

IMPACTO DE UN SISTEMA INTENSIVO DE PRODUCCIÓN DE CARNE VACUNA SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES DEL SUELO Y DEL AGUA

ANDRIULO, ADRIÁN; SASAL, CAROLINA; AMÉNDOLA, CATALINA y RIMATORI, FERNANDO ¹

RESUMEN

Se cuantificó el impacto de largo plazo (11 años) que produjo un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre el suelo y el agua del sur de Santa Fe.

Se determinaron algunas propiedades químicas de suelo en diferentes situaciones: corral de ingreso (I), manga (Ma), corrales de engorde (E), montículos de excretas (M), perfiles de suelo situados en las cercanías del canal de desagüe hacia el exterior del establecimiento (S) y testigo (T). Se estudió la composición química del agua de dos perforaciones del establecimiento y de dos situaciones testigo, ubicadas a 8 y 20 m de profundidad y la de una laguna que recibe el desagüe.

El principal impacto sobre el suelo fue la salinización del perfil. El N fue el elemento más afectado, como Nt en el perfil del suelo, como N-NO₃

¹ INTA. Estación Experimental de Pergamino. C.C. 31 (2700) Pergamino.
e-mail: andriulo@pergamino.inta.gov.ar

en el agua subterránea y como N-NH₄ en las aguas superficiales. Los contenidos de Pb, Cu y Zn estuvieron por debajo de los niveles admitidos para considerarlos contaminados. Existió contaminación del agua subterránea con As no generada por el sistema de producción. El elevado aporte de P con las heces favoreció la salida de As del establecimiento por escurrimiento superficial.

Palabras clave: *feedlot – suelo – agua – contaminación*

SUMMARY

Long-term impact of beef cattle feedlot (11 years) on soil and water qualities was investigated in the south of Santa Fe Province.

Some chemical soil properties were determined in different situations: entry farmyard (I), sleeve (Ma), fattening farmyard (E), manure pile (M), soil profiles located near the waterway towards the farm outside (S) and control (T). Chemical water composition of two cattle farm perforations and two control situations located at 8 and 20 m depths and the one of a lagoon that receives the runoff was studied.

The main impact on the soil was profile salinity. N content was the most modified of all studied elements: as total N in soil profile, as N-NO₃ in groundwater and as N-NH₄ in surface water. The Pb, Cu and Zn contents were below the admitted levels to consider contaminated situations. Groundwater pollution with As was not generated by production system. The elevated contribution of P with manure favoured the As exit of the farm by runoff.

Key words: *feedlot - soil - water - pollution*

INTRODUCCIÓN

La ganadería de carne en Argentina está viviendo un proceso de intensificación como consecuencia de los cambios operados en la economía nacional y en los efectos que sobre la misma ge-

nera la globalización económica. El nuevo escenario en que deberá desenvolverse se caracteriza por una exigencia de calidad y eficiencia sobre lo producido.

La intensificación ganadera, aunque con retraso con respecto a la producción de granos, se ha expandido en la región pampeana. De una participación despreciable en el mercado de la carne bovina hace 8 años, la faena anual procedente de alimentación intensiva de bovinos en corrales (*feedlot*) ocupaba hasta fines de 2001 el 15% del total. A pesar de no contarse con registros posteriores, existe en 2003 una clara tendencia a su aumento, luego de un período de participación despreciable durante 2002.

La intensificación del sistema de producción agropecuario incrementa los flujos de energía y nutrientes y lo expone a procesos de contaminación (Viglizzo, 1997). El *feedlot* constituye un sistema de alta concentración de excrementos y de exposición a la contaminación localizada (Pordomingo, 2001). Está ampliamente reconocido que puede alterar la calidad del agua y amenazar la salud pública si se encuentra en cercanías de poblados. Las excretas derivadas de este sistema tienen el potencial de contribuir a la contaminación del ambiente con nutrientes (como nitrógeno y fósforo), materia orgánica, sedimentos, patógenos, metales pesados, hormonas, antibióticos y amonio. El exceso de nutrientes en el agua superficial puede resultar en eutroficación, anoxia y en crecimiento de algas tóxicas peligrosas para la salud. La descomposición de la materia orgánica puede reducir los niveles de oxígeno y causar la muerte de peces. El nitrógeno, en la forma de nitrato, puede contaminar el agua subterránea. Esto cobra relevancia si se la utiliza como agua de bebida (USDA-EPA, 1999).

En nuestro país se carece de información sobre la composición y circulación de los efluentes y excrementos líquidos y sólidos bajo *feedlot* y no existen programas o estrategias para su manejo. Algunos trabajos locales hallaron contaminación de acuíferos por producción pecuaria intensiva (Herrero *et al.*, 1997, Andriulo *et al.*, 1997). Sin embargo, se carece de estudios relativos a *feedlot* vacunos. El objeto de este trabajo fue cuantificar el impacto que

produce un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua en un establecimiento ubicado al sur de la provincia de Santa Fe.

MATERIALES Y MÉTODOS

El *feedlot* se encuentra en un establecimiento situado en el Departamento Gral. López, al sur de la Provincia de Santa Fe. El paisaje es muy suavemente ondulado. El suelo es un Argiudol típico, fase ligeramente erosionada con escasa pendiente. El perfil está constituido por un horizonte superficial de 15 cm (horizonte A), de textura franco limosa con 23% de arcilla, seguido de un horizonte de transición BA hasta la profundidad en que aparece el Bt. Este último tiene textura franco arcillo limosa con 32% de arcilla. Hacia abajo, y gradualmente, aparece el horizonte C a 1 m de profundidad, de textura franco limosa (INTA, 1981). El sitio de estudio es representativo de la hidrogeología de la región. El establecimiento ocupa un área aproximada de 130 ha. Gran parte de su perímetro limita con dos calles y una ruta, hecho que facilita la identificación del sentido de los flujos de escurrimiento del agua superficial. El *feedlot* abarca 20 ha (Figura 1). Los animales permanecen directamente sobre el suelo. En el resto del establecimiento se produce soja y maíz. Las instalaciones del *feedlot* han permanecido en forma continua en la misma posición desde el comienzo de la producción, en 1990. La carga media anual del establecimiento es de 7500 a 8000 cabezas. La alimentación se compone de maíz, gluten feed (subproducto del maíz), rollos de pastura y núcleos vitamínicos y minerales. En la Tabla 1 se presenta la composición química del alimento y de las heces obtenidos en los lotes de engorde. Parte de los efluentes sólidos y líquidos son arrastrados fuera de los lotes de engorde por las lluvias que provocan escurrimiento, y son conducidos por un canal que pasa por una laguna que luego continúa en canal hasta descargarse definitivamente fuera del establecimiento en un camino vecinal (Figura 1).

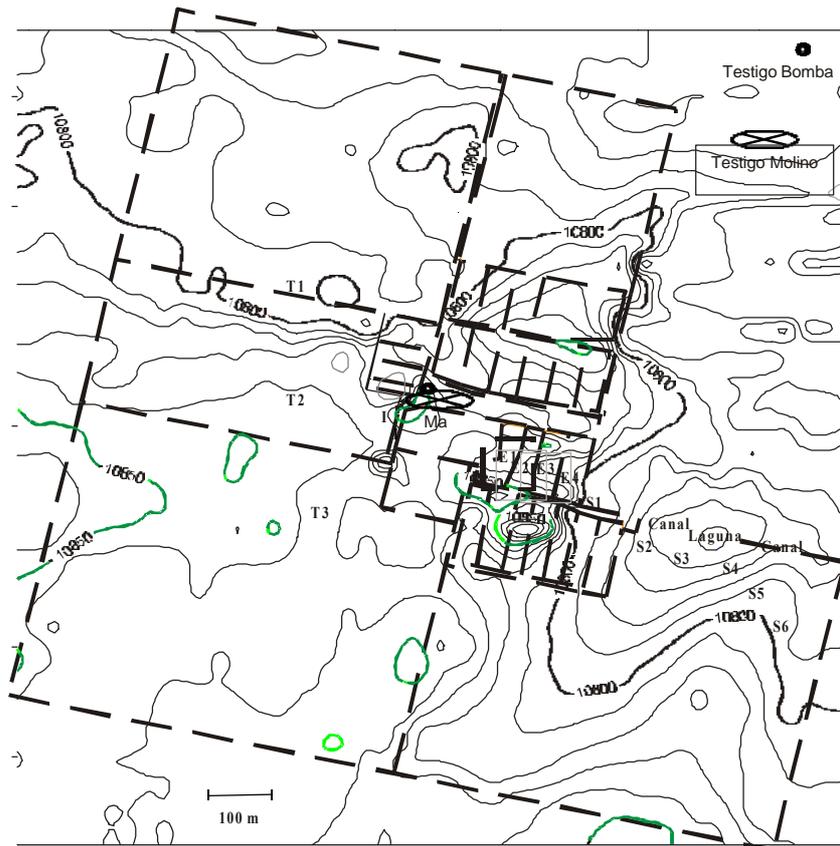


Figura 1. Plano y mapa planialtimétrico del establecimiento. Localización de las situaciones estudiadas. E: engorde; I: ingreso; Ma: manga; S: salidas; M: montículo de heces; T: Testigo; 1,2,...,4: repeticiones

Legendas:  Curva de nivel  Molino  Bomba

Tabla 1. Caracterización del alimento y de las heces obtenidos en los lotes de engorde.

Componente	Unidades	Alimento*	Heces**
Humedad	(%)	3,2	84,2
pH	suelo:agua (1:2,5)	6,4	6,8
CE		5,4	3,8
MO	(%)	91,0	50,9
N		2,4	1,7
C/N		21,1	16,0
P	(%)	0,7	0,7
Ca		2,4	2,6
Mg		1,4	1,9
Na		1,0	1,6
K		1,2	1,4
As	µg g ⁻¹	< 0,2	6,4
Pb		20,6	13,5
Cu		25,4	12,8
Zn		0,053	0,079

(*): el alimento se obtuvo en los comederos de engorde.

(**): las heces obtenidas en los comederos de engorde fueron excretadas el día del muestreo.

Siguiendo la circulación de los animales y sus efluentes, luego de 11 años continuos de producción intensiva de carne, se determinaron algunas propiedades químicas de suelo y agua, en diferentes situaciones (noviembre de 2001). Además, las mismas propiedades se analizaron en un área testigo, no afectada por dicho sistema.

Las situaciones edáficas estudiadas fueron:

Testigo (T): lote agrícola que no está influido por el sistema intensivo de producción de carne.

Corral de Ingreso (I): lote destinado exclusivamente para el ingreso de animales que llegan del exterior. Con el objeto de perder estrés ganado durante su transporte, los animales permane-

cen 4 días con una alimentación a base de pasto y algo de grano. La carga es un 50% más baja que en los lotes de engorde.

Manga (Ma): suelo adyacente a la estructura en la que se realizan los tratamientos sanitarios.

Corrales de engorde (E): 4 lotes contiguos en los que se realiza la ganancia de peso de los animales. Los corrales tienen animales todo el año. La carga varía entre 100 y 200 animales por lote (770-1540 animales ha⁻¹).

Montículo (M): sector ubicado dentro de cada E, generado por la acumulación periódica de excretas sólidas formando troncos de cono de aproximadamente 1 m de altura, con una base mayor de 20 m de diámetro y una base menor de 8 m de diámetro en el momento de muestreo.

Salida (S): cada uno de los perfiles de suelo situados en las cercanías del canal de desagüe hacia el exterior del establecimiento. S1, S2 y S3 son perfiles de suelo ubicados a 1 m de distancia del canal de desagüe, siguiendo el declive del terreno y antes de la laguna, separados a 160 m entre ellos; S4, S5 y S6 son perfiles de suelo ubicados posteriores a la laguna, a 2, 10 y 20 m de distancia en sectores más bajos del relieve (Figura 1).

Las muestras de suelo fueron extraídas de las profundidades 0-5, 5-15, 15-35 y 35-100 cm en las situaciones T, I y E, de las profundidades 0-15, 15-35 y 35-100 cm en la situación Ma y de las profundidades 0-5, 5-35 y 35-100 cm en la situación S. Para cada profundidad, se extrajeron 3 muestras para las situaciones T, I, Ma y 4 para E. Además, se extrajo una muestra compuesta de la profundidad 0-100 cm en la situación M.

Las variables edáficas estudiadas fueron: pH y conductividad eléctrica (CE) determinadas potenciométricamente, en agua (relación suelo-agua 1:2.5) y pH en CaCl₂ (relación suelo-agua 1:2.5), materia orgánica (MO) por calcinación a 400 °C, nitrógeno total (Nt) por semimicrokjeldahl y nitrógeno mineral, N-NH₄ y N-NO₃ por Bremner y Keeney (1966). Los contenidos totales de fósforo (P), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K) y sodio (Na)

se determinaron por digestión con una mezcla de ácidos nítrico-perclórico y posterior colorimetría para P, turbidimetría para S, volumetría para Ca y Mg y fotometría de llama para Na y K.

Para estudiar el efecto del feedlot sobre la calidad del agua subterránea, se extrajeron muestras del molino y la bomba ubicados en forma contigua a Ma y cercana a I (Figura 1). El molino y la bomba extraen agua a 8 y 20 m de profundidad, respectivamente. No hubo otra perforación en 50 m de diámetro que pudiera considerarse para verificar la contaminación localizada. Los resultados obtenidos se compararon con los provenientes de un molino y de una bomba que extraen agua de las mismas profundidades pertenecientes a un establecimiento cercano, que en los últimos 20 años no estuvo afectado por producción pecuaria. Estas perforaciones distan de las otras dos en alrededor de 1000 m y se las consideró como situación de referencia.

Para estudiar la contaminación del agua superficial, se muestreó la laguna que se encuentra aguas abajo del escurrimiento (Figura 1).

Las muestras fueron recolectadas en recipientes de vidrio oscuro e inmediatamente a su recolección fueron refrigeradas a 5°C y llevadas a laboratorio para su análisis. Los análisis químicos realizados al agua fueron: pH y CE potenciométricamente, sales totales por gravimetría, Ca y Mg por titulación complejométrica con EDTA disódico, cloruro (Cl) por volumetría de precipitación con nitrato de plata, bicarbonatos (HCO_3) por volumetría ácido-base, N- NO_3 por fenoldisulfónico, K y Na por fotometría de llama, fosfatos (PO_4) por colorimetría y S- SO_4 por turbidimetría.

Paralelamente se determinó arsénico (As), plomo (Pb), cobre (Cu), selenio (Se) y zinc (Zn) totales por espectrometría de absorción atómica de las muestras de suelo y de agua mencionadas anteriormente en el Centro Regional de Investigación y Desarrollo de Santa Fe (CONICET-UNL). Para el caso del Se, éste se determinó en T, Ma y en las mismas muestras de agua. Las muestras fueron tratadas según USEPA "Methods for the determination of metals in environmental samples", método

200.2. Las determinaciones de As, Pb, Cu y Se se realizaron por atomización electrotérmica (horno de grafito con plataforma de L'vov) y las de Zn por atomización por llama. Además, se realizaron determinaciones de plaguicidas fosforados y clorados por cromatografía gaseosa, glifosato por cromatografía líquida de alta precisión con derivatización postcolumna y detección por fluorescencia y atrazina, didealquilatrazina, desetilatrazina y deisopropilatrazina por cromatografía líquida de alta precisión en fase reversa y detección ultravioleta. Las determinaciones se realizaron en el Instituto de Desarrollo Tecnológico para la Industria Química (CONICET-UNL). En la Tabla 2 se enumeran los biocidas clorados y fosforados analizados.

Tabla 2. Listado de biocidas clorados y fosforados estudiados

Biocidas clorados	Biocidas fosforados
α -HCH	Forate
β -HCH	Ronnel
γ -HCH	Malatión
Aldrin	Paratión
Dieldrin	Metil-Paratión
p, p-DDT	Diazinon
p, p-DDE	Metil clorpirifós
p, p-DDD	Etil clorpirifós
Heptacloro	Metamidofós
Heptacloro epoxi	Monocrotofós
α -Clordano	Dimetoato
γ -Clordano	Disulfotón
Endosulfan I	Fenitrotión
Endosulfan II	Fosdrín
Endrin	Metidatión

Se recolectaron 2 muestras de agua de las situaciones molino y bomba, utilizando recipientes de vidrio previamente lavados con agua destilada, alcohol y cetona. Estas fueron refrigeradas y transportadas al laboratorio para el análisis microbiológico. Se realizó

la marcha del análisis bacteriológico por siembra, enriquecimiento, repique, diferenciación y lectura a 37 °C para las siguientes determinaciones: recuento total de gérmenes aeróbicos, número más probable de coliformes totales y *Escherichia coli* 100 ml⁻¹ y aislamiento e identificación de *Pseudomonas aeruginosa*, utilizando los criterios de potabilidad del agua del Código Alimentario Argentino (1992). Las determinaciones se realizaron en el laboratorio Central S.A. de la ciudad de Pergamino.

Análisis estadístico

Para confirmar que las situaciones bajo muestreo conformaban grupos homogéneos y diferentes entre sí, se usó la técnica estadística multivariada denominada análisis de clusters - procedimiento PROC CLUSTER - (SAS, 1989). Se analizaron las propiedades edáficas del espesor 0-100 cm, obtenidas a partir de un promedio ponderado con las diferentes profundidades de muestreo. Para que todas las variables analizadas tuvieran el mismo peso, se estandarizaron a media 0 y varianza 1. A continuación se aplicó la técnica multivariada de análisis discriminante, utilizando el procedimiento PROC STEPDISC y el método de selección STEPWISE, para determinar las variables que más contribuyen a la separación entre las situaciones estudiadas. Con las variables seleccionadas se realizó el análisis de componentes principales con el objeto de facilitar la interpretación, manteniendo la mayor parte de la información contenida en los datos originales. Para ello, se utilizó el procedimiento PROC PRINCOMP (SAS, 1989).

En una segunda etapa, se utilizó la prueba de t para detectar diferencias entre las situaciones T, I, Ma y E de los espesores 0-15, 15-35, 35-100 y 0-100 cm de cada una de las variables estudiadas. Se trabajó con 2 niveles de significación ($p < 0.05$ y $p < 0.01$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las principales características de las heces se muestran en la Tabla 1. Estas estuvieron muy próximas a las reportadas por Pagliai

y Vittori Antisari (1993). Sin embargo, el contenido de N reportado en este estudio (1,7 %) resultó bastante superior al reportado por Christy *et al.* (1965), 0,45 %, debido a que el primero fue obtenido inmediatamente luego de ser excretado. Normalmente se atribuye a cada animal un aporte de 43 kg N año⁻¹ con las excretas de *feedlot* (National Research Council, 1972). Considerando una carga media anual de 7750 animales año⁻¹, la carga en N resulta en 333 Mg año⁻¹ y teniendo en cuenta un área de 20 ha, ocupada por el *feedlot*, la carga resulta en 16 Mg N ha⁻¹ año. Asumiendo un contenido del 40 % de P con respecto a N, el aporte de P es de 133 Mg año⁻¹ o 6.4 Mg ha⁻¹ año. Esto representa un aporte de N y P al suelo 40 y 60 veces mayor al aplicado en un planteo de producción de granos de maíz bajo riego en la región (400 kg N ha⁻¹ año y 100 kg P ha⁻¹ año) y, por ende un potencial de contaminación localizada muy superior al agrícola.

SUELOS

La Figura 2 muestra el dendrograma surgido del análisis de *clusters*, realizado para el espesor 0-100 cm. En general, cada una de las situaciones estudiadas formó un grupo, confirmándose que la elección de los sitios de muestreo fue adecuada. Sin embargo, se pudieron distinguir similitudes entre ellas. Estos resultados sugieren que las situaciones afectadas por la concentración de animales provocaron alteración de las propiedades del perfil del suelo analizado, aunque con diferencias de magnitud entre ellas. Para un valor de índice del 50 % de la distancia máxima (0,75), pueden identificarse, en primer lugar, dos grupos con características muy diferentes entre sí: M y el resto de las situaciones estudiadas. Esto se debe a que M consiste en una acumulación orgánica depositada sobre el suelo mientras que el resto de situaciones corresponde al análisis de un suelo. En segundo lugar, dentro de este último grupo, se pueden distinguir tres subgrupos que son consecuencia de los diferentes niveles de acumulación de nutrientes y metales pesados existentes. Con un grado de acumulación creciente, éstos fueron:

1. T, S4, S5 y S6
2. I, Ma, E1 y E2
3. S1, S2, E3 y E4.

A su vez, dentro del primer subgrupo, S4, S5 y S6 presentan un mayor grado de acumulación que T y dentro del segundo subgrupo, la acumulación es inferior en I que en los restantes.

La intensidad de los cambios en las propiedades edáficas bajo S está asociado a su distancia con los lotes de engorde. En general, los perfiles que corresponden a salidas más cercanas a E presentaron cambios más marcados que los perfiles de las salidas más alejadas. Ello se debió a que el sistema de alimentación intensiva se halla ubicado en un paisaje con pendiente definida, cuya altura sobre el nivel del mar decrece en el siguiente orden por situación: $T = I = Ma > E \gg S$ (Figura 1). Las salidas S representan el perfil de suelo en los alrededores del canal y laguna aguas abajo del escurrimiento. Las precipitaciones intensas producen

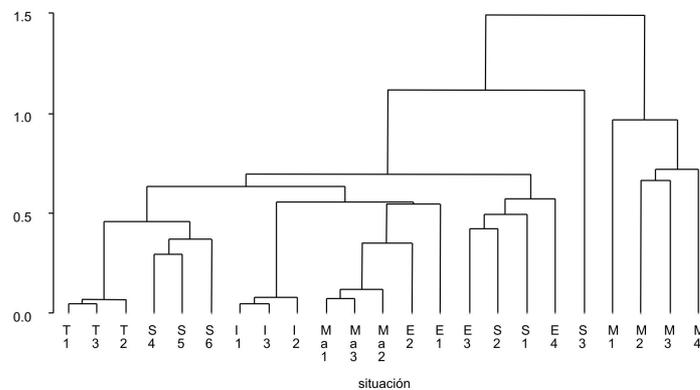


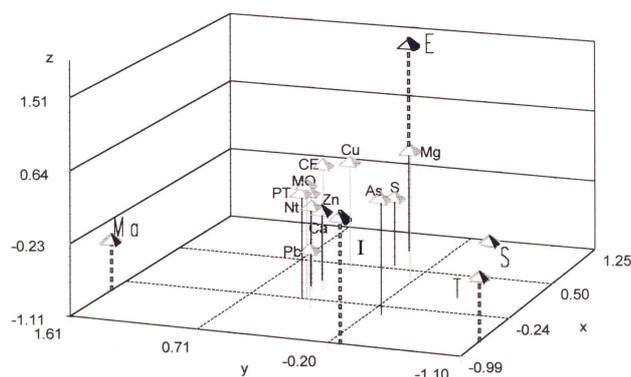
Figura 2. Dendrograma del análisis de clusters del espesor 0-100 cm bajo diferentes situaciones pertenecientes a un *feedlot*. E: engorde; I: ingreso; Ma: manga; S: salidas; M: montículo de heces; T: Testigo; 1,2,...,4: repeticiones

escurrimiento superficial, particularmente desde la situación E, con el consiguiente arrastre de sedimentos cargados con contaminantes.

La variabilidad en los resultados obtenidos bajo E se debe a la diferencia en cantidad de animales que recibió cada lote. Por otro lado, los lotes E3 y E4 pueden haber sufrido escurrimiento superficial provenientes de los lotes E1 y E2.

Debido a que las características de la situación M impidieron encontrar diferencias significativas entre las otras situaciones y que se carece de repeticiones, se decidió no incluirla en los restantes análisis multivariados.

El resumen de la selección de variables resultantes del análisis discriminante se presenta en la Tabla 3. Prácticamente, todas las variables estudiadas resultaron sensibles para diferenciar las situaciones. De todas las variables estudiadas. Nt. MO. As. P. CE, S, Pb,



Nt= nitrógeno total; MO= materia orgánica; As= arsénico; P= fósforo total; CE= conductividad eléctrica; S= azufre; Pb= plomo; Ca= calcio; Mg= magnesio; Zn= zinc; Cu= cobre; Na= sodio; K= potasio; N-NH4= nitrógeno de amonio; N-NO3= nitrógeno de nitratos.

E: engorde; I: ingreso; Ma: manga; S: salidas; M: montículo de heces; T: Testigo.

Figura 3. Resultado del análisis de componentes principales realizado con las variables seleccionadas, utilizando el procedimiento PROC PRINCOMP (SAS, 1989).

Tabla 3. Resultado de la técnica multivariada de análisis discriminante, utilizando el procedimiento PROC STEPDISC y el método de selección STEPWISE.

Paso (Step)	Variable	Correlación canónica (cuadrado promedio) ASCC	Probabilidad ASCC
1	Nt	0,239	< 0,0001
2	MO	0,456	< 0,0001
3	As	0,542	< 0,0001
4	P	0,578	< 0,0001
5	CE	0,747	< 0,0001
6	S	0,855	< 0,0001
7	Pb	0,879	< 0,0001
8	Ca	0,906	< 0,0001
9	Mg	0,955	< 0,0001
10	Zn	0,975	< 0,0001
11	Cu	0,981	< 0,0001
12	Na	0,983	< 0,0001
13	K	0,990	< 0,0001
14	N-NH4	0,992	< 0,0001
15	Ph	0,994	< 0,0001
16	N-NO3	0,997	< 0,0001

Nt= nitrógeno total; MO= materia orgánica; As= arsénico; P= fósforo total; CE= conductividad eléctrica; S= azufre; Pb= plomo; Ca= calcio; Mg= magnesio; Zn= zinc; Cu= cobre; Na= sodio; K= potasio; N-NH4= nitrógeno de amonio; N-NO3= nitrógeno de nitratos.

Ca, Mg, Zn, Cu y Na fueron las que explicaron el 98% de la variabilidad.

El análisis de componentes principales con las variables seleccionadas mostró que el 91% de la variabilidad fue explicada por las tres primeras componentes. La Figura 3 muestra su representación gráfica. Puede observarse que las variables analizadas no estuvieron asociadas a ninguna situación en particular.

En la Tabla 4 se presentan los valores medios de las variables estudiadas en el perfil de suelo bajo diferentes situaciones y el resultado de la aplicación de la prueba de *t*.

Tabla 4. Valores medios de las variables estudiadas en el perfil de suelo (espesor 0-100 cm) bajo diferentes situaciones presentes en un establecimiento con un sistema continuo de producción intensiva de carne.

Situación	Propiedad edáfica								
	pH	CE	pHCaCl ₂	MO	Nt	N-NO ₃	N-NH ₄	P	S
		dS m ⁻¹		%		ppm		%	
E	6,89* c (0,13)**	1,05 a (0,14)	6,71 c (0,19)	3,40 d (0,41)	0,154 b (0,003)	44 abd (29)	22 abd (12)	0,11 be (0,02)	0,12 bcd (0,03)
I	7,51 a (0,06)	0,93 a (0,05)	7,31 a (0,03)	4,00 c (0,03)	0,134 c (0,001)	25 ca (2)	16 ca (0)	0,08 c (0,01)	0,11 c (0,01)
Ma	7,00 c (0,02)	0,99 a (0,03)	6,81 c (0,03)	4,16 a (0,03)	0,203 a (0,001)	30 b (0)	11 b (0)	0,15 a (0,01)	0,12 c (0,01)
S	6,90 bc (0,51)	0,39 c (0,23)	6,50 c (0,62)	2,12 b (0,35)	0,099 e (0,014)	12 d (2)	9 d (2)	0,08 cde (0,03)	0,16 ab (0,03)
T	6,60 b (0,03)	0,17 b (0,00)	5,96 b (0,03)	1,92 b (0,03)	0,125 d (0,004)	9 e (0)	6 e (0)	0,06 d (0,00)	0,09 d (0,00)
M	7,43 (0,15)	3,69 (0,79)	7,43 (0,17)	24,8 (2,2)	1,225 (0,040)	380 (79)	537 (99)	0,37 (0,09)	0,12 (0,04)

Situación	Propiedad edáfica							
	Ca	Mg	K	Na	As	Pb	Cu	Zn
	%				ug g ⁻¹			mg g ⁻¹
E	2,53 de (0,54)	1,20 ab (0,37)	0,10 a (0,00)	0,40 abcd (0,08)	4,19 abcd (0,83)	11,07 c (1,15)	21,64 bcd (5,72)	0,07 d (0,00)
I	1,70 c (0,06)	0,96 b (0,03)	0,10 a (0,00)	0,38 bc (0,00)	4,69 a (0,06)	13,06 b (0,12)	19,06 b (0,06)	0,06 ce (0,00)
Ma	4,08 a (0,01)	0,87 b (0,01)	0,10 a (0,00)	0,42 a (0,01)	3,68 cd (0,06)	13,60 abd (0,06)	20,78 ad (0,12)	0,08 a (0,00)
S	2,02 bce (0,52)	0,97 ab (0,40)	0,11 a (0,01)	0,37 b (0,03)	3,77 cd (0,91)	12,29 bcd (2,44)	19,96 abc (5,90)	0,07 abcd (0,02)
T	2,16 bd (0,06)	1,04 a (0,07)	0,10 a (0,00)	0,31 d (0,00)	4,56 b (0,03)	12,14 c (0,10)	16,73 c (0,10)	0,05 b (0,00)
M	2,90 (1,21)	1,13 (0,46)	0,10 (0,01)	0,41 (0,10)	1,09 (0,35)	8,38 (1,32)	35,10 (2,83)	0,18 (0,01)

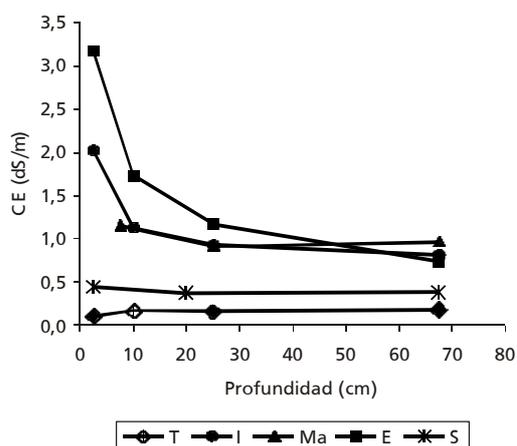
CE= conductividad eléctrica; MO= materia orgánica; Nt= nitrógeno total; N-NO₃= nitrógeno de nitrato; N-NH₄= nitrógeno de amonio; P= fósforo total; S= azufre; Ca= calcio; Mg= magnesio; K= potasio; Na= sodio; As= arsénico; Pb= plomo; Cu= cobre; Zn= zinc.
 E: engorde; I: ingreso; Ma: manga; S: salidas; M: montículo de heces; T: Testigo
 (*): letras iguales en una misma columna de una propiedad indican que no existen diferencias entre tratamientos (p< 0.05). (**): desviación estándar.

Las situaciones que se hallan afectadas por la concentración de animales (I, Ma y E) o por el escurrimiento superficial de efluentes (S), tuvieron diferencias estadísticamente significativas en las propiedades estudiadas a 1 m de profundidad con respecto a la situación T (excepto para la variable K). Así, bajo las situaciones I y Ma todas las variables fueron estadísticamente diferentes a la situación T. Bajo E, las propiedades S, Ca, Mg, Na, As, Pb y Cu no difirieron con respecto a T y bajo la situación S, las propiedades MO, P, Ca, Mg, Pb, Cu y Zn tampoco difirieron con respecto a T. También existieron diferencias estadísticas entre algunas de las propiedades edáficas bajo I, Ma y E. La única propiedad que resultó diferente en todas las situaciones estudiadas fue Nt. Los valores de pH determinados en agua y CaCl_2 dieron la misma información ($r=0.944$, $n=70$, $p< 0.01$)

Los montículos de excretas que se hallan dentro de los lotes de engorde presentaron en el espesor 0-100 cm por encima de la superficie del suelo valores medios superiores a los del suelo de las siguientes variables: CE, MO, Nt, P, N-NO₃ y N-NH₄, Cu y Zn e inferiores para Pb y As. Estos resultados están indicando que cuanto mayor es la concentración de heces y orina que recibe el suelo, mayor es la concentración de MO y de sus nutrientes asociados, en concordancia con Arnold y Meister (1999). Por otro lado, el aumento de MO produce cambios en algunas propiedades edáficas. Una propiedad edáfica indicadora de este impacto es la salinización. La CE del espesor 0-100 cm aumentó 6 veces bajo I, Ma y E y 2 veces bajo S. Dicho impacto disminuyó con la profundidad (Figura 4). En M la CE es aún mucho mayor. En caso de ser utilizados como enmienda para mejorar la fertilidad de lotes agrícolas, debería darse un cuidado especial al elevado contenido de sales de dichos residuos.

Por otro lado, la disposición de las excretas en cada una de las situaciones estudiadas genera diferencias de carga contaminante: E no representa la mayor carga contaminante debido a que las heces se concentran en montículos. Estos constituyen la mayor carga contaminante por presentar la máxima cantidad de heces acumuladas

Figura 4. Distribución del contenido edáfico de sales con la profundidad en el espesor 0-100 cm bajo diferentes situaciones.



en un mismo lugar durante 11 años continuados. En los alrededores de Ma se produjo el segundo gran impacto de contaminación edáfica debido a una muy elevada concentración de animales durante la realización de los tratamientos sanitarios. El tercer impacto en orden de importancia decreciente se produjo en E e I.

En la situación I se obtuvieron:

- elevado contenido de MO (cerca al valor medio obtenido bajo Ma, a pesar de tener una carga animal muy inferior) y la mayor C/N, considerando todas las situaciones estudiadas
- elevado contenido de N-NH₄, superior al existente bajo Ma y sin diferencia al obtenido bajo E
- bajo contenido de N-NO₃, inferior al existente bajo Ma y sin diferencia con el obtenido bajo E
- los mayores valores medios de pH y los menores valores medios de Ca, considerando todas las situaciones estudiadas
- los menores valores medios de Nt y P de los suelos con carga animal

Esto podría explicarse, por un lado, porque los animales que ingresan al establecimiento tuvieron una dieta previa exclusivamente a base de pastura, con mayor producción de materia seca (mayor contenido de fibra) en forma de heces y menor eficiencia en el uso del N que bajo alimentación con grano. La MO y el Nt aportados en esta situación son relativamente más altos y bajos, respectivamente. En efecto, la manipulación de la nutrición, suplementando con proteínas de alta calidad y de baja degradabilidad ruminal incrementa la captura de N directamente en la forma de aminoácidos y aumenta la eficiencia en el uso del N hasta un 50 % (Pordomingo, 2001). Por otro lado, el elevado contenido de N-NH₄ puede deberse a que el suelo permanece seco durante más tiempo que Ma porque no presenta cobertura vegetal y debido a la elevada compactación superficial causada por el pisoteo animal. En suelo seco y compactado, la actividad biológica genera niveles elevados de N-NH₃ y de N-NH₄, pero se retarda la oxidación completa a la forma de N-NO₃. Bajo Ma, el perfil está más húmedo debido a una cobertura vegetal total y a los baños sanitarios que se realizan en ella; además, no hay pisoteo animal, favoreciéndose la oxidación a la forma de N-NO₃ y su lixiviación. Bajo E, la variabilidad en los resultados obtenidos es mayor que las diferencias entre situaciones debido al tamaño de los lotes, al diferente número de animales que posee cada lote y a que las excretas se acumulan en montículos. El NH₃ de las excretas puede perderse por volatilización, pero el NH₄ compite con otros cationes de la solución del suelo por los sitios de intercambio. Esto provoca su adsorción y la liberación de iones Ca y otros cationes en la solución del suelo que contribuyen a elevar el contenido de sales disueltas y el pH (USDA, 1992). El pH es máximo en I porque, probablemente, E y Ma tienen un aporte adicional de Ca y otros iones suministrados con la dieta y los tratamientos sanitarios, respectivamente. El bajo contenido de P, bajo I, también se debe al menor aporte en las excretas producido por la calidad de la ingesta (Tamminga, 1996).

El contenido medio en los metales pesados Pb, Cu y Zn de la situación T estuvo en acuerdo con los obtenidos por Torri y Lavado (2002) en suelos similares de la región.

En la tabla 5 se presentan los coeficientes de correlación entre los contenidos de metales pesados y los de MO de todas las muestras extraídas sin incluir M (n=66). La variación en la concentración de As, Pb, Cu y Zn en el suelo estuvo asociada directamente con el contenido de MO. Wallace, in Wallace y Therry (1998) reportó que la actividad de los metales pesados está controlada por la matriz orgánica del suelo derivada de desechos. En nuestro estudio, el aumento de MO produjo disminución de Pb y As e incremento de Cu y Zn.

La concentración máxima de MO sobre el suelo se observa en los montículos de heces (M). Su contenido medio de metales pesados puede observarse en la tabla 4. M representa la composición del aporte de excretas ya estabilizadas, pobres en As y Pb y ricas en Cu y Zn con respecto a las situaciones restantes. Sin embargo, en la tabla 1 puede observarse que la excreta fresca (obtenida el mismo día de producida) es rica en As y Pb y pobre en Cu y Zn con respecto a M. Por lo tanto, cuanto mayor sea la carga orgánica, mayor será el cambio en el contenido de estos elementos en el suelo. El empobrecimiento de M en As y Pb podría deberse a la pérdida de fracciones orgánico-minerales ricas en estos elementos fuera del establecimiento que son transportadas por las precipitaciones que provocan escurrimiento. Dichas fracciones resultan de la práctica de concentración de heces que las mezcla con la porción superficial de suelo bajo un proceso natural de maduración a la intemperie.

Sager (2002) encontró un significativo incremento en la movilidad de As cuando este elemento ingresaba al suelo como contaminante de fertilizantes minerales a base de P. El aumento de la movilidad de As fue explicado por una adsorción preferencial del P en forma competitiva con el anterior. En este estudio, el aporte de As también se realiza en forma simultánea con excesiva cantidad de P proveniente de la alimentación animal. Puede utilizarse la misma hipótesis para explicar la salida de As del establecimiento: en efecto el coeficiente de correlación entre As y P totales resultó altamente significativo ($r = - 0.648$, $p < 0.01$, $n = 66$).

El enriquecimiento de M y del suelo en Cu y Zn se debe al conocido efecto acumulativo de estos metales en relación directa con los desechos orgánicos vertidos (Olness *et al.*, en Wallace y Terri, 1998).

La composición en metales pesados de la excreta fresca surge de la combinación del aporte de la dieta, del agua de bebida y de los tratamientos sanitarios, así como también del metabolismo animal. Se destaca el caso del As, cuya concentración en el alimento es muy baja y en la excreta es muy elevada. Evidentemente, el aporte de agua de bebida extraída de la bomba del establecimiento, muy rica en este elemento (209 µg/l), explica este resultado.

Tabla 5. Coeficientes de correlación entre los contenidos de metales pesados y los de MO para todas las muestras de suelo obtenidas (n=66).

Metal pesado	R	Probabilidad
As	- 0,613	p < 0,01
Pb	- 0,299	p < 0,05
Cu	0,393	p < 0,01
Zn	0,706	p < 0,01

As= arsénico; Pb= plomo; Cu= cobre; Zn= zinc; r= coeficiente de correlación

Si bien aumentaron las concentraciones medias de Cu y Zn en las situaciones con presencia de animales, éstas resultaron bajas; no puede hablarse de sitios contaminados con estos metales pesados. Siguiendo las recomendaciones de la Agencia de protección ambiental de USA, los valores medios de Pb, Cu y Zn (35, 49 y 261 kg ha⁻¹, respectivamente) del horizonte superficial (espesor=0-15 cm y densidad aparente=1.45 g cm⁻³) de las situaciones más afectadas, están muy por debajo de los que se necesitan acumular para considerar al suelo contaminado, considerando la CIC y el pH de este suelo (USEPA, 1983).

Con respecto al contenido medio edáfico de Se bajo la situaciones T y Ma, éste estuvo debajo de los niveles de detección (<0.05 µg g⁻¹), en coincidencia con muchos suelos de similar material originario (Sager, 2002).

La Figura 5 muestra la distribución en profundidad de algunas propiedades edáficas para cada una de las situaciones que temporaria o permanentemente tuvieron animales y para la situación T. El análisis estadístico a tres profundidades permitió identificar donde se ubicaron los cambios dentro del perfil de suelo. Los más marcados se produjeron en el espesor 0-15 cm. En general y a pesar que la carga contaminante proviene de la superficie, las propiedades de suelo de todo el perfil fueron afectadas. El hecho de encontrar diferencias estadísticas en las propiedades del suelo en la base del perfil indica que es altamente probable que toda la zona no saturada esté afectada por el sistema de producción bajo las condiciones edafoclimáticas imperantes. Hubbard y Sheridan (1994) encontraron que una vez que el suelo ha sido impactado por una alta carga de desechos animales, la contaminación de napas subterráneas poco profundas puede continuar varios años. En este estudio la napa freática se encuentra a una profundidad de 3 m.

AGUAS

En la Tabla 6 se presenta la composición físico-química de muestras de agua extraídas bajo diferentes situaciones. Las aguas subterráneas presentan una composición característica de la región: son bicarbonatadas sódicas (Andriulo et al., 2000).

Tanto a la profundidad de 8 como de 20m, el manejo intensivo del ganado produjo los siguientes cambios en algunas de las propiedades estudiadas, luego de 11 años:

- leve disminución del pH
- aumento marcado en la cantidad de sales disueltas debido al aumento de la concentración de los cationes Ca, Mg, y de los aniones Cl y NO₃
- descenso de la concentración de Na y de los valores RAS.

A 8 m de profundidad, la disminución de SO₄ y el aumento de HCO₃ fueron leves. A 20 m, la tendencia fue inversa y en forma marcada. Además, a esta profundidad aumentó la concen-

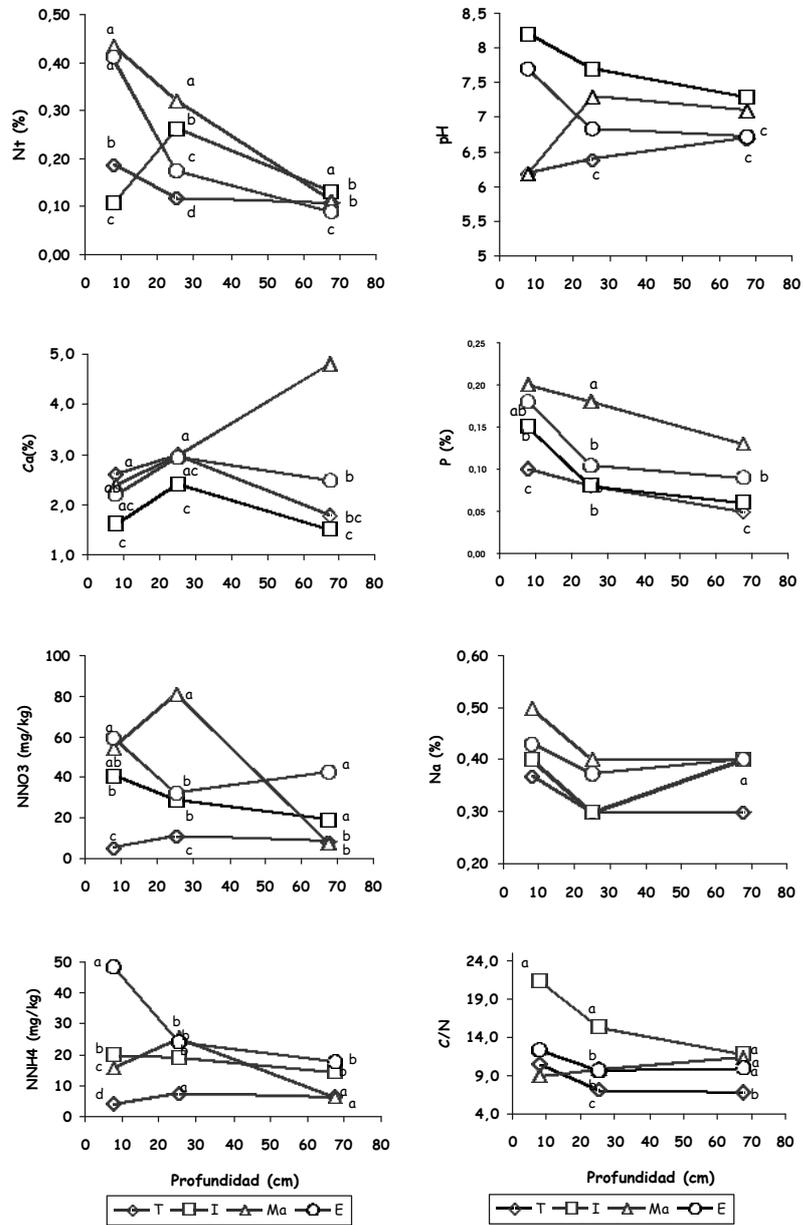


Figura 5. Distribución de algunas propiedades edáficas en el perfil de suelo para cada una de las situaciones estudiadas.

Tabla 6. Composición físico-química de muestras de agua extraídas bajo diferentes situaciones.

Propiedad	Unidades	Referencia molino	Molino	Referencia bomba	Bomba	Laguna
pH		7,8	7,7	8,3	8,0	8,2
CE	dS/m	1,1	2,3	1,6	2,3	1,9
Sales solubles	mg/l	780	1616	776	1464	1360
Ca	me/l	0,9	6,4	2,0	3,8	1,6
Mg		1,4	1,6	1,1	2,2	1,6
K		0,6	0,6	0,7	0,6	1,9
Na		12,8	8,4	8,9	8,7	5,9
RAS	me/l	11,9	4,2	7,2	6,3	4,6
HCO3		11,0	12,0	16,0	12,0	12,0
Cl		2,5	5,6	2,0	5,2	8,0
SO4		2,9	2,5	1,6	2,9	0
NO3	mg/l	10	119	38	61	4
NH4		0	0	ND	0	110
PO4		ND	2,5	2,0	3,0	2
As	µg/l	47,3	35,4	118	209	10,9
Pb		<4	<4	<4	<4	4,9
Cu		6,4	10,8	5,7	8,4	24,2
Se		<5	<5	<5	<5	<5
Zn	mg/l	0,08	0,09	<0,05	<0,05	0,06
15 biocidas clorados 15 biocidas fosforados Atrazina y Metabolitos Glifosato Ampa	ng/l	ND	SD	ND	SD	SD

ND: no determinado; SD: sin detección

CE= conductividad eléctrica; Ca= calcio; Mg= magnesio; K= potasio; Na= sodio; RAS=relación de adsorción de sodio; HCO3= bicarbonatos; Cl=cloruros; SO4= sulfatos; NO3= nitratos; NH4= amonio; As= arsénico; Pb= plomo; Cu= cobre; Se=selenio; Zn= zinc.

tración de PO₄. Resultados similares para sólidos totales disueltos, K, Cl, NO₃, NH₄ y P total fueron reportados por (Arnold y Meister, 1999; Maule y Fonstad, 2000; Baker *et al.*, 2000).

La calidad del agua subterránea no resultó aceptable para consumo animal y humano debido al elevado contenido de As ni para el consumo humano debido al contenido elevado de NO₃ (USEPA, 1972; Carson, 1981). En ninguna de las situaciones analizadas fueron detectados residuos de plaguicidas. Esto puede deberse a que el escurrimiento superficial no provino de los lotes bajo agricultura del establecimiento y/o a que el alimento suministrado no contuvo residuos de estos plaguicidas.

Los cambios en las propiedades químicas del agua subterránea, en general, estuvieron en concordancia con los que se produjeron en el suelo al final del período de estudio: aumento en la concentración total de sales, los valores de Zn y Cu a 8 m resultaron más elevados que los valores obtenidos a 20 m de profundidad, en concordancia con el aumento de su concentración en el suelo bajo Ma (situación más cercana a las perforaciones). Si bien estos valores no resultan peligrosos, su aumento con respecto a la situación de referencia, sugiere la necesidad de analizar su evolución, particularmente para Cu.

La distribución del As con la profundidad, tanto en las perforaciones de referencia como en las afectadas por el feedlot, indica que la contaminación con este metal no se debe a un efecto antrópico sino a su existencia en la base del acuífero pampeano del SO santafecino. El contenido elevado se debería a un depósito de cenizas volcánicas en zonas deprimidas de la planicie pampeana durante períodos de alta actividad (Bolzicco *et al.*, 1997, Casa *et al.*, 1997; Formigli *et al.*, 1997).

Los metales pesados Pb y Se no estuvieron afectados por el feedlot.

El agua superficial resultante del escurrimiento de efluentes provenientes de los lotes de engorde a corral (Laguna) presentó una muy elevada contaminación por N, particularmente con el ión NH₄, y concentraciones despreciables de NO₃ y SO₄, que indi-

can anaerobiosis. También resultaron elevadas las concentraciones de Cl y K. No fueron detectados residuos de plaguicidas y la concentración de metales pesados fue muy baja. Estos efluentes líquidos, tratados adecuadamente en condiciones aeróbicas podrían ser valorizados como fertilizante orgánico.

La laguna no está aislada hidráulicamente del suelo y los acuíferos subyacentes. Si bien no se monitoreó el agua subterránea en sus contornos, se evidenciaron alteraciones en las propiedades del suelo de sus proximidades. Además, como no hay aislamiento natural por capas impermeables, es altamente probable que se esté contaminando el agua subterránea (Ham y DeSutter, 2000). Arnold y Meister, (1999) encontraron concentraciones medias de nitratos significativamente más altas en las muestras de agua subterránea tomadas de pozos ubicados en la vecindad de lagunas aisladas con arcilla y las más bajas en aquellos pozos ubicados en las vecindades de lagunas con aislamiento sintético.

Los resultados del análisis microbiológico se presentan en la Tabla 7. Como puede observarse, a 8 m de profundidad el agua resultó apta para el consumo humano pero lo contrario ocurrió con el agua ubicada a 20 m de profundidad. Smith *et al.* (1990) y Perdomo *et al.* (2001) encontraron que una de las fuentes de contaminación por coliformes más importantes son los sitios don-

Tabla 7. Composición microbiológica del agua subterránea a dos profundidades afectada por el feedlot.

Análisis (a 37° C)	Concentración máxima admisible		Concentración hallada					
			Molino			Bomba		
	UE	CAA	UFC ml ⁻¹	NMP ml ⁻¹	Presencia/ ausencia	UFC ml ⁻¹	NMP ml ⁻¹	Presencia/ ausencia
Aerobios Totales	20 UFCml ⁻¹	500 UFCml ⁻¹	10	—	—	800	—	—
Coliformes Totales	< 1 100 ml ⁻¹	< 3 100 ml ⁻¹	—	0	—	—	1	—
Escherichia coli	< 1 100 ml ⁻¹	< 1 100 ml ⁻¹	—	0	—	—	0	—
Pseudomonas aeruginosa	Ausencia	Ausencia	—	—	Ausente	—	—	Ausente

UFC: Unidades formadoras de colonias; NMP: número más probable; UE: Unión Europea; CAA: Código Alimentario Argentino-Mercosur.

de se acumula estiércol y que su supervivencia es más probable en aguas profundas, de lento movimiento.

Si bien el análisis microbiológico detectó contaminación a la profundidad 20 m, su calidad no constituye un problema para el consumo animal, de acuerdo a USEPA (1992).

CONCLUSIONES

El sistema intensivo de producción de carne vacuna con descarga no controlada de efluentes sólidos y líquidos durante 11 años continuos produjo modificaciones importantes en las propiedades químicas del suelo y de las aguas subterráneas y superficiales.

Las características del aporte de excretas (intensidad, disposición, calidad y cantidad) y la capacidad de recepción del ambiente condicionaron el proceso de contaminación.

El principal impacto sobre el suelo es la salinización de todo el perfil. Las excretas animales y los productos sanitarios generaron alteraciones en la composición iónica del suelo que se trasladaron a la hidroquímica del acuífero.

De todos los elementos químicos estudiados, el N fue el más afectado en algunas de sus formas químicas. En consecuencia, éstas resultaron las más sensibles para evidenciar contaminación: Nt en el perfil del suelo, NO₃ en el agua subterránea y NH₄ en las aguas superficiales.

Si bien algunos de los metales pesados estudiados (Cu y Zn) aumentaron su concentración tanto en el suelo como en el agua subterránea, estuvieron por debajo de los niveles internacionalmente admitidos para considerarlos contaminados. Para el caso particular del As, existió contaminación del agua subterránea que puede ser atribuida a su elevada concentración en los sedimentos cuaternarios bajo el área de estudio.

La combinación de un sistema de producción con elevado aporte de P y de un agua de bebida con elevado contenido de As favoreció la salida de As del establecimiento por escurrimiento superficial.

La contaminación del agua subterránea se registró en dos puntos muy cercanos a la fuente que la produjo: la concentración de animales. Por ello, no refleja necesariamente la contaminación del acuífero.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer especialmente al propietario del establecimiento ganadero y a Alberto Rondán, Adolfo Sosa, Marcelo Bueno y Silvina Portela por su valiosa colaboración en este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

ANDRIULO, A.; CORDONE, G.; GALETTO, M.L. ; TORRIGGINO, A. 1997. Contenidos de nitratos en aguas subterráneas del Partido de Pergamino. In: Congreso Internacional sobre aguas, Libro de resúmenes. ED. Universidad de Buenos Aires. III-20, Buenos Aires, Argentina.

ANDRIULO, AE; GALETTO, M.L.; SASAL, M.C.; ABREGO, F.; BUENO, M.; RIMATORI, F.; DE LA CRUZ, M. A. 2000. Efecto del riego complementario con aguas salino-sódicas sobre algunas propiedades edáficas en el sudoeste santafesino. In: XVII Cong. Arg. Ciencia del Suelo, Mar del Plata, 11-14 abril.

ARNOLD, S.T.; MEISTER, E.A. 1999. Dairy feedlot contributions to ground water contamination: a preliminary study in New Mexico. *J. environ. Health*, 62:2, 16-19.

BAKER, J.L.; GLANVILLE, T.D.; MELVIN, S.W.; SHIERS, L.E. 2000. Soil sampling and analysis around earthen waste storage structures in Iowa. In: 2000 ASAE Annual International Meeting, Milwaukee, Wisconsin, USA. 9-12 July.

BOLZICCO, J.E.; BETTIG, A.P.; BOJANICH, E.; CREMONA PARMA, G. 1997. El arsénico en aguas de consumo humano en la provincia de Santa Fe. Distribución areal, evolución temporal, soluciones. Congreso Internacional sobre aguas. A.U.G.M.-U.B.A., 4-8 agosto, II-7, Buenos Aires, Argentina.

BREMNER, J.M.; KEENEY, D.R. 1966. Determination and isotope ratio analysis of different forms of Nitrogen in soils: 3 – Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by extraction – distillation methods. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 30,577-582.

CARSON, T.L. 1981. Water quality for livestock. In Howard JL (ed.), Current veterinary therapy, food animal practice, pp. 420-428.

CASA, A.V.; COHEN, M.; VAZQUEZ, C.; FERPOZZI, J.L.; BELLAVIGNA, H.J.; GARAVAGLIA, R.N.; FARÍAS, S.S. 1997. Contaminación de aguas por arsénico y otros metales pesados en la llanura pampeana. Congreso Internacional sobre aguas. A.U.G.M.-U.B.A., 4-8 agosto, III-76. Buenos Aires, Argentina.

CHRISTY, M.; BROWN, J.R. ; MURPHY, L.S. 1965. Nitrate in soil and plants guide, pp. 9804-9806: Columbia University of Missouri extension Division . In: Contamination of groundwaters. Adriano, Iskandar and Murarka (Eds.), Science Reviews, Northwood USA, 525 pp.

CÓDIGO ALIMENTARIO ARGENTINO ACTUALIZADO "E-230". 1992. Tomo I-a, Capítulo XII, p. 331. De la Canal y Asoc. SRL

FORMIGLI, R.; RELEVANT, G. ; MARINOZZI, D., OLGUIN, M.C. 1997. Relevamiento del contenido de arsénico en aguas de bebida de origen profundo en una población del sur santafecino. Congreso Internacional sobre aguas. A.U.G.M.-U.B.A., 4-8 agosto, II-7. Buenos Aires, Argentina.

HAM, J.M. ; DESUTTER, T.M. 2000. Toward site-specific design standards for animal-wate lagoons: protecting ground water quality. J. environ. Q. 29:6, 1721-1732.

HERRERO, M.A.; SARVI, G.; MALDONADO, V.; ORLANDO, A.; FLORES, M.; CARBÓ, L.; VALERIANI, E. Y.; VACAREZZA, D. 1997. Caracterización de la calidad de agua para bebida animal en explotaciones extensivas de la Pradera Pampeana. In: Congreso Internacional sobre aguas, Libro de resúmenes. ED. Universidad de Buenos Aires. III-20, Buenos Aires, Argentina.

HUBBARD RK AND SHERIDAN JM. 1994. Nitrates in groundwater in the southeastern USA. In: Contamination of groundwaters. Adriano, Iskandar and Murarka (Eds.), Science Reviews, Northwood USA, 525 pp.

INTA-MAG. 1981. Mapa de suelos de la Pcia. de Santa Fe. Unidad 1 del N del Dpto. Gral. López cercana a la serie Venado Tuerto, 57-58, 246 pp.

MAULE, C.P.; FONSTAD, T.A. 2000. Impact of cattle penning on ground water quality beneath feedlots. Can. Agric. Eng. 42:2, 87-93.

NATIONAL RESERCH COUNCIL, 1972. Accumulation of nitrate, Nacional Academy of sciences, wash DC, pp. 5-23.

OLNESS, A.; CLAPP, C. E.; LIU, R.; PALAZZO, A. J. 1998. Biosolids and their effects

on soil properties. In: A. Wallace y R. E. Terri; (ed), Handbook of soil conditioners, Marcel Dekker inc, New York, USA, 596 p.

PAGLIAI, M.; VITTORI ANTISARI, L. 1993. Influence of waste organic matter on soil micro and macrostructure. *Bioresource Technology* 43,205-213.

PERDOMO, C.H.; CASANOVA, O.N.; CIGANDA, V.S. 2001. Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral del sudoeste del Uruguay. *Agrociencia* V, 1, 10-22.

PORDOMINGO, A. 2001. Proyecto INTA N° 360 Contaminación por intensificación ganadera. INTA. Programa de Gestión Ambiental.

SAGER, M. 2002. Vertically mobility of selenium, arsenic and sulfur in model soil columns. *Die Bodenkultur. Austrian J. Agric. Res.*, 53 (2) 83-103.

SAS INSTITUTE INC. 1989. SAS/STAT User's guide, Versin 6. 4th edition. Vol. 2. Cary, NC: SAS Institute Inc. 846 pp.

SMITH, S.J.; SCHEPERS, J.S.; PORTER, L.K. 1990. Assessing and managing agricultural nitrogen losses. In: B.A. Stewart (ed.), *Advances in Soil Science*, 14, pp. 1-32. Springer-Verlag, New York, USA.

TAMMINGA, S. 1996. A review of environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. *J. Anima. Sci.* 74:3112-3124.

TORRI, S.I. ; LAVADO, R.S. 2002. Distribución y disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en suelos representativos de la provincia de Buenos Aires enmendados con biosólidos. *Ciencia del Suelo*, 20 (2), 98-109.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. 1992. Agricultural waste management field handbook. Soil Conserv. Serv., Chapter VI, pp.8-11.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.1999. Unified national strategy for animal feeding operations.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1972. Water quality criteria. EPA R3-73-033, Wash., DC.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1983. Land application of municipal sludge process design manual. Munic. Environ. Res. Lab., Cincinnati, OH. U.S. Govt. Print. Office, Wash., DC.

VIGLIZZO, E.F. ; ROBERTO Z. E. 1997. El componente ambiental en la intensificación

ganadera. Rev. Arg. Prod. Anim. 17:271-292

WALLACE, A. 1998. Some living plants and some additional products use ful as soil conditioners and in various. In: A. Wallace y R. E. Terri (eds.), Handbook of soil conditioners, Marcel Dekker Inc, New York, USA, 596 p.