

Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal

MARÍA A HERRERO ^{1,✉} & SUSANA B GIL ²

1. Área de Bases Agrícolas, Departamento de Producción Animal, Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires, Argentina.
2. Área de Producción de Bovinos de Carne, Departamento de Producción Animal, Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires, Argentina.

RESUMEN. Este trabajo presenta la situación actual, a escala global y local, de los problemas ambientales que derivan de la intensificación de los sistemas de producción animal. Los residuos generados, fundamentalmente excretas, resultan los principales responsables de los impactos sobre el aire, el suelo y el agua porque se concentran en áreas reducidas y son la fuente principal de nutrientes, metales pesados, antibióticos y otras drogas veterinarias y patógenos. Como consecuencia de la intensificación, en Argentina se ha detectado una acumulación en suelos de más de 220 kg/ha de nitratos, de 2500 ppm de fósforo y de 261 kg/ha de cinc. Es frecuente que en el agua subterránea se detecte un exceso de nitratos (180 ppm) y contaminación microbiológica. De manera reciente también se registró fósforo (7 ppm) y hasta 90 ppb de cobre. En aguas superficiales, el escurrido de corrales ha incrementado los sedimentos casi 29 veces y también se registró resistencia a varios antibióticos (5 a 95% de cepas de *Escherichia coli*), y otros problemas emergentes como la emisión de gases de efecto invernadero (371 kg/ha de metano). En la escala local existen algunos vacíos de conocimiento sobre información fehaciente acerca de la cantidad de establecimientos de producción intensiva, del impacto sobre el suelo de las aplicaciones continuas de estiércol y de la cuantificación del impacto económico de los efectos de la polución existente y sus medidas de mitigación. Algunas de las medidas más urgentes que deberían implementarse con el esfuerzo combinado de distintos actores son el desarrollo de tecnologías apropiadas en relación con la generación de modelos de contaminación en la escala de predio, de cuenca y de regiones geográficas, la nutrición de precisión, el desarrollo de indicadores específicos para el monitoreo, y la difusión de técnicas y equipamiento para implementar la reutilización de estiércol y de efluentes.

[Palabras clave: excretas, nutrientes, metales pesados, drogas veterinarias, contaminación de suelos, contaminación del agua, gases efecto invernadero, balance de nutrientes, manejo de efluentes, regulaciones]

ABSTRACT. Environmental considerations of the animal production intensification: In this study, global and local environmental problems caused by animal production systems are presented. The residues generated by these systems, mainly composed by excreta, have a major responsibility for the impacts on air, soil and water since they are generally concentrated in small areas and constitute main source of nutrients, heavy metals, antibiotics and drugs for veterinary use and pathogens. As a consequence of intensification, the accumulation of more than 220 kg/ha of nitrates, 2500 ppm of phosphorus and 261 kg/ha Zn in soil has been detected. In groundwater, excess of nitrates (180 ppm) and microbiological contamination are frequent, and it has been recently encountered phosphorus up to 7 ppm and copper up to 90 ppb. In shallow water, sediments augmentation up

✉ Área de Bases Agrícolas, Departamento de Producción Animal, Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires (FCV-UBA). Av. Chorroarín 1427, (C1427CWO) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.
aherrero@fvvet.uba.ar

Recibido: 11 de abril de 2008; Fin de arbitraje: 04 de agosto de 2008; Revisión recibida: 13 de octubre de 2008; Aceptado: 22 de octubre de 2008

to 28.5 times caused by pen's runoff and antibiotic resistance appearance, (5 to 95% of *Escherichia coli* strains) are emergent problems. About greenhouse gasses emission, 371 kg/ha of methane has been reported. At local scale some information gaps are pointed out, referring to the lack of precise information about number of intensive farms, impact of continuous applications of manure to the soil and quantification of economic impact of the actual pollution effects and their management measures for mitigation. Development of suitable technologies including contamination models at farm, basin and geographical level; precise nutrition; development of specific indicators to monitor intensive systems and their related ecosystems; transmission of novel techniques and equipment for the implementation of manure and effluent reuse, are some of the more urgent management measures that should be completed with the combined effort of different actors.

[Keywords: manure, nutrients, heavy metals, veterinary drugs, soil contamination, water contamination, greenhouse gases, nutrient balance, effluent management, regulations]

INTRODUCCIÓN

La intensificación de la producción animal se inició durante la década del cincuenta y, en esencia, implica la concentración de animales por unidad de superficie y el aumento en el uso de insumos (Upton 1997). Hasta 1980, en Europa tuvo lugar un incremento sostenido de la producción, que acompañó el aumento de la demanda de productos pecuarios, en particular de porcinos y de aves (EIPPCB 2001). Estados Unidos atravesó un proceso similar, con un incremento sostenido de los denominados "establecimientos de alimentación de animales en confinamiento" (Concentrated Animal Feeding Operations - CAFOs). Desde 1950, en los E.U.A. la producción de aves es confinada, y entre 1970 y 1980, la de porcinos y bovinos también adoptó la misma tecnología (Burkholder et al. 2007). Este nuevo escenario, a su vez, originó diversas reglamentaciones con el objeto de disminuir el impacto ambiental de estas nuevas prácticas al limitar el número de animales por superficie. En Argentina la situación es más reciente, y presenta algunas diferencias. Si bien casi toda la producción de aves y cerdos se realiza en confinamiento desde hace varios años, la de leche y carne bovina sólo comenzó a intensificarse de manera reciente. En 1998-1999, sólo 17.5% de la faena vacuna anual provenía de sistemas intensificados; en 2004, la participación había aumentado a 21%, y en 2005 alcanzaba entre 23 y 25% (Iriarte 2005). La producción lechera, por su parte, desde 1990 mostró una

tendencia de reducción del número de tambos y de aumento del tamaño del rodeo y de la producción por vaca (Taverna et al. 2004).

La intensificación de la producción de carne permitió mejorar eficiencias e incrementar la producción de carnes. Las nuevas tecnologías se orientan a reducir el impacto negativo en el ambiente, y evitar así la degradación de los recursos renovables, como el agua, el aire y el suelo (Morse 1995) (Tabla 1). Diversos trabajos demostraron que la intensificación de los sistemas ganaderos resulta en el incremento de los flujos de energía y de nutrientes, y en riesgos de contaminación (Viglizzo & Roberto 1997). Los animales excretan al ambiente entre 60 y 80% del nitrógeno (N) y el fósforo (P) que ingieren, a través de la orina y las heces (Van Horn et al. 1994). La contaminación atmosférica por los gases de efecto invernadero (GEI) es la más relevante debido a sus efectos a nivel global. Los principales gases son el dióxido de carbono, el metano y el óxido nitroso. Estos gases son componentes normales de la atmósfera y permiten mantener la temperatura alrededor de los 15-16 °C (Canziani & Mielinicki 2007). El aumento de sus concentraciones por las actividades humanas (industriales, agroganaderas y de transporte) es responsable del calentamiento global. La ganadería contribuye a través de la emisión de metano y óxido nitroso asociada a la dieta de los animales y al manejo del estiércol en sistemas intensivos (SAyDS 2007).

Tabla 1. Aspectos ambientales afectados por los sistemas de producción animal (Martínez & Burton 2003).**Table 1.** Key environmental concerns derived from animal production systems.

Problema	Recurso Afectado	Impacto	Grado de contribución	Escala de impacto
Nitratos (NO ₃)	Agua (calidad)	Eutrofización y salud	Importante	Local (granja)
	Economía	Pérdidas a productores y costos de remoción		Regional (cuenca)
Nitritos (NO ₂)	Agua (calidad)	Vida acuática y salud	Importante	Nacional / Internacional (costas)
				Local (granja)
Amoníaco (NH ₃)	Lluvia ácida	Acidificación de suelos	Importante (>85%)	Regional (cuenca)
	Toxicidad directa	Eutrofización		Nacional / Internacional
Oxido nitroso (N ₂ O)	GEI	Calentamiento global	Sustancial	Global
	Interacción con ozono			
Oxido nítrico (NO)	Precursor del ozono troposférico	Calentamiento global	¿Menor?	Global
Fósforo (P)	Agua (calidad)	Eutrofización	Sustancial incremento	Local (granja)
	Salud	Toxinas (algas)		Regional (cuenca)
	Economía	Costos de remoción		Nacional / Internacional
Metano (CH ₄)	GEI	Calentamiento global	Sustancial	Global

GEI: Gases de efecto invernadero

A su vez, las excretas generadas en estos sistemas se concentran en áreas reducidas y conforman la principal fuente de nutrientes, metales pesados, antibióticos, microorganismos patógenos y de otras drogas veterinarias (Morse 1995; Burton & Turner 2003; Herrero et al. 2006b). Por ejemplo, el engorde de vacunos en confinamiento (sistema Feedlot o en encierre en la última etapa del engorde) aumenta el riesgo de contaminación puntual y de interferencia en el reciclaje natural de nutrientes, al permanecer un gran número de animales en sectores reducidos durante períodos prolongados (transferencia de nutrientes desde el área primaria de producción de los alimentos) (Atkinson & Watson 1996; Gil et al. 2006). Por otra parte, tanto la acumulación de excretas como su reutilización como fertilizantes traen

consigo una preocupación que se manifiesta en el ámbito mundial, que es la presencia de residuos de drogas veterinarias, denominados "microcontaminantes emergentes" (Teuber 2001; Boxall et al. 2004) de alta persistencia, tal como lo demuestra su presencia en cuerpos de agua (Jjemba 2003; Davis et al. 2006).

El propósito de este trabajo es describir el escenario actual de los impactos que producen los sistemas de producción animal intensificados, del manejo de residuos ganaderos y de sus nutrientes, y de las regulaciones existentes. Además, discutimos una serie de consideraciones para mejorar la condición de estos sistemas frente al ambiente, en particular en la Argentina.

EFFECTOS DE LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN ANIMAL SOBRE EL AMBIENTE

Contaminación del suelo

Los procesos de contaminación del suelo vinculados con la producción animal intensiva y en proceso avanzado de intensificación (sistemas intensificados) provienen de la acumulación de excretas en corrales de alimentación (Atkinson & Watson 1996), o bien de su aplicación excesiva como fertilizante orgánico en los cultivos (dosis elevadas, acumulación por aplicaciones sucesivas y tipo de tratamiento previo a la aplicación) (Jarvis 1993; Boulding & Klausner 2002; Ogiyama et al. 2005). Los principales contaminantes son el nitrógeno (N) y el fósforo (P), que provienen tanto de sistemas pastoriles como confinados, y los metales pesados derivados de bovinos, aves y porcinos en confinamiento. La acumulación de cualquiera de ellos puede afectar la calidad del suelo e incidir en la calidad de otros recursos, como el agua y el aire. La contaminación resulta uno de los aspectos más problemáticos de la degradación de un suelo ya que altera su capacidad para realizar algunas de sus funciones vitales como la nutrición de las plantas (Giuffré et al. 2003).

Las recomendaciones internacionales para la aplicación de excretas como fertilizantes se basan sobre el contenido de N con el objetivo

de no incrementar la presencia de nitratos en el agua subterránea. No obstante, debido a su baja relación N/P (con rangos entre 1.2 y 3), estas prácticas pueden resultar en la acumulación de P en el suelo (Boulding & Klausner 2002). Por ejemplo, en excretas de aves la relación es de dos a tres, cuando las relaciones requeridas para los cultivos de grano son cercanas a ocho (Moore et al. 1995; Moore 2002). En los Estados Unidos, Graetz et al. (1999) encontraron que los valores de P en el horizonte superficial del suelo de áreas con alta densidad de animales y de tambos abandonados (2500 y 750 ppm, respectivamente) superaban enormemente los de áreas prístinas y los de suelos de pasturas con baja densidad de animales (30 y 114 ppm, respectivamente). Estos contaminantes, en particular el N, pueden llegar a los cuerpos de agua superficial por escurrimiento (Stone et al. 1995) y a aguas subterráneas por lixiviación (Cepilecha et al. 2004; Carbó et al. 2008). Scheiner et al. (2000) comprobaron que el aumento de la carga animal incrementó el contenido de nitratos en un suelo arenoso hasta más de 220 kg/ha, lo cual aumenta de forma notable el riesgo de lixiviación con precipitaciones elevadas.

Los contaminantes más relevantes, dentro del grupo de los metales, son arsénico (As), cobre (Cu), cobalto (Co), manganeso (Mn), selenio (Se) y cinc (Zn). Sus proporciones dependen de la dieta de los animales (Tufft & Nockels 1991) (Tabla 2). En el caso de los porcinos, un estudio reveló que excretaban 86%, 95% y 79% del Cu, Zn y Mn ingeridos en la dieta (Brumm 2002).

Tabla 2. Estimación "típica" de la deposición de metales pesados (kg/ha) basados sobre una aplicación anual equivalente a 250 kg/ha de N total (Burton & Turner 2003).

Table 2. Estimated "typical" heavy metals loading rates (kg/ha) based on an annual application rate equivalent to 250 kg/ha total-N.

Tipo de excretas	Materia seca excretas (%)	Deposición estimada (kg/ha)					
		Zn	Cu	Ni	Pb	Cr	As
Bovinos de carne (corrales)	25	0.7	0.2	0.03	0.03	0.02	0.01
Bovinos de carne (efluentes)	10	1.2	0.3	0.04	0.05	0.04	0.02
Bovinos lecheros (efluente)	10	0.9	0.3	0.03	0.04	0.03	0.01
Porcinos (corrales)	25	2.1	1.5	0.05	0.03	0.02	0.01
Porcinos (efluentes)	10	2.3	1.7	0.05	0.03	0.02	0.01
Gallinas ponedoras	30	2.9	0.5	0.05	0.05	0.03	<0.01

En cuanto a los suelos abonados con excretas de aves, se han documentado concentraciones elevadas de Cu y Zn (Kingery et al. 1993). Si bien las plantas pueden absorber estos metales y así resultar tóxicas para el consumo por animales y seres humanos, algunos estudios encontraron que las aplicaciones de hasta 68 kg/ha de Cu produjeron pocos incrementos en los contenidos normales (6 a 8 ppm de Cu) en plantas de festuca para pastoreo (Wilkinson & Stuedeman 1990).

Debido a la escasa utilización de excretas como abono, en Argentina se han realizado pocos trabajos sobre este tema, y los existentes han sido orientados a la detección de su acumulación en distintos sectores (potreros, corrales, etc.). Andriulo et al. (2003) cuantificaron el impacto de un sistema de engorde vacuno a corral de once años de antigüedad. Sus resultados revelaron que el mayor impacto fue la salinización de los primeros 30 cm de suelo por causa del exceso de materia orgánica acumulada. También hallaron metales pesados acumulados en los suelos de los corrales, pero su baja concentración no correspondió a suelos contaminados (USEPA 1983). Los valores de Pb, Cu y Zn registrados en los primeros 15 cm del suelo fueron 35, 49 y 261 kg/ha, respectivamente. En otro trabajo, Moscuza et al. (2005) encontraron una acumulación de Zn y Cu (103 y 14 mg/g, respectivamente) en el suelo de los corrales de alimentación, mientras que no detectaron contaminantes en un lote vecino ni en los cuerpos de agua cercanos.

Contaminación del agua

El concepto de contaminación del agua involucra a aquellos procesos que deterioran de forma apreciable la calidad física, química y microbiológica (Custodio & Llamas 1983). Muchos de los contaminantes que alteran la calidad del agua son los mismos que mencionamos en el caso del suelo: N y P (Morse 1995; Herrero & Thiel 2002), metales pesados (Brumm 2002), y se agregan microorganismos patógenos (Nicholson et al. 2005), hormonas y drogas de uso veterinario (Jjemba 2003). Tanto las drogas como las hormonas son las más difíciles de eliminar en los procesos con-

vencionales de tratamiento de efluentes. La concentración de animales en áreas de poca superficie complica aún más la situación, tanto por el aumento en la cantidad de excretas como por los otros contaminantes presentes. Se ha determinado que en los Estados Unidos se producen 133 millones de toneladas de excretas por año (peso seco), provenientes de la producción animal, 13 veces más de la cantidad que se maneja en los sistemas sanitarios urbanos y rurales (Burkholder et al. 2007).

Los contaminantes presentes en las excretas pueden ingresar a los cuerpos de agua por diferentes vías. Llegan a aguas superficiales (lagos, lagunas y humedales o ríos) por escurrimiento desde corrales y terrenos fertilizados con estiércol, por desborde de lagunas de efluentes por lluvias torrenciales, y por deposición atmosférica (Galindo et al. 2004; Burkholder et al. 2007). Los contaminantes llegan desde el suelo a las aguas subterráneas o acuíferos por infiltración y lixiviación. En los acuíferos no confinados (acuífero freático), los contaminantes provenientes de corrales o de lagunas de efluentes mal construidos llegan de forma rápida al agua subterránea (Ceplecha et al. 2004; Carbó et al. 2008). Por lo general, la concentración natural de nitratos en las aguas superficiales y subterráneas es baja (1 a 5 ppm). Un trabajo realizado en los Estados Unidos detectó un nivel de nitratos de 30 ppm en un arroyo próximo a un criadero de cerdos (Stone et al. 1995) y 18 ppm en el escurrimiento de un lote que se había fertilizado con una dosis apropiada de estiércol porcino (Westerman et al. 1995). En Argentina también se detectaron excesos de nitratos (>150 ppm) en aguas subterráneas cercanas a lagunas de efluentes de tambos (Herrero et al. 2000, 2002; Nosetti et al. 2002b), y se reportó una situación similar (119 ppm) en el molino de los corrales de trabajo de un establecimiento de engorde a corral (Andriulo et al. 2003).

Las concentraciones elevadas de nitratos representan un problema para la salud humana ya que su ingesta reduce la capacidad de transporte del oxígeno por la sangre (metahemoglobinemia o enfermedad de los bebés azules). En los Estados Unidos, el contenido máximo en el agua para consumo humano, fijado en

1973 por la Agencia de Protección Ambiental (USEPA 1983), es de 44 ppm (10 ppm de N). La Organización Mundial de la Salud sugiere para Latinoamérica un valor guía de 50 ppm de nitratos, mientras que Argentina establece un límite de 45 ppm (Urrutia Pérez et al. 2003). Pozos poco profundos, antiguos y localizados en suelos permeables o cercanos a campos fertilizados o en establecimientos de engorde a corral, son más vulnerables a la contaminación por nitratos (Gelberg et al. 1999; Cepilecha et al. 2004; Herrero et al. 2005; Carbó et al. 2008). Un estudio reciente (Herrero et al. 2008) realizado en 409 tambos de las principales cuencas lecheras de la Región Pampeana, mostró que los valores medios de nitratos superaban los 45 ppm, y que entre 26 y 66% de las muestras de agua tomadas de las perforaciones de las instalaciones de los tambos no resultó apta para consumo humano (Tabla 3). Esta situación resulta grave dado que lavar la máquina de ordeño con agua contaminada podría afectar la calidad de leche obtenida (Iramain et al. 2005).

El fósforo, en forma de fosfatos, es uno de los contaminantes más frecuentes de aguas superficiales y su fuente principal son los fertilizantes y los desechos animales. Su lle-

gada por escurrimiento produce eutrofización del ecosistema acuático, lo que disminuye la concentración de oxígeno y provoca la mortalidad de peces (Haygarth et al. 2000). Stone et al. (1995) encontraron valores de fósforo de 1.5 ppm en un arroyo cercano a un criadero de cerdos, y Galindo et al. (2004), detectaron valores de 1 ppm en un arroyo próximo a un corral de engorde. El P es poco frecuente como contaminante del agua subterránea, ya que los fosfatos se fijan a las partículas coloidales del suelo. Sin embargo, estudios recientes muestran que tanto el exceso en la aplicación de estiércol como el uso indiscriminado de fertilizantes puede llegar a valores de 7 ppm en agua subterránea a 6 metros de profundidad (Rao & Rajendra 2004), y entre 50 y 90 ppm en el agua de lisímetros colocados a 50 cm de profundidad (Volpe et al. 2008).

Los metales son retenidos por las partículas del suelo, que al ser erosionadas por escorrentía pueden llegar al agua superficial y por lixiviación al agua subterránea. Sims & Wolf (1994) demostraron que el proceso de quelación de los metales en excretas con alta proporción de sustancias orgánicas solubles aumenta la solubilidad y la disponibilidad de dichos metales. En Argentina, Andriulo

Tabla 3. Contenido de nitratos en muestras de agua subterránea de establecimientos dedicados a la producción primaria de leche en las diferentes zonas productoras de la Argentina indicando el % de muestras que no son aptas ($n=409$) (Herrero et al. 2008).

Table 3. Nitrate contents in groundwater samples from milking facilities of dairy farms in different areas in Argentina, showing the % of samples that exceed the maximum level allowed ($n=409$).

Provincias y cuencas lecheras	Número de muestras	Valores medios \pm desvío estándar (ppm)	% de muestras no aptas (≥ 45 ppm)
Provincia de Córdoba			
1. Marcos Juárez	43	48.84 \pm 79.24	27.91
2. Gral. S. Martín y J. Celman	26	52.69 \pm 66.52	42.31
3. Gral. Roca	8	141.88 \pm 176.6	50
Provincia de Santa Fe			
1. San Martín	62	130.08 \pm 137.93	66.13
2. Castellanos	58	116.45 \pm 117.21	60.00
Provincia de Buenos Aires			
1. Cuenca de Abasto Norte	89	67.48 \pm 84.52	50.56
2. Cuenca de Abasto Sur	72	47.95 \pm 50.35	30.56
3. Cuenca Oeste	51	100.57 \pm 107.98	66.67

et al. (2003) hallaron más de 10 ppb de Cu en aguas subterráneas de un molino de la zona de corrales de trabajo con el ganado en un establecimiento de engorde a corral, en comparación con el agua de un molino de un lote agrícola no pastoreado por ganado, en la que no se registró el metal. A su vez, otro estudio reveló 66 y 90 ppb de Cu en perforaciones cercanas a un criadero de cerdos y a un engorde a corral, respectivamente (Galindo et al. 2004).

Los desechos animales contienen distintos tipos de microorganismos que pueden alcanzar las aguas superficiales y subterráneas. Un estudio realizado en áreas rurales en Argentina mostró que 70% de las perforaciones de instalaciones de ordeño presentaron diversas contaminaciones de origen microbiano (Herrero et al. 2002). En otro estudio realizado en sistemas de engorde a corral en el norte de Buenos Aires encontraron que los sedimentos en el agua de escorrentía que llega a los arroyos, se incrementan casi 29 veces en el escurrido de estos corrales respecto a pastizales no erosionados (Chagas et al. 2007). El incremento de sedimentos, sumado a un pH y a una conductividad eléctrica particulares favorecerían el aumento de enterococos y estreptococos fecales en dos órdenes de magnitud con respecto a los pastizales. No obstante, muchos de los organismos que causan enfermedades no persisten por tiempos apreciables en el suelo, debido a las condiciones ambientales desfavorables (Tabla 4). Los quistes de parásitos y los virus no se reproducen fuera de un huésped, sin embargo pueden sobrevivir largo tiempo en el ambiente (Freitas & Burr 1996).

Los residuos de drogas de uso veterinario y de hormonas en cuerpos de agua es un tema de interés reciente. La descarga directa de lagunas de tratamiento cuyos sistemas no son capaces de remover estos residuos, o el escurrimiento desde suelos abonados, son las causas principales de contaminación (Davis et al. 2006). Los antimicrobianos generan una preocupación enorme debido a los efectos adversos sobre los ecosistemas y a la posibilidad de afectar la salud humana. Estas drogas y los productos de su degradación pueden actuar sobre microorganismos presentes en suelo y agua y colaborar en generar resistencia a los antimicrobianos que fueron utilizados (Boxall et al. 2004; Kümmerer 2004). Estudios recientes sobre cepas aisladas de *Escherichia coli* de lagunas de efluentes de tambo de cuencas lecheras de la Argentina mostraron que casi 95% de las cepas presentaron resistencia a neomicina, más de 40% a ampicilina, más de 60% a cefalotina, 26% a tetraciclina y casi 5% a gentamicina (Herrero, observación personal). Los hallazgos de estas sustancias son recientes, principalmente a causa de la complejidad de los métodos de detección. Hamscher et al. (2005) detectaron por primera vez residuos de sulfametazina (0.14 ppb) en agua subterránea a más de un metro de profundidad, en suelos arenosos que habían recibido aplicaciones frecuentes de estiércol. Tanto para tetraciclina (295 ppb) como para sulfametazina (2 ppb) y clortetraciclina (39 ppb), los mayores residuos se hallaron en el suelo, lo que demuestra su importancia en la degradación de estos productos. Kolodziej et al. (2005) detectaron hormonas endógenas (andrógenos y estrógenos) en lagunas de

Tabla 4. Supervivencia de patógenos en excretas (heces) y suelo (Burton & Turner 2003).

Table 4. Pathogens survival in manure (faeces) and soil.

Patógenos	Supervivencia en heces (días)	Supervivencia en suelos (días)
<i>Salmonella</i> sp.	165-190	<60-380
<i>Escherichia coli</i>	70	45-400
<i>Mycobacteria paratuberculosis</i>	>350	350
<i>Campilobacter</i> sp.	1	s/d
<i>Brucella</i> sp.	30	125
<i>Listeria</i> sp.	100-500	350
<i>Streptococci</i> sp.	170	60

efluentes de tambos, en excretas de granjas de piscicultura y en aguas superficiales que recibían estos efluentes.

Contaminación del aire

La contaminación del aire proveniente de sistemas ganaderos intensificados tiene origen en diversas causas: gases con efecto invernadero (GEI), amoníaco, compuestos orgánicos volátiles (COV), partículas aéreas e insectos y roedores. Los principales GEI producidos por la ganadería son el metano y el óxido nitroso, mientras que la participación del dióxido de carbono aumenta en la medida que se tecnifica la producción ganadera (SAyDS 2007). El metano proviene de la fermentación entérica y fecal, y surge de la degradación de los carbohidratos del alimento y la descomposición anaeróbica de las heces y la orina. Su producción varía con la especie animal pero los rumiantes son los responsables de las mayores emisiones. Las vacas lecheras en producción emiten unos 111 kg.cabeza⁻¹.año⁻¹, los terneros en engorde a corral emiten casi 39 kg.cabeza⁻¹.año⁻¹ (SAyDS 2007), y los ovinos unos 8 kg.cabeza⁻¹.año⁻¹, mientras que los porcinos solo emiten 1 kg.cabeza⁻¹.año⁻¹ (Vermorel 1995). En los países del MERCOSUR, 52% de las emisiones totales de GEI corresponde a emisiones de dióxido de carbono y el 48% restante a metano y óxido nitroso. Este perfil difiere fuertemente del mundial, ya que las emisiones de dióxido de carbono representan

73% por la gran influencia de los países con desarrollo industrial fuerte, con alto consumo de combustibles fósiles y menor peso relativo de actividades agroganaderas (SAyDS 2007). Según el inventario del año 2000, el total de GEI emitido por Argentina (282000 miles de toneladas equivalentes a dióxido de carbono) es menor a 1% en relación con el total global. El sector ganadero contribuye con 30.5% y los bovinos son responsables de casi 90% de estas emisiones, principalmente a través de metano (SAyDS 2007) (Tabla 5). Algunos trabajos realizados en la región del MERCOSUR comienzan a mostrar las diferencias de producción de metano entre sistemas extensivos e intensivos. Estos trabajos muestran que la producción pastoril en Brasil produce unos 52 kg.cabeza⁻¹.año⁻¹ de metano, y la de ganado lechero del Uruguay oscila entre 34 y 43 kg.cabeza⁻¹.año⁻¹ de metano. En Argentina, en novillitos de razas británicas sobre pasturas, se midieron emisiones entre 58 y 64 kg/año de metano (SAyDS 2007). En el norte argentino, con suplementación energético-proteica, se obtuvieron valores de 48 kg.cabeza⁻¹.año⁻¹ de metano (Nasca et al. 2005). En unos pocos sistemas intensificados con engordes a corral se estimó una media de 371 kg/ha de metano y de 245 g CH₄/kg carne producido (Gil, observación personal), y en sistemas semi-intensivos lecheros, sobre un total de 24 establecimientos, una media de 151 kg/ha de metano y de 29 g CH₄/kg leche producida. En dos tambos estabulados, 185 kg/ha de metano y 22.5 g CH₄/kg leche producido (Herrero,

Tabla 5. Principales fuentes de Gases Efecto Invernadero (GEI) provenientes del sector ganadero (SAyDS 2007). Inventario del año 2000.

Table 5. Main sources of Greenhouse Gas Emission from animal production. Inventory 2000.

Categoría de fuente	GEI directo	Estimación año 2000 (tn CO ₂ eq.)	Proporción del total (%)	Total acumulativo (%)
CH ₄ por fermentación entérica	CH ₄	57525552	66.78	66.78
N ₂ O directo de suelos por los animales en pastoreo	N ₂ O	18299300	21.24	88.02
N ₂ O indirecto de suelos por el estiércol de los animales en pastoreo	N ₂ O	8943500	10.39	98.41
CH ₄ por manejo del estiércol	CH ₄	1203697	1.40	99.81
N ₂ O por manejo del estiércol	N ₂ O	161200	0.19	100.00

observación personal). Estos datos muestran que a medida que se intensifica la producción animal disminuye la emisión de metano por unidad de producto (carne o leche). Esto refleja la mejor eficiencia productiva individual que resulta de una mayor proporción de alimento de alta digestibilidad si bien aumenta su emisión por hectárea, lo cual refleja el incremento de la carga animal.

El amoníaco se produce principalmente por volatilización del N de la urea contenida en la orina y, en menor medida, a partir del N de las heces. Los factores que influyen en esta pérdida son la concentración de urea en orina, el tamaño de la superficie de emisión (áreas donde se concentra el estiércol), la temperatura ambiental, la aireación (dependiente del manejo del estiércol y de la práctica agrícola para el abonado) y de las condiciones del suelo (pH) (Webb et al. 2005). En los sistemas cerrados (aves y porcinos), la concentración de amoníaco en el aire es importante debido a la concentración de excrementos, y se percibe a través de un olor desagradable. A partir de 20 ppm ya produce irritación de las mucosas (Hatch et al. 2002). Un estudio realizado en Canadá sobre 18 feedlots arrojó valores entre 0.009 y 1213 ppm de amoníaco (ACFA & AAFRD 2002). En el aire, el amoníaco reacciona con otros gases (sulfídrico, nítrico), los que al depositarse por precipitaciones contribuyen a la acidificación de los suelos (Hatch et al. 2002). La acumulación de las excretas, de alimento y de animales en espacios reducidos también libera otra serie de gases y vapores que despiden olores, en su mayoría desagradables. Se han identificado alrededor de 200 compuestos, muchos de ellos sulfurosos y nitrogenados provenientes del metabolismo de las proteínas, compuestos fenólicos, ácidos orgánicos volátiles, alcoholes, cetonas y aldehídos. (ACFA & AAFRD 2002). La proporción de N en la dieta afecta la producción de amoníaco. A su vez, una proporción elevada de almidón aumenta la posibilidad de que no se digiera y que aparezca en materia fecal, fermente en el ambiente y produzca olores intensos (Miller et al. 2006).

Los COV agrupan a una gran cantidad de sustancias químicas que se convierten fácilmente

en vapores o gases. Contienen elementos como hidrógeno, oxígeno, flúor, cloro, bromo, azufre o nitrógeno. La ganadería intensiva contribuye con etano, acetona, etc. a partir del estiércol y el principal inconveniente medioambiental es que pueden formar ozono troposférico, que contribuye al problema del smog fotoquímico. Además, irritan las vías respiratorias (Morse 1995).

Las partículas que contaminan el aire pueden clasificarse según su tamaño en PM ("particulate matter") 10 micrones y PM 2.5 micrones. Las PM 10 micrones están formadas principalmente por polvillo. Si ellas procedieran de estiércol seco, podrían irritar las vías respiratorias y transportar hongos, bacterias y virus (Sweeten et al. 1998). Las PM 2.5 micrones son sales que pueden provenir de la reacción del amoníaco con otros gases. Son irritantes de mucosas, y según su tamaño pueden permanecer suspendidas en la atmósfera, desde uno o dos días (las PM 10 micrones), y hasta varios días o semanas cuando las partículas son más pequeñas (Sweeten et al. 1998; MDEQ-CAFO 2006).

La acumulación de estiércol en corrales y la presencia de efluentes sin tratar en lagunas, predisponen a la proliferación de insectos y roedores (Bodman & Koelsch 1996). Por ejemplo, los insectos (moscas, mosquitos, etc.) pueden incomodar tanto a los animales como a los humanos, o ser vectores de enfermedades como la anemia infecciosa equina, la malaria y otras (ACFA & AAFRD 2002). Con frecuencia migran a las zonas periurbanas, si es que se encuentran cerca de pueblos o ciudades.

ALTERNATIVAS DE MANEJO PARA MITIGAR SU IMPACTO

Tratamiento de los residuos ganaderos

De acuerdo con lo descrito más arriba, es evidente que el manejo de las excretas es un aspecto fundamental en la sustentabilidad ambiental de los sistemas de producción animal intensivos o en proceso de intensificación. El diseño de cualquier sistema de tratamiento

debe considerar la cantidad de estiércol producido y recolectable, su concentración final en el efluente (incluyendo el agua de lavado) y las precipitaciones locales, dado que por lluvias pueden colapsar las lagunas (Nosetti et al. 2002a). Para comprender esta situación, basta decir que un tambo de 400 vacas en ordeño genera una contaminación localizada equivalente a 500 seres humanos (Taverna et al. 2004) (Tabla 6). El tratamiento de las excretas, en general, consiste en disminuir la carga orgánica que contienen. Los sistemas de tratamiento varían bastante entre tipos de producción, regiones y países. En Europa existen siete formas de manejo para aves y 35 para porcinos (Burton & Turner 2003). El tratamiento más frecuente de los efluentes provenientes de la limpieza de las instalaciones de los tambos se realiza a través de lagunas de estabilización. En los países que poseen reglamentaciones que prohíben verter efluentes a cuerpos de agua, se lo reutiliza como fertilizante. En los que no existe una reglamentación clara al respecto es frecuente el vertido a cursos de agua en forma directa o indirecta, como lo muestran Nosetti et al. (2002a) en un estudio en 65 tambos de Buenos Aires, Argentina, donde 50% de esos tambos eliminaba directamente los efluentes crudos a cursos de agua cercanos. El tratamiento de estos residuos se puede realizar bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas. Cuando se realiza en condiciones aeróbicas

y se separan los sólidos de la fase líquida, el estiércol resultante puede ser estacionado en pilas o compostado, lo cual permite aumentar la proporción de materia seca y la disponibilidad de nutrientes, y remover organismos patógenos (Sweeten 1988). Los líquidos podrán ser sometidos a tratamiento en lagunas de estabilización, donde el oxígeno que oxida la materia orgánica puede ser cuantificado por la DBO₅ (Demanda Biológica de Oxígeno) y por la DQO (Demanda Química de Oxígeno). Si el tratamiento resulta exitoso, estos líquidos podrán utilizarse para su aplicación en cultivos y pasturas o vertirse a cuerpos de agua, si bien en este tipo de tratamiento en lagunas existe pérdida de N por volatilización. En el caso que aún fuese necesaria su depuración, se debería continuar con un tratamiento terciario como filtros biológicos organizados en franjas implantadas con especies forrajeras (Misauri et al. 1998), plantas acuáticas o árboles. Cuando se realiza tratamiento anaeróbico, se produce una fermentación que genera biogas (metano) y que puede colectarse y utilizarse. Además, disminuyen la DBO₅ (remoción de 60 a 90%), la DQO, los nutrientes (remoción de N entre 62 y 72% y de P entre 50 y 75%), los patógenos y el volumen.

En la Argentina, relevamientos realizados en 114 tambos en tres provincias mostraron la existencia de una gran variabilidad en el tratamiento de efluentes que resultan de un

Tabla 6. Número máximo permitido de animales domésticos/ha de terreno en la Unión Europea (Valores no acumulativos) e información sobre cantidad y contenido de materia seca en excretas según especie y tamaño corporal. (Martínez & Burton 2003).

Table 6. Maximum number of domestic animals/ha allowed in the European Union (non accumulative values) and information about quantity and dry matter content in manure according type of species and body weight.

	Número máximo de animales/ha	Tamaño corporal (kg)	Cantidad de excretas producidas en 180 días (m ³)	Cantidad de materia seca en excretas (kg/m ³)
Vacuno lechero	2	550	9.7	100
Vacuno de carne	4	200	5.1	100
Cerdos en engorde	16	35-105	2.0	100
Cerdas con lechones	5	200	0.8	60
Gallinas ponedoras	133	2.20	2.1*	300*
Pollos parrilleros	285	2.20	1.1*	600*

* Correspondiente a 100 animales

inadecuado uso del agua de lavado. En estos efluentes, la fracción líquida representaba casi 98% del total de los efluentes con la consiguiente dilución de la fracción sólida (Nosetti et al. 2002a; Taberna et al. 2004). En Buenos Aires, Nosetti et al. (2002b) evaluaron la forma en que los tambos eliminan los efluentes y encontraron que una proporción amplia (59%) los elimina hacia algún tipo de laguna artificial y que, a su vez, 80% de los tambos los elimina a lagunas no diseñadas previamente para tratar efluentes, y/o en algún curso de agua. Como práctica de manejo, 30% utiliza la bomba estercolera, en mayor medida aquellos que envían los desechos a potreros o cursos de agua en forma directa. En este mismo trabajo, para lagunas de tratamiento aeróbico, si bien existe una remoción importante de nutrientes (67% N, 7% P y 60% K) y una disminución de la DBO₅ (77%) y DQO (85%), los líquidos que se vuelcan a cursos de agua llegan con una alta carga contaminante. Esto queda en evidencia dados los valores finales de DBO₅ (88-640 ppm) y de DQO (550-1300 ppm), superiores a los permitidos en la provincia de Buenos Aires para el vertido de efluentes industriales a cuerpos de agua superficial (50 ppm para DBO₅ y 250 ppm para DQO). En porcinos existen dos grandes grupos de sistemas: tecnificados (confinamiento) y criaderos pequeños (extensivos). Aproximadamente, 75% de las excretas son tratadas con limpieza por inundación o con chorros de agua. El estiércol en suspensión líquida se envía generalmente a una laguna anaeróbica, en la que se vacía el barro del fondo (sedimentos) cada uno o dos años. En los vacunos carniceros, el estiércol producido en los pocos feedlots comerciales grandes, de miles de cabezas en engorde (15000 a 40000), se trata como en el caso lechero. En los pequeños a medianos, se recoge de los corrales cada uno o dos años formando pilas, y en los encierres ocasionales queda depositado sobre la fracción de potrero donde se engordaron, sufriendo degradación aeróbica. En aves de corral, las excreciones se pueden encontrar puras o mezcladas con el material de la cama (aserrín, viruta, etc.). En ambos casos, la totalidad se maneja en seco y se utiliza habitualmente como abono para huertas (SAyDS 2007).

Manejo de nutrientes en la formulación de dietas

La manipulación de las dietas es una estrategia para disminuir la excreción de nutrientes y moderar la emisión de metano a nivel ruminal. En el caso de los nutrientes es de suma importancia ajustar el aporte a los requerimientos. Para el N es importante la sincronía entre la oferta proteica y energética para maximizar la síntesis de proteína microbiana; y reducción de la degradabilidad ruminal del N de la dieta con extractos naturales de plantas que presentan polifenoles (Busquet et al. 2006; Calsamiglia et al. 2007). En Argentina se ha prestado una atención especial a los taninos provenientes del quebracho (*Schinopsis* sp.), dado que es nativo en el norte del país (Pordomingo et al. 2007). También el uso de ionóforos está siendo estudiado como aditivo para disminuir la eliminación de N al medio, al mejorar la utilización de la proteína hasta en un 3.5% (Tedeschi et al. 2003). Finalmente resulta importante la oferta de determinados aminoácidos (lisina y/o de treonina) a nivel intestinal, principalmente en monogástricos, que posibilita disminuir la proporción de proteína bruta (Brumm 2002). Para el fósforo, es deseable utilizarlo en sus formas orgánicas porque en general tienen mayor eficiencia de uso; y la incorporación de aditivos en la dieta, como la enzima fitasa, en cerdos y en aves, para minimizar la suplementación con fosfatos. En estos casos, la excreción de P en heces puede disminuir hasta 30% (Brumm 2002). En pollos se está comenzando a trabajar en aditivos de ración para optimizar la utilización del P dietario, a partir de la planta *Solanum glaucophyllum*, sola (Gil & Dallorso 2002; Gil et al. 2007a) o junto con enzimas fitasas (Cheng et al. 2004), lo que contribuye a reducir la eliminación de P en las excretas.

Los estudios para disminuir la emisión de metano son más incipientes. Estos estudios involucran desde cambios en la composición de la dieta, hasta el uso de una amplia variedad de aditivos. Un ejemplo es la composición y calidad de la dieta. En feedlots y tambos intensivos, por el uso de dietas concentradas, la pérdida de energía bruta es de 5 a 6% (en pastoreo puede llegar a 12%) (Harper et al. 1999). Otro ejemplo lo constituye la utilización de

aditivos como los ionóforos, principalmente monensina, que a nivel ruminal inhibe el crecimiento de bacterias gram positivas, con un incremento de la relación propionato/acetato, y reduce hasta 25% la producción de metano (Tedeschi et al. 2003; McGinn et al. 2004). En Europa, se están probando ácidos orgánicos (fumarato, malato, etc.) en reemplazo de los ionóforos, los que actuarían como aceptores de H_2 , en competencia con la formación de metano (Castillo et al. 2004). En estudios recientes se utilizaron extractos de plantas (taninos, saponinas, aceites esenciales) para modificar la composición ruminal (Busquet et al. 2006; Calsamiglia et al. 2007).

MONITOREO DEL USO DE NUTRIENTES: INDICADORES

El desarrollo de indicadores de sustentabilidad ambiental favorece la comprensión de la dinámica de nutrientes y de las transferencias a sectores de alta concentración animal. Los balances de nutrientes (ingresos - egresos) y su manejo, orientan sobre la situación de cada establecimiento (Halberg 1999; Koelsh & Lesoing 1999; Spears et al. 2003a, 2003b), por lo cual pueden utilizarse como indicadores de monitoreo para la gestión ambiental. Pueden calcularse según distintos modelos conceptuales, cuya complejidad aumenta al incorporar flujos internos de nutrientes (Watson & Atkinson 1999; Schröder et al. 2003). El desbalance como excedente puede derivar en la pérdida de nutrientes al ambiente o en la acumulación en el suelo. El trabajo más extenso en sistemas producción de carne bovina y porcina intensiva (Koelsh & Lesoing 1999) reveló que la mayor variabilidad surge del manejo alimentario y del estiércol. En Argentina, este tipo de estudios comenzó hace una década (Viglizzo et al. 2002). En Chascomús, Costa & García (1997) determinaron balances negativos de N y P en sistemas de pastoreo rotativo con cargas elevadas sin fertilización. En 19 tambos pastoriles intensificados con suplementación (Buenos Aires, 2003-2004) se obtuvieron balances prediales de entre -8.37 y 163 kg/ha de N y -9.9 y 28.86 kg/ha de P (observación personal). En el área de ordeño,

88% de los tambos presentó tiempos de permanencia mayores al óptimo, lo cual originó transferencias vía excretas a dicho sector. Hasta el momento se observa que el P es el nutriente utilizado con menor eficiencia (Herrero et al. 2006b). En cuatro establecimientos con producción de carne a corral, los balances prediales fueron de 7 a 738 kg N.ha⁻¹.año⁻¹ y de -1.76 a 114 kg P.ha⁻¹.año⁻¹. Tal dispersión se relaciona con las distintas proporciones en que se encuentra la producción de carne en el sistema mixto, con la proporción de alimento externo y con el tiempo y la cantidad de cabezas encerradas (Gil et al. 2006).

A partir del cálculo de balances se han comenzado a elaborar indicadores de manejo de nutrientes a la escala de predio y de áreas específicas (Viglizzo et al. 2002; Herrero et al. 2006a; 2006b; Gil et al. 2007b), a fin de caracterizar sus flujos internos y encarar estudios y estrategias para disminuir la liberación de excedentes al medio. Gil et al. (2006) calcularon los balances en corrales de engorde en los que se obtuvieron entre 1800 y 6200 kg N.ha⁻¹.año⁻¹ y entre 4 y 1400 kg P.ha⁻¹.año⁻¹, y se produjo un incremento por transferencia a las áreas de corrales de 4 a 690 veces para N, y de 4 a 550 veces para P. Los menores valores de transferencias de potreros a corrales (forrajes y granos), corresponden a establecimientos con mayor dependencia de alimentos externos.

REGULACIONES

La situación descrita hasta el momento ha llevado a varios países a definir normativas orientadas a reducir los efectos ambientales de la producción animal intensiva, tanto a través de controles como de incentivos (Morse 1995). En la escala global, el más difundido es el Protocolo de Kyoto (1997), que propone la reducción de la emisión de los gases de efecto invernadero. En la Unión Europea existen diversas legislaciones vinculadas con la producción animal y el manejo de sus emisiones y residuos. Entre estas legislaciones figuran: UNECE Gottenburg protocol (1999), EU National Emissions Directive 2001-81-EC, Integrated Pollution Prevention Control, Council directive 91/156/CEE 18-3-91, Council

directive 91/676/CEE 12-12-91 y Council directive 86/278/CEE (EUR-LEX 2008). En todos los casos, cada establecimiento deberá garantizar una superficie equivalente para la aplicación de las excretas como fertilizantes, y se limita el número de animales por hectárea (Tabla 6). En los Estados Unidos existen cinco legislaciones importantes que conciernen a esta problemática, el Clean Water Act, Clean Air Act, Safe Drinking Water Act, Endangered Species Act y Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act (Morse 1995).

En Argentina existen diferentes normativas generales que, por carencia de normativas específicas, se aplican a las actividades ganaderas intensivas. Se cuenta con leyes nacionales, como la "Ley General del Ambiente" (Ley N° 25675; 2002), que brinda presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable, el "Régimen de Gestión Ambiental de Aguas" (Ley N° 25688; 2002), que establece los presupuestos mínimos ambientales para la preservación de las aguas, su aprovechamiento y uso racional, sobre el vertido de sustancias en aguas superficiales, y que además propone determinar los límites máximos de contaminación aceptables para los distintos usos, la "Gestión Integral de Residuos Industriales" (Ley N° 25612; 2002), en la cual podrían considerarse a las explotaciones ganaderas, ya que esta ley establece los requisitos para la generación y tratamiento de los residuos, la "Ley de Residuos Peligrosos" (Ley N° 24051; 1992), que si bien aborda las cuestiones generales referidas a la contaminación ambiental, establece los niveles guía que se pueden encontrar en diferentes recursos naturales, por ejemplo el agua y sus usos. En la provincia de Buenos Aires se dictó, en 1999, el Código de Aguas que establece el régimen de protección, conservación y manejo del recurso hídrico de la Provincia de Buenos Aires. Para el caso de la calidad del agua se considera el "Código Alimentario Argentino", que establece los criterios para agua potable (artículo XII). Con el fin de controlar y regular la creciente actividad de engorde de vacunos a corral, el SENASA (Servicio Nacional de

Sanidad Animal y Agroalimentaria), por Resolución 70/2001 creó el Registro Nacional de Establecimientos Pecuarios de Engorde a Corral, que señala al propietario como el único responsable de los impactos ambientales producidos por la actividad. En localidades del interior del país, por presiones de los habitantes que ven que serán afectados por la instalación de los engordes a corral, surgen proyectos de ordenanzas municipales para reglamentarlas. La base se asienta en la Ley N° 11723 (de 1995) de la Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires, referida a políticas ambientales.

CONSIDERACIONES FINALES

Los problemas ambientales en los sistemas de producción animal intensificados están casi totalmente relacionados al manejo de las excretas y, en consecuencia, al manejo de nutrientes y la nutrición animal. Su solución podrá efectivizarse con el esfuerzo combinado de distintos actores, entre ellos, productores, autoridades, investigadores que provean de soluciones técnicas y empresas (de maquinarias, tecnologías, etc.) que puedan ayudar a ejecutarlas. Para poder implementar medidas eficaces resulta fundamental la identificación de los "vacíos en el conocimiento". Los más relevantes, en forma general, están referidos a la información fehaciente sobre cantidad de establecimientos (y de cabezas) que realizan engorde a corral permanente y en forma temporaria, y de tambos estabulados; a estudios locales sobre el impacto de continuas aplicaciones de estiércol sobre el suelo; a la cuantificación del impacto económico de los efectos ocasionados por la polución ya existente y sus correspondientes medidas de mitigación valoradas económicamente; al conocimiento y comprensión de la problemática ambiental a nivel de la población. Las acciones correctivas que se implementen deberán estar contenidas en información, comunicación y programas de educación, junto a legislaciones adecuadas y desarrollo de tecnologías apropiadas a las características de cada tipo de producción. Entre estas últimas cabrían destacar el desarrollo de modelos de contaminación a escala de predio, cuenca y regiones geográficas; y la generación

de indicadores específicos para el monitoreo de los sistemas intensivos y sus ecosistemas vecinos; el desarrollo de equipamiento de costos reducidos para que el productor pueda implementar la reutilización de estiércol y efluentes en sus establecimientos.

El productor agropecuario, por lo tanto, se enfrenta a diversos desafíos para cubrir los requerimientos exigidos por el consumidor y los mercados globalizados. En este nuevo contexto, resulta muy importante que considere los impactos ambientales de los sistemas de producción animal intensificados. Para ello deberá monitorear la calidad del agua dentro de un manejo integrado del suelo, el agua y los efluentes dentro del mismo establecimiento rural. Los desechos ganaderos deberán ser tenidos en cuenta como una fuente de nutrientes a reciclar dentro del propio sistema productivo, y optimizar su balance, con lo cual disminuirá los costos de producción y el riesgo ambiental de contaminación. El estiércol dejaría de ser, entonces, un producto de desecho para convertirse en un recurso de nutrientes. En síntesis, un reto para la producción animal es el desafío del manejo de nutrientes, tanto desde una perspectiva ambiental como económica.

BIBLIOGRAFÍA

- ACFA - ALBERTA CATTLE FEEDERS' ASSOCIATION & AAFRD - ALBERTA AGRICULTURE, FOOD AND RURAL DEVELOPMENT. 2002. *Beneficial Management Practices - Environmental Manual for Feedlot Producers in Alberta*. Pp. 45-88. [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/epw5837](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/epw5837) [URL consultado en noviembre de 2007].
- ANDRIULO, A; CSASAL; CAMENDOLA & FRIMATORI. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *RIA* 32(3):27-56.
- ATKINSON, D & CA WATSON. 1996. The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. *An. Sci.* 63:353-361.
- BERNAL, MP; R CLEMENTE; S VAZQUEZ & DJ WALKER. 2007. Aplicación de la fitorremediación a los suelos contaminados por metales pesados en Aznalcóllar. *Ecosistemas* 16(2):68-81.
- BODMAN, GR & R KOELSCH. 1996. Feedlot Abandonment Recommended Procedures. <http://www.ianrpubs.unl.edu/epublic/pages/publicationD.jsp?publicationId=521> [URL consultado en febrero de 2008].
- BOULDING, DR & SD KLAUSNER. 2002. Managing nutrients in manure: General principles and applications to dairy manure in New York (4). Pp. 65-88 en: Hatfield, JL & BA Steward (eds.). *Animal Waste Utilization: Effective use of manure as a soil resource*; 1ª ed. Lewis Publishers.
- BOXAL, A; L FOGG; P BLACKWELL; P KAY; E PEMBERTON ET AL. 2004. Veterinary medicines in the environment. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 180:1-91.
- BRUMM, MC. 2002. Sources of manure: Swine (3). Pp. 49-64 en: Hatfield, JL & BA Steward (eds.). *Animal Waste Utilization: Effective use of manure as a soil resource*; 1ª ed. Lewis Publishers.
- BURKHOLDER, J; B LIBRA; P WEYER; S HEATHCOTE; D KOLPIN ET AL. 2007. Impacts of waste from concentrated feeding operations on water quality. *Environ. Health Perspect.* 115:308-312.
- BURTON, CH & C TURNER. 2003. Manure management. *Treatment strategies for sustainable agriculture*. 2ª ed. Silsoe Research Institute. Silsoe Bedford. 451 pp.
- BUSQUET, M; S CALSAMIGLIA; A FERRET & C KAMEL. 2006. Plant Extracts Affect In Vitro Rumen. *Microbial Fermentation Dairy Sci.* 89:761-771.
- CALSAMIGLIA, S; M BUSQUET; PW CARDOZO; L CASTILLEJOS & A FERRET. 2007. Invited Review: Essential Oils as Modifiers of Rumen Microbial Fermentation. *J. Dairy Sci.* 90:2580-2595.
- CASTILLO, C; JL BENEDITO; J MÉNDEZ; V PEREIRA; M LÓPEZ-ALONSO ET AL. 2004. Organic acids as a substitute for monensin in diets for beef cattle. *An. Feed Sci. and Tech.* 115:101-116.
- CANZIANI, PO & DM MIELINICKI. 2007. Cambio climático y desarrollo limpio en Argentina (1). Pp. 63-67 en: CAENA (ed.). *I Congreso Argentino de Nutrición Animal*, Buenos Aires, Argentina.
- CARBÓ, LI; MC FLORES & MA HERRERO. 2008. Well-site conditions associated with nitrate contamination in a multilayer semiconfined aquifer of Buenos Aires, Argentina. *Environ. Geol.* Publicado en línea: <http://www.springerlink.com/content/0k25357pnk8ur872/>.
- CEPLECHA, ZL; RM WASKOM; TA BAUDER; JL SHARKOFF & R KHOSLA. 2004. Vulnerability assessment of Colorado ground water to nitrate contamination. *Water, Air, and Soil Pollution* 159:373-394.
- CHAGAS, CI; MV PIAZZA; M DE SIERVI; OJ SANTANATOGLIA; J MORETÓN ET AL. 2007. Calidad del agua de escorrentía superficial en sistemas ganaderos extensivos e intensivos de Argentina. *Agrochimica* LI-N(2-3):130-136.
- CHENG, YH; JP GOFF; JL SELL; ME DALLORSO; S GIL

- ET AL. 2004. Utilizing *Solanum glaucophyllum* Alone or With Phytase to Improve Phosphorus Utilization in Broilers. *Poultry Sci.* **83**:406-413.
- COSTA, JL & FO GARCÍA. 1997. Respuesta de un pastizal natural a la fertilización con P y N en un natracuol. *RIA* **28**(2):31-39.
- CUSTODIO E & R LLAMAS. 1983. *Hidrología Subterránea*. 1ª Ed. Omega, Barcelona. España. Pp. 1194.
- DAVIS J; C TRUMAN; S KIM; J ASCOUGH & K CARLSON. 2006. Antibiotic transport via run off and soil loss. *J. Environ. Qual.* **35**:2250-2260.
- EIPPCB 2001. *Integrated pollution prevention and control (IPPC) reference document and best available techniques for the intensive rearing of poultry and pigs*. European IPPC Bureau, Seville, Spain. <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/> [URL consultado en octubre de 2008].
- VAN ES, HM; RR SCHINDELBECK & WE JOKELA. 2004. Effect of Manure Application Timing; Crop; and Soil Type on Phosphorus Leaching. *J. Environ. Qual.* **33**:1070-1080.
- EUR-LEX. 2008. *El acceso al Derecho de la Unión Europea (Legislación vigente en la UE)* <http://eur-lex.europa.eu/es/legis/index.htm> [URL consultado en agosto de 2008].
- FREITAS, RJ & MD BURR. 1996. Animal wastes. Pp. 237-251 en Pepper, IL, CG Gerba & ML Brusseau (eds.). *Pollution science*. Academic Press, New York. USA.
- GALINDO, G; MA HERRERO; S KOROL & A FERNÁNDEZ CIRELLI. 2004. Water resources in the Salado river drainage basin of Buenos Aires, Argentina. Chemical and microbiological characteristics. *Int. J. Water Res.* **29**(1):81-91.
- GELBERG, K; I CHURCH; G CASEY; M LONDON; D SUE ROERIG ET AL. 1999. Nitrate levels in drinking water in rural New York State. *Environ. Res.* **80**:34-40.
- GIL, S & M DALLORSO. 2002. Evaluación de la actividad vitamina D de *Solanum glaucophyllum* a través de un radioinmunoanálisis. *Rev. InVet.* **4**(1):55-61.
- GIL, S; M DALLORSO & R HORST. 2007a. Screening of Vitamin D activity (VDA) of *Solanum glaucophyllum* leaves measured by radioimmunoassay (RIA). *J. Steroid Biochem. Mol. Biol.* **103**(3-5):483-486.
- GIL, SB; MA HERRERO; ML PACHOUD; MM HELLMERS & G GALINDO. 2007b. Comunicación pública. Indicadores de riesgo ambiental en sistemas agropecuarios en una zona rural de Villa Mercedes; San Luis. *Congreso Nacional del Agua (Conagua 2007)*, Trabajo completo publicado en actas.
- GIL, SB; AA ORLANDO & MA HERRERO. 2006. Indicadores de riesgo ambiental en sistemas agropecuarios con engorde a corral. *Rev. Arg. Prod. Anim.* **26**(supl. 1):330-332.
- GIUFFRÉ, L; SRATTO & CPASCALE. 2003. Contaminación de suelos (4): Pp. 49-83 en: Giuffre, L (ed.). *Impacto ambiental de agroecosistemas*. 2ª ed. Ed. FAUBA, Buenos Aires, Argentina.
- GRAETZ, DA; VD NAIR; KM PORTIER & RL VOSS. 1999. Phosphorus accumulation in manure-impacted Spodosols of Florida. *Agric. Ecosyst. & Environ.* **75**(1-2):31-40.
- HALBERG, N. 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agric. Ecosyst. & Environ.* **76**:17-30.
- HAMSCHER, G; HT PAWELZICK; H HOPER & H NAU. 2005. Different behavior of tetracyclines and sulfonamides in sandy soils after repeated fertilization with liquid manure. *Environ. Toxicol. Chem.* **24**(4):861-868.
- HARPER, LA; OT DENMEAD; JR FRENEY & FM BYERS. 1999. Direct measurements of methane emissions from grazing and feedlot cattle. *J. An. Sci.* **77**(6): 1392-1401.
- HATCH, D; K GOULDING & D MURPHY. 2002. Nitrogen (1). Pp. 7-27 en: Haygarth, PM & SC Jarvis (ed.). *Agriculture, hydrology and water quality*. CAB International, Wallingford.
- HAYGARTH, PM; AL HEATWAITE; SC JARVIS & T HARROD. 2000. Hydrological factors for phosphorus transfer from agricultural soils. *Adv. Agron.* **69**:153-178.
- HERRERO, MA; SB GIL; M FLORES; G SARDI & A ORLANDO. 2006a. Balances de nitrógeno y fósforo a escala predial en sistemas lecheros pastoriles en Argentina. *Rev. InVet* **8**(1):9-21.
- HERRERO, MA; SB GIL; G SARDI; M FLORES; LI CARBÓ ET AL. 2006b. Transferencia de nutrientes del área de pastoreo a la de ordeño en tambos semiextensivos (Buenos Aires, Argentina). *Rev. InVet* **8**(1):23-30.
- HERRERO, MA; G GUTIÉRREZ; D PAZOS; LI CARBÓ & G SARDI. 2008. Distribución de contaminantes naturales y antropogénicos en agua subterránea de tambos en la Región Pampeana. *Proceedings V Congreso Iberoamericano de Química y Física Ambiental* **1**:1-7. Mar del Plata, Argentina.
- HERRERO, MA; MS IRAMAIN; S KOROL; M FLORES; M POL ET AL. 2002. Calidad de agua y contaminación en tambos de la cuenca lechera de abasto sur. *Rev. Arg. Prod. An.* **22**(1):61-70.
- HERRERO, MA; G SARDI; M FLORES; L CARBÓ; MS IRAMAIN ET AL. 2005. Utilización de factores de riesgo de contaminación por nitratos en la gestión de aguas subterráneas en zonas húmedas de la

- Argentina. V Seminario Internacional CYTED-XVII. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Ciudad de Buenos Aires. Pp. 52-53.
- HERRERO, MA; G SARDI; V MALDONADO; M FLORES; A ORLANDO ET AL. 2000. Distribución de la calidad del agua subterránea en sistemas de producción agropecuarios bonaerenses I: Calidad físico química y condiciones de utilización del agua. *Rev. Arg. Prod. An.* **20**(3-4):229-237.
- HERRERO, MA & I THIEL. 2002. Water contamination from rural production systems. En: Donoso, MC (ed.). *Water for food and agriculture in the Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)* (3):1-35. Developed under the Auspices of the UNESCO Eolss Publishers, Oxford, UK. [http://www.eolss.net – URL consultado el 01/04/08].
- IRAMAIN, MS; M POL; S KOROL; MA HERRERO; MS FORTUNATO ET AL. 2005. *Pseudomonas aeruginosa* en agua y leche cruda: un caso de estudio. *Rev InVet.* **7**(1):133-137.
- IRIARTE, I. 2005. *Comercialización de ganados y carnes*. Cámara Argentina de consignatarios de ganado (CACG). Buenos Aires. 207 pp.
- JARVIS, SC. 1993. Nitrogen cycling and losses from dairy farms. *Soil Use Manage.* **9**:99-105.
- JJEMBA, P. 2003. The potencial impact of veterinary and human therapeutic agents in manure and biosolids on plants grown on arable land: a review. *Agric. Ecosyst. Environ.* **93**:267-278.
- KINGERY, WL; CW WOOD; DP DELANEY; JC WILLIAMS; GL MULLINS ET AL. 1993. Implications of long-term land applications of broiler litter on tall fescue pastures. *J. Prod. Agric.* **6**:390-395.
- KOELSCH, R & G LESOING. 1999. Nutrient balance on Nebraska livestock confinement systems. *J. Anim. Sci.* **77**(suppl. 2/1):63-71.
- KOLODZIEJ, E; T HARTER & D SEDLAR. 2004. Dairy wastewater; aquaculture and spawning fish as sources of steroid hormones in the aquatic environment. *Environ. Sci. Tech.* **38**:6277-6384.
- KÜMMERER, K. 2004. Resistance in the environment. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy* **54**:311-320.
- MARTÍNEZ, J & C BURTON. 2003. Manure management and treatment: an overview of the European situation. Comunicación pública. *International Conference of Animal Hygiene*. México. 12 pp.
- MCGINN, SM; KA BEAUCHEMIN; T COATES & D COLOMBATTO. 2004. Methane emissions from beef cattle: Effects of monensin; sunflower oil; enzymes; yeast; and fumaric acid. *J. Anim. Sci.* **82**:3346-3356.
- MDEQ-CAFO (THE MICHIGAN DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY - CONCENTRATED ANIMAL FEEDLOT OPERATIONS) SUBCOMMITTEE OF THE MICHIGAN DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY. TSG - TOXICS STEERING GROUP. 2006. Concentrated Animal Feedlot Operations (CAFOs). *Chemicals Associated with Air Emissions*. 21 pp.
- MILLER, DN; ED BERRY; JE WELLS; CL FERRELL; SL ARCHIBEQUE ET AL. 2006. Influence of genotype and diet on steer performance; manure odor; and carriage of pathogenic and other fecal bacteria. III. Odorous compound production. *J Anim Sci.* **84**:2533-2545.
- MISAURI, A; MA HERRERO; T LACASHA; P BROWN; G GREEN ET AL. 1998. comunicación pública. Matua Bromegrass; Potential for Nutrient Management. Nutrient Management Conference 1:25:39.
- MOORE JR, PA; TC DANIEL; DR EDWARDS & DM MILLER. 1995 Effect of chemical amendments on ammonia volatilization from poultry litter. *J. Environ. Qual.* **24**:293-300.
- MOORE JR, PA. 2002. Best management practices for poultry manure utilization (5). Pp. 89-125 en: Hatfield, JL & BA Steward (eds.). *Animal Waste Utilization: Effective use of manure as a soil resource*. 1ª ed. Lewis Publishers.
- MORSE, D. 1995. Environmental considerations of livestock producers. *J. An. Sci.* **73**:2733-2740.
- MOSCUZZA, C; A PÉREZ CARRERA; D GRASSI & A FERNÁNDEZ CIRELLI. 2005. Eficiencia en la suplementación de micronutrientes en sistemas intensivos de engorde a corral. *Rev. Arg. Prod. An.* **25**(supl. 1):18-19.
- NASCA, JA; MR TORANZOS; NR BANEGAS & HR RICCI. 2005. Estimación de la producción de metano en sistemas pastoriles de la llanura deprimida salina de Tucumán. *Rev. Arg. Prod. Anim.* **25**(supl. 1):87-88.
- NICHOLSON, F; S GROVES & B CHAMBERS. 2005. Pathogen survival during livestock storage and following land application. *Bioresour. Technol.* **96**(2):135-143.
- NOSETTI, L; MA HERRERO; M POL; V MALDONADO; V GEMINI ET AL. 2002a. Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros; II. Calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento. *Rev. InVet* **4**(1):45-54.
- NOSETTI, L; MA HERRERO; M POL; V MALDONADO; MS IRAMAIN ET AL. 2002b. Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros; I. Demanda de agua y manejo de fluentes. *Rev. InVet* **4**(1):37-43.
- OGIYAMA, S; K SAKAMOTO; H SUZUKI; S USHIO; T ANZAI ET AL. 2005. Accumulation of Zinc and Copper in an Arable Field after Animal Manure Application. *Soil Sci. Plant Nutri.* **51**(6):801-808.

- PORDOMINGO, AJ; G VOLPI LAGRECA; IN STEFANAZZI & AB PORDOMINGO. 2007. Efecto de la inclusión de taninos; monensina y soja cruda en dietas basadas en grano entero en engorde de vaquillonas a corral. *Rev. Arg. Prod. Anim.* 27(supl. 1):81-83.
- RAO, NS & P RAJENDRA. 2004. Phosphate pollution in the groundwater of lower Vamsadhara river basin; India. *J. Environ. Geol.* 31(1-2):117-122.
- SAYDS-SECRETARÍA DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE. 2007. 2ª Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. 201 pp.
- SCHNEIDER JD; CO FERNÁNDEZ & RS LAVADO. 2000. Riesgo ambiental asociado al aumento de la carga animal en pasturas cultivadas en suelos del oeste bonaerense. *Ecología Austral* 10:81-87.
- SCHRÖEDER, JJ; HMF AARTS; HFM TEN BERGE; H VAN KEULEN & JJ NEETESON. 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *Europ J. of Agronomy* 20:33-44.
- SIMS, JT & DC WOLF. 1994. Poultry manure management: Agricultural and environmental issues. *Advances Agron.* 52:1-83.
- SPEARS, RA; RA KOHN & AJ YOUNG. 2003a. Whole-farm Nitrogen Balance on Western Dairy Farms. *J. Dairy Sci.* 86(12):4178-4186.
- SPEARS, RA; AJ YOUNG & RA KOHN. 2003b. Whole-farm Phosphorus Balance on Western Dairy Farms. *J. Dairy Sci.* 86(2):688-695.
- STONE K; PG HYNT; SW COFFEY & TA MATHENY. 1995. Water quality status of a USDA water quality demonstration project in the Eastern Coastal Plain. *J. Soil. Water Conserv.* 50:567-571.
- SWEETEN, JM. 1988. *Composting manure and sludge*. L-2289. Texas Agricultural Extension Service. Texas A&M University, College Station, TX.
- SWEETEN, JM; CB PARNELL; BW SHAW & BW AUVERMANN. 1998. Particle size distribution of cattle feedlot dust emissions. *Trans. ASAE* 41(5):1477-1481.
- TAVERNA, M; V CHARLÓN; C PANIGATTI; A CASTILLO; P SERRANO ET AL. 2004. *Manejo de los residuos originados en las instalaciones de ordeño*. INTA (ed.). Rafaela, Argentina. 75 pp.
- TEDESCHI, LO; DG FOX & TP TYLUTKI. 2003. Potential Environmental Benefits of Ionophores in Ruminant Diets. *J. Environ. Qual.* 32:1591-1602.
- TEUBER, M. 2001. Veterinary use an antibiotic resistance. *Current Opinion in Microbiology* 4:493-499.
- TUFFT, LS & CF NOCKELS. 1991. The effects of stress; *Escherichia coli*; dietary EDTA and their interactions on tissue trace elements on chicks. *Poultry Sci.* 70:2439-2449.
- USEPA - 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.
- UPTON, M. 1997. *Intensification or extensification: which has the lowest environmental burden?* WAR/RMZ. N° 88. FAO. Roma, Italia.
- URRUTIA PÉREZ, R; O PARRA BARRIENTOS & A ACUÑA CARMONA. 2003. *Los recursos hídricos; una perspectiva global e integral*. Pp 45 en: INET-GTZ (eds.). Buenos Aires, Argentina.
- VAN HORN, HH; AC WILKIE; WJ POWERS & RA NORDSTEDT. 1994. Components of Dairy Manure Management Systems. *J. Dairy Sci.* 77(7):2008-2030.
- VERMOREL, M. 1995. Emissions annuelles de methane d'origine digestive par les bovins en France. Variations selon le type d'animal et le niveau de production. *Productions Animales* 8(4):265-272.
- VIGLIZZO, EF; AJ PORDOMINGO; MG CASTRO & F LÉRTORA. 2002. La sustentabilidad ambiental del agro pampeano. Pp 84 en: INTA (ed.). *Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria*. Argentina.
- VIGLIZZO, EF & ZE ROBERTO. 1997. El componente ambiental en la intensificación ganadera. *Rev. Arg. Prod. Anim.* 17(3):271-295.
- VOLPE S; G SARDI; LI CARBÓ; G GUTIERREZ; JJ ORMAZABAL ET AL. 2008. Lixiviación nitrogenada y fosfatada según fuentes y estrategias de fertilización. *Proceedings del V Congreso Iberoamericano de Química y Física Ambiental*. Soporte informático. 1 p.
- WATSON, CA & D ATKINSON. 1999 Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 53:259-267.
- WEBB J; H MENZI; BF PAIN; TH MISSELBROOK, U DÁMAGEN ET AL. 2005. Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution* 135:399-406.
- WESTERMAN, PW; RL HUFFMAN & JS FENG. 1995. Swine-lagoon seepage in sandy soil. *Trans. ASAE* 38(6):1749-1760.
- WILKINSON, SR & JA STUEDEMAN. 1990. Fate of cooper in broiler litter applied to coastal bermuda grass and tall fescue. *Agron. Abstracts* 1990. Annual meeting. San Antonio, TX. 21-26 octubre 1990. 17 pp.
- WILLERS, H; X KARAMANLIS & D SCHULTE. 1999. Potential of closed water systems on dairy farms. *Wat. Sci. Tech.* 39(5):113-119.