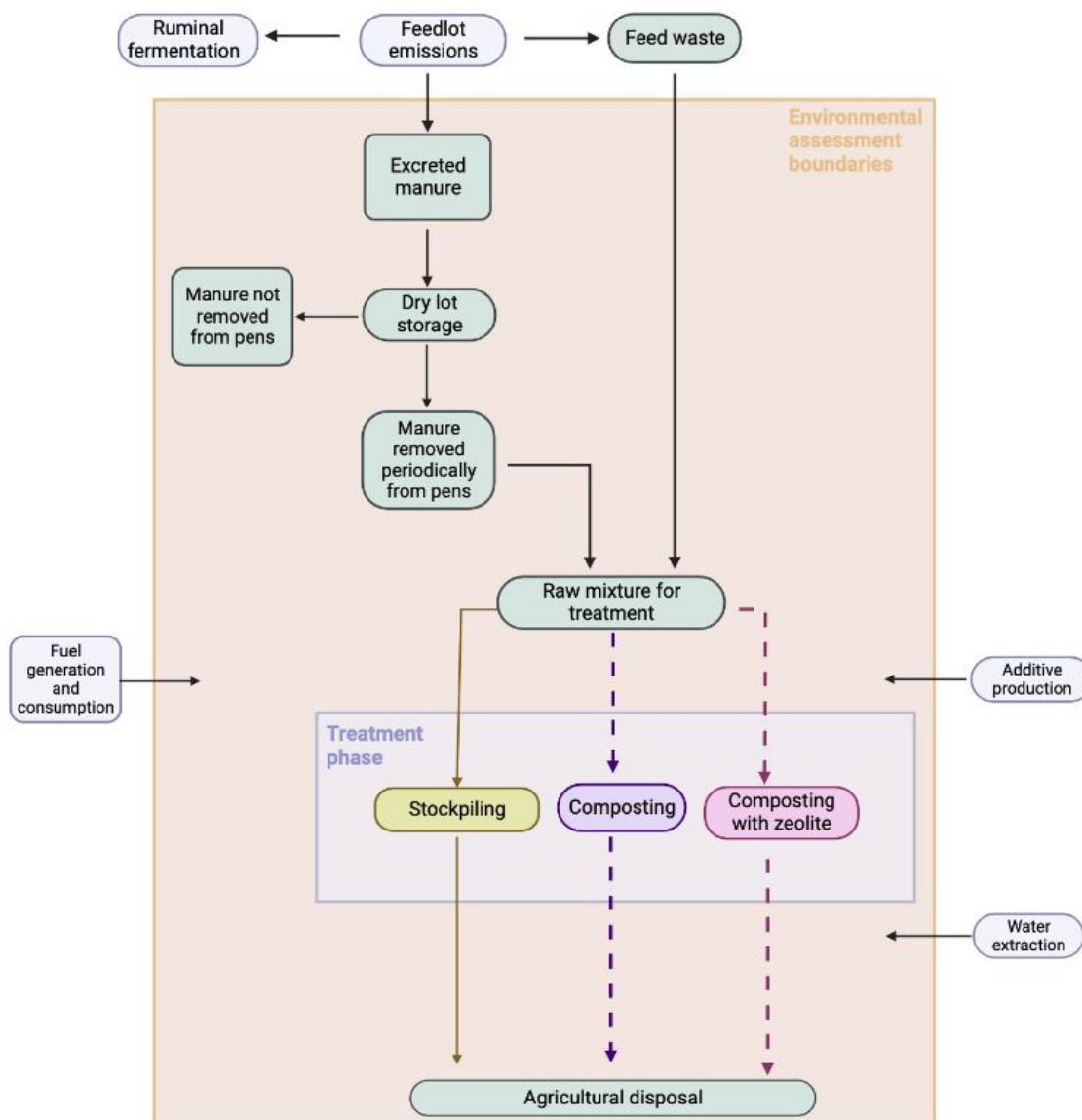


Figure 1. Boundaries of environmental assessment and manure management flow. The environmental assessment included emissions arising from the processes within the orange area, excluding secondary sources of emissions such as food manufacturing, transportation, animal digestion, energetic consumption and other material manufacturing and extraction. The modelled scenarios of manure management assumed only the treatment phase to be different. Solid line (yellow) represents the current management, and the dotted lines correspond to the modelled alternatives considered.

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

11
$$X_n = N_q - \Sigma [Gas_{DL, T,D} - ROff_{DL,T,D} - Leach_{DL,T,D}]$$

13 Figure 2. Estimation of nutrients remaining in fertilizer material after manure
14 management. Where:

15 X_n = Tons of selected nutrient (N or P) contained in the total mass obtained as end
16 product of manure management system in one year.

17 N_q = Nutrient quantity input to manure management system, Tons.

18 Gas = Amount of corresponding nutrient lost through gasification, Tons.

19 ROff = Amount of corresponding nutrient lost through run off, Tons.

20 Leach = Amount of corresponding nutrient lost through leaching, Tons.

21 DL = Dry Lot

22 T = Treatment

23 D = Disposal

For Review Only

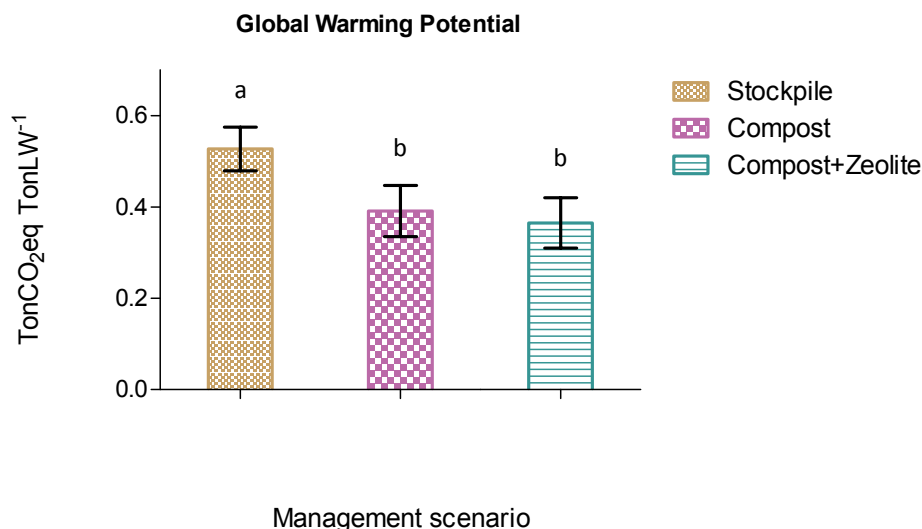


Figure 3. Global Warming Potential of the three manure management scenarios developed, Stockpiling, Composting and Composting with Zeolite. Emissions are reported as emission allocation per functional unit. Where:

TonCO₂eq TonLW⁻¹ = Tons of CO₂eq emitted per Ton of liveweight gain produced on farm.

Values with the same letters are not significantly different at P < 0.05.

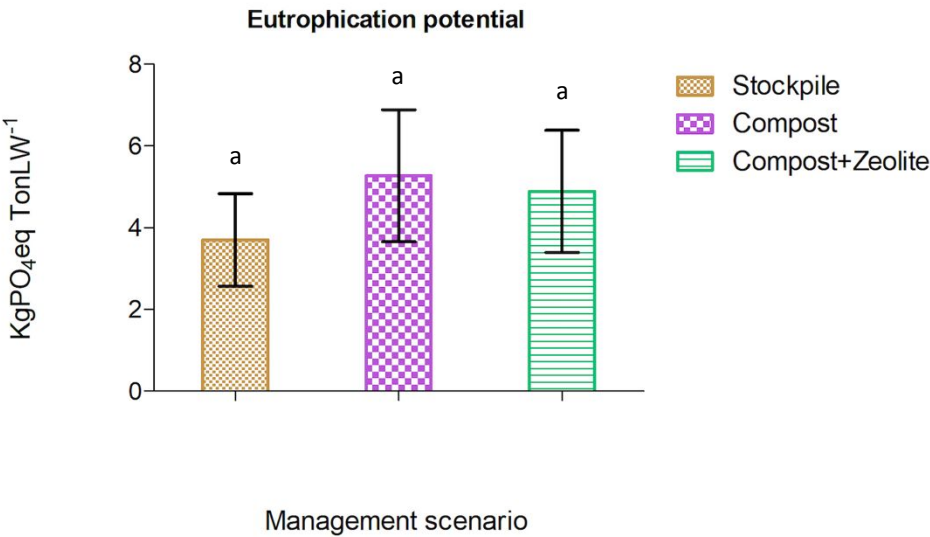


Figure 4. Eutrophication Potential of the three manure management scenarios developed, Stockpiling, Composting and Composting with Zeolite. Emissions are reported as emission allocation per functional unit. Where:

TonPO₄eq TonLW⁻¹ = Tons of PO₄eq emitted per Ton of liveweight gain produced on farm.

Values with the same letters are not significantly different at P < 0.05.

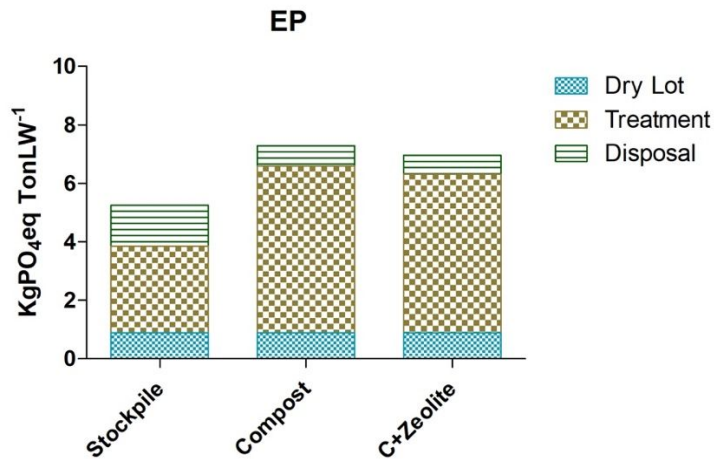


Figure 5. Eutrophication Potential of the three manure management scenarios developed, showing each management's phase allocation to overall emissions. Emissions are reported as emission allocation per functional unit. Where:

TonPO₄eq TonLW⁻¹ = Tons of PO₄eq emitted per Ton of liveweight gain produced on farm.

1 Table 1: Fractions of nitrogen and phosphorus converted to corresponding emissions
2 for each phase of manure management.

Management phase	Air emissions			Water emissions	
	%TN			% TN	% TP
	NH ₃	N ₂ O	N ₂	N	P
Dry lot ^{1,2,7}	30	0.55	1.7	3.5	5.3
Permanent dry lot ^{1,2,7}	30	0.55	1.7	3.5	5.3
Stockpile ^{1,3}	45	1	3	2	12
Composting ^{1,3}	60	0.5	1.5	4	27
Composting+Zeolite ^{1,4,8}	42	0.5	1.5	2	27
Disposal when stockpiling ^{6,5}	21	0.2	0.6	24	70
Disposal when composting ^{6,4}	21	0.2	0.6	24	38
Disposal when composting+zeolite ^{6,4}	21	0.2	0.6	19	35

3 %TN: % of total nitrogen excreted or entering each phase that is lost as specific
4 compound

5 %TP: % of total phosphorus excreted or entering each phase that is lost as specific
6 compound

7 ¹(IPCC, 2019a), ²(Homolka et al., 2021), ³(Parkinson & Gibbs, 2004), ⁴(Gholamhoseini
8 et al., 2013), ⁵(Eghball, 2003), ⁶(IPCC, 2019b), ⁷(Parker et al., 2017), ⁸(Liu et al., 2023).

9

10 Table 2. Environmental assessment results for three manure management scenarios
11 presented by primary (TonLW⁻¹) and secondary (TonVS⁻¹) functional units.

	Emissions TonLW ⁻¹	Emissions TonVS ⁻¹
	GWP	
	TonCO _{2eq}	
Stockpile	0.57	0.20

Compost	0.39	0.12
Compost+Zeolite	0.36	0.11
EP		
<i>KgPO₄eq</i>		
Stockpile	5.25	1.03
Compost	7.30	1.43
Compost+Zeolite	6.90	1.36

Table 3. Amount of nitrogen and phosphorus that remains in the total manure after treatment (before disposal).

Management scenario	Tons of N remaining in end product	Tons of P remaining in end product
Stockpiling	90.2	32.0
Composting	30.6	30.2
Composting+Zeolite	48.7	30.3

Conclusiones

Los impactos ambientales de la ganadería que son generados por el manejo de excretas podrían ser disminuidos mediante la optimización de los procesos tradicionales a los que son sometidas. Para ello, es crucial transformar la perspectiva actual de las excretas como desechos y redefinirlas como co-productos, principalmente para la fertilización agrícola. A través de la metodología desarrollada en el presente estudio, fue posible evaluar alternativas al sistema de manejo de excretas con el propósito de reducir las emisiones generadas y aumentar la retención de nutrientes en comparación con el escenario actual. Inicialmente, el balance de masas proporcionó la información necesaria sobre la cantidad de nutrientes y materia orgánica que se utiliza durante la engorda, la proporción que se transforma en el producto deseado (toneladas de peso vivo) y la que termina en las excretas. En este contexto, la unidad de producción bajo estudio, demostró tener índices de eficiencia de los nutrientes consumidos de 15% para la materia orgánica, 17% para el nitrógeno y 29% para el fósforo. Dichos parámetros resultaron ser comparables a los valores de referencia para corrales de engorda bajo condiciones y grados de tecnificación similares. Las principales características productivas que permiten alcanzar altos índices de eficiencia, como los observados en este estudio, incluyen el uso de dietas altamente digestibles (>75%), implantación con anabólicos y la adición de promotores de crecimiento en la alimentación. En corrales de con estas características, las posibilidades de optimización son limitadas a un margen menor al 5% (Homolka et al., 2021; Larney & Hao, 2007; Luebbe et al., 2012; National Research Council, 2000). Por lo tanto, el mayor potencial para optimizar el uso de los nutrientes se encuentra después de su excreción.

Los resultados de este análisis permitieron determinar que las cantidades de nutrientes disponibles para ingresar al sistema de manejo de excretas fueron de 6,778 toneladas de materia seca, 285 toneladas de nitrógeno y 37 toneladas de fósforo. Posteriormente, a través del Análisis de Ciclo de Vida (ACV), se evaluó la retención de nutrientes y los impactos ambientales de las pérdidas de los tres escenarios diferentes. Así, se evidenció que el estercolero presenta la mayor cantidad de nutrientes retenidos, sin embargo, debido a que

es un proceso de degradación anaerobia, sus impactos ambientales son altos. Además carece de otros beneficios que proporciona el compostaje como la eliminación de patógenos y semillas, aceleración del proceso de humificación y mineralización de nutrientes, y la reducción de olores y volumen para su transporte.

Entre los dos escenarios modelados de compostaje, el que incluye zeolita puede retener hasta 50% más nitrógeno que una composta convencional, aunque los impactos ambientales son similares. Con los resultados obtenidos se concluyó lo siguiente:

- Para obtener resultados más significativos en el potencial de eutroficación, es necesario instalar pisos impermeables y utilizar el lixiviado de las pilas. De esta manera las emisiones en la categoría mencionada no serían de principal importancia.
- Disminuir el tiempo de tratamiento reduciría de manera considerable las emisiones.
- Se sugiere evaluar otros aditivos que sean más eficientes que la zeolita en la retención del nitrógeno para minimizar sus pérdidas por vía aérea y con ello reducir el potencial de calentamiento global del proceso.
- Resulta importante complementar este estudio con un análisis económico para determinar si la adición de zeolita resulta en beneficios económicos para la unidad de producción.

Finalmente, en relación con la metodología empleada, una de las principales dificultades identificadas fue la falta de factores de emisión específicos para las condiciones del contexto evaluado y modelado. Esta deficiencia incrementa la incertidumbre de los resultados y dificulta la detección de diferencias entre los escenarios planteados. No obstante, a pesar de ello, la metodología demostró ser una herramienta útil para la evaluación y proyección de alternativas, proporcionando un alto valor al permitir obtener información sobre el impacto que tendría la implementación antes de realizar las inversiones y modificaciones. Una ventaja importante de la metodología es la posibilidad de cambiar entre unidades funcionales. Puesto que si se desea asignar las emisiones a la producción de carne, se puede establecer como toneladas de peso vivo y si, por el contrario,

se considera como insumo agrícola se puede establecer como toneladas de sólidos volátiles. En conclusión, realizar un ACV es una estrategia flexible, de bajo costo y confiable para planificar alternativas de manejo que permitan cumplir con los objetivos de mitigación de emisiones.

Referencias

- Hidalgo Gallardo, A., Hidalgo Gallardo, R. L., Sánchez Torres, Y., & Leal López, Á. J. (2017). "Compromisos de mitigación y adaptación ante el cambio climático para el período 2020-2030 – México." *Boletín Científico de Las Ciencias Económico Administrativas Del ICEA*, 5(9). <https://doi.org/10.29057/icea.v5i9.2126>
- Homolka, M. N., Erickson, G. E., & Koelsch, R. K. (2021). *Predicting nitrogen and phosphorus balance in beef open lots*. 2010, 641–653.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2018). Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990-2015 en México. *Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático*, 845.
- Larney, F. J., & Hao, X. (2007). A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology*, 98(17), 3221–3227. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.005>
- Luebke, M. K., Erickson, G. E., Klopfenstein, T. J., & Greenquist, M. A. (2012). Nutrient mass balance and performance of feedlot cattle fed corn wet distillers grains plus solubles. *Journal of Animal Science*, 90(1), 296–306. <https://doi.org/10.2527/jas.2009-2414>
- National Research Council. (2000). Nutrient Requirements of Beef Cattle: Seventh Revised Edition: Update 2000. In *Nutrient Requirements of Beef Cattle* (Vol. 2000). <https://doi.org/10.17226/9791>
- Ritchie, H., Rosado, P., & Roser, M. (2022). *Environmental Impacts of Food Production*. <https://ourworldindata.org/environmental-impacts-of-food>