

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

UTILIZACIÓN DE ESTIÉRCOL DE ANIMALES EN CONFINAMIENTO COMO FUENTE DE RECURSOS PARA LA AGRICULTURA

Confined-animal manure utilization as a fate of resources for agriculture

BOLTON¹, A., STUDDERT², G.A. Y ECHEVERRÍA³, H.E.

Unidad Integrada Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP - EEA INTA Balcarce

1. Introducción
2. Caracterización y manejo del estiércol
3. Efecto del estiércol sobre las propiedades del suelo
4. Utilización del estiércol como fertilizante
5. Impacto ambiental
6. Discusión y conclusiones
7. Bibliografía

RESUMEN

La generación de estiércol concentrado en pequeñas áreas, plantea interrogantes sobre cómo evitar el riesgo que significa para el ambiente y sobre la posibilidad de su utilización para la provisión de nutrientes a los cultivos. Se planteó analizar el efecto de la utilización de residuos de origen vacuno como fertilizante para los cultivos, sobre las propiedades del suelo y del ambiente, la dinámica de P y de N y el comportamiento de los cultivos. El estiércol es una mezcla de productos metabólicos y como tal, sufre variaciones que pueden llegar a ser significativas. Por lo tanto, la concentración de nutrientes es dispar. Puede ser sometido a diferentes tratamientos para mejorar su utilización, sin embargo no queda claro la factibilidad de su implementación. Es importante analizar la dinámica de nutrientes para poder estimar su disponibilidad para los cultivos. El uso de estiércol mejora los índices de calidad del suelo y facilita la disponibilidad de nutrientes para los cultivos. Existen diferentes parámetros para definir la dosis óptima de aplicación de estiércol. Los problemas potenciales de contaminación asociados con el estiércol se relacionan con el contenido de $N-NO_3^-$ en agua, la eutrofización por el escurrimiento de P y la emisión de gases con efecto invernadero. Existen problemas en la utilización del estiércol aún

Recibido: 17 de diciembre de 2003

Aceptado: 19 de abril de 2004

1. Ing.Agr., Especialista en Producción Vegetal, Asesor Privado. Fac.Cs.Agrarias, UNMdP. C.C. 276 (7620) Balcarce, Bs.As. abolton@arnet.com.ar

2. Ing.Agr., M.Sc. in Agronomy, Docente-Investigador

3. Ing. Agr., M.Sc. en Producción Vegetal, Docente-Investigador

no resueltos ni en los países desarrollados. Analizar un sistema integrado de producción de carne y granos para intentar balancear las entradas y salidas de nutrientes es una alternativa para arribar a una posible solución.

Palabras clave: estiércol, abonado, agricultura, nutrientes, ambiente.

SUMMARY

Generation of manure concentrated in small areas poses uncertainty about how to avoid environmental risk and the possibility of using it to supply nutrients for cultivation. The objective of this study was to analyze the effect of employing bovine animal residue as crop fertilizer, on soil and environment properties, the P and N dynamics and cultivation behavior. Manure is a blend of metabolic products and, as such, suffers variations that can turn to be significant. Therefore, nutrient concentration is unequal. It can be subjected to different processes to improve its employment, but it is not absolutely clear the feasibility of its usage. It is important to analyze the nutrient dynamics so as to be able to estimate its availability for cultivation. The use of manure modifies soil properties. These alterations improve quality indexes and have a beneficial effect over crop nutrients. There are different parameters to define the optimum dose for manure application. Potential pollution problems associated with manure are connected to the N-NO₃⁻ content in water, the eutrophication by P draining and gases emission with greenhouse effect. There are some problems related to manure employment which have not been even solved in developed countries. Analyzing an integrated system for beef production and grain in order to try to balance nutrient entry and exit is an alternative to reach a possible solution.

Key words: manure, fertilized, agriculture, nutrients, environment.

1. INTRODUCCIÓN

En la Argentina, se ha producido una intensificación en los diferentes sistemas de producción tanto agrícolas como pecuarios, con un importante incremento en la cantidad de productos obtenidos (56). En el sector pecuario aquella intensificación en la producción bovina para carne y para leche, vino acompañada de un incremento de carga animal y asociada al aumento de los sistemas de engorde en confinamiento. Como consecuencia de este hacinamiento, se producen enormes cantidades de estiércol cuya disposición final requiere especial cuidado por el efecto que tal concentración puede ejercer sobre el ambiente. Dado que la producción de tales cantidades de estiércol es en zonas localizadas y que el costo de manejarlo adecuadamente es alto, se provocan concentraciones que elevan

el riesgo del movimiento de nitrógeno (N) como nitratos (NO₃⁻) hacia los acuíferos y el arrastre de fósforo (P) en superficie (53).

En la actualidad, comparado con los volúmenes de estiércol producido, el área empleada para la distribución, se halla limitada a pequeñas superficies y, como consecuencia de ello, a menudo se realizan aplicaciones con dosis consideradas excesivas (18). La producción anual de estiércol en los Estados Unidos de Norteamérica (EEUU) asciende a 26,4 millones de Mg base seca distribuidos en 5 estados. Considerando una dosis de aplicación promedio de 100 kg N ha⁻¹, esa cantidad de estiércol alcanzaría para satisfacer las necesidades de N del 9,6 % de la superficie total bajo maíz (*Zea mays* L.) y trigo (*Triticum aestivum* L.) (22). Sin embargo, de acuerdo con algunos resultados reportados para los EEUU, la distribución de aquellos residuos es muy desuniforme

me, generando excesos de aplicación de N y P que podría tener implicancias ambientales (42).

Históricamente, los residuos animales fueron la primera fuente de nutrientes utilizada para restablecer o mejorar la fertilidad de los suelos. En algunas civilizaciones, el mayor propósito de criar animales domésticos era la producción de estiércol (7). Sin embargo, en la actualidad, los residuos generados en producciones bovinas en confinamiento son vistos como desperdicio e impedimento para continuar con los procesos productivos (42), y la preocupación por su manejo se refiere a cómo eliminarlos rápida y fácilmente de la explotación, más que a la prevención de potenciales problemas de polución (61) y a su posible utilización como fuente de nutrientes y/o como contribuyentes a la restauración de la calidad del suelo (33; 2; 32).

La intensificación de la agricultura, trajo aparejado un deterioro general en la calidad de los suelos: disminución del contenido de la materia orgánica (MO), pérdida de propiedades físicas y químicas, con demandas nutricionales de los cultivos no satisfechas correctamente (59; 58). En la actualidad, la agricultura en la Argentina provoca un balance negativo de nutrientes. La reposición del P exportado en granos por los cuatro cultivos principales: maíz, soja (**Glycine max** L. Merr.), trigo y girasol (**Helianthus annuus** L.) varía entre el 43% y el 56% (28). En el caso de N, durante la campaña 1998/99 la reposición para los mismos cuatro cultivos, fue de sólo el 21%. La provisión externa de éstos y otros nutrientes es imprescindible para el mantenimiento de los niveles productivos y el mejoramiento de la calidad de los productos obtenidos (29).

De acuerdo con la cantidad de vacunos engordados en confinamiento por año en la Argentina, se podría estimar (54) una producción de heces base seca de entre 350.000 y 600.000 Mg año⁻¹. Por otro lado, en el caso de vacas en producción de leche en nuestro país, se podría estimar (55) una producción de estiércol durante el ordeño de 1,4 millones de

Mg año⁻¹, aproximadamente. Para tales volúmenes de residuos animales los productores, en general, no tienen programada su utilización ni su tratamiento y no existen reglamentaciones que regulen qué hacer con ellos, como así tampoco estadísticas que permitan determinar la magnitud del problema (50).

La creciente generación de grandes cantidades de residuos de origen animal, concentrada en pequeñas áreas, plantea interrogantes sobre cómo evitar el riesgo potencial que ello significa para el ambiente. Paralelamente, la existencia de tal fuente de nutrientes, hace necesario el análisis de la posibilidad de su utilización para la provisión a los cultivos de una manera ambientalmente segura y económicamente viable.

2. CARACTERIZACIÓN Y MANEJO DEL ESTIÉRCOL

El estiércol es una mezcla de productos metabólicos como urea, ácido úrico, organismos vivos y muertos y residuos de la ración original (6). De acuerdo con su contenido de materia seca (MS), el estiércol puede ser clasificado como sólido (20-40% de MS), *slurry* (8-10% MS) o líquido, < 5% MS (22). El estiércol sólido, en general, proviene de vacunos en confinamiento para su engorde (*feed lots*), se compone de una mezcla uniforme de orina y heces y su recolección se realiza en forma directa desde los corrales. *Slurry* es la denominación utilizada para el estiércol obtenido del lavado de las salas de ordeño. El estiércol líquido es el producto del escurrimiento provocado por lluvias desde las instalaciones de confinamiento de vacunos, almacenado en piletas o tanques para evitar su derrame a los acuíferos o a las corrientes de agua.

La composición del estiércol varía de acuerdo con el tipo y la edad del animal, el tipo de alimentación que recibe, el uso o no de cama, el manejo de las heces desde el momento en que son excretadas hasta que pue-

dan ser utilizadas y con el clima (66; 21; 62). En el Cuadro 1 se presentan contenidos de nutrientes en estiércol proveniente de vacunos en confinamiento (22). Se puede observar un amplio rango de concentración que fue atribuido a la variabilidad de características mencionadas.

sufrir algún escurrimiento debido a lluvias. Dicho escurrimiento debería ser captado en estanques o lagunas con características especiales para impedir los problemas de contaminación (64). Ese estiércol líquido o *slurry*, según su contenido de MS, puede ser irrigado o inyectado como tal al suelo o, en zonas

CUADRO 1: Concentración de nutrientes en estiércol de vacunos en confinamiento para su engorde. Adaptado de Eghball y Power (22).
Table 1: Nutrient concentration in confined-beef-cattle manure. Adapted from Eghball and Power (2).

Nutriente	Concentración	
	Rango	Promedio
-----% base seca-----		
N	0,55-4,00	1,90
P	0,12-1,60	0,65
K	0,29-3,20	2,00
Ca	0,17-3,60	1,30
Mg	0,19-1,50	0,69
Na	0,10-2,80	0,74
Fe	0,12-1,25	0,56
Zn	0,001-0,014	0,008
Cu	0,0001-0,003	0,002
Mn	0,006-0,115	0,038
B	0,014	0,014
Cl	1,4	1,4
S	0,5	0,5
Cd	0,002	0,0002
Al	0,52	0,52
Li	0,0009	0,0009
Pb	0,0002	0,0002

En general, en las explotaciones de engorde de vacunos, la limpieza de los corrales se realiza una vez por año o cuando los animales salen del corral con destino a faena y el estiércol se almacena en pilas. Durante el manipuleo, las pérdidas de nutrientes, especialmente N, son uno de los mayores inconvenientes para realizar una utilización efectiva y una valoración correcta de este recurso (22). Antes de la limpieza periódica de los corrales o bien cuando está apilado, el estiércol puede

áridas, puede ser expuesto a evaporación (61).

El estiércol puede ser sometido a diferentes tratamientos para disminuir su volumen y permitir una utilización más segura. Estos tratamientos pueden ser tanto biológicos, como físicos o químicos. Entre los biológicos se encuentran el compostado, tanto anaerobio como aerobio, y la producción de lombricompost. Los tratamientos químicos tienen por finalidad disminuir la demanda biológica de oxígeno, el olor, controlar el pH o mejorar el

tratamiento biológico. Dentro de los tratamientos físicos se pueden mencionar la separación de líquidos y sólidos por sedimentación o centrifugación, el secado con aire, la incineración y la pirólisis (16).

El compostaje es el proceso biológico de maduración del estiércol fresco con el objetivo de lograr la humificación de la MO (63). Este proceso da como resultado un producto estabilizado que puede ser almacenado o esparcido sobre el suelo, con poco olor, menos patógenos, semillas de malezas y capacidad de reproducción de moscas y con características que facilitan su manipuleo al reducirse su volumen y su peso (22). No obstante, la pérdida de nutrientes durante el proceso, especialmente N, la relativamente baja pérdida de masa y el costo de las instalaciones requeridas, reducen el potencial del compostado como fuente de nutrientes para los cultivos (24). Sin embargo, por otro lado, la reducción de patógenos contaminantes y la muerte de semillas de malezas producidas durante la etapa termófila del compostado, y la estabilización de MO que disminuye el riesgo de contaminación, posibilitan la utilización del estiércol en forma más segura para el mismo sistema de producción y para el ambiente (37).

El compostaje produce cambios en las características del material resultante. En el Cuadro 2 se presentan las diferencias entre el estiércol de vacunos en confinamiento sin compostar y el material luego del compostado con el sistema de aireación forzada sin el agregado de ninguna fuente carbonada. Las pérdidas de masa fueron del orden del 15–20% y fueron menores que las que se podría esperar (11; 30) posiblemente debido a la falta de sustrato energético para los microorganismos y a la cantidad de suelo que se mezcló con el estiércol en el momento de la limpieza de los corrales (24).

Por otro lado, el contenido de N del material compostado fue más bajo debido a las pérdidas por volatilización durante el manipuleo. La pérdida de N por esta causa puede llegar al 40%, dependiendo de su contenido inicial, de la temperatura, del pH y del manejo (24). Asimismo, el N en el *compost* se encuentra en formas más estables comparándolo con el estiércol sin compostar y, por lo tanto, menos disponible para los cultivos. Eghball y Power (23) determinaron que, para el primer y segundo año, respectivamente, entre 15 y 8% del N total de estiércol compostado, estaba

CUADRO 2: Características de estiércol de vacunos en confinamiento compostado y sin compostar durante 3 años. Los nutrientes, C, y cenizas están expresados sobre base seca. Adaptado de Eghball y otros (24).
Table 2: Composted and non-composted confined-beef-cattle manure characteristics along 3 years. Nutrient, C and ash contents are on dry basis. Adapted from Eghball et al. (24).

Año y Fuente	C Total ¹	N Total ¹	P Total ¹	Cenizas	P disponible ¹	N-NO ₃ ⁻¹	N-NH ₄ ⁺¹	Conductividad Eléctrica	pH
	-----g kg ⁻¹ -----							dS m ⁻¹	
1992									
sin compostar	197,7	15,2	6,84	587	1,53	0,03	0,85	12,1	7,4
compostado	95,0	11,0	8,74	808	1,64	0,12	0,17	7,4	7,7
1993									
sin compostar	137,4	8,1	3,06	700	0,63	0,00	0,02	3,4	8,9
compostado	87,4	7,7	3,15	796	0,63	0,04	0,03	2,1	8,3
1994									
sin compostar	111,4	9,3	3,15	770	0,79	0,03	0,03	1,2	7,6
compostado	73,5	7,6	4,07	849	1,10	0,38	0,06	1,2	7,4

¹ C: carbono, N: nitrógeno, P: fósforo, N-NO₃⁻: nitrógeno de nitrato, N-NH₄⁺: nitrógeno de amonio

bajo formas disponibles, mientras que en estiércol sin compostar, tales proporciones fueron entre el 40 y el 18% del N total, respectivamente. Para otros nutrientes como K y Na, las pérdidas durante el compostaje, también pueden ser significativas en años lluviosos (24).

3. EFECTO DEL ESTIÉRCOL SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO

La aplicación continua de estiércol al suelo produce modificaciones en sus propiedades en el mediano a largo plazo que, por lo general, se traducen en mejoras en los índices de calidad y en la facilitación de la disponibilidad de nutrientes para los cultivos. Sin embargo, el efecto del uso continuado de estiércol va a ser propio del tipo y las características de

material utilizado, del suelo y las condiciones ambientales del sitio en que se realice el abonado. Entre las propiedades del suelo que pueden estar más influidas por la aplicación de estiércol se pueden mencionar el contenido de MO, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el pH.

La MO es considerada un indicador de la salud y de la calidad del suelo (17) ya que interviene en la definición de otros parámetros del mismo (51). La adición de estiércol durante largos períodos ha producido apreciables incrementos en la MO. En Rothamsted, Reino Unido, el contenido de MO se incrementó con el agregado de 35 Mg año^{-1} , base seca, de estiércol de vacunos durante 140 años, llegando a un equilibrio con un contenido de alrededor 3 veces el de las parcelas tratadas sólo con fertilizantes sintéticos (Figura 1) (33).

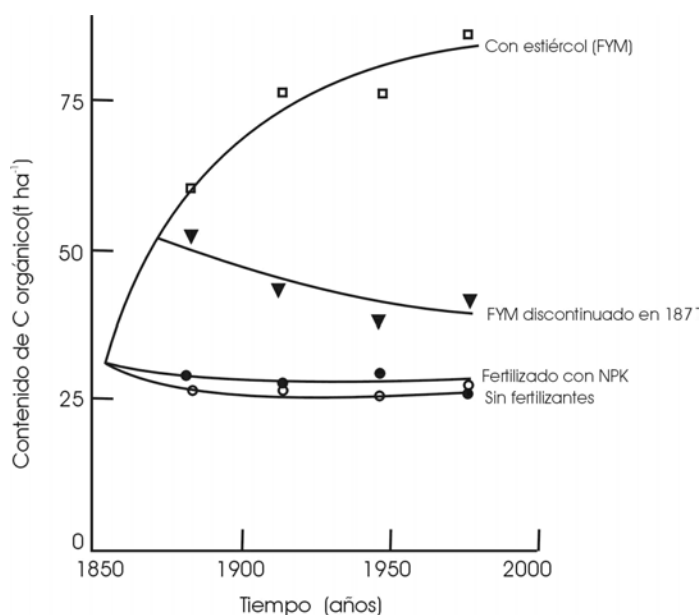


FIGURA 1: Cambios en el contenido de C orgánico en Rothamsted, Reino Unido, en tratamientos sin ninguna fertilización, fertilizado con NPK anualmente, fertilizado con estiércol a una dosis de $35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ a partir de 1852 y fertilizado con estiércol con una dosis de $35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ pero discontinuada en 1871. Adaptado de Haynes y Beare (33).

Figure 1: Changes in organic C content at Rothamsted, United Kingdom, without fertilization, under annual NPK fertilization, under farmyard manuring ($35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) since 1852, and under farmyard manuring ($35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) between 1852 and 1871. Adapted from Haynes and Beare (33).

De acuerdo con las propiedades del estiércol que se agregue al suelo, éste va a tener un efecto diferente sobre las fracciones de la MO. Campbell, Schnitzer, Stewart, Biederbeck y Selles (10) reportaron que la aplicación de estiércol vacuno durante 36 años produjo incrementos de importancia en el contenido de fracciones estables de la MO (ácidos húmicos). Rochette y Gregorich (47), realizaron aplicaciones de estiércol mezclado con restos vegetales durante 3 años y observaron que más de la mitad del carbono (C) era retenido en el suelo y que la biomasa microbiana tuvo una respuesta positiva a la adición de estiércol. Por otra parte, si el estiércol adicionado es *slurry* puede resultar en caídas de la MO del suelo debido al bajo contenido y la rápida degradabilidad del C (41). La tasa de descomposición por microorganismos de los materiales incorporados al suelo, está relacionada con la composición química del material a descomponer y con las condiciones ambientales. En el caso del estiércol, estos procesos fermentativos van a estar relacionados con la cantidad de C orgánico soluble que aporta y las condiciones de humedad y temperatura presentes (47).

El estiércol posee una alta CIC (48). Gao y Chang (27), trabajando con estiércol de vacunos, reportaron incrementos en la CIC del suelo relacionados con el incremento de la MO. Ndayegamiye y Côté (41) hallaron incrementos en la CIC mayores con el agregado de estiércol sólido que con el de *slurry*. Según la forma de limpieza de los corrales de engorde, el estiércol resulta mezclado con cantidades variables de suelo que puede provocar cambios en la textura del horizonte superficial del suelo sobre el que se aplique, contribuyendo también a una modificación de la CIC del suelo.

Whalen, Chang, Clayton y Carefoot (67) reportaron significativos incrementos de pH del suelo por adiciones de estiércol (desde 4,8 a 6,0), lo que mejoró la disponibilidad de los macronutrientes. Por otro lado, Chang, Sommerfelt y Entz (12) obtuvieron significativas reducciones de pH al realizar aplicaciones de estiércol sobre suelos calcáreos con pH de 7,8.

Por último, Davis, Young y Ahnsted (15), en suelos con diferentes texturas con más de cinco años de aplicación de estiércol, no hallaron valores de pH superiores a 8 y tampoco encontraron problemas de alcalinidad ni de salinidad. Esta variación en la información puede ser atribuida al poder *buffer* del estiércol que tiende a regular las modificaciones de pH ubicándose en valores cercanos a la neutralidad. Whalen y otros (67) atribuyeron esa capacidad *buffer* al contenido de ácidos orgánicos con grupos carboxílicos e hidroxifenólicos. Por otro lado, Eghball (20) indicó como posible responsable de la capacidad *buffer* del estiércol, al CaCO_3 incluido en la dieta de los vacunos y que puede ser excretado en las heces.

4. UTILIZACIÓN DEL ESTIÉRCOL COMO FERTILIZANTE

El uso del estiércol como fertilizante es una de las prácticas agrícolas más antiguas (8) aunque, ante la aparición de los fertilizantes sintéticos y las escalas más grandes de producción, quedó relegada a segundo plano. Comparando al estiércol con los fertilizantes sintéticos, se distinguen varias características: i) alto contenido de humedad, ii) baja concentración de nutrientes, iii) contenido no equilibrado de nutrientes, iv) gran variabilidad en su composición, v) efecto residual, vi) está sujeto a procesos fermentativos rápidos (7). La concentración de nutrientes en el estiércol es, sin duda, más baja que en los fertilizantes sintéticos, lo que presupone la adición de grandes cantidades al suelo para suplir los requerimientos de los cultivos (7). Las dosis utilizadas comúnmente varían entre 20 y 60 $\text{Mg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ de estiércol base húmeda (66; 22). Por otro lado, el contenido de nutrientes no es equilibrado. Por ejemplo, la relación N/P del estiércol sólido es 2,6 mientras que la relación N/P en trigo, maíz o sorgo es 4,5; 5,9 y 4,5, respectivamente (23). Por lo tanto, si el objetivo de abastecimiento de nutrientes a

través de la fertilización con estiércol fuera la reposición de N, luego de varios años de aplicación se incrementarían los niveles de P en el suelo en cantidades que podrían asociarse a riesgos ambientales (45; 23).

Otra particularidad de los estiércoles, especialmente los sólidos, es su efecto residual. En Rothamsted, Haynes y Beare (33) reportaron efectos sobre las propiedades del suelo 104 años después de haber cesado las aplicaciones de estiércol (Figura 1). Baldock y Musgrave (3) encontraron efectos positivos sobre el rendimiento de maíz, trigo y especies forrajeras después de 13 años de realizada la aplicación del estiércol al suelo. En el Cuadro 3 se muestra el efecto del estiércol sobre los rendimientos de maíz y trigo después de varios años de realizada la aplicación.

El contenido de N disponible en materiales orgánicos ha sido de interés por varias décadas (11) dado que ese nutriente es, por lo general, el más deficitario para la mayoría de los cultivos. La eficiencia de conversión del N consumido por rumiantes es generalmente muy baja. Para producir carne, el ganado sólo convierte entre el 4 y el 10% del N que consume, eliminando el resto en heces y orina (49).

Entre el 45 y el 61% del N eliminado se encuentra bajo la forma de urea en la orina y el resto en otros compuestos orgánicos de menor disponibilidad (4). En general, en los sistemas de producción en confinamiento, el contenido de N mineral en las heces es mínimo, siendo el N inorgánico en los residuos frescos atribuido mayormente al aporte de la orina. No obstante, la cantidad de N presente en el estiércol es baja (Cuadro 1, 22) aunque variable según las características del tipo de alimentación, el clima donde se realizó el confinamiento y la forma en que se manejó.

El contenido de N del material a agregar va a estar influido por los procesos que explican la dinámica del N del estiércol durante su manipuleo y una vez aplicado al suelo (volatilización, nitrificación y desnitrificación). Los factores que influyen sobre la volatilización de amoníaco del estiércol se relacionan con las características propias del tipo de residuo (sólidos o líquidos, tipo de animal, dieta, etc.), del sistema suelo donde es depositado (pH, CIC, permeabilidad, contenido de agua) y de las condiciones meteorológicas imperantes luego de su aplicación al suelo (temperatura, viento, evapotranspiración). Las aproximaciones

CUADRO 3: Rendimiento de maíz y trigo luego de varios años de aplicación de estiércol de vacunos en confinamiento para su engorde. Adaptado de Mathers y Stewart (36).

Table 3: Corn and wheat yield after several years of manuring with confined-beef-cattle manure. Adapted from Mathers and Stewart (36).

Dosis de estiércol	Otros fertilizantes	Años de aplicación	Período (años)	Rendimiento promedio (años intervinientes)	
				maíz (75-77-79)	trigo (76-78-80)
Mg MS ha ⁻¹				----- kg ha ⁻¹ -----	
0	-	-	-	9360	1570
0	N	11	1969-1980	15000	4540
0	NPK	11	1969-1980	15200	4810
22	-	11	1969-1980	15600	3840
67	-	11	1969-1980	15020	5080
134	-	5	1969-1974	16070	4480
270	-	5	1969-1974	15630	4770
540	-	3	1969-1972	17100	4850
540	-	1	1969	13560	3150

corrientes para recomendaciones de fertilización con estiércol en cultivos extensivos asumen pérdidas por este mecanismo durante su manipuleo y luego de la aplicación, de entre 0 y 50% (57).

La forma más móvil del N mineral en el estiércol y, por lo tanto sujeta a pérdida por lavado, es el ion NO_3^- . El estiércol fresco prácticamente no contiene NO_3^- , a menos que sea aireado como, por ejemplo, en el proceso de compostado (8; 44) dado que la nitrificación es un proceso aeróbico. El NO_3^- es el resultado de la nitrificación del amonio proveniente tanto de la hidrólisis de la urea de la orina (se produce rápidamente), como de la mineralización del N orgánico presente en el material (cuyo efecto podría llegar a apreciarse aún después de varios años de aplicado). El contenido de NO_3^- en el estiércol va a depender de factores propios del material (cantidad de N, contenido de humedad, relación C/N y características de los compuestos carbonados), de otros propios del suelo (textura, MO, aireación, pH, temperatura, contenido de humedad) y, por último, de factores propios del manejo (forma y época de aplicación, incorporado o no incorporado).

Asimismo, bajo condiciones de anaerobiosis, el NO_3^- puede perderse por desnitrificación. Al agregar residuos de origen animal al suelo se promueve esta pérdida gaseosa de N, debido tanto a la creación de ambientes anaerobios transitorios provocados por el incremento en la tasa de respiración, como a la provisión de fuentes de energía fácilmente disponible para las bacterias desnitrificadoras (46). Las pérdidas por desnitrificación son siempre superiores a partir de los *slurries* comparados con los estiércoles sólidos, debido al alto contenido de C fácilmente disponible para las bacterias (44).

El P es el otro macronutriente más comúnmente deficitario en los sistemas de producción agropecuaria. El P excretado por los vacunos oscila entre el 74 y el 81% del P ingerido (8) encontrándose más del 96% en las heces (22). Del P contenido en las heces el 30-35% se halla en forma inorgánica, disponi-

ble para las plantas o susceptible de moverse por escurrimiento, y el resto, en formas orgánicas que estarán disponibles para los cultivos en mayor plazo (45). Esto hace que la relación N/P del estiércol sea estrecha comparada con la relación N/P de los cultivos (23). En el caso de estiércoles compostados, esta relación es aún más estrecha debido a las pérdidas de N durante el proceso de compostaje (24). No obstante, la relación N/P del estiércol puede ser ampliada realizando una mejor formulación de P en las raciones que permita disminuir el P incorporado en la dieta (45) o mejorar la eficiencia de su utilización por los animales.

Históricamente, la estrategia de la aplicación de estiércol al suelo ha estado basada en el abastecimiento de N a los cultivos. La estrecha relación N/P, sumado a que la aplicación de estiércol se realiza en las mismas áreas durante varios años, traen como consecuencia un incremento en el contenido de P del suelo (23; 45; 53). Eghball y Power (23) hallaron una relación significativa entre la concentración de P disponible en un suelo franco arcilloso y la cantidad de P total aplicado al suelo con el estiércol (Figura 2). Powell y otros (45) determinaron incrementos de 1 mg kg^{-1} cada $8,8 \text{ kg}$ de P total que se adicionaron al suelo en forma de estiércol.

En suelos con reiteradas aplicaciones de estiércol, el incremento en el contenido de P puede llegar a exceder los niveles considerados seguros para el ambiente. Powell y otros (45) reportaron un contenido de P de 721 mg kg^{-1} de 0-10 cm de profundidad, para suelos que habían recibido aplicaciones de estiércol por tiempo no definido. El incremento en el P del suelo eleva el riesgo de movilización de este elemento. En Rothamsted; Reino Unido, Heckrath, Brookes, Poulton y Goulding (34) midieron con lisímetros, pérdidas por lavado de P en suelos arcillosos bajo trigo continuo y hallaron que con concentraciones de P por encima de 57 mg kg^{-1} el contenido de P en los lisímetros tenía una relación lineal con la concentración de P del suelo. Por debajo de esta concentración, la posibilidad de encontrar P en el agua

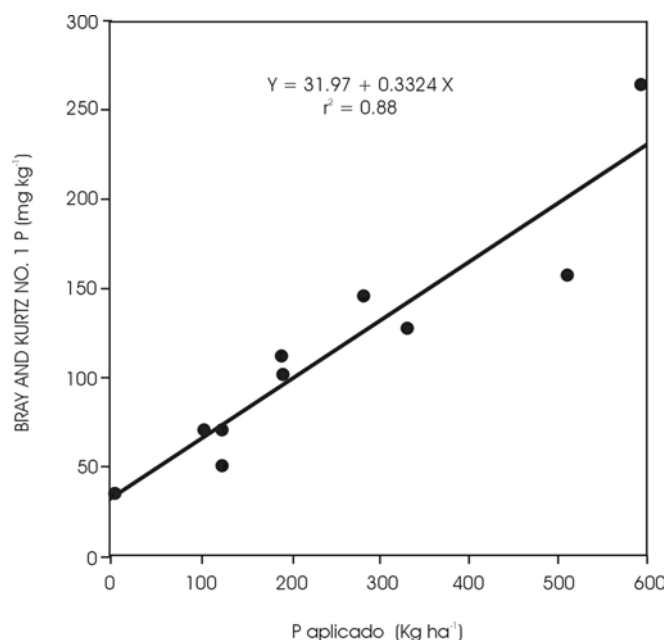


FIGURA 2: Relación entre P Bray y Kurtz NE1 de 0 a 5 cm, analizado en el año 1996 y la dosis de estiércol aplicado en el año 1992. Adaptado de Eghball y Power (23).

Figure 2: Relationship between Bray-Kurtz I P (0-5 cm) in 1996 and the rate of confined-beef-cattle manure applied in 1993. Adapted from Eghball and Power (23).

de lavado era muy baja. Esta concentración de 57 mg kg^{-1} de P, la denominaron “punto de cambio” y la utilizaron como indicador de riesgo de movilización de P.

La dosis de aplicación de estiércol como fertilizante van a depender de muchos factores. Entre ellos se pueden mencionar las características del material, la disponibilidad de nutrientes, las características físicas y químicas del suelo donde se va a utilizar, el tipo de cultivo que se quiere fertilizar, el rendimiento objetivo, el drenaje del suelo, el clima, la época y la forma de aplicación y el tipo de laboreo (61). En la mayoría de los casos, la cantidad de estiércol a aplicar por unidad de superficie está referida a los requerimientos de N y P de los cultivos y, por lo tanto, las cantidades de estos nutrientes en el estiércol disponibles para los cultivos debe ser estimado para determinar la dosis de aplicación. Por otra parte, se debe

calcular la eficiencia en la utilización de esos nutrientes para evitar aplicaciones en exceso con el consiguiente riesgo de contaminación.

Una de las formas de evaluar el N del estiércol para su uso como abono es estimar por regresión la cantidad de fertilizante que es equivalente a una dosis de estiércol en términos de rendimiento del cultivo. A esto se lo denomina equivalente fertilizante (EF) de N en el estiércol para alcanzar un rendimiento determinado. Jokela (35) no encontró diferencias de rendimiento en MS de maíz comparando fertilizantes sintéticos con dosis de estiércol desde 73 a 122 kg de N EF. Estas cantidades representaban entre el 27 y el 44% del N total del estiércol. Este amplio rango en la dosis de estiércol en EF fue atribuida a la diferente disponibilidad de N en el suelo proveniente de la mineralización del estiércol aplicado en años anteriores.

Beauchamp (4), comparando diferentes fuentes de N para maíz, estimó que para aplicaciones de *slurry* de vacas lecheras, la respuesta medida como kg de grano obtenido por kg de N aplicado, fue de aproximadamente el 50% de la obtenida con urea y observó una importante interacción con las condiciones del año. Esto indica que la disponibilidad de N a partir del estiércol tiene una alta dependencia con las condiciones ambientales. Ese autor propuso un gráfico de flujo que puede ser utilizado para estimar la disponibilidad de N del estiércol a partir de las diferentes fracciones (Figura 3). Modificando los porcentajes de acuerdo con datos validados localmente para cada fracción, se puede llegar a una estima-

ción del N disponible para el cultivo.

La incorporación o no del estiércol en el suelo, va a tener influencia sobre la disponibilidad de N. En aplicaciones sin incorporación las pérdidas por volatilización pueden ser de hasta 50%, dependiendo de las condiciones meteorológicas (57). Sweeten (61) recomienda que, si el estiércol no va a ser incorporado al suelo, las dosis deberían incrementarse en una tercera parte debido a las pérdidas de N por volatilización y escurrimiento superficial.

Balancear el contenido de N inorgánico del suelo con los requerimientos de los cultivos en el tiempo, es importante para lograr altos rendimientos. Cuando se utilizan abonos orgánicos, los pulsos de mineralización deben ser

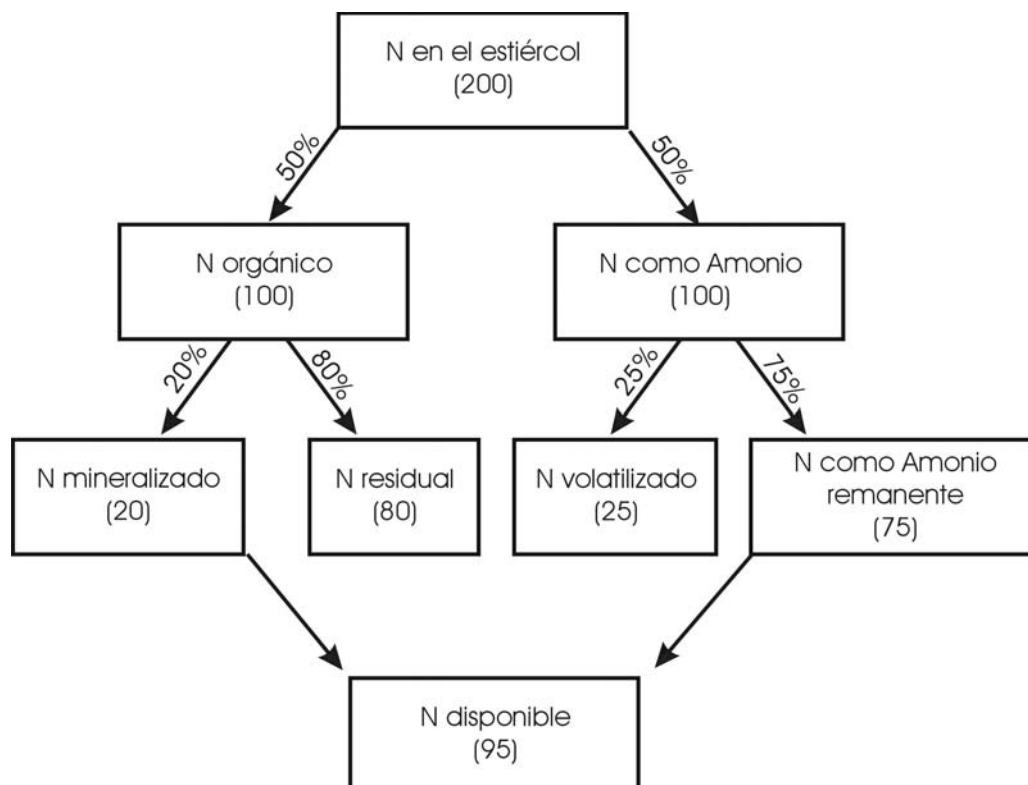


FIGURA 3: Flujo de N mostrando la contribución de N del estiércol desde el momento en que éste es aplicado al suelo hasta la disponibilidad de N para los cultivos. Los números entre paréntesis indican unidades de N. Adaptado de Beauchamp (4).

Figure 3: Flux of N showing the contribution of manure-N since its application until it is available for crops. Numbers between parenthesis are N units. Adapted from Beauchamp (4).

tenidos en cuenta para maximizar la eficiencia en el uso del recurso y evitar problemas de contaminación. Pang y Letey (43) determinaron que las curvas de mineralización de N del estiércol y las curvas de absorción de N de los cultivos no ajustaban adecuadamente. Para maíz, el N potencialmente absorbido excedía al N mineralizado acumulado durante un período largo por lo que podría causar mermas en el rendimiento. Para el caso de trigo la curva de absorción de N era más plana y el requerimiento podría llegar a ser abastecido durante el período de crecimiento (Figura 4).

Para el caso de P, la eficiencia aparente del uso de P, es similar a la encontrada para los fertilizantes sintéticos. Por lo general, el P contenido en las dosis de estiércol más usuales, abastecen las demandas de los cultivos (22). Dosis calculadas en base a los requerimientos de N para el cultivo de maíz puede producir acumulación de P en el suelo debido a la estrecha relación N/P del estiércol (45; 23) o provocar problemas de lavado de NO_3^- , dada la excesiva cantidad de abono que habría que usar para proveer al cultivo de N debido al desajuste de las curvas de mineralización.

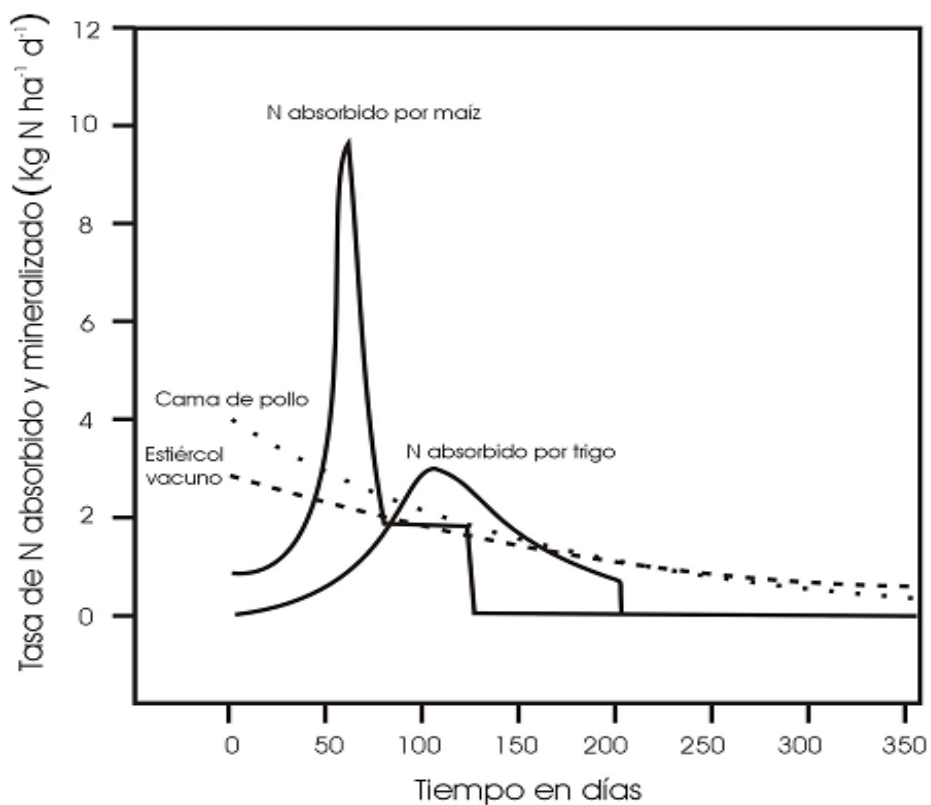


FIGURA 4: Tasa de mineralización de N proveniente de cama de pollo y estiércol de vacunos y la tasa de absorción de N de trigo y maíz. Adaptado de Pang y Letey (43).

Figure 4: Confined-beef-cattle and chicken-litter manure-N mineralization rates and corn and wheat N absorption rates. Adapted from Pang and Letey (43).

Otro de los factores a analizar para el uso del estiércol como fertilizante, es la época de aplicación. La incidencia de ésta va a depender del tipo de suelo donde se realice la aplicación y del cultivo a fertilizar. Para suelos arenosos, Vitosh y otros (66) recomendaron realizar las aplicaciones lo más cerca posible de la fecha de siembra, para evitar las pérdidas por lavado. No obstante, indicaron que no era conveniente realizar la siembra sobre el estiércol fresco debido al alto contenido de sales de algunos estiércoles que pueden afectar la germinación de las semillas. También recomendaron no aplicar el estiércol sobre suelos congelados para evitar pérdidas por escurrimiento. Para el caso de forrajeras, Sullivan, Cogger, Bary y Fransen (60) no encontraron diferencias en la producción de MS de pasto ovillo (**Dactylis glomerata**, L.) con aplicaciones en otoño y en verano, pero sí tuvieron menos producción con las realizadas en primavera. Por otra parte, cuando realizaron aplicaciones divididas, una parte en otoño y otra en el verano, obtuvieron las mejores respuestas en producción de pasto.

Una combinación de estiércol y fertilizantes sintéticos podría ser lo mejor para satisfacer las demandas de los cultivos de manera balanceada y ambientalmente segura. El fertilizante orgánico es aplicado para abastecer los requerimientos de P, mejorar la actividad microbiana y otras características del suelo y el fertilizante inorgánico, para abastecer las grandes cantidades de N disponible requeridas durante los picos de absorción del cultivo (43). Para Vitosh y otros (66), los pasos más importantes a seguir para definir la dosis óptima de aplicación de estiércol son: i) realizar el análisis de suelo más el análisis del estiércol, ii) establecer los requerimientos de los cultivos y la época de utilización, iii) ajustar las eficiencias de uso de los nutrientes, iv) hacer un uso económicamente rentable del estiércol, y v) no exceder en la dosis la cantidad de nutrientes factibles de ser removidos por los cultivos.

5. IMPACTO AMBIENTAL

Los problemas potenciales de contaminación asociados con el estiércol pueden ser divididos en tres categorías: i) lavado de sustancias que llegan a la napa freática, ii) escurrimiento de contaminantes (bacterias, C, metales pesados y P) y iii) emisión de gases que provocan efecto invernadero. Para prevenir estos potenciales problemas de polución, los operadores de los lugares donde los vacunos se encuentran confinados deben tener programas que prevean el control del escurrimiento, el manejo del estiércol sólido, el mantenimiento de las superficies de los corrales y la utilización del estiércol sólido, *slurry* y líquido en suelos destinados a la agricultura en forma beneficiosa (61).

El lavado de NO_3^- es una amenaza directa a la salud humana. Aguas con alto contenido de NO_3^- pueden producir el síndrome del "niño azul" o hemoglobinemia. Los límites de seguridad para el contenido de N-NO_3^- en el agua de consumo humano es de 10 mg L^{-1} (65), mientras que para consumo animal los límites se extienden a 40 mg L^{-1} (Sims y Wolf, 1994, citados en 38). Tanto dosis excesivas de estiércol, como el momento de aplicación pueden condicionar la cantidad de NO_3^- disponible para ser lavado (8; 68). Adams, Daniel, Edwards, Nichols, Pote y Scott (1) reportaron que la cantidad de NO_3^- hallada en el agua freática fue función de la dosis de estiércol utilizada (Figura 5).

Contrariamente al NO_3^- , el P no es tóxico para los seres humanos y no tiene un impacto negativo directo sobre el suelo donde es aplicado. Sin embargo, el P es considerado el primer elemento de interés en el fenómeno de eutrofización. La eutrofización describe una condición de reservorios de agua con exceso de crecimiento de algas, lo que puede conducir al deterioro del cuerpo de agua (38). Históricamente, el P ha sido considerado inmóvil en el suelo y no sujeto a lavado, básicamente debido

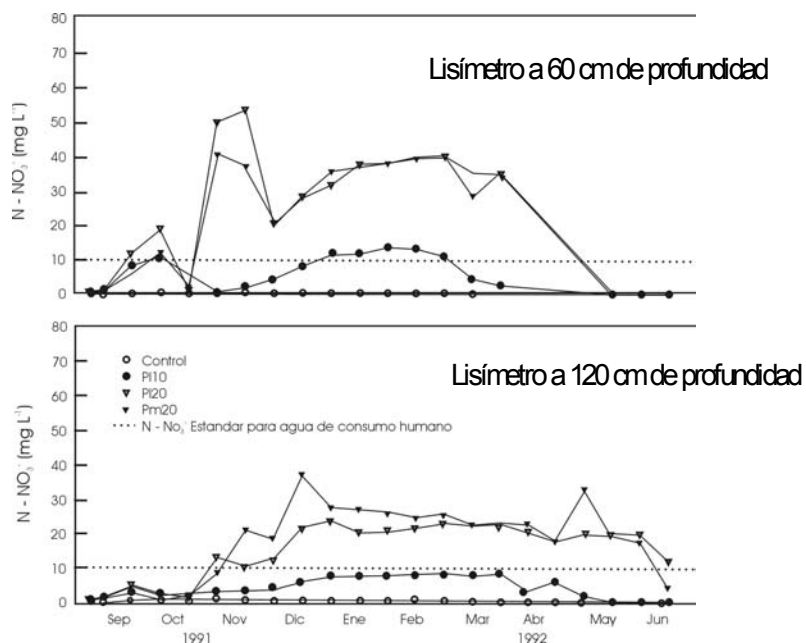


FIGURA 5: Concentración de N-NO_3^- en el agua captada con lisímetros a 60 y 120 cm de profundidad en suelos fertilizados con cama de pollo y estiércol. (PI10: 10 Mg ha^{-1} cama de pollo; PI20: 20 Mg ha^{-1} cama de pollo; Pm20: 20 Mg ha^{-1} estiércol de pollo). Adaptado de Adams y otros (1).

Figure 5: Concentration of NO_3^- -N in water collected with lysimeters at 60 and 120 cm depth in soils manured with Chicken-litter and chicken manure (PI10: 10 Mg ha^{-1} chicken-litter; PI20: 20 Mg ha^{-1} chicken-litter; Pm20: 20 Mg ha^{-1} chicken manure). Adapted from Adams et al. (1).

a la baja concentración de este elemento en la solución del suelo (62). Sin embargo, cuando la mayoría de los sitios de adsorción se saturan, el lavado de P puede ocurrir (52). Por ejemplo, en Holanda, el 43% de las áreas de pastoreo y el 82% de la superficie destinada a maíz están saturados de este elemento (Breeuswma y Silva, 1992, citados en 53). Algo similar ocurre en los EEUU, en las zonas donde hay una intensificación de la producción ganadera (53). Por otro lado, el P es un recurso finito. Si se logran reducir las extracciones de P de las minas de roca fosfórica reutilizando más eficientemente el P proveniente de formas orgánicas, se le daría sustentabilidad al sistema y se reducirían los riesgos de contaminación. En el caso de la Argentina, el P repuesto al sistema es todavía deficitario (28), aunque el incremento registrado en los sistemas inten-

sivos de producción animal podría provocar situaciones puntuales de características similares a las detectadas en otros países.

El escurrimiento superficial puede provenir de los lugares de confinamiento de los vacunos o ser provocado por lluvias en zonas donde se utilizó el estiércol como fertilizante. El primer caso contiene una alta concentración de nutrientes, sales, patógenos, y MO. El exceso de MO en los espejos de agua causa una depresión del contenido de O, debido a la alta demanda para su descomposición, lo que puede provocar la muerte de los peces (61). Para este tipo de escurrimiento la Agencia de Protección Ambiental de los EEUU regula la descarga de efluentes y obliga a obtener un permiso federal para poder operar los *feed lots* (64).

El segundo tipo de escurrimiento es provocado por lluvias luego de aplicaciones de altas dosis de estiércol en el suelo, durante los primeros estadios de crecimiento de los cultivos (Marek y otros, 1995, citados en 61) o durante tormentas fuertes luego de la aplicación (19). Este escurrimiento puede verse disminuido por la incorporación del estiércol al suelo, por el uso de franjas sembradas con césped o por tratamientos del estiércol previo a su utilización. En algunos casos se reportaron reducciones de hasta 20 veces del escurrimiento de P en parcelas con alguna labranza comparada con parcelas bajo siembra directa (40). Eghball, Gilley, Kramer y Moorman (25), trabajando en parcelas con franjas sembradas con **Panicum virgatum** L, hallaron reducciones en el escurrimiento de P y N de 40 y 60%, respectivamente, atribuidas al uso de la franja de césped. Por otro lado, el tratamiento del estiércol con algún producto químico también aporta datos promisorios para disminuir el escurrimiento de sustancias tóxicas. Moore, Daniel y Edwards (39) lograron reducir en un 73% el contenido de P soluble del suelo en un período de 3 años utilizando sulfato de aluminio como tratamiento de cama de pollo.

Existe menos información disponible sobre el transporte de otros compuestos químicos. Sin embargo, se conoce que hay una tendencia a una acumulación en la superficie del suelo de arsénico, cobre, zinc, y de aditivos utilizados en las dietas, en los lugares donde se realizaron aplicaciones prolongadas de estiércol. Por otro lado, la presencia de hormonas de crecimiento ha sido reportadas en corrientes de agua cercanas a lugares donde se utiliza cama de pollo como fertilizante en dosis altas (53).

El óxido nitroso (N_2O) es uno de los gases responsables del efecto invernadero. Las emisiones de N_2O a partir del suelo pueden ser producidas durante la nitrificación y la desnitrificación (62). Al realizar aplicaciones de estiércol al suelo, se elevan las emisiones de N_2O al estimularse aquellos dos procesos (44; 13).

La tendencia a nivel mundial hacia el desarrollo de más grandes y más sofisticados

sistemas de producción de carne intensivos provoca que haya que enfrentar los problemas descriptos de riesgo hacia el ambiente. Para sortear estos inconvenientes los productores y técnicos deben desarrollar estrategias de manejo que logren minimizar ese potencial de degradación y los estados deben regular y supervisar el cumplimiento de las pautas de conservación del ambiente.

6. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El estiércol es indudablemente el recurso más antiguo aplicado al suelo para el abastecimiento de nutrientes para los cultivos (8). En los últimos 40 años se produjo un cambio de concepto desde "recurso" a "desperdicio" debido al contexto que debieron enfrentar los productores para mantener rentables sus explotaciones, incrementando su tamaño con el fin de disminuir costos fijos. Este incremento, en el caso del confinamiento de vacunos para su engorde, hizo difícil el manejo del estiércol en forma segura (36) provocando la contaminación de las aguas freáticas con NO_3^- , de los reservorios de agua con P y el incremento de emisiones de N_2O (42). En los últimos años, la Argentina ha manifestado esta misma tendencia hacia la intensificación de la producción de carne. Como en los países desarrollados, los sistemas de confinamiento de vacunos se diagraman para albergar cada vez mayor cantidad de animales pero, a diferencia de aquéllos, en un marco de inestabilidad económica y de falta de protección y de legislación en el sector. Esto, en algunos casos, ha llevado a los productores a no pensar en soluciones duraderas y sustentables. El proceso de intensificación no está siendo acompañado por investigación y extensión que detecte, alerte o prevenga las consecuencias que pueda traer aparejadas. Toda esta situación hace que los problemas relacionados con aquél proceso puedan generar consecuencias potencialmente más graves que las reportadas en la bibliografía.

La intensificación de la producción agrícola-ganadera se está asociando a la aparición de problemas puntuales de contaminación. Por ejemplo, a pesar de ser la Argentina en general un país deficitario en el balance de nutrientes de la producción agropecuaria, Costa, Massone, Martínez, Suero, Vidal, Bedmar (14) detectaron contaminación con NO_3^- en aguas freáticas de Balcarce, Provincia de Buenos Aires. Si bien todavía no se han reportado problemas derivados del confinamiento de vacunos, dicha falta de pruebas puede deberse más a la ausencia de investigación adecuada que a la inexistencia de contaminación. Por otra parte, hay lugares donde estas explotaciones están asentadas hace tiempo y existen evidencias de contaminación como la descarga directa del estiércol por escurrimiento hacia las corrientes de agua próximas a estos sitios.

Las diferentes formas de utilizar el estiércol como fertilizante para los cultivos no dan una respuesta única y valedera. Por un lado, la aplicación directa del estiércol, sin ningún tratamiento, conlleva los mencionados problemas de contaminación sumado al peligro de producir compactación por el peso de la maquinaria más el del estiércol transportado (22) y al de la sobredosificación del estiércol por la aplicación reiterada en las mismas áreas cercanas al lugar de producción buscando reducir el costo (26) y realizar la tarea con mayor rapidez (53). Por otro lado, los tratamientos físicos, biológicos y químicos con la finalidad de disminuir el volumen de estiércol a manejar y poder utilizarlo en forma más segura, tampoco dan una solución definitiva debido principalmente al elevado costo y al gran volumen de los residuos (36). La forma de aplicación del estiércol también es un problema, aún en los países desarrollados. El alto valor de la maquinaria, que trae como consecuencia que ésta sea escasa, dificulta realizar las aplicaciones con las dosis adecuadas y en el momento conveniente para producir el mayor impacto en los cultivos y el menor en el ambiente (22; 42).

La falta de investigación con resultados concretos es otro de los inconvenientes comunes asociados a la utilización de estiércol como fertilizante. Hay reclamos desde el ámbito científico para obtener respuestas a nuevos interrogantes que permitan continuar mejorando el manejo del estiércol (22). Varios son los autores que proponen realizar investigaciones conjuntas entre organismos estatales y asociaciones de productores para poder mantener en funcionamiento sistemas de producción con animales en confinamiento (42; 9; 36). En la Argentina casi no hay líneas de investigación relacionadas con el tema, ni ninguna reglamentación pertinente. Solamente existe un registro en el Servicio Nacional de Sanidad Agrolimentaria (SENASA) para inscribir los emprendimientos de confinamiento de vacunos para su engorde, con motivos solamente estadísticos (50).

De acuerdo con las evidencias enunciadas sobre los inconvenientes actuales y potenciales sin una solución clara y, a pesar de ser una fuente de recursos para la producción de cultivos extensivos, la utilización del estiércol generado en sistemas de engorde en confinamiento sin consecuencias ambientales y de una manera económicamente factible, se presenta como poco viable en la Argentina. Sin embargo, ante el crecimiento en tamaño y en difusión de dichos sistemas, y la consecuente e ineludible generación de grandes masas de estiércol, los mecanismos de disposición de éste para reducir sus efectos y/o su utilización sustentable como fuente de recursos, no es más una opción sino un desafío a resolver en el corto a mediano plazo.

Tanto la variabilidad en el rango de contenidos de nutrientes del estiércol como las diferentes situaciones y ambientes en donde debe ser utilizado, llevan a la necesidad de búsqueda de soluciones que se adecuen a cada circunstancia. Para la Unión Europea, por ejemplo, uno de los mayores problemas a resolver es la falta de espacio físico donde

poder utilizar el estiércol sin provocar peligros ambientales (53). En el caso de los EEUU, el principal problema es la cantidad creciente de estiércol, llegando a ser considerado la mayor fuente potencial de N para los cultivos (6; 22; 31).

En la actualidad, la Argentina no tiene problemas de falta de espacio para poder utilizar el estiércol, pero tampoco los volúmenes de estiércol son tan grandes que dificulten su manejo. Sin embargo, no se desarrolla ninguna tarea para adelantarse al impacto ambiental que se asocia a los sistemas de producción con animales en confinamiento ni tampoco se capitaliza la utilización del estiércol como fuente de recursos.

La separación de los sistemas de producción en ganaderos y agrícolas, ha provocado que cada uno de ellos enfrente dificultades sin aparente salida. Por un lado, en el caso de los sistemas de confinamiento de vacunos los problemas ya mencionados y, por el otro, en los sistemas agrícolas la pérdida de calidad de los suelos por la reducción de la MO. No obstante, ambas actividades son complementarias. La agricultura produce granos en parte utilizados como ración para los animales y el engorde en confinamiento produce una gran cantidad de nutrientes para los cultivos y MO para mantener o mejorar la calidad de los suelos. Una forma de lograr un acercamiento entre ellas es integrarlas y analizarlas en forma globalizada (36). En el caso del manejo y utilización del estiércol producido por animales en confinamiento, dicho análisis debería comprender el sistema **ambiente-planta-animal-manejo**, a través del desarrollo de un modelo de flujo de nutrientes que pueda reciclar aquéllos contenidos en el estiércol dentro de requerimientos económicos, sociales y ambientales preestablecidos. Con ello se debería buscar: i) disminuir las entradas externas de nutrientes reduciendo la utilización de fertilizantes sintéticos que deberían, en parte, ser reemplazados por estiércol; ii) incrementar la efectividad en la

transferencia interna de nutrientes entre emprendimientos (producción de granos y carne) con cambios en la rotación de cultivos, intensificación de la rotación e incorporación de nuevos cultivos y producciones alternativas; y por último, iii) aumentar la salida de nutrientes en forma de productos (granos y carne). En algunas circunstancias, los nutrientes producidos por un establecimiento con confinamiento de vacunos pueden exceder las necesidades de los cultivos dentro del mismo establecimiento. Para ello se debería prever la incorporación dentro del sistema de superficies aledañas al lugar donde se hallan confinados los animales por medio de alguna forma de asociación de productores.

El manejo del estiércol va a ser, seguramente, uno de los problemas ambientales más importantes que deberá enfrentar la agricultura de los próximos años. La forma de operación de los modernos sistemas de concentración de animales hace prácticamente inevitable que el N y el P se hallen en exceso en áreas con una inadecuada planificación del manejo de los nutrientes en el estiércol basada en la factibilidad de su utilización sobre el suelo. Las sociedades modernas exigen una agricultura sustentable que provea adecuada cantidad y calidad de alimentos con efecto ambiental no adverso. Desde el ámbito científico se han desarrollado investigaciones que permiten asegurar que este tipo de explotación puede sostener la producción de granos, reestablecer la fertilidad del suelo y mantener la calidad del agua. Sin embargo un gran número de respuestas todavía deben ser halladas. En la Argentina, donde todo se encuentra por hacer, los organismos de investigación, deben colaborar en forma conjunta para comenzar a transitar el camino de la búsqueda de soluciones. El estado debe realizar las regulaciones y controles adecuados para evitar que los problemas sean mayores y los productores deben tomar la debida conciencia de las implicancias que un manejo inadecuado puede traer a toda la sociedad.

7. BIBLIOGRAFÍA

1. ADAMS, P.L., DANIEL, T.C., EDWARDS, D.R., NICHOLS, D.J., POTE, D.H. y SCOTT, H.D. 1994. Poultry litter and manure contributions to nitrate through the vadose zone. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:1206-1211.
2. AREF, S. y WANDER, M.M.. 1998. Long-term trends of corn yield and soil organic matter in different crop sequences and soil fertility treatments on The Morrow Plots. *Adv. Agron.* 62:153-197.
3. BALDOCK, J.O. y MUSGRAVE, R.B. 1979. Manure and fertilizer effects in continuous and rotational crop sequences in central New York. *Agron. J.* 72:511-518.
4. BEAUCHAMP, E.G. 1983. Response of corn to nitrogen in preplant and sidedress application of liquid dairy cattle manure. *Can. J. Soil Sci.* 63:377-386.
5. -----, KIDD, G.E. y THURTELL, G. 1982. Ammonia volatilization from liquid dairy cattle manure in the field. *Can. J. Soil Sci.* 62:11-19.
6. BOULDIN, D.R., KLAUSNER, S.D. y REID, W.S. 1984. Use of nitrogen from manure. In: R. D. Hauck (ed.). *Nitrogen in crop production. Proceedings of a symposium held 25-27 may 1982 at Alabama. Am. Soc. Agron. - Crop Sci. Soc. Am. - Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.* Pp 221- 245.
7. BRADY, N.C. y WEIL, R.R. 1999. *The nature and properties of soils.* Prentice Hall 12th ed. Upper Saddle River, New Jersey, EEUU. Pp 881.
8. BRANDJES, P.J., WIT, J. y Van der MEER, H.G. 1996. Environmental impact of manure management. H. Van Keulen International Agriculture Centre, Wageningen, Netherlands. Pp 1-3. In: www.fao.org.
9. BRUMM, M.C. 1998. Sources of manure: Swine. 49-63. In: J.L. Hatfield y B.A. Stewart (eds.) *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource.* Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan, EEUU.
10. CAMPBELL, C.A., SCHNITZER, M., STEWART, J.W.B., BIEDERBECK, V.O. y SELLES, F. 1986. Effect of manure and P fertilizer on properties of a Black Chernozem in Southern Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 66: 601-613.
11. CASTELLANOS J.Z. y PRATT, P.F. 1980. Mineralization of manure nitrogen-correlation with laboratory indexes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:354-357.
12. CHANG, C., SOMMERFELT, T.G. y ENTZ, T. 1990. Rates of soil chemical changes with eleven annual applications of cattle feedlot manure. *Can. J. Soil Sci.* 70:673-681.
13. COMFORT, S.D., KELLING, K.A., KEENEY, D.R. y CONVERSE, J.C. 1990. Nitrous oxide production from injected liquid dairy manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:421-427.
14. COSTA, J.L., MASSONE, H., MARTÍNEZ, D., SUERO, E.E., VIDAL, C.M. y BEDMAR, F. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management.* 57: 33-47.
15. DAVIS J.G., YOUNG, M. y AHNSTED, B. 1997. Soil characteristics of cropland with feedlot manure in the South Platte river basin of Colorado. *J. Soil Water Conservation.* 52:327-331.
16. DAY, D.L y FUNK, T.L. 1998. Processing manure: Physical, chemical and biological treatment. 243-282. In: J.L. Hatfield y B.A. Stewart (eds.) *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource.* Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan, EEUU.
17. DORAN, J.W. y PARKIN, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran *et al.* (eds.) *Defining soil quality for a sustainable environment.* SSSA Spec. Publ. 35. ASA and SSA, Madison, Wisconsin, EEUU.
18. DORMAAR, J. F. y CHANG, C. 1995. Effect of annual applications of excess feedlot manure on labile soil phosphorus. *Can. J. Soil Sci.* 75:507-512.
19. EDWARDS, W.M. y OWENS, L.B. 1991. Large storms effects on total soil erosion. *J. Soil Water Conservation.* 46:75-77.
20. EGHBALL, B. 1999. Liming effects of beef cattle feedlot manure or compost. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 30:256-2570.
21. -----. 2000. Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure or compost. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:2024-2030.
22. ----- y POWER J.F. 1994. Beef cattle feedlot manure management. *J. Soil Water Conservation.* 49:113-122.

23. ----- y POWER, J.F. 1999. Phosphorus- and nitrogen manure and compost applications: Corn production and soil phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 895-901.
24. -----, POWER, J.F., GILLEY, J.E. y DORAN, J.W. 1997. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *J. Environ. Qual.* 26: 189-193.
25. -----, GILLEY, J.E., KRAMER, L.A. y MOORMAN, T.B. 2000. Narrow grass hedge effects on phosphorus and nitrogen in runoff following manure and fertilizer application. *J. Soil Water Conservation*, 55:172-176.
26. FREEZE, B.S. y SOMMERFELDT, T.G. 1985. Breakeven hauling distances for beef feedlot manure in Southern Alberta. *Can J. Soil Sci.* 65: 687-693.
27. GAO, G. y CHANG, C. 1995. Changes in CEC and particle size distribution of soil associated with long-term annual applications of cattle feedlot manure. *Soil Sci.* 161: 115-120.
28. GARCÍA, F. 2001a. Balance de fósforo en suelos de la región pampeana. *Informaciones agro-nómicas para el cono sur. N° 9.* Instituto de la Potasa y el Fósforo.
29. -----, 2001b. Hacia La sustentabilidad nutricional de los suelos. Primer seminario de AAPRESID para estudiantes. 2001. Villa Giardino, Córdoba, Argentina.
30. GREGORICH, E.G., ROCHETTE, P., MCGUIRE, S., LIANG, B.C. y LESSARD, R. 1998. Soluble organic carbon dioxide fluxes in maize fields receiving spring-applied manure. *J. Environ. Qual.* 27: 209-214.
31. HATFIELD, J.L. 1997. Environmental implications of livestock production. *J. Soil Water Conservation.* 52:312-313.
32. ----- y STEWART, B.A. 1998. Preface. In: J.L. Hatfield y B.A. Stewart (eds) *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource.* Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan, EEUU.
33. HAYNES, R.J. y BEARE, M.H. 1996. Aggregation and organic matter storage in meso-thermal, humid soil. Structure and organic matter storage in agricultural soils. 213- 260. In: Lal, L., J.M Kimble, R.F. Follet, B.A. Stewart (eds). *Management of carbon sequestration in soil.* 1st edition. CRC Press, New York. EEUU.
34. HECKRATH, G., BROOKES, P.C., POULTON, P.R. y GOULDING, K.W.T. 1995. Phosphorus accumulation and leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *J. Environ. Qual.* 24: 904-910.
35. JOKELA, W. 1992. Nitrogen fertilizer and dairy manure effects on corn yield and soil nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 148-154.
36. KARLEN, D.L., RUSSELL, J.R. y MALLARINO, A.P. 1998. A system engineering approach for utilizing animal manure. 283-315. In: J.L. Hatfield y B.A. Stewart (eds.) *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource.* Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan, EEUU.
37. MAZZARINO, M.L. 1998. Ventajas y limitaciones del uso agrícola de residuos orgánicos con énfasis en biosólidos. Contaminación del suelo y calidad del medio ambiente. XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Villa Carlos Paz, Córdoba. Mayo 1998.
38. MOORE Jr., P.A. 1998. Best Management practices for poultry manure utilization. 89-123. In: J.L. Hatfield y B.A. Stewart (eds.) *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource.* Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan, EEUU.
39. -----, DANIEL, T.C. y EDWARDS, D.R. 2000. Reducing phosphorus runoff and inhibiting ammonia loss from poultry manure with aluminum sulfate. *J. Environ. Qual.* 29: 37-49.
40. MUELLER, D.H., WENT, R.C. y DANIEL, T.C. 1984. Phosphorus losses as affected by tillage and manure application. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 901-905.
41. NDAYEGAMIYE, A. y CÔTÉ, D. 1989. Effect of long-term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties. *Can J. Soil Sci.* 69: 39-47.
42. NOVAK, P., SHEPARD, R. y MADISON, F. 1998. Farmers and management: a critical analysis. 1-33. In: J.L. Hatfield y B.A. Stewart (eds.) *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource.* Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan, EEUU.
43. PANG, X.P. y LETEY, J. 2000. Organic farming: challenge of timing nitrogen availability to crop nitrogen requirements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 247-253.

44. PAUL, J.W., BEAUCHAMP, E.G. y ZHANG, X. 1993. Nitrous and nitric oxide emissions during nitrification and denitrification of manure-amended soil in the laboratory. *Can. J. Soil Sci.* 73: 539-553.
45. POWELL, J.M., WU, Z. y SATTER, L.D. 2001. Dairy diet effects on phosphorus cycles of cropland. *J. Soil Water Conservation*, 56: 22-26.
46. RICE, C.W., SIEERZEGA, P.E., TIEDJE, J.M. y JACOBS, L.W. 1988. Stimulated denitrification in the microenvironment of a biodegradable organic waste injected into soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 102-108.
47. ROCHETTE, P. y GREGORICH, E.G. 1998. Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO₂ evolution after three years of manure application. *Can. J. Soil Sci.* 78: 283-290.
48. ROIG, A., LAX, A., CEGARRA, J., COSTA, F. y HERNÁNDEZ, M.T. 1988. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Sci.* 146: 311-316.
49. RYDEN, J.C. 1983. Denitrification loss from grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. *J. Soil Sci.* 34:355-365.
50. SENASA, 2002. Reglamentaciones. In: www.senasa.gov.ar. Octubre 2002.
51. SEYBOLD, C.A., MAUSBAH, M.J., KARLEN, D.L. y ROGERS, H.H. 1998. Quantification of soil quality. In: Lal, F., J.M. Kimble, R.F. Follet y H.A. Stewart (eds). *Soil processes and the carbon cycle*. *Adv. Soil Sci.* 387-404.
52. SHARPLEY, A., SMITH, S.J. y BAIN, W.R. 1993. Nitrogen and phosphorus fate from long-term poultry litter applications to Oklahoma soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 1131-1137.
53. -----, MEISINGER, J.J., BREEUSWSMA, A., SIMS, J.T., DANIEL, T.C. y SHEPERS, J.S. 1998. Impacts of animal manure management on ground and surface water quality. 173-242. In: J.L. Hatfield y B.A. Stewart (eds) *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource*. Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan, EEUU.
54. SHROEDER, G.F., GAGLIOSTRO, G.A., PAVÁN, E., SANTINI, F.J., VILLAREAL, E.L., BECU-VILLALOBOS, D. y LACAU-MENGIDO, I. 2000. Suplementación con ácidos grasos insaturados a novillos en engorde a corral. *Rev. Arg. Prod. Anim.* 20 (Supl. 1): 26-27.
55. -----, GAGLIOSTRO, G.A., BECU-VILLALOBOS, D. y LACAU-MENGIDO, I. 2002. Suplementación with partially hydrogenated oil in grazing dairy cows in early lactation. *J. Dairy Sci.* 85:580-594.
56. SOLBRIG, O. 2002. El impacto ambiental de la agricultura pampeana: reflexiones en relación a la crisis. X Congreso Nacional de Siembra Directa. 2002. Rosario, Santa Fe, Argentina. Septiembre 2002. pp 11-20.
57. SOMMERS, L.E. y GIORDANO, P. 1984. Use of nitrogen from agricultural, industrial, and municipal wastes. 207-220. In: R. D. Hauck (ed.). *Nitrogen in crop production. Proceedings of a symposium held 25-27 may 1982 at Alabama*. Am. Soc. Agron. - Crop Sci. Soc. Am. Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.
58. STUDDERT, G.A. y ECHEVERRÍA, H.E. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1496-1503.
59. -----, ECHEVERRÍA, H.E. y CASANOVAS, E.M. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1446-1472.
60. SULLIVAN, D.M., COGGER, C.G., BARY, A.I. y FRANSEN, S.C. 2000. Timing of diary manure applications to perennial grass on well drained and poorly drained soils. *J. Soil Water Conservation.* 55:147-151.
61. SWEETEN, J. 1998. Cattle manure and wastewater management practices. 125-155. In: J.L. Hatfield y B.A. Stewart (eds) *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource*. Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan, EEUU.
62. TISDALE, S., NELSON, W.L., BEATON, J.D. y HAVLIN, J. 1993. *Soil fertility and fertilizers*. 5th ed. Macmillan Publishing Company, New York, EEUU. 631 p.
63. ULLÉ, J., RÉ, L., PONSO, S. y del HUERTO PERNUZZI, M. 2000. Macronutrientes en estiércoles, fibras vegetales y su función en los procesos de compostado. *Horticultura orgánica. Cultivos de hojas y frutos. Jornadas de capacitación 2000*. EEA INTA San Pedro. Noviembre 2000.

64. US EPA (Environmental Protection Agency). 1973. Development document for proposed effluent limitations guidelines and new source performance standards for the feedlot point source category. EPA-440/1-73/004, USEPA, Washington, D.C. pp 59-64.
65. ----- . 1985. National primary drinking water regulations: Synthetic organic chemicals, inorganic chemicals and microorganisms: Proposed rule. Fed regist. 50:46935-47022.
66. VITOSH, M.L., PERSON, H.L. y PURKHISER, E.D. 1986. Livestock manure management for efficient crop production and water quality preservation. Water quality series. Extension Bulletin N° 12. Cooperative Extension Service. Michigan State University, Michigan, EEUU. 8 p.
67. WHALEN, J.K., CHANG, C., CLAYTON, G.W. y CAREFOOT, J.P. 2000. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 962-966.
68. ZERBARTH, B.J., PAUL, J.W., SCHMIDT, O. y McDOUGALL, R. 1996. Influence of the time and rate of liquid manure application on yield and nitrogen utilization of silage corn in south coastal British Columbia. Can J Soil Sci.76: 153-164.