

Gestión de residuos e indicadores de manejo de nutrientes en sistemas ganaderos intensificados

Waste and nutrient management indicators in intensified livestock systems

GIL, SB¹; CARBÓ, L¹; HERRERO, MA¹

¹Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Veterinarias.

RESUMEN

Los sistemas de producción animal están cambiando tanto a escala global como local, fruto de algunos factores como la demanda creciente de alimentos, de tierra para producirlos y de innovaciones tecnológicas. Las principales transformaciones se generaron al cambiar de sistemas extensivos a más intensivos, con mayor escala y concentrados geográficamente. El aumento de la carga animal impacta en mayor uso de recursos (energía, nutrientes y agua) y la salida de productos animales por unidad de superficie. A más animales, mayor cantidad de excretas que aportan nutrientes, patógenos, residuos de fármacos de uso veterinario y emisiones de gases a la atmósfera. La sostenibilidad de estos sistemas requiere comprender los procesos que ocurren y monitorearlos a través de indicadores, al igual que favorecer aquellas tecnologías que propician la economía circular para reciclar sus residuos. Los problemas críticos que se presentan en este artículo se recorren desde su caracterización, evaluación mediante algunos indicadores, la definición de estrategias de manejo e interpretación de los flujos dentro del sistema productivo, las propuestas de mitigación y herramientas para la gestión en el contexto de lograr una economía circular en los predios ganaderos. Sin duda, aún queda camino por andar en investigación en este ámbito, donde su relevancia es cada vez mayor para resolver los retos del reciclaje sostenible de recursos orgánicos para los sistemas ganaderos, potenciando los beneficios al ambiente con menores huellas ambientales de nuestros sistemas de producción de alimentos.

Palabras clave: (ganadería), (ambiente), (producción), (sustentabilidad), (mitigación)

SUMMARY

Animal production systems are changing both at a global and local scale, as a result of several factors such as growing demand for food and the land needed for its production and technological innovations. The main changes were generated when extensive systems became intensive, increasing their size and concentrating geographically. The increase in the stocking rate impacts on greater use of resources (energy, nutrients and water) and the output of animal products per unit area. At these higher densities, greater quantities of feces are produced, which increase nutrients, pathogens, veterinary drugs residues and atmospheric gas emissions. Comprehension of the processes that take place, the monitoring through indexes, as well as, the favoring of technologies that propitiate circular economy in order to recycle its residues, is needed to achieve sustainability within these systems. The critical problems presented in this article cover from their characterization, their evaluation through indexes, definition of management strategies and flow interpretation within the production system, the proposal of mitigation and tools for its management within a circular economy context in livestock production systems. There is no doubt that there is still a lot of research to be done in this area. Its relevance is greater every day in order to solve challenges from sustainable recycling of organic resources in animal production systems, maximizing the benefits to the environment with fewer environmental (footprints/impacts) of our food production systems.

Key words: (animal husbandry), (environment), (production), (sustainability), (mitigation)

LA INTENSIFICACIÓN DE LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN ANIMAL

A nivel mundial, los sistemas de producción están cambiando y la demanda creciente de alimentos es uno de los factores prevalente en dichos cambios⁹⁸. Los grandes cambios globales en la agricultura, tanto en el consumo, el marketing, la producción y el comercio son cuatro: los mayores ingresos, los cambios demográficos, las tecnologías de las cadenas agroalimentarias y la liberación del comercio y el capital⁷⁵. A nivel productivo suelen ser consecuencia de diferentes factores^{46, 43, 71}, principalmente aquellos vinculados a presiones del ambiente, a la ubicación del predio respecto de mercados y a niveles de precios de insumos y de los productos vendidos^{99, 87}. Los principales cambios se generaron al pasar de métodos extensivos, de pequeña escala, subsistencia y producciones mixtas agrícola ganaderas a sistemas más intensivos, a gran escala, concentrados geográficamente y con orientación comercial⁷⁹. Se representan como un aumento de la carga animal (incremento de número de animales por unidad de superficie) con el consecuente aumento en el uso de los recursos energía, nutrientes y agua, y una mayor cantidad de productos que salen del establecimiento (carne y leche)^{99, 93, 103}. Este proceso de intensificación, sin

embargo, no está libre de consecuencias. Durante el mismo se liberan al ambiente grandes cantidades de excretas sólidas y líquidas con nutrientes en exceso, metales pesados (principalmente Cobre y Zinc que son agregados a los núcleos de los alimentos) y otros “contaminantes emergentes” como son los residuos de fármacos veterinarios, que pueden afectar el suelo y el agua²⁸; también olores, polvo, insectos, patógenos provenientes de las excretas animales como *Escherichia coli* O157, *Listeria monocytogenes*, *Campylobacter jejuni*, varios serotipos de *Salmonella*, entre otros^{7, 68}, y partículas en el aire que portan vectores²¹. Asimismo, hay que considerar la emisión de diversos gases, conocidos como Gases de Efecto Invernadero (GEI), que resultan adversos, por aportar al calentamiento de la atmósfera^{104, 84, 46}.

La información presentada pretende aportar al conocimiento sobre el desarrollo y empleo de indicadores de sustentabilidad ambiental en el uso de los nutrientes, y sobre el manejo de las excretas y sus implicancias, así como también, propone propuestas de mitigación de los impactos a partir del adecuado tratamiento de las excretas para su vertido o su reutilización como abono en la producción de forraje. Todas estas prácticas resultan un desafío para propender a la sostenibilidad de los sistemas ganaderos intensificados.

LOS NUTRIENTES

En el marco de la sostenibilidad ambiental se han identificado diversos retos para la producción animal. Uno es el manejo de nutrientes, tanto desde una perspectiva ambiental, como económica. Los animales en pastoreo eliminan al sistema entre el 60 y el 70 % del nitrógeno (N) y fósforo (P) ingeridos⁹², mediante el reciclaje por orina y excretas, permaneciendo una escasa proporción en los productos animales¹⁰⁰. En sistemas ganaderos de base pastoril los nutrientes reingresan con una distribución no uniforme de excretas, acumulándose en callejones y aguadas donde los animales permanecen más tiempo. Así, numerosos estudios han determinado la distribución de excretas y sus nutrientes^{105,76,2} como los efectos de las mismas sobre el crecimiento posterior del forraje en pastoreo y cambios en su composición botánica^{1,66,83}. La identificación de los flujos de nutrientes y minerales resulta fundamental para no solo aplicar estrategias de manejo de la alimentación y de los residuos orgánicos, estiércol principalmente^{57,10,26,14}, sino para conocer, también, las consecuencias de su uso dentro del sistema.

LAS EXCRETAS ANIMALES EN LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN

Los residuos ganaderos se componen de las excretas animales (heces con orina) a las cuales se agregan restos de alimentos, paja, barro, soluciones de limpieza y agua, según sistema y especie animal. Estas mezclas se presentan, dependiendo de su contenido de materia seca (MS%), como líquidos también denominados purines (MS% de 0,1 a 10), semisólidos (MS% de 10 al 20) y sólidos, que generalmente son denominados como estiércol (MS% más de 20% y llegando a valores del 60%)⁴⁸.

Las excretas se pueden acumular con diferentes impactos según la intensificación del sistema ganadero. Los purines en los sistemas lecheros se acumulan en inmediaciones de instalaciones de ordeño que se suman a excretas acumuladas en corrales de alimentación y aguadas cercanas, siendo las principales fuentes de contaminación del agua subterránea⁷³. Por otra parte, aquellas que son depositadas en lotes de pastoreo contribuyen a un proceso de reciclaje natural de sus nutrientes, como fue mencionado. Su reutilización a través del crecimiento vegetal, por re-acoplamiento de la producción planta-animal, las cambia de matriz de ser residuos

se convierten en recursos, siendo base del concepto de economía circular⁵⁶. En los sistemas con confinamiento aumenta el riesgo de contaminación puntual y de interferencia en el reciclaje natural de nutrientes, donde la permanencia de un gran número de animales en sectores reducidos durante largo tiempo, requiere de la transferencia de nutrientes desde el área primaria de producción de los alimentos⁴.

La reutilización de los residuos ganaderos como fuentes de nutrientes generaron numerosas investigaciones con diversos focos, como pueden ser a nivel del suelo²², de contaminación de aguas^{41,97} y época del abonado⁴⁴, o de los efectos ambientales indeseables según estrategias de aplicación⁵. En general, sus beneficios se asocian al aporte de materia orgánica y de cierta actividad microbiana, pero aparecen trabajos que plantean interrogantes sobre la producción vegetal, la lixiviación y los nutrientes del suelo^{5,106,13}. Aquellos que generan mayores inquietudes corresponden a la lixiviación de compuestos nitrogenados y fosforados que surgen de las aplicaciones. En un estudio¹⁰⁶ realizado en España aplicaron estiércol porcino en cultivo de maíz, como abono, a dosis de 30, 60, 90 y 120 t/ha combinado con nitrógeno mineral durante 4 años consecutivos. Registraron lixiviaciones de nitrógeno de importancia, recién, tras 3 años seguidos de aplicación, y a partir de ese momento, observaron que las mismas estuvieron relacionadas, directamente, con la cantidad de nitrógeno aplicado. Los mejores resultados ambientales se obtuvieron con la dosis de 30 t/ha. Estos resultados contrastan con los encontrados por investigadores en Argentina, quienes detectaron lixiviación, tanto de nitrógeno como de fósforo, desde el primer año de aplicación de estiércol bovino (dosis únicas aplicadas a la pre-siembra de una pastura), interpretándose que la disparidad de precipitaciones entre ambos lugares podría ser la causa de estas diferencias¹³. Sin embargo, y a pesar del ingreso por lluvias, en ambos estudios la lixiviación estuvo relacionada con la dosis aplicada. Estas situaciones que aparecen con respecto a la lixiviación, como por ejemplo sus impactos a mediano y largo plazo en la calidad productiva futura del suelo, por fitotoxicidad o salinización⁴⁹ o acumulación de nutrientes⁶² por la presencia de contaminantes (orgánicos y metales pesados), podrían tener efectos negativos en los microorganismos del suelo. El impacto de la aplicación de biosólidos en la microbiota del suelo solo se ha estudiado ampliamente en experimentos a corto plazo⁵.

Los aportes del uso de estiércol y purines resultan promisorios respecto a las contribuciones de los fertilizantes químicos comerciales. Las principales dificultades se centraron en la necesidad de un tiempo para su mineralización para entregar nutrientes a las plantas^{24, 44}. Las condiciones climáticas resultan ser un factor central, como lo muestra una serie de ensayos recopilados en Argentina⁴⁴. A pesar de estos problemas, los efectos residuales de la aplicación de purines, estiércol o compost, asociados a las propiedades del suelo y de la concentración de P en el mismo, se pueden detectar hasta 4 años después de la aplicación²³.

La lixiviación de contaminantes desde parcelas fertilizadas es un problema a resolver, ya sea porque incrementa la presencia de nitratos en aguas subterráneas^{106, 13} así como la de fósforo^{13, 97}.

Otro de los problemas asociados es la presencia de patógenos, dado que muchos afectan a la salud animal, se excretan por heces y cuentan con mecanismos que les permiten sobrevivir en diferentes ambientes^{68, 101}. Si los patógenos persisten en las excretas luego de los sistemas de tratamiento, y se reutilizan como abono; estos pueden llegar al suelo y permanecer infectivos allí, según condiciones ambientales^{51, 101} y prácticas de aplicación⁶⁸. Además de ser un riesgo para la salud animal, pueden llegar por lixiviados a aguas subterráneas³⁶ o por escurrimiento a aguas superficiales⁸¹. Un ejemplo es el *Mycobacterium avium* sub. Paratuberculosis en el sur de Chile, donde se los ha aislado en aguas de escurrimiento desde lotes experimentales y no en aguas subterráneas por lixiviación^{82, 81}. Ciertas prácticas de manejo de los efluentes animales han sido asociados con la presencia de patógenos en forrajes para consumo animal⁵⁵, por este motivo, sus detecciones en ciertos compartimentos ambientales sería un aspecto importante para el diagnóstico del estado sanitario del rodeo⁵².

En cuanto a los antimicrobianos considerados como “contaminantes emergentes”, tienen un destino ambiental que preocupa por sus secuelas en el ambiente y en salud pública (por ejemplo, resistencia en microorganismos ambientales)^{8, 59}. En general, son pobremente absorbidos por el organismo animal, y en consecuencia son excretados en gran proporción en las heces y la orina⁵⁹. Al llegar al ambiente pueden impactar en algún compartimiento (agua superficial, agua subterránea, suelo), ya sea por su concentración⁴⁰ o por sus efectos vinculados a la resistencia generada en microorganismos^{8, 59}.

El desarrollo de indicadores de uso de drogas antimicrobianas comenzó en los últimos 20 años para comparar regiones, establecimientos y rodeos⁷⁷ y así poder predecir su comportamiento. Dicha cuantificación requiere detallada información (dosis, frecuencia, prevalencia y duración del tratamiento). Se han obtenido resultados promisorios en establecimientos lecheros en Argentina señalando, por medio de estos indicadores, la utilización de mayor número de drogas por manejar formulaciones multidroga, pero con valores de indicador similares a otros países (entre 4 y 5,5 Dosis Diaria por vaca por año), siendo variable el tipo de uso según la prevalencia de cada enfermedad³⁵.

Para predecir los impactos en las matrices ambientales se desarrollan modelos que se utilizan en el monitoreo del uso de drogas veterinarias, obteniéndose la Concentración Ambiental Pronosticada (CAP)^{88, 54}. Estos modelos se van adaptando a diversas situaciones, por ejemplo, en Argentina mostraron una menor excreción potencial en rodeos tratados por diferentes patologías en establecimientos lecheros, llegando a valores totales anuales en excretas, de 1.223 ug/kg para oxitetraciclina y 742 ug/kg para tilosina. Estos 18 tambos evaluados correspondían a sistemas pastoriles con cierta intensificación en sectores de alimentación y de ordeño⁴². En estas primeras estimaciones se determinó un menor uso de drogas en animales adultos³⁵, comparado con otros países donde detectaron 872.000 µg de oxitetraciclina/kg en excretas, luego de 5 días de tratamiento, con dosis de 60 mg/kg/día en animales jóvenes¹⁸. Con respecto al impacto ambiental de los fármacos, a nivel internacional hay un creciente número de normativas para la aplicación de excretas reutilizadas como abono^{88, 25, 64}.

EL MANEJO Y LA MITIGACIÓN DE LOS IMPACTOS

Las normativas para el manejo de purines, en Argentina no permite el vertido a cuerpos de agua sin un tratamiento previo que logre disminuir la carga de nutrientes, la materia orgánica, la carga de patógenos y residuos de drogas veterinarias que contienen¹⁵. En los últimos años se han comenzado a desarrollar nuevos abordajes como ser el concepto de Uso Agronómico, siendo una alternativa de tratamiento con límites para el vertido difíciles de cumplir⁶³.

Entre las propuestas de mitigación se encuentran el tratamiento adecuado de las excretas para su vertido o para su reutilización como abono¹¹.

El tratamiento de estos residuos se puede realizar bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas. En las primeras puede ser con o sin separación de sólidos. Los sólidos pasan a ser estacionados en pilas o sometidos a un proceso de compostaje que resulta útil para incrementar la concentración y disponibilidad de nutrientes, la remoción de patógenos y de muchos antimicrobianos⁷⁸. Los líquidos pueden ser sometidos a tratamiento anaeróbico, facultativo y aeróbico en lagunas de estabilización, donde, además, disminuye la concentración de nutrientes¹¹. A veces se utilizan tratamientos terciarios orientados a la utilización de filtros biológicos con ciertas plantas (forrajeras, acuáticas o arbóreas). Estos han removido del 47 al 100% del N y del 22 al 89% del P, con una disminución del escurrimiento por erosión del 43 al 99,9%, de sólidos suspendidos entre el 87 y el 100%, y disminución de llegada de pesticidas al agua (lindano, con reducción de 72 al 100% y atrazina, del 44 al 100%)⁷⁴, además de variables porcentaje de remediación de metales pesados según especies y condiciones del sitio⁶¹. Una opción interesante para ciertas producciones, como la producción porcina y la de carne intensiva, y para ciertas regiones templadas a templada-cálidas, es el tratamiento mediante digestión anaeróbica. Tiene la ventaja de producir metano que puede reutilizarse como fuente de gas y aportar un material denominado digestato (lodos) muy rico en nutrientes, que puede requerir un tratamiento previo para poder ser reutilizado como abono⁶⁰. Los inconvenientes generados se relacionan con la necesidad de calentar el biodigestor en invierno en regiones templadas o frías para lograr el funcionamiento adecuado de las bacterias, además de la necesidad de aporte externo de carbono para que se pueda completar el proceso⁶⁰.

Como ya fuera comentado, la adopción de la práctica de reuso de los residuos ganaderos por parte de los productores se vincula a la valoración económica de los mismos en reemplazo de fertilizantes comerciales⁵⁰. Son completos y ricos en varios nutrientes, por lo cual, al fomentarse la dosificación por un nutriente, en general por N, se acumulan los demás que aparecen en exceso, como P y K. Por otra parte, el N tiende a tener pérdidas al ambiente por lixiviación y emisiones por amoníaco, situación que requiere realizar ciertas prácticas de manejo en las aplicaciones^{19,53}.

Los desafíos para el uso de esta práctica se vinculan a establecer patrones de respuesta a la aplicación de efluentes en distintos suelos y evaluaciones

de su persistencia y efectos ambientales, a determinar las tasas de mineralización según situación ambiental y de suelos para minimizar los impactos²³, además, a las alteraciones producidas en el metabolismo vegetal²⁰ o animal por generar cambios en las relaciones entre minerales⁵³. Asimismo, su composición puede tener potencial fitotóxico para las plantas¹⁰⁷, como ser por salinidad excesiva y composición química que resulte tóxica. Finalmente, considerar la calidad higiénico-sanitaria, ya que muchos patógenos que afectan a la salud animal se excretan por heces y pueden terminar en suelo, sedimentos y agua, junto a los residuos de drogas de uso veterinario⁴⁵.

LA GESTIÓN DE LOS NUTRIENTES MEDIANTE INDICADORES

Los indicadores para medir el uso de los nutrientes y de la energía⁸⁰ a escala de predio, unidad en la cual las decisiones son tomadas por el productor, resultan fundamentales para evaluar opciones de manejo productivo y mitigación de impactos en el ambiente^{10, 6, 38}. Los Balances de nutrientes y su manejo orientan sobre la situación de excesos y deficiencias en cada establecimiento^{58, 89, 90} y son utilizados como indicadores de gestión ambiental en diversos países, esencialmente los desarrollados. Los indicadores pueden calcularse según distintos modelos conceptuales, cuya complejidad aumenta al incorporar flujos internos de nutrientes^{104, 72, 85, 86}, pero básicamente resultan de la diferencia entre ingresos y egresos del mineral al predio, para un período anual, y suelen referirse a la unidad de superficie. Si los resultados muestran valores altos (excedente), puede derivar en pérdida de nutrientes al ambiente o en acumulación en suelo, con riesgo de contaminación^{37, 45}.

La sensibilidad que presentan los Balances de N y P expresados por unidad de superficie permite comparar los predios según diferentes manejos y escalas de producción^{69, 102, 30, 29}. Estos resultan valiosos también, para evaluar las diferencias entre los sistemas de producción y para proponer mejoras en los predios⁹⁴. Algunos estudios atribuyen los excesos de nutrientes a variables inherentes al manejo de los mismos, principalmente la alimentación, más que a variables de estructura o tamaño^{73, 95}.

Sobre sistemas pastoriles extensivos de ganadería vacuna, existen trabajos en Gran Bretaña¹⁰⁴ y en Suecia¹⁷, con muy bajos valores de Balance de N. En Cuba, en sistemas silvopastoriles, Balances de N y P negativos se transformaron en positivos, al incorpo-

rar leguminosas subtropicales^{16, 67}. También, la acumulación/depleción de P en sistemas ganaderos con diferentes grados de intensificación fue evaluada en la provincia de Buenos Aires, a través de los indicadores Balance de P (kg/ha/año) y Consumo de P (kg P ingresados por cada kg P egresado en producto), resultando buenos indicadores para evaluar el manejo ambiental de los excedentes. Los Balances de P mostraron pérdidas de casi 1 kg P/ha/año en los planteos extensivos de cría, con consumos de P que no llegaron a equilibrar la cesión del P por el sistema a los bovinos vendidos. Para sistemas base pastoril con ingreso solo a través del alimento adquirido, el Balance de P llegó a un máximo de 2,1 kg P/ha/año y el Indicador de Consumo hasta 5,8 kg P/1³¹, comparable con mediciones en Uruguay donde, sobre predios de características semejantes, obtuvieron una mediana de 4,2 kg P/1³³. Para sistemas intensivos se obtuvieron valores entre 132,2 y 1381,8 kg P/ha corral/año y de Consumo entre 3,1 y 5,6 kg P/1³¹. Los feedlots arrojan el mayor valor promedio de todos los indicadores, reflejo del tipo de alimentación, basado, casi exclusivamente, en insumos externos. Estos valores son comparables con los presentados en el trabajo más extenso en producción intensiva, de 0,6 a 4,7 kg P/1⁵⁸, que revelan una mayor variabilidad debida a las prácticas alimenticias y sobre el estiércol, cuyo manejo es el que influye en la aparición de los valores más bajos (egresa P con la salida de estiércol del feedlot, práctica no realizada en el trabajo de Argentina). En sistemas ganaderos semi intensivos (Buenos Aires, Argentina), comparando planteos con y sin fertilización fosforada, se halló alta asociación entre Balances de P e ingresos totales de P, correspondiendo a los fertilizados los mayores ingresos y mayores Balances (entre

23,5 y 44,1 kg P/ha/año), con producciones de carne similares³². En Chile obtuvieron balances de 37 a 39 kg P/ha/año en invernadas de novillos sobre forrajes de gramíneas suplementados con heno³, los cuales estuvieron dentro del rango de los de Buenos Aires con fertilización. Para el aprovechamiento de los fertilizantes existe un paso más en la transformación (suelo-planta y planta-animal), lo cual genera mayores pérdidas de P al sistema hasta llegar al producto final, la carne, siendo verificado en los valores altos de los balances. Se evaluaron indicadores de manejo de N y P en 144 sistemas ganaderos de carne base pastoril en Argentina y Uruguay^{33, 34} cuyos valores se pueden ver en la Tabla 1. Los menores valores de Balances en Argentina pudieran deberse a la cantidad de establecimientos extensivos, que en los casos de cría bovina usan poco fertilizante fosforado y alimentos comprados. Con respecto a las Eficiencias de uso, los valores inferiores de Uruguay podrían estar influenciados por una menor carga animal y consecuente menor producción de carne y posterior venta anual.

En establecimientos con encierres a corral, con estrategias de alimentación variables, se calcularon los Balances predial y corral, y el indicador Incremento por Transferencia (IT), valor numérico que indica cuántas veces el excedente del nutriente se concentró en los corrales con respecto a la hectárea promedio del predio, obteniendo valores desde 4 a 672 para N y de 4 a 550 para P²⁹. El IT resulta un buen indicador del flujo de nutrientes para sistemas mixtos con alimentaciones a corral y no para encierres permanentes (feedlots, tambos estabulados), donde no existe casi integración con superficie agrícola/forrajera propia.

Tabla 1. Balances prediales (Bal) de N y P y Eficiencias de uso de N y P ingresados al predio (Ef) en 144 sistemas de producción de carne bovina en Argentina y Uruguay (mediana y (min; max)).

Parámetros	Argentina	Uruguay
Bal N (kg/ha/año) ³⁴	22,8 (-1,4; 340,8)	41,7 (7,2; 138,7)
Bal P (kg/ha/año) ³⁴	0,7 (-9,5; 38,7)	5,6 (-2,8; 47,5)
Ef. N (%) ³³	27,7 (11,8; 128,5)	13,9 (5,4; 39,8)
Ef. P (%) ³³	74,0 (18,6; 1255,6)	23,6 (4,2; 577,4)

En los sistemas de producción lechera de base pastoril los balances de nutrientes dependen, marcadamente, de su nivel de intensificación, al igual que en los sistemas descritos previamente. En diversos estudios se observó que los balances aumentan a mayor ingreso de alimentos externos⁹⁵, pero también a partir del ingreso de mayor cantidad de fertilizantes para mejorar la producción forrajera en estos sistemas¹². Sin embargo, estos incrementos no siempre son acompañados por aumentos en la

eficiencia en el uso de los nutrientes^{95, 27, 96}. No obstante, un estudio irlandés⁶⁵ plantea que al compararse los balances actuales con aquellos calculados antes de 2006, los establecimientos lecheros han producido notables reducciones en los Balances de N, cercanos al 40%, con aumentos en las Eficiencias de uso de este nutriente en un 27% debido a las reglamentaciones vigentes de la Unión Europea. Los valores de los indicadores de manejo de N y P de diversos países se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Balances prediales (Bal) de N y P y Eficiencias de uso del nutriente ingresado al predio (Ef) para producciones lecheras convencionales en distintos países (promedios anuales).

País	Bal N (kg N/ha/año)	Ef. N (%)	Bal P (kg P/ha/año)	Ef. P (%)
Alemania ³⁹	80	S.d.	5,3	S.d.
Argentina ⁹⁵	138	24	7,9	53
Irlanda ⁹	143,4	23,2	4,1	83,9
Unión Europea ⁹	145	24,6	6,2	71,4
Dinamarca ⁶⁹	175	23,6	16	46,3
Australia ³⁷	193	25	26	32
Portugal ²⁷	413*	22	30,8	S.d.
Estados Unidos ^{89, 90}	81 ton/año	36	6,6 ton/año	85

* Producción lechera de mediana intensidad (menor a 30.000kg leche/ha)

El trabajo de Argentina⁹⁵ contempló 95 sistemas lecheros de diferentes cuencas lecheras del país (45% Santa Fe, 35% Córdoba y 20% Buenos Aires). Los Balances de N registrados resultaron semejantes a aquellos encontrados en otros países del mundo, tanto aquellos que

incluyeron en sus cálculos a la fijación biológica de nitrógeno, como en el caso de Australia³⁷, Dinamarca⁶⁹, Estados Unidos (Nueva York)⁹¹ y Alemania³⁹, como aquellos que no lo hicieron, ejemplo Irlanda⁹ y Portugal²⁷. Las Eficiencias de uso de N resultaron similares entre los distintos

países. Los mayores valores se suelen obtener en aquellos establecimientos lecheros que presentaron balances negativos^{91, 96}. Los mismos suelen calificarse como sistemas altamente eficientes, cuando por lo general se considera que están generando pérdidas al ambiente⁷⁰. Los resultados de Balances de P brindaron mayores diferencias, en líneas generales. Sin embargo, el estudio de Argentina⁹⁵ muestra Balances y Eficiencias de uso de P dentro del rango de valores de los otros países, presentando también, establecimientos productivos con balances negativos para este nutriente. La Eficiencia de uso de P tiende a ser mayor y más variable que en el caso del nitrógeno. Cabe destacar, que si bien los estudios locales presentaron Balances de nutrientes similares, en ninguno de los establecimientos evaluados se encontró exportación de nutrientes por medio de la venta de estiércol, práctica habitual utilizada en algunos países como fuente de ingreso de nutrientes y para reducir sus excedentes (Portugal, Estados Unidos, Dinamarca y Alemania), situación comentada, también, para los feedlots.

Otra de las problemáticas es la transferencia de nutrientes desde los potreros hacia el sector de las instalaciones de ordeño^{47, 12}. Se ha determinado que aproximadamente un 28,8% de los nutrientes consumidos por los animales en alimentos son depositados en el sector de ordeño, según su tiempo de permanencia. Este tiempo está asociado al diseño de las instalaciones según cantidad de vacas en ordeño⁴⁷. Estos nutrientes, fáciles de recolectar, podrán ser reciclados dentro del mismo sistema, al ser utilizados como abono orgánico para sus recursos forrajeros.

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

La eficiencia en la producción de los alimentos, en un contexto de sostenibilidad, es uno de los mayores desafíos para alimentar a una población en creciente expansión. Existen varios problemas asociados a los sistemas ganaderos para los cuales se ha puntualizado en mitigar sus impactos. La identificación de cada punto crítico en conjunto con la elección de indicadores y técnicas de monitoreo, sumado a tecnologías para mejorar su eficiencia de producción, forjarán aquellos procesos que hagan a la intensificación sostenible de los sistemas productivos.

La gestión de los residuos ganaderos y de los nutrientes resulta central en cualquier tipo de sistema productivo. Las diferentes implicancias ambientales de las excretas dependen de la concentración animal y de si los alimentos provienen del mismo predio (transferencias internas de nutrientes) o del exterior (incremento de la carga total). Tanto la restitución del estiércol a los potreros como abono (reciclaje de los nutrientes en el predio), o prácticas como cambiar anualmente la ubicación de los corrales de encierro/alimentación, evitaría un sector único de acumulación. Sin embargo, quedaron planteadas cuestiones a seguir considerando, como ser, optimizar la disponibilidad de nutrientes tanto para las plantas como para su mejor aprovechamiento en el suelo, disponer de tecnologías adecuadas para disminuir sus pérdidas al ambiente, desarrollar y utilizar indicadores para obtener una línea de base y su proyección a corto y mediano plazo, reducir todo tipo de contaminante desde el ecosistema para mejorar la calidad y seguridad alimentaria de los productos animales y disminuir todo tipo de emisiones al ambiente.

Sin duda, aún queda mucho camino por transitar en investigación en estas cuestiones. Resulta cada vez más relevante resolver los retos del reciclaje sostenible de recursos orgánicos para los sistemas ganaderos, potenciando los beneficios de la economía circular con menores huellas ambientales de los sistemas de producción de alimentos. Determinar los impactos productivo-ambientales de las decisiones brindará un enfoque sistémico-ambiental que pocos estudios han abordado.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el soporte financiero brindado por la Universidad de Buenos Aires desde el programa UBACYT a diferentes proyectos desde el año 2004, finalizando con el Proyecto 2018-2021, N°20020170100226BA.

BIBLIOGRAFÍA

1. Aarons, S.R; O'Connor, C.R; Hosseini, H.M; Gourley, C.J.P. Dung pads increase pasture production, soil nutrients and microbial biomass carbon in grazed dairy systems. *Nutr Cycl Agroecosyst*. 2008;84(1):81-92.
2. Aland, A; Lidfors, L; Ekesbo, I. Diurnal distribution of dairy cow defecation and urination. *Appl Anim Behav Sci*. 2002;78(1):43-54.
3. Alfaro, M; Salazar, F.S; Oenema, O. *et al*. Nutrient balances in beef cattle production systems and their implications for the environment. *Rev la Cienc del suelo y Nutr Veg*. 2009;9(1):40-54.
4. Atkinson, D; Watson, C.A. The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. *Anim Sci*. 1996;63(03):353-61.
5. Bernal, M.P. Grand Challenges in Waste Management in Agroecosystems. *Front Sustain Food Syst*. 2017;0:1-4.
6. Beukes, P.C; Scarsbrook, M.R; Gregorini, P; Romera, A.J; Clark, D.A; Catto, W. The relationship between milk production and farm-gate nitrogen surplus for the Waikato region, New Zealand. *J Environ Manage*. 2012;93(1):44-51.
7. Bicudo, J.R; Goyal, S.M. Pathogens and manure management systems: A review *Env Tech* 2003;24(1):115-130.
8. Boxall, A.B.A; Fogg, L.A; Blackwell, P.A. *et al*. Veterinary Medicines in the Environment. En: Reviews of environmental contamination and toxicology. *Rev Environ Contam Toxicol*; 2004. p. 1-91.
9. Buckley, C; Murphy, P; Wall, D. Farm-gate N and P balances and use efficiencies across specialist dairy farms in the Republic Ireland. *Rural Econ Dev Program Work Pap Ser*. 2013;13-WP-RE-0:1-32.
10. Burón Alfano, V; Questa, G; Herrero, M.A; Orlando, A.A; Flores, M; Charlón, V. Potencial de reutilización de los residuos provenientes de tambos comerciales para la fertilización de recursos forrajeros. *In Vet*. 2009;2:85-92.
11. Burton, C; Turner, C. Manure management: Treatment strategies for sustainable agriculture. 2003. 2ª Ed. Cap. 4 pags. 109-157. Silsoe Research Institute UK. ISBN 0 9531282 6 1
12. Carbó, L.I. Balances de nutrientes como herramientas para estimar el potencial para el reciclado de los efluentes de tambo en recursos forrajeros. [Buenos Aires, Argentina]: Trabajo de coronamiento, Especialidad en Manejo de Sistemas Pastoriles. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía. 2011. [Consultado el 25 de octubre de 2021]. Disponible en: <http://ri.agro.uba.ar/files/download/tesis/especializacion/2011carbolornaileana.pdf>
13. Carbó, L.I; Volpe, S.M; Sardi, G.M.I; Gutierrez, G; Toro, S; Herrero, M. Lixiviación de nutrientes durante el ciclo de una pastura. En: *Congreso Argentina Ambiental 2012*. Mar del Plata, Argentina; 2012. p. 505.
14. Castillo, A.R; Rio, N.S; Weiss, W.P. Mineral concentrations in diets, water, and milk and their value in estimating on-farm excretion of manure minerals in lactating dairy cows. *J Dairy Sci*. 2013;96(5):3388-98.
15. Consorcios Regionales de Experimentación Agropecuaria -CREA-. Mapa legal. [Internet]. [Consultado el 27 de octubre 2021]. Disponible en: <https://www.crea.org.ar/mapalegal/>
16. Crespo, G; Castillo, E; Rodríguez, I. Estudio del reciclaje de N, P y K en dos sistemas de producción de vacunos de carne en pastoreo. En: *Memorias III taller Internacional Silvopastoril*. Cuba; 1998. p. 234-6.
17. Dahlin, A.S; Emanuelsson, U; McAdam, J.H. Nutrient management in low input grazing-based systems of meat production. *Soil Use Manag*. 2008;21(1):122-31.
18. De Liguoro, M; Cibir, V; Capolongo, F; Halling-Sørensen, B; Montesissa, C. Use of oxytetracycline and tylosin in intensive calf farming: evaluation of transfer to manure and soil. *Chemosphere*. 2003;52(1):203-12.
19. Di, H.J; Cameron, K.C. Calculating nitrogen leaching losses and critical nitrogen application rates in dairy pasture systems using a semi-empirical model. *New Zeal J Agric Res*. 2000;43(1):139-147.
20. Divito, G.A; Sadras, V.O. How do phosphorus, potassium and sulphur affect plant growth and biological nitrogen fixation in crop and pasture legumes? A meta-analysis. *F Crop Res*. 2014;156:161-71.
21. Dungan, R.S. Estimation of infectious risks in residential populations exposed to airborne pathogens

- during center pivot irrigation of dairy wastewaters. *Environm Sc and Tech*. 2014;48:5033-5044.
22. Eghball, B. Soil Properties as Influenced by Phosphorus- and Nitrogen-Based Manure and Compost Applications. *Agron J*. 2002;94(1):128-134.
 23. Eghball, B; Ginting, D; Gilley, J.E. Residual Effects of Manure and Compost Applications on Corn Production and Soil Properties. *Agron J*. 2004;96(2):442-7.
 24. Eghball B, Power JF. Phosphorus- and Nitrogen-Based Manure and Compost Applications Corn Production and Soil Phosphorus. *Soil Sci Soc Am J*. 1999;63(4):895-901.
 25. EMEA, (European Medicines Agency). Revised Guideline on environmental impact assessment for veterinary products in support of the VICH guidelines GL6 and GL38. *EMEA/CVMP/ERA/418282/2005-Rev. 1*. 2008.1-65
 26. Erickson, G; Klopfenstein, T. Nutritional and management methods to decrease nitrogen losses from beef feedlots1. *J Anim Sci*. 2010;88(suppl 13):E172-80.
 27. Fangueiro, D; Pereira, J; Coutinho, J; Moreira, N; Trindade, H. NPK farm-gate nutrient balances in dairy farms from Northwest Portugal. *Eur J Agron*. 2008;28(4):625-634.
 28. Gil, M.J; Soto, A.M; Usma, J.I; Gutiérrez, O.D. Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. [Internet]. *Producción + Limpia*. 2012; 7(2): 52-73. [Revisado el 29 de octubre de 2012, consultado el 25 de octubre de 2021]. Disponible en: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-04552012000200005&lng=en&tlng=es
 29. Gil, S. Indicadores de manejo de nutrientes relacionados con la sustentabilidad agroambiental en sistemas de producción de carne. [Buenos Aires, Argentina]: Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Veterinarias. 2017. [Consultado el 18 de julio de 2021]. Disponible en: http://repositorioubasisbi.uba.ar/gsd/cgi-bin/library.cgi?a=d&c=avapos-gra&cl=CL1&d=HWA_2287
 30. Gil, S.B; Herrero, M.A; Flores, M.C; Pachoud, M.L; Hellmers, M.M. Intensificación agropecuaria evaluada por indicadores de sustentabilidad ambiental. *Arch Zootec*. 2009;58(223):413-23.
 31. Gil, S.B.; Herrero, M.A.; Saucedo, M.C. Intensificación ganadera y valoración del fósforo como factor de presión al ambiente. Estrategias Integradas de Mitigación y Adaptación a Cambios Globales. En: Fernández Reyes, L.; Volpedo, A.V.; Pérez Carrera A, editor. *RED CYTED 406RT0285 Efecto de los cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica y PIUBACC, Programa Interdisciplinario de la Univ de Buenos Aires sobre Cambio Climático*. Buenos Aires, Argentina; 2009. p. 323-31.
 32. Gil, S.B; Sardi, G.M.I; Herrero, M.A. *et al*. Intensificación en invernada bovina y balance predial de fósforo. *Rev Arg Prod Anim*. 2014;34(S1):214.
 33. Gil, S.B; Tieri, M.P; LaManna, A.F; Faverín, C; Herrero, M. Indicadores de uso de nutrientes en sistemas ganaderos en Argentina y Uruguay. *Rev Ar. Prod Anim*. 2019. 39(S1):210.
 34. Gil, S; Tieri, M.P; LaManna, A.F; Faverín, C; Herrero, M.A. Balanço de nutrientes em sistemas de produção de carne na Argentina e Uruguay. En: *VI Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – VI SIGERA*. 2019. p. 501-4.
 35. González Pereyra, V; Pol, M; Pastorino, F; Herrero, A. Quantification of antimicrobial usage in dairy cows and preweaned calves in Argentina. *Prev Vet Med*. 2015;122(3):273-9.
 36. Goss, M.J; Ehlers, W; Unc, A. The role of lysimeters in the development of our understanding of processes in the vadose zone relevant to contamination of groundwater aquifers. *Phys Chem Earth*. 2010;35(15-18):913-26.
 37. Gourley, C.J.P; Dougherty, W.J; Weaver, D.M. *et al*. Farm-scale nitrogen, phosphorus, potassium and sulfur balances and use efficiencies on Australian dairy farms. *Anim Prod Sci*. 2012;52(10):929-944.
 38. Gourley, C.J.P; Stott, K.J; Aarons, S.R; Rugoho, I. Useful performance indicators for improving nitrogen management within grazing-based dairy farms. En: *Proceedings of the 2016 International Nitrogen Initiative Conference, "Solutions to improve nitrogen use efficiency for the world"*. Melbourne, Australia; 2016. p. 2-5.
 39. Haas, G; Wetterich, F; Köpke, U. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agric Ecosyst Environ*. 2001;83(1-2):43-53.

40. Hamscher, G; Pawelzick, H.T; Höper, H; Nau, H. Different behavior of tetracyclines and sulfonamides in sandy soils after repeated fertilization with liquid manure. *Environ Toxicol Chem.* 2005;24(4):861-868.
41. Haynes, R.J; Williams, P.H. Nutrient Cycling and Soil Fertility in the Grazed Pasture Ecosystem. En: *Advances in Agronomy.* 1993;49:119-199
42. Herrero, M.A. Uso y manejo del agua y efluentes en un área rural: Consecuencias sanitarias y ambientales de la intensificación de la producción primaria de leche. [Buenos Aires, Argentina]: Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Farmacia y Bioquímica; 2014. [Consultado el 12 de julio de 2021]. Disponible en: <http://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/72990>
43. Herrero, M.A; Bontá, M; Moyano Salcedo, A; Carbó, L.I. Impacto del reuso del agua en el ordeño en la huella hídrica de la producción primaria de leche. En: *XXIV Congreso de la Asociación Latinoamericana de Producción Animal (ALPA) y XL Congreso de la Sociedad Chilena de Producción Animal (SOCHIPA AG).* Puerto Varas, Chile; 2015. p. 429.
44. Herrero, M.A; Charlón, V; Carbó, L.I; Cuatrín, A; Sardi, G.M.I; Romero, L. Eficiencia de uso del nitrógeno por forrajeras abonadas con estiércol de bovinos lecheros en la región pampeana, Argentina. *Rev Investig Agrop.* 2017;43(2):135-43.
45. Herrero, M.A; Gil, S.B. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecol Austral.* 2008;18(3):273-89.
46. Herrero, M.A; Gil, S.B. Evolución de los sistemas de producción animal y su impacto en el ambiente. En: Herrero MA, Gil SB, Rebuelto M, Sardi GMI, Ed. *La Producción Animal y El Ambiente Conceptos, interacciones y gestión.* Buenos Aires, Argentina: BMPress; 2014. p. 15-34.
47. Herrero, M.A, Gil, S.B, Sardi, G.M, Flores, M.C, Carbó, L.I, Orlando, A.A. Transferencia de nutrientes del área de pastoreo a la de ordeño, en tambos semiextensivos en Buenos Aires, Argentina. *InVet.* 2006;8(1):23-30.
48. Herrero, A; LaManna, A; Kunz, A. *et al.* [Glossary of terms on livestock and manure management]. [Glosario de términos en manejo de estiércol y producción animal. [Glossário de termos associados ao manejo de resíduos da produção animal]. Salazar F, Charlon V, Palhares J, Eds. Concórdia, SC: Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos das Produções Agropecuária e Agroindustrial - Sbera; 2019. 174 p.
49. Herrero, M.A; Sardi, G.M.I; Volpe, S.M; Carbó, L.I; Gutierrez, G. Efectos de la aplicación de purines en la germinación de *Vicia sativa*. *Rev Arg Prod Anim.* 2017;37(S1):66.
50. Hoag, D.L; Lacy, M.G; Davis, J. Pressures and preferences affecting willingness to apply beef manure on crops in the Colorado high plains. *J Agric Resour Econ.* 2004;29(3):461-80.
51. Jamieson, R.C; Gordon, R.J; Sharples, K.E; Stratton, G.W; Madani, A. Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: A review. *Can Biosyst Eng.* 2002;44(1):1-9.
52. Kasturi, K.N; Drgon, T. Real-Time PCR Method for Detection of Salmonella spp. in Environmental Samples. Dozois C.M, editor. *Appl Environ Microbiol.* 2017;83(14).
53. Kayser, M; Isselstein, J. Potassium cycling and losses in grassland systems: a review. *Grass Forage Sci.* 2005;60(3):213-24.
54. Kelly, L.A; Taylor, M.A; Wooldridge, M.J.A. Estimating the Predicted Environmental Concentration of the Residues of Veterinary Medicines: Should Uncertainty and Variability Be Ignored? *Risk Anal.* 2003;23(3):489-96.
55. Khol, J; Beran, V; Kralik, P; Trckova, M; Pavlik, I; Baumgartner, W. Grass silage contaminated with Mycobacterium avium subspecies paratuberculosis (MAP): a possible source of paratuberculosis infection in ruminants? *Vet Med (Praha).* 2010;55(No. 5):225-32.
56. Kirchherr, J; Reike, D; Hekkert, M. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resour Conserv Recycl.* 2017;127:221-32.
57. Knowlton, K.F; Radcliffe, J.S; Novak, C.L; Emmerson, D.A. Animal management to reduce phosphorus losses to the environment1. *J Anim Sci.* 2004;82(suppl_13):E173-95.
58. Koelsch, R; Lesoing, G. Nutrient balance on Nebraska livestock confinement systems. *J Anim Sci.* 1999;77(suppl_2):63.
59. Kummerer, K. Resistance in the environment. *J Antimicrob Chemother.* 2004;54(2):311-20.

60. Kunz, A; Steinmetz, R.L.R; do Amaral, A.C. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. [Internet]. Concordia: Sbera, Embrapa Suínos e Aves; 2019. 214 p. [Consultado el 15 de agosto de 2021]. Disponible en <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1108617/fundamentos-da-digestao-anaerobia-purificacao-do-biogas-uso-e-tratamento-do-digestato>
61. Laghlimi, M; Baghdad, B; Hadi, H El; Bouabdli, A. Phytoremediation Mechanisms of Heavy Metal Contaminated Soils: A Review. *Open J Ecol*. 2015;05(08):375–88.
62. Lemeillet, F; Sainato, C; Malleville, H; Carbó, L; Herrero, A. Conductividad eléctrica de un suelo tratado con efluentes ganaderos. *Geoacta (Argentina)*. 2017;41(2):57–73.
63. Linari, J; Herrero, M.A. De problema a recurso. *Infortambo*. 2019;358:26–30.
64. Menéndez González, S; Steiner, A; Gassner, B; Regula, G. Antimicrobial use in Swiss dairy farms: Quantification and evaluation of data quality. *Prev Vet Med*. 2010;95(1–2):50–63.
65. Mihailescu, E; Murphy, P.N.C; Ryan, W; Casey, I.A; Humphreys, J. Nitrogen balance and use efficiency on twenty-one intensive grass-based dairy farms in the South of Ireland. *J Agric Sci*. 2014;152(5):843–59.
66. Moir, J.L; Cameron, K.C; Di, H.J; Fertsak, U. The spatial coverage of dairy cattle urine patches in an intensively grazed pasture system. *J Agric Sci*. 2011;149(4):473–85.
67. Moreno Nápoles, M.M; Viera, G.E.G; Gutiérrez, Z.A. *et al*. Balance de energía, nitrógeno y fósforo en sistemas de ceba bovina en pastoreo. *Rev Prod Anim*. 2019;31(1):16–20.
68. Nicholson, F.A; Groves, S.J; Chambers, B.J. Pathogen survival during livestock manure storage and following land application. *Bioresour Technol*. 2005;96(2):135–43.
69. Nielsen, A.H; Kristensen, I.S. Nitrogen and phosphorus surpluses on Danish dairy and pig farms in relation to farm characteristics. *Livest Prod Sci*. 2005;96(1):97–107.
70. Norton, R; Davidson, E; Roberts, T. Position Paper Nitrogen Use Efficiency and Nutrient Performance Indicators [Internet]. stg-wedocs.unep.org. Washington DC, Estados Unidos; 2015 [Consultado el 1° de octubre de 2021]. Disponible en: <https://stg-wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/10750>
71. Oenema, O; Brentrup, F; Lammel, J. *et al*. Nitrogen Use Efficiency (NUE) - an indicator for the utilization of nitrogen in agriculture and food systems. *EU Nitrogen Expert Panel*. Wageningen, NL; 2015.
72. Oenema, O; Kros, H; de Vries, W. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur J Agron*. 2003;20(1–2):3–16.
73. Ondersteijn, C.J; Beldman, A.C; Daatselaar, C.H; Giesen, G.W; Huirne, R.B. Farm structure or farm management: effective ways to reduce nutrient surpluses on dairy farms and their financial impacts. *Livest Prod Sci*. 2003;84(2):171–81.
74. Patty, L; Réal, B; Joël Gril, J. The Use of Grassed Buffer Strips to Remove Pesticides, Nitrate and Soluble Phosphorus Compounds from Runoff Water. *Pestic Sci*. 1997;49(3):243–51.
75. Pingali, P; McCullough, E. Drivers of change in global agriculture and livestock systems. En: Steinfeld H, Mooney HA, Schneider F, Neville LE, editors. *Livestock in a Changing Landscape, Vol 1: Drivers, Consequences, and Responses*. Washington, USA: Island Press; 2010. p. 5–10.
76. Pleasants, A.B; Shorten, P.R; Wake, G.C. The distribution of urine deposited on a pasture from grazing animals. *J Agric Sci*. 2007;145(1):81–6.
77. Pol, M; Ruegg, P.L. Treatment Practices and Quantification of Antimicrobial Drug Usage in Conventional and Organic Dairy Farms in Wisconsin. *J Dairy Sci*. 2007;90(1):249–61.
78. Ray, P; Chen, C; Knowlton, K.F; Pruden, A; Xia, K. Fate and Effect of Antibiotics in Beef and Dairy Manure during Static and Turned Composting. *J Environ Qual*. 2017;46(1):45–54.
79. Robinson, TP; Thornton, P.K; Franceschini, G. *et al*. Accounting for intensive livestock production. En: *Global livestock production systems*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and International Livestock Research Institute (ILRI); 2011. p. 43–59.
80. Rotz, C.A; Montes, F; Chianese, D.S. The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *J Dairy Sci*. 2010;93(3):1266–82.

81. Salgado, M; Alfaro, M; Salazar, F. *et al.* Effect of Soil Slope on the Appearance of Mycobacterium avium subsp. paratuberculosis in Water Running off Grassland Soil after Application of Contaminated Slurry. *Appl Environ Microbiol.* 2013;79(12):3544–52.
82. Salgado, M; Collins, M.T; Salazar, F. *et al.* Fate of Mycobacterium avium subsp. paratuberculosis after application of contaminated dairy cattle manure to agricultural soils. *Appl Environ Microbiol.* 2011;77(6):2122–9.
83. Schick, B.D; Guretzky, J.A; Schacht, W.H; Mamo, M. Dietary Nutritive Value, Dung Quality, Decomposition, and Nutrient Movement into Soil in Smooth Bromegrass Pastures. *Crop Sci.* 2019;59(3):1294–308.
84. Scholefield, D; Jewkes, E; Bol, R. Nutrient Cycling Budgets in Managed Pastures. En: *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg; 2007. p. 215–55.
85. Schröder, J.J; Aarts, H.F.M; ten Berge, H.F.M; van Keulen, H; Neeteson, J.J. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *Eur J Agron.* 2003;20(1-2):33–44.
86. Schüpbach, H. Calculating P balances at farm level - a comparison of methods. En: *Proceedings of 'The Development of a Risk Assessment Methodology for Predicting Phosphorus Losses at the Field Scale' Joint Meeting of the working groups 1 and 2 of the COST action 832*. Zurich, Zurich.: Swiss Federal Institute of Technology (ETH); 2002.
87. Serrano Martinez, E; Ruiz Malecón, Á. Bases para un desarrollo ganadero sostenible: la consideración de la producción animal desde una perspectiva sistémica y el estudio de la diversidad de las explotaciones. *Rev Española Estud Agrosociales y Pesq.* 2019;199:159–91.
88. Spaepen, K.R.I; van Leemput, L.J.J; Wislocki, P.G; Verschueren, C. A uniform procedure to estimate the predicted environmental concentration of the residues of veterinary medicines in soil. *Environ Toxicol Chem.* 1997;16(9):1977–82.
89. Spears, R.A; Kohn, R; Young, A.J. Whole farm nitrogen balance on western dairy farms. *J Dairy Sci.* 2003;86:4178–86.
90. Spears, R.A; Young, A.J; Kohn, R.A. Whole-farm phosphorus balance on western dairy farms. *J Dairy Sci* 2003;86:688–95.
91. Soberon, M.A; Cela, S; Ketterings, Q.M; Rasmussen, C.N; Czymmek, K.J. Changes in nutrient mass balances over time and related drivers for 54 New York State dairy farms. *J Dairy Sci.* 2015 Aug 1;98(8):5313–29.
92. Tamminga, S.A. Review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. *J Animal Sc.* 1996;74:3112–3124.
93. Tedeschi, L.O; Muir, J.P; Riley, D.G; Fox, D.G. Future implications for animal production: a perspective on sustainable livestock intensification. En: *Annual meeting of the Brazilian Society of Animal Science*. 2015. p. 1–23.
94. Thomassen, M.A; Boer, I.J.M De. Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agric Ecosyst Environ.* 2005;111:185–99.
95. Tieri, M.P; Charlon, V; Comerón, E. Impacto de diferentes estrategias productivas sobre indicadores ambientales en sistemas lecheros de la Argentina. *Tecnol Láctea Latinoam.* 2017;99:56–60.
96. Toda, M; Motoki, J; Uchida, Y. Nitrogen balance and use efficiency on dairy farms in Japan: a comparison among farms at different scales. *Environ Res Commun.* 2020;2(12):125001.
97. Toor, G.S; Hunger, S; Peak, J.D; Sims, J.T; Sparks, D.L. Advances in the Characterization of Phosphorus in Organic Wastes: Environmental and Agronomic Applications. *Adv Agron.* 2006;89(05):1–72.
98. Udo, H.M.J; Steenstra, F. Intensification of smallholder livestock production, is it sustainable? En: *The 5th International Seminar on Tropical Animal Production: Community Empowerment and Tropical Animal Industry*. 2010. p. 19–22.
99. Upton, M. Intensification or extensification: which has the lowest environmental burden? *World Anim Rev Mond Zootech Mund Zootec.* 1997;1014–6954(98):21–9.
100. Van Horn, H.H; Wilkie, A.C; Powers, W.J; Nordstedt, R.A. Components of dairy manure management systems. *J Dairy Sci.* 1994;77(7):2008–30.
101. Venglovsky, J; Sasakova, N; Placha, I. Pathogens and antibiotic residues in animal manures and hygienic and ecological risks related to subsequent land application. *Bioresour Technol.* 2009;100(22):5386–91.

102. Viglizzo, E.F; Frank, F; Bernardos, J; Buschiazzi, D.E; Cabo, S. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the Pampas of Argentina. *Environ Monit Assess.* 2006;117(1-3):109-34.
103. Viglizzo, E.F; Roberto, Z.E. El componente ambiental en la intensificación ganadera. *Rev Argentina Prod Anim.* 1997;17(3):271-92.
104. Watson, C.A; Atkinson, D. Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 1999;53(3):259-67.
105. White, S.L; Sheffield, R.E; Washburn, S.P; King, L.D; Green, J.T. Spatial and Time Distribution of Dairy Cattle Excreta in an Intensive Pasture System. *J Environ Qual.* 2001;30(6):2180-7.
106. Yagüe, M.R; Quílez, D. Response of maize yield, nitrate leaching, and soil nitrogen to pig slurry combined with mineral nitrogen. *J Environ Qual.* 2010;19;39(2):686-96.
107. Zucconi, F; Pera, A; Forte, M; De Bertoldi, M. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle.* 1981;22(2):54-7.