



04



El papel del ganado en la contaminación y el agotamiento del agua

4.1 Temas y tendencias

El agua constituye al menos el 50 por ciento de la mayoría de los organismos vivos y tiene un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas. Es un recurso natural fundamental que se emplea en casi todas las actividades humanas.

La recarga hídrica se produce a través del ciclo natural del agua. El proceso de evaporación, en particular desde los océanos, es el mecanismo primario de la fase “de la superficie a la atmósfera” del ciclo. El agua evaporada vuelve al océano y a las masas de agua por vía de las precipitaciones (US Geological Survey, 2005a; Xercavins y Valls, 1999).

Los recursos de agua dulce suministran una amplia gama de bienes, tales como agua pota-

ble y agua para la irrigación o para propósitos industriales, y de servicios como la energía para la generación hidroeléctrica. Los recursos de agua dulce son además la base para realizar actividades recreativas destinadas a un número muy diverso de grupos de usuarios, sostener el desarrollo, mantener la seguridad alimentaria, los medios de vida, el crecimiento industrial, y la sostenibilidad ambiental en todo el mundo (Turner *et al.*, 2004).

No obstante, los recursos de agua dulce son escasos. Sólo el 2,5 por ciento de todos los recursos hídricos son recursos de agua dulce, mientras que los océanos representan el 96,5 por ciento y el agua salobre el 1 por ciento. Además, el 70 por ciento de todos los recursos de agua dulce

están atrapados en glaciales y nieves perpetuas (como los cascos polares) y en la atmósfera (Dom-pka, Krchnak y Thorne, 2002; UNESCO, 2005). Cada año caen a la tierra 110 000 km³ de agua dulce en forma de precipitaciones, de los cuales 70 000 km³ vuelven a evaporarse a la atmósfera inmediatamente después. De los 40 000 km³ restantes solamente 12 500 km³ son accesibles para el uso humano (Postel, 1996).

Los recursos de agua dulce se distribuyen de manera desigual en el mundo. Más de 2 300 millones de personas en 21 países viven en cuencas con estrés hídrico, es decir, con una disponibilidad de 1 000 a 1 700 m³ por persona al año. Unos 1 700 millones de personas habitan en cuencas bajo condiciones de escasez, con menos de 1 000 m³ por persona al año (Mapa 28, Anexo 1; Rosegrant, Cai y Cline, 2002; Kinje, 2001; Bernstein, 2002; Brown, 2002). Más de 1 000 millones de personas carecen de acceso al agua limpia. Gran parte del crecimiento demográfico mundial y de la expansión de la agricultura se está registrando en regiones con estrés hídrico.

La disponibilidad de agua siempre ha sido un factor limitante para las actividades humanas, en particular para la agricultura, y el aumento del nivel de la demanda de agua es un factor cada vez más preocupante. La extracción excesiva y las deficiencias en la gestión del agua han dado como resultado una disminución de los niveles freáticos, ocasionado daños en los suelos y reduciendo la calidad del agua en todo el mundo.

El volumen de agua dulce extraída de los ríos y de los acuíferos en el año 1995 se estimó en 3 906 km³ (Rosegrant, Cai y Cline, 2002). Aunque una parte de este volumen vuelve a los ecosistemas, la contaminación de los recursos hídricos, sin embargo, se está acelerando debido al incremento de las descargas de aguas residuales en los cursos de agua. De hecho, en los países en desarrollo, entre un 90 y un 95 por ciento de las aguas residuales públicas y un 70 por ciento de las aguas residuales industriales se descargan en las masas de agua sin ningún tipo de tratamiento (Bernstein, 2002).

Cuadro 4.1

Uso y agotamiento del agua por sector

Sector	Uso del agua	Agotamiento de agua
	<i>(....porcentaje del total....)</i>	
Agricultura	70	93
Doméstico	10	3
Industrial	20	4

Fuente: Brown (2002); FAO-AQUASTAT (2004).

El sector agrícola es el principal consumidor de agua dulce. En el año 2000, la agricultura dio cuenta del 70 por ciento del uso mundial de agua y fue responsable de un 93 por ciento de su agotamiento (véase el Cuadro 4.1) (Turner *et al.*, 2004). Durante el último siglo la superficie de regadío se ha multiplicado casi cinco veces y en el año 2003 ascendía a 277 millones de hectáreas (FAO, 2006b). No obstante, en las últimas décadas el consumo de los recursos hídricos ha crecido más rápidamente en los usos industriales y domésticos que en la agricultura. Así, entre 1950 y 1995 los usos industriales y domésticos se cuadruplicaron mientras que el uso agrícola solamente se duplicó (Rosegrant, Cai y Cline, 2002). Actualmente el consumo humano es de 30-300 litros por persona al día en los usos domésticos, aunque son necesarios 3 000 litros de agua al día para cultivar los alimentos que cada persona consume diariamente (Turner *et al.*, 2004).

Uno de los principales desafíos a los que actualmente ha de hacer frente la promoción del desarrollo agrícola es mantener la seguridad alimentaria y reducir la pobreza sin aumentar el deterioro de los ecosistemas y el agotamiento de los recursos hídricos (Rosegrant, Cai y Cline, 2002).

La amenaza de una creciente escasez

Las proyecciones sugieren que la situación empeorará en las próximas décadas, y podría llegar a generar conflictos entre usos y usuarios del recurso. Si se mantiene la tendencia actual, se prevé que la extracción mundial de agua se incrementará en un 22 por ciento, alcanzando

los 4 772 km³ en 2005 (Rosegrant, Cai y Cline, 2002). Este incremento tendrá su origen principalmente en los usos doméstico, industrial y pecuario; este último experimentará un crecimiento de más del 50 por ciento. Se prevé también un aumento en el consumo de agua para usos no agrícolas del 62 por ciento en el período 1995-2005, mientras que el uso de agua para el regadío registrará un incremento de tan sólo un 4 por ciento en ese mismo período. Se espera que el mayor incremento en la demanda de agua para riego se produzca en el África subsahariana y América Latina, con un 27 y un 21 por ciento, respectivamente. Actualmente el uso del riego en estas dos regiones es muy limitado (Rosegrant, Cai y Cline, 2002).

Como consecuencia directa de este aumento previsto de la demanda de agua, Rosegrant, Cai y Cline estimaron que hacia el año 2025, el 64 por ciento de la población mundial vivirá en cuencas con estrés hídrico, frente al 38 por ciento actual. En una evaluación reciente el Instituto Internacional para el Manejo del Agua (IWMI) ha estimado que para el año 2023 el 33 por ciento de la población mundial, es decir, 1 800 millones de personas, vivirán en áreas con absoluta escasez de agua en países como el Pakistán, Sudáfrica, y extensas zonas de la India y China (IWMI, 2000).

Es probable que el aumento de la escasez del recurso hídrico comprometa la producción de alimentos, puesto que el agua tendrá que destinarse a otros usos como los industriales, domésticos y ambientales (IWMI, 2000). Tal y como se ha mencionado anteriormente, si el escenario actual no sufre modificaciones, la escasez de agua puede causar una pérdida de la producción potencial de 350 millones de toneladas de alimentos, una cantidad prácticamente igual a la producción actual de cereales de los Estados Unidos de América (364 millones de toneladas en el año 2005) (Rosegrant, Cai y Cline, 2002; FAO, 2006b). Los países con escasez absoluta de agua tendrán que importar una considerable cantidad de cereales para el consumo, mientras que otros, sin recursos financieros para efectuar

estas importaciones, correrán el riesgo de hambrunas y malnutrición (IWMI, 2000).

Incluso los países con suficientes recursos hídricos tendrán que ampliar sus sistemas de suministro de agua con el fin de atender la creciente demanda. Se piensa que muchos países, en especial en el África subsahariana, no dispondrán de los recursos financieros ni de la capacidad técnica necesarios, lo que despierta gran preocupación (IWMI, 2000).

Existen otro tipo de amenazas para los recursos hídricos. El uso inapropiado de la tierra puede disminuir la oferta hídrica cuando se reduce la infiltración, se aumenta la escorrentía y se limita la recarga natural de los recursos acuíferos subterráneos y el mantenimiento adecuado de los caudales especialmente durante la estación seca. El uso incorrecto de la tierra puede restringir gravemente el acceso futuro a los recursos hídricos y puede amenazar el funcionamiento adecuado de los ecosistemas. El ciclo del agua se ve aún más afectado con la deforestación, un proceso que avanza a un ritmo de 9,4 millones de hectáreas al año, según la última evaluación de la FAO (FAO, 2005a).

El agua también tiene una función clave en el funcionamiento de los ecosistemas al actuar como medio y/o catalizador de una serie de procesos bioquímicos. Así, su agotamiento afectará a los ecosistemas ya que el agua disponible para las especies animales y vegetales experimentará una disminución, lo que causará a su vez una transformación en ecosistemas más secos. La contaminación, por su parte, afectará también a los ecosistemas en tanto que el agua es el vehículo de numerosos agentes contaminantes. De ahí que el impacto de los contaminantes trascienda el ámbito local para extenderse a varios ecosistemas en función del ciclo del agua, llegando a veces hasta lugares muy lejanos de la fuente de origen.

Los humedales son ecosistemas especialmente amenazados por la tendencia al agotamiento del agua. Estos ecosistemas son el hábitat con mayor diversidad de especies del planeta, entre ellas lagos, planicies inundables, pantanos y deltas. Los ecosistemas suministran una amplia oferta de ser-

vicios y bienes ambientales, valorados globalmente en 33 billones de USD, de los cuales los humedales aportan 14,9 billones de USD (Ramsar, 2005). Estos incluyen el control de las inundaciones, la recarga de las aguas subterráneas, la estabilización de las orillas y la protección contra las tormentas, la regulación de los sedimentos y de los nutrientes, la mitigación del cambio climático, la purificación del agua, la conservación de la biodiversidad, las actividades recreativas y turísticas y las oportunidades culturales. No obstante, los humedales están seriamente amenazados y se ven amenazados por el exceso de extracción, la contaminación y el desvío de las aguas. Se calcula que en el último siglo un 50 por ciento de los humedales mundiales han desaparecido (UICN, 2005; Ramsar, 2005).

Los impactos del sector pecuario en los recursos hídricos con frecuencia no son bien entendidos por los responsables del diseño de las políticas. La atención se ha focalizado fundamentalmente en el segmento más obvio de la cadena de producción pecuaria: la producción a nivel de finca. Sin embargo, a menudo se ignora el uso total de agua¹, directo o indirecto, del sector pecuario. Igualmente, la responsabilidad del sector en el agotamiento² del agua suele centrarse casi exclusivamente a la contaminación del recurso por el estiércol y los desechos.

Este capítulo pretende proporcionar un panorama completo de la contribución del sector al agotamiento de los recursos hídricos. Para ello,

más específicamente, se suministrarán estimaciones cuantitativas sobre el uso y contaminación del agua relacionados con los principales segmentos de la cadena de productos de origen animal para pasar a analizar después la contribución del ganado a la contaminación del agua y el fenómeno de la evapotranspiración, así como su impacto en el proceso de recarga de los recursos hídricos a través del uso inadecuado de la tierra. En la última sección se presentan una serie de opciones técnicas para lograr revertir estas tendencias de agotamiento del recurso.

4.2 Uso del agua

El uso del agua por el ganado, así como la contribución del sector pecuario a las tendencias de agotamiento del recurso, se sitúan a un nivel elevado y en creciente aumento. Se necesitan cada vez mayores volúmenes de agua para satisfacer las necesidades del proceso de producción ganadera considerado en su conjunto: desde la producción de los piensos hasta el suministro del producto.

4.2.1 El agua destinada al consumo y a los servicios de mantenimiento de los animales

El uso de agua para el consumo y el mantenimiento de los animales representa la demanda de recursos hídricos más directa asociada a la producción pecuaria. El agua constituye entre el 60 y el 70 por ciento del peso corporal y es esencial para que los animales mantengan sus funcio-

¹ Con la denominación "uso del agua" (o también "retirada de agua") se hace referencia al agua extraída de una fuente que se utiliza para las necesidades humanas. Una parte de esta puede ser devuelta a la fuente para su utilización aguas abajo con cambios en la cantidad y la calidad. La "demanda de agua" hace referencia al uso potencial del agua (adaptado de Gleick, 2000).

² Por "agotamiento del agua" (o también "consumo de agua") entendemos el agua utilizada o extraída de una cuenca hidrográfica que no puede volver a ser utilizada. Esto incluye cuatro procesos genéricos: evapotranspiración, flujo a los sumideros, contaminación, e incorporación en productos agrícolas o industriales (adaptado de Roost *et al.*, 2003, Gleick, 2000). A pesar de estar contenido en el concepto de "agotamiento", hemos decidido utilizar de manera independiente el término "contaminación" en el título de este capítulo con el fin de realzar su importancia.



Un trabajador dando agua a cerdos criados cerca de jaulas de pollos en una granja de la provincia de Long An (Vietnam, 2005)

Cuadro 4.2

Necesidad de agua potable para el ganado

Especies	Condición fisiológica	Peso medio	Temperatura del aire [°C]		
			15	25	35
Necesidad de agua					
		(kg)	[.....litros/animal/día.....]		
Bovinos	Sistema pastoral africano – lactancia – 2 litros leche/día	200	21,8	25	28,7
	Razas grandes – Vacas secas – 279 días de gestación	680	44,1	73,2	102,3
	Razas grandes – Mitad lactancia – 35 litros leche/día	680	102,8	114,8	126,8
Cabras	Lactantes – 0,2 litros leche/día	27	7,6	9,6	11,9
Ovejas	Lactantes – 0,4 litros leche/día	36	8,7	12,9	20,1
Camellos	Mitad lactancia – 4,5 litros leche/día	350	31,5	41,8	52,2
Aves	Pollo de asar adulto (100 animales)		17,7	33,1	62
	Ponedoras (100 animales)		13,2	25,8	50,5
Cerdos	Lactantes – ganancia de peso diaria del cerdo 200g	175	17,2	28,3	46,7

Fuentes: Luke (1987); National Research Council (1985; 1987; 1994; 1998; 2000); Pallas (1986); Ranjhan (1998).

nes fisiológicas. El ganado satisface sus necesidades de agua por medio del consumo directo de agua potable, del agua contenida en las sustancias alimenticias y del agua metabólica producida por la absorción de nutrientes. El cuerpo pierde agua a través de la respiración (pulmones), evaporación (piel), defecación (intestinos) y orina (riñones). Las pérdidas de agua aumentan con las temperaturas altas y la humedad baja (Pallas, 1986; National Research Council, 1981, 1994). Como consecuencia de la reducción del consumo de agua disminuye también la producción de carne, leche y huevos. La falta de agua causa una pérdida del apetito y del peso, y la muerte se presenta a los pocos días, cuando el animal ha perdido entre el 15 y el 30 por ciento de su peso.

En los sistemas de pastoreo extensivos, el agua presente en los forrajes contribuye significativamente a satisfacer las necesidades de agua. En los climas secos, el contenido de agua de los forrajes decrece del 90 por ciento durante el período vegetativo a cerca del 10-15 por ciento durante la estación seca (Pallas, 1986). Los forrajes deshidratados, los granos y los concentrados que suelen utilizarse en los sistemas de producción industrial contienen cantidades de agua mucho menores: entre el 5 y el 12 por ciento del peso del alimento (National Research Council, 1981, 2000). El agua

metabólica puede cubrir hasta el 15 por ciento de las necesidades de agua.

Una amplia variedad de factores interrelacionados determinan las necesidades de agua, entre ellos la especie animal, la condición fisiológica del animal, el nivel de ingestión de materia seca; la forma física de la dieta, la disponibilidad y calidad del agua, la temperatura del agua, la temperatura ambiental y el sistema de producción (National Research Council, 1981; Luke, 1987). Las necesidades de agua por animal pueden ser altas, especialmente en animales con elevados niveles de producción en condiciones cálidas y secas (véase el Cuadro 4.2).

La producción pecuaria, especialmente en las granjas industrializadas, también requiere agua para los servicios: limpieza de las unidades de producción, lavado de los animales, instalaciones de enfriamiento de los animales y sus productos (leche) y eliminación de los desechos (Hutson *et al.*, 2004; Chapagain y Hoekstra, 2003). En particular, la cría de cerdos precisa una gran cantidad de agua cuando se utilizan sistemas de lavado a chorro³; en este caso las

³ En un sistema de lavado a chorro, el estiércol se arrastra hasta un canal utilizando una gran cantidad de agua, que por gravedad conduce el contenido a lagunas o depósitos de almacenamiento (Field *et al.*, 2001).

necesidades de agua de servicio pueden ser 7 veces superiores a las necesidades de agua para el consumo. Aunque los datos son escasos, el Cuadro 4.3 presenta algunas indicaciones de esas necesidades de agua. En las estimaciones no se consideran las necesidades de agua para el enfriamiento, que pueden ser, sin embargo, significativas.

Usualmente los sistemas de producción presentan grandes diferencias tanto en el uso de agua por animal como en la manera de suplir la demanda. En los sistemas extensivos, los animales deben hacer un esfuerzo en la búsqueda de alimento y agua, lo que determina un aumento de sus necesidades de consumo, a diferencia de los animales en los sistemas industriales donde el movimiento es muy restringido. En contraste, la producción intensiva requiere mayores cantidades de agua de servicios para el enfriamiento y la limpieza de las instalaciones. También han de tenerse en cuenta las diferencias entre los sistemas intensivos y extensivos por lo que se refiere a las fuentes de abastecimiento. En los sistemas extensivos, el 25 por ciento de las necesidades de agua (incluida el agua de servicios) proviene de la alimentación, frente al 10 por ciento de los sistemas intensivos (National Research Council, 1981).

En algunos lugares el agua utilizada para el consumo y los servicios del ganado reviste una notable importancia en comparación con otros sectores. Es el caso de Botswana, donde el agua usada por el ganado representa el 23 por ciento del uso total de agua en el país y es el segundo principal usuario de recursos hídricos. Debido a que la recarga de las aguas subterráneas se produce muy lentamente, en Kalahari se ha registrado una fuerte disminución del nivel freático desde el siglo XIX. En el futuro habrá una demanda de agua adicional en otros sectores y la escasez de agua podría ser dramática (Recuadro 4.1; Els y Rowntree, 2003; Thomas, 2002). Sin embargo, en la mayoría de los países el uso de agua destinada al consumo y los servicios de los animales es de poca intensidad comparado con el de otros

Cuadro 4.3

Necesidad de agua de servicios para diferentes tipos de ganado

Animal	Grupo de edad	Agua de servicios (litros/animal/día)	
		Industrial	Pastoreo
Ganado vacuno de carne	Terneros jóvenes	2	0
	Adultos	11	5
Ganado vacuno de leche	Terneras	0	0
	Vaquillas	11	4
	Vacas de leche	22	5
Cerdos	Lechones	5	0
	Adultos	50	25
	En lactación	125	25
Ovejas	Corderos	2	0
	Adultos	5	5
Cabras	Cabritos	0	0
	Adultos	5	5
Pollos de asar	Pollitos x 100	1	1
	Adultos x 100	9	9
Gallinas ponedoras	Pollitas x 100	1	1
	Gallinas en postura x 100	15	15
Caballos	Potros	0	5
	Caballos adultos	5	5

Fuente: Chapagain y Hoekstra (2003).

sectores. Así, por ejemplo, en los Estados Unidos de América, aunque es de importancia local en algunos estados, el uso de agua para el consumo de los animales y de agua de servicios fue inferior al 1 por ciento del total del uso de agua dulce en el año 2000 (Hutson *et al.*, 2004).

A partir de las necesidades metabólicas y de las estimaciones del uso de agua en diferentes sistemas de producción, se ha calculado el uso mundial de agua para satisfacer las necesidades de agua de bebida del ganado en 16,2 km³, y las necesidades de agua de servicios en 6,5 km³ (sin incluir las necesidades de agua de servicios de los pequeños rumiantes) (véase el Cuadro 4.4 y el Cuadro 4.5). A nivel regional la demanda más alta de agua potable y de servicios se registra en América del Sur (con un total de 5,3 km³/año), Asia meridional (4,1 km³/año) y el África subsahariana (3,1 km³/año). Estas zonas representan

Recuadro 4.1 Uso del agua en Botswana

Botswana, un país predominantemente seco, está experimentando ya una situación de estrés hídrico, es decir, la disponibilidad de agua dulce varía entre 1 000 y 1 700 m³ por persona al año. El ganado es uno de los principales usuarios de los recursos de agua dulce en Botswana. En el año 1997 el agua utilizada por el ganado representó el 23 por ciento del consumo total de agua en el país y fue el segundo mayor consumidor de recursos hídricos (la irrigación y la silvicultura representaron sólo el 15 por ciento de la demanda).

Las aguas subterráneas dan cuenta del 65 por ciento del total de agua disponible en Botswana, pero son limitadas. La recarga de los acuíferos varía de los 40 mm/año en el extremo septentrional a virtualmente cero en las zonas centrales y occidentales del país. El volumen recargable de agua subterránea en Botswana es inferior al 0,4 por ciento del total de los recursos renovables de este país.

El abastecimiento de agua se realiza a través de pozos entubados para el uso doméstico y del ganado. Se calcula que hay unos 15 000 pozos disemi-

nados por todo el país. En el año 1990 se extrajeron de ellos 76 millones de m³, un 760 por ciento más que la tasa de recarga.

En muchas fincas de Kalahari se han instalado más pozos de los permitidos a fin de suministrar agua a un hato en pastoreo en aumento. El incremento en el uso de los pozos ha determinado una disminución de las aguas subterráneas y también, con probabilidad, una disminución de los flujos naturales de las aguas permanentes. Como consecuencia directa, el nivel freático en Kalahari ha descendido sustancialmente desde el siglo XIX.

Si se mantiene la tasa actual de toma de agua, los recursos hídricos subterráneos y superficiales se agotarán dentro de pocas décadas. Mientras tanto se espera un rápido aumento del consumo de agua para uso doméstico, que pasará del 29 por ciento de 1990 a aproximadamente el 52 por ciento de la demanda total en el año 2020. La presión sobre los recursos hídricos se incrementará, lo que supone un riesgo para la sostenibilidad de la producción pecuaria.

Fuente: Els y Rowntree (2003); Thomas (2002).

Cuadro 4.4**Uso de agua para cubrir las necesidades de agua potable**

Región	Consumo total anual de agua (km ³)						Total
	Bovinos	Búfalos	Cabras	Ovejas	Cerdos	Aves (100)	
América del Norte	1,077	0,000	0,002	0,006	0,127	0,136	1,350
América Latina	3,524	0,014	0,037	0,077	0,124	0,184	3,960
Europa occidental	0,903	0,002	0,013	0,087	0,174	0,055	1,230
Europa oriental	0,182	0,000	0,003	0,028	0,055	0,013	0,280
Comunidad de Estados Independientes	0,589	0,003	0,009	0,036	0,040	0,029	0,710
Asia occidental y África del Norte	0,732	0,073	0,140	0,365	0,000	0,118	1,430
África subsahariana	1,760	0,000	0,251	0,281	0,035	0,104	2,430
Asia meridional	1,836	1,165	0,279	0,102	0,017	0,096	3,490
Asia oriental y sudoriental	0,404	0,106	0,037	0,023	0,112	0,180	0,860
Oceanía	0,390	0,000	0,001	0,107	0,010	0,009	0,520
Total	11,400	1,360	0,770	1,110	0,690	0,930	16,260

Fuentes: FAO (2006b); Luke (2003); National Research Council (1985;1987;1994;1998; 2000a); Pallas (1986); Ranjhan (1998).

Cuadro 4.5
Uso de agua para cubrir las necesidades de agua de servicios

Región	Agua de servicios (km³)			
	Bovinos	Cerdos	Aves (100)	Total
América del Norte	0,202	0,682	0,008	0,892
América Latina	0,695	0,647	0,009	1,351
Europa occidental	0,149	1,139	0,004	1,292
Europa oriental	0,028	0,365	0,001	0,394
Comunidad de Estados Independientes	0,101	0,255	0,002	0,359
Asia occidental y África del Norte	0,145	0,005	0,006	0,156
África subsahariana	0,415	0,208	0,003	0,626
Asia meridional	0,445	0,139	0,003	0,586
Asia oriental y sudoriental	0,083	0,673	0,009	0,765
Oceanía	0,070	0,051	0,000	0,121
Total	2,333	4,163	0,046	6,542

Nota: cálculos basados en Chapagain y Hoekstra (2003).

el 55 por ciento de las necesidades mundiales de agua del sector pecuario.

A nivel global las necesidades de agua potable y de servicios para el ganado representan solamente el 0,6 por ciento del total del agua dulce utilizada (véase el Cuadro 4.4 y el Cuadro 4.5). Esta cifra que representa el uso directo es la única que los responsables de la elaboración de políticas toman en consideración y, en consecuencia, el sector pecuario no suele incluirse entre los principales responsables del agotamiento de los recursos hídricos. Sin embargo, esta cifra tiene un alto grado de subestimación, pues no tiene en cuenta otras necesidades, directas e indirectas, que están implicadas en el proceso de producción pecuaria. A continuación se revisan las repercusiones sobre el recurso generadas a lo largo de todo el proceso de producción.

4.2.2 La elaboración de productos

El sector pecuario suministra una amplia gama de productos, desde leche y carne, hasta productos con un alto valor agregado como cuero o platos precocinados. La revisión completa de toda la cadena del producto y la identificación del porcentaje del uso del agua atribuible al sector pecuario es un ejercicio que reviste una gran complejidad.

Aquí nos concentramos en las primeras etapas de la cadena de elaboración del producto, que comprenden el sacrificio, la elaboración de carne y leche y las actividades de curtido.

Los mataderos y la industria agroalimentaria

Los productos animales primarios, como los animales vivos o la leche, usualmente se someten a un proceso de elaboración antes del consumo a fin de obtener diferentes productos cárnicos o lácteos. La elaboración de la carne incluye varias actividades, desde el sacrificio hasta las complejas actividades de agregación de valor. El Gráfico 4.1 describe el proceso general de elaboración de la carne, aunque los pasos pueden variar dependiendo de la especie animal. Además de estos procesos generales, las operaciones de elaboración de la carne también pueden incorporar la elaboración y transformación de despojos. La transformación convierte subproductos en productos con valor agregado como sebo y harinas de carne y sangre.

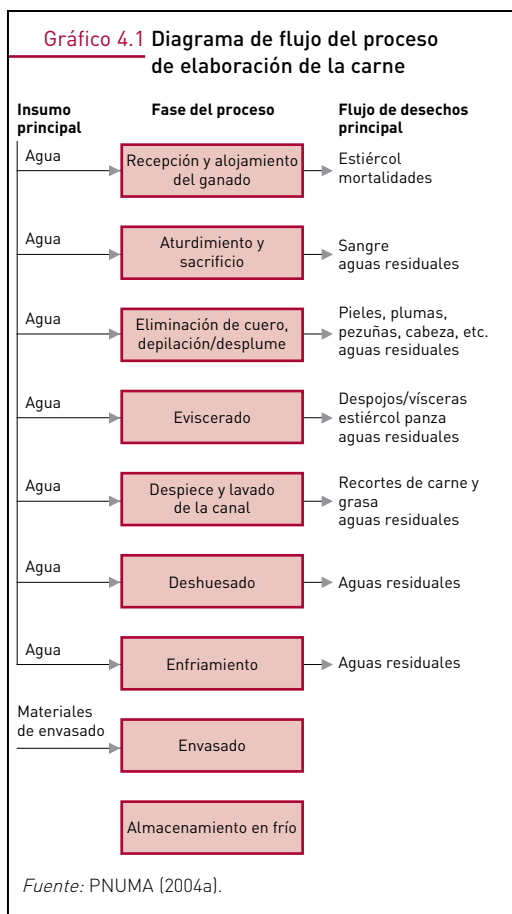
Como muchas otras actividades de elaboración de alimentos, las necesidades de calidad e higiene de la elaboración de la carne generan un mayor uso de agua y, por consiguiente, un mayor volumen de aguas residuales. El agua es un insu-

mo fundamental en cada uno de los pasos del proceso excepto en las fases finales de envasado y almacenamiento (véase el Gráfico 4.1).

En los mataderos de animales de carne roja (vacunos y búfalos), el agua se usa fundamentalmente para el lavado de las canales en las diversas etapas del proceso, así como para la limpieza. Las áreas de sacrificio, eviscerado y deshuesado consumen entre el 44 y el 60 por ciento del agua utilizada en la elaboración (Meat Research Corporation, 1995). La tasa de uso de agua varía de 6 a 15 litros por kilo de canal. Puesto que la producción mundial de carne vacuna y de búfalo fue de 63 millones de toneladas en el año 2005, una estimación prudente del uso de agua en estas fases podría estar comprendida entre 0,4 y 0,95 km³, es decir, entre el 0,010 por ciento y 0,024 por ciento del uso de agua a escala mundial (FAO, 2005f).

En las plantas de elaboración de carne de aves de corral, el agua se usa en el lavado de las canales y la limpieza, el escaldado de las aves previo al desplume, los canales para el transporte de plumas, cabezas, patas y vísceras, y el enfriamiento de las aves. La elaboración de la carne de aves de corral muestra una tendencia a un uso más intensivo de agua por unidad de peso que la elaboración de carnes rojas (Wardrop Engineering, 1998). El uso del agua varía entre 1,5 y 9,0 litros por ave procesada (Hrudey, 1984). En el año 2005 se sacrificaron un total de 48 000 millones de aves en todo el mundo. Una estimación prudente del total de agua usada rondaría los 1,9 km³, que equivalen al 0,05 por ciento del uso mundial de agua.

Los productos lácteos también requieren cantidades significativas de agua. Las prácticas más idóneas del uso del agua en la elaboración comercial de la leche consumen de 0,8 a 1 litro de agua por kg de leche (PNUMA, 1997a). De estas estimaciones prudentes se obtiene un uso mundial de agua en la elaboración de leche de más de 0,6 km³ (0,015 por ciento del uso mundial de agua), sin incluir el agua utilizada para los productos derivados, especialmente el queso.



Curtiembres

Entre 1994 y 1996 se elaboraron aproximadamente 5,5 millones de toneladas de cuero fresco al año para alcanzar una producción de 0,46 millones de toneladas de cuero grueso y cerca de 940 millones de m² de cuero ligero. Un volumen adicional de 0,62 millones de toneladas de cuero fresco seco se transformó en casi 385 millones de m² de cuero de ovino y caprino.

El proceso de curtiembre consta de cuatro etapas principales: almacenamiento, curtido, recurtido y acabado. Hay una gran variación en la cantidad de agua necesaria para la elaboración de las pieles en función de la tecnología utilizada, con un volumen que va de los 37-59 m³ por tonelada de cuero fresco en el caso de las tecnologías convencionales, a los 14 m³ en el

caso de las tecnologías avanzadas (véase el Cuadro 4.6). De ahí se obtiene un total mundial de 0,2 a 0,3 km³ anuales (0,008 por ciento del uso de agua a escala mundial).

En algunas zonas el consumo de agua para la elaboración de productos animales puede tener un impacto ambiental significativo. No obstante, el principal problema ambiental es el nivel de contaminantes que se descargan localmente en las unidades de elaboración.

4.2.3 Producción de piensos

Como se ha descrito en las secciones anteriores, el sector pecuario es el uso antropogénico de la tierra más extendido. La mayor parte de esta tierra, y una gran parte del agua que contiene y recibe, se destina a la producción de piensos.

La evapotranspiración es el principal mecanismo mediante el cual los cultivos y los pastos agotan los recursos hídricos. Si se atribuyen las pérdidas por evapotranspiración de los cultivos forrajeros a la producción de ganado, la cantidad de agua consumida sería muy superior a los usos del agua descritos anteriormente. Zimmer y Renault (2003), por ejemplo, muestran en un esfuerzo de contabilidad aproximado que el sector pecuario representa un 45 por ciento del presupuesto global del agua usada en la producción de alimentos. No obstante, un gran porcentaje de



© FOTO CORTESÍA DE USDA NRCS/CHARMA COMER

Sistema de irrigación con rociadores (Estados Unidos de América, 2000)

este uso del agua no tiene impactos ambientales significativos. La evapotranspiración producida por las tierras de pastos cultivados y naturales usados para el pastoreo representa una gran proporción. Esta agua generalmente tiene un costo de oportunidad muy reducido o no tiene ningún costo, y de hecho es posible que la cantidad de agua que se pierde en ausencia de pastoreo no sea más baja. Las tierras de pastoreo manejadas más intensivamente con frecuencia tienen potencial para la agricultura, pero están localizadas en su mayoría en zonas con abundante agua, es decir, aquí es la tierra y no el agua la que tiene un costo de oportunidad.

Se prevé que el agua usada para la producción de piensos en los sistemas extensivos de producción ganadera basados en la tierra no experimentará incrementos significativos. Como se ha mencionado anteriormente, los sistemas de pastoreo están perdiendo importancia relativa en casi todas las regiones del mundo. Una razón fundamental es que la mayoría de las áreas de pastoreo están localizadas en zonas áridas y semiáridas donde la escasez de agua constituye un límite para la expansión o la intensificación de la producción pecuaria. La producción de los sistemas agropecuarios mixtos se encuentra aún en rápida expansión y el agua no es un factor limitante en la mayoría de los casos. Aquí el aumento de la productividad será resultado de un incremento en el nivel de integración de la producción de cultivos

Cuadro 4.6

Uso y agotamiento de agua en las operaciones de curtiembre

Operación	Descarga (m ³ /tonelada de cuero fresco)	
	Tecnología convencional	Tecnología avanzada
Remojo	7-9	2
Calero	9-15	4,5
Desencalado, purga	7-11	2
Curtido	3-5	0,5
Recurtido	7-13	3
Acabado	1-3	0
Total	34-56	12

Fuente: Gate Information Services – GTZ (2002).

y ganado, con animales que consumen cantidades considerables de residuos de cultivos.

En contraste, los sistemas agropecuarios mixtos manejados más intensivamente y los sistemas industriales se caracterizan por un alto nivel de insumos externos, es decir, piensos concentrados y aditivos que, con frecuencia, han sido transportados a través de largas distancias. La demanda de estos productos y, por lo tanto, de las correspondientes materias primas (cultivos oleaginosos y de cereales), está aumentando rápidamente⁴. Además, los cultivos oleaginosos y los cereales ocupan tierras cultivables donde el agua generalmente tiene un costo de oportunidad considerable. Se producen volúmenes importantes recurriendo al riego en zonas donde el agua es relativamente escasa⁵. En estas zonas, en función de la fuente utilizada para el riego, el sector pecuario puede ser directamente responsable de una intensa degradación ambiental originada por el agotamiento del agua. En las áreas de secano, incluso la creciente apropiación por parte del sector pecuario de tierra cultivable, es responsable, de manera más indirecta, de la pérdida de agua disponible ya que reduce la oferta de agua para otros usos, en particular para la producción de cultivos alimentarios para el consumo humano.

En vista del aumento del uso “costoso” del agua por parte del sector pecuario, es importante realizar una evaluación de su alcance actual. En la Sección 3.4 del Anexo 3 se presenta una metodología para la cuantificación y evaluación de esta forma de uso del agua en las actividades del sector. Esta evaluación se basa en detallados

cálculos espaciales del balance hídrico, así como en la información disponible para los cuatro principales cultivos destinados a la alimentación animal: cebada, maíz, trigo y soja (CMTS). Por esta razón, los resultados del Cuadro 4.7 no representan el uso total de agua para los cultivos forrajeros. Estos cuatro cultivos dan cuenta aproximadamente de las tres cuartas partes del total de alimentos utilizados en la producción intensiva de monogástricos. Para otros usuarios de cantidades significativas de insumos externos, tales como el sector lechero intensivo, la proporción se sitúa en el mismo orden de magnitud.

En el mencionado anexo se describen dos enfoques diferentes diseñados para resolver la incertidumbre en las estimaciones del agua usada en los cultivos forrajeros. Dicha incertidumbre tiene su origen en el escaso conocimiento de la ubicación de los lugares dedicados exclusivamente a la producción de estos cultivos. Como puede observarse en el Cuadro 4.7, estos dos enfoques producen resultados muy similares, lo que sugiere que, a pesar de un cierto número de supuestos no

⁴ Un creciente porcentaje del incremento en la producción de cereales, sobre todo cereales secundarios, se destinará a la alimentación del ganado. Por consiguiente, se prevé un crecimiento de la producción de maíz en los países en desarrollo del 2,2 por ciento anual, frente a un porcentaje de “sólo” el 1,3 por ciento para el trigo y del 1 por ciento para el arroz (FAO, 2003a). Estos contrastes son particularmente acentuados en China donde, en el período considerado en el informe de la FAO (2003a), se prevé que la producción de trigo y arroz crecerá sólo marginalmente, mientras que la producción de maíz prácticamente se duplicará.

⁵ En FAO (2003a) se estima que cerca del 80 por ciento del crecimiento previsto de la producción de cultivos en los países en desarrollo derivará de la intensificación en forma de aumentos en los rendimientos (67 por ciento) y de una intensidad de cultivo más alta (12 por ciento). El porcentaje atribuible a la intensificación ascenderá a un 90 por ciento o más en aquellas regiones con escasez de tierras como Asia occidental, África del Norte y Asia meridional. Se estima que actualmente en los países en desarrollo, la agricultura de regadío, con cerca de una quinta parte del total de tierra cultivable, representa el 40 por ciento del total de la producción de cultivos y casi el 60 por ciento de la producción de cereales. Se prevé que el área con infraestructura de riego aumentará en 40 millones de hectáreas (20 por ciento) durante el período considerado. Esto pone de relieve la importancia de la participación del sector pecuario en el uso de agua para riego: la producción de piensos puede intensificarse en muchos lugares, pero determinados lugares críticos de producción como la región central de China, la zona centro-occidental de los Estados Unidos de América y, en América Latina, el área formada por el oriente de Paraguay, el sur del Brasil y el norte de Argentina pueden desarrollarse cada vez más y llegar a convertirse en centros globales de suministro, incrementando su expansión e intensificación. Como resultado, los suministros de agua, hasta hoy suficientes, podrían convertirse en un factor limitante para la producción.

Cuadro 4.7

Evapotranspiración (ET) de agua para la producción de cebada, maíz, trigo y soja (CMTS) para piensos

Región/País	Piensos CMTS en regadío			Piensos CMTS en secano		ET del agua de irrigación de piensos CMTS como porcentaje de la ET total de agua de piensos CMTS
	Agua de irrigación evapotranspirada en km ³	Porcentaje del total de agua de irrigación evapotranspirada	Porcentaje del total de agua evapotranspirada en zonas de regadío ¹	Agua evapotranspirada en km ³	Porcentaje del total de agua evapotranspirada en cultivos de secano	
América del Norte	14,1 – 20,0	9 – 13	11 – 15	321 – 336	21 – 22	4 – 6
América Latina y el Caribe	3,0 – 3,8	6 – 8	7 – 9	220 – 282	12 – 15	1
Europa occidental	8,5 – 9,5	25 – 28	25 – 29	65 – 99	14 – 22	7 – 10
Europa oriental	1,8 – 2,4	17 – 22	19 – 23	30 – 46	12 – 18	4 – 5
Comunidad de Estados Independientes	2,3 – 6,0	3 – 7	3 – 7	19 – 77	2 – 8	7 – 9
Asia occidental y África del Norte	11,2 – 13,1	9 – 10	13 – 14	30 – 36	9 – 11	17 – 19
África subsahariana	0,2	1	1	20 – 27	1 – 2	1
Asia meridional	9,1 – 11,7	2 – 3	2 – 3	36 – 39	3	16 – 18
Asia oriental y sudoriental	20,3 – 30,1	14 – 20	13 – 18	226 – 332	11 – 16	6 – 7
Oceanía	0,3 – 0,6	3 – 5	3 – 5	1,7 – 12	1 – 4	5 – 12
Australia	0,3 – 0,6	3 – 5	4 – 6	1,4 – 11	1 – 5	5 – 14
China	15,3 – 19,3	14 – 18	15 – 16	141 – 166	14 – 16	7 – 8
India	7,3 – 10,0	3	2 – 3	30 – 36	3	17 – 18
Brasil	0,2 – 0,4	6 – 10	9 – 14	123 – 148	14 – 16	0
Mundo	81 – 87	8 – 9	10	1 103 – 1 150	10 – 11	6

Nota: las cifras en negrita representan los resultados del enfoque de concentración espacial. Las cifras restantes se basan en el enfoque de integración amplia de áreas (véase la Sección 3.4 del Anexo 3 para detalles sobre la metodología). Todas las cifras son estimaciones de la evapotranspiración (ET) real, basadas en la ET para irrigación y condiciones naturales suministradas por J. Hoogveen, FAO (estimadas según la metodología descrita en FAO, 2003a).

¹ La evapotranspiración de las zonas de regadío es la suma de la evapotranspiración del agua de irrigación y la evapotranspiración de las precipitaciones en las áreas irrigadas.

Fuente: cálculos de los autores.

verificados, las cantidades agregadas resultantes pueden suministrar estimaciones muy fiables.

Los cultivos CMTS destinados a la alimentación del ganado representan cerca del 9 por ciento de toda el agua de irrigación evapotranspirada globalmente. Si se incluye la evapotranspiración del agua proveniente de las precipitaciones caídas sobre las áreas irrigadas, el porcentaje asciende a cerca del 10 por ciento del agua evapotranspirada en las zonas de regadío. En vista de que el material alimenticio CMTS no elaborado representa sólo unas tres cuartas partes del pienso suministrado al ganado criado en condiciones intensivas, es posi-

ble atribuir al ganado cerca de un 15 por ciento del agua evapotranspirada en las áreas en regadío.

Las diferencias regionales son pronunciadas. En el África subsahariana y en Oceanía la irrigación destinada a los cultivos CMTS es muy escasa, tanto en términos absolutos como relativos. En Asia meridional/India la cantidad de agua de riego evapotranspirada por los cultivos CMTS, aunque considerable, representa sólo un reducido porcentaje del total del agua evapotranspirada a través del regadío. Cantidades absolutas similares se registran en Asia occidental y África del Norte, regiones con mayor déficit hídrico, donde equivalen a un

15 por ciento del total de agua evapotranspirada en las áreas en regadío. El porcentaje más alto de agua evapotranspirada a través de la irrigación corresponde, con gran diferencia, a Europa occidental (por encima del 25 por ciento), seguido por Europa oriental (20 por ciento). El riego no está muy extendido en Europa, región que generalmente no presenta déficit hídrico y, de hecho, el uso del agua correspondiente a los cultivos CMTS forrajeros es inferior en términos absolutos al de las regiones de Asia occidental y África del Norte. No obstante, en el sur de Europa occidental hay regularmente sequías durante el verano. Así, por ejemplo, en el suroeste de Francia se atribuye a la irrigación del maíz (para piensos) la intensa disminución del caudal de los principales ríos y de los pastizales improductivos para los rumiantes, además de daños a la acuicultura costera durante estos períodos de sequía (Le Monde, 31-07-05). Las cantidades absolutas más altas de agua evapotranspirada en la irrigación de CMTS forrajeros se registran en los Estados Unidos de América y en Asia oriental y sudoriental, que en ambos casos representan un alto porcentaje del total (cerca del 15 por ciento). En los Estados Unidos de América, una considerable porción del agua de irrigación proviene de aguas subterráneas fósiles (US Geological Survey, 2005). En Asia oriental y sudoriental, a raíz de los cambios que está experimentando el sector pecuario, el agotamiento del agua y los conflictos sobre su uso podrían ser el foco de serios problemas durante las próximas décadas.

A pesar de su relevancia para el medio ambiente, el agua de riego representa sólo una pequeña parte del total del agua evapotranspirada de CMTS forrajeros (6 por ciento globalmente). Con relación a otros cultivos, los CMTS forrajeros en América del Norte y América Latina se ubican sobre todo en zonas de secano: su participación en la evapotranspiración de secano es mucho mayor que la evapotranspiración en regadío. Por el contrario, en Europa los CMTS forrajeros son generalmente de regadío, mientras que en una región con déficit hídrico crítico como Asia occidental y África del Norte, el porcentaje de evapotranspiración de CMTS

proveniente de tierras de regadío excede el de las tierras cultivables de secano. Resulta evidente que la producción de piensos consume grandes cantidades de recursos hídricos de importancia clave y compite con otros usos y usuarios.

4.3 La contaminación del agua

La mayor parte del agua usada por el ganado vuelve al ambiente. Una parte puede volver a utilizarse en la misma cuenca, mientras que otra se agota, bien por la contaminación⁶, bien por la evapotranspiración. El agua contaminada por la producción pecuaria, la producción de piensos y la elaboración de productos de origen animal provoca una pérdida del valor del agua para el suministro y contribuye al agotamiento del recurso.

Los mecanismos de contaminación pueden dividirse en fuentes puntuales y fuentes no puntuales. La contaminación procedente de fuentes puntuales consiste en una descarga de contaminantes observable, específica y localizada en una masa de agua. Aplicada a los sistemas de producción ganadera, la contaminación de fuentes puntuales está relacionada con los corrales de engorde, las plantas de elaboración de alimentos y las plantas de elaboración de agroquímicos. La contaminación de fuentes no puntuales se caracteriza por una descarga difusa de contaminantes, generalmente en áreas extensas como los pastizales.

4.3.1 Desechos del ganado

La mayor parte del agua potable y del agua de servicios del ganado retorna al ambiente en forma de estiércol o de aguas residuales. Las excretas del ganado contienen cantidades considerables de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio), residuos de medicamentos, metales pesados y patógenos. Si estos llegan al agua o se acumulan en el suelo pueden constituir una grave amenaza para el medio ambiente (Gerber y Menzi, 2005). En

⁶ La contaminación del agua es la alteración de la calidad del agua por residuos hasta un nivel tal que afecta a su uso potencial y provoca modificaciones en sus propiedades físico-químicas y microbiológicas (Melvin, 1995).

la contaminación del agua dulce con estiércol y aguas residuales pueden estar implicados diversos mecanismos. Así, la contaminación del agua puede originarse de manera directa por el escurrimiento proveniente de los establos, por pérdidas originadas en filtraciones de las instalaciones de almacenamiento, por la deposición de material fecal en las fuentes de agua dulce y por percolación profunda y transporte a través de las capas del suelo mediante las aguas de drenaje. La contaminación también puede ser indirecta, a través de la contaminación de fuentes no puntuales de las escorrentías y flujos superficiales procedentes de zonas de pastoreo y tierras de cultivo.

Los contaminantes principales

El exceso de nutrientes estimula la eutrofización y puede representar un peligro para la salud

Los animales pueden tener una ingestión de nutrientes extremadamente alta (véase el Cuadro 4.8). Por ejemplo, una vaca lechera en producción puede llegar a consumir hasta 163,7 kg de N y 22,6 kg de P al año. Algunos de los

nutrientes ingeridos son retenidos en el animal, pero la gran mayoría es devuelta al ambiente y puede representar una amenaza para la calidad del agua. En el Cuadro 4.8 se presentan los datos sobre la excreción anual de nutrientes de diferentes animales. En el caso de una vaca lechera en producción la excreción anual es de 129,6 kg de N (79 por ciento del total ingerido) y 16,7 kg de P (73 por ciento) (de Wit *et al.*, 1997). La carga de fósforo excretada por una vaca es equivalente a la de 18-20 seres humanos (Novotny *et al.*, 1989). La concentración de nitrógeno es más alta en el estiércol de cerdo (76,2 g/N/kg peso seco), seguida de pavos (59,6 g/kg), gallinas ponedoras (49,0), ovejas (44,4), pollos de asar (40,0), ganado lechero (39,6) y ganado vacuno de carne (32,5). El contenido de fósforo es más alto en las gallinas ponedoras (20,8 g/P/kg peso seco), seguido de cerdos (17,6), pavos (16,5), pollos de asar (16,9), ovejas (10,3) bovinos de carne (9,6) y ganado lechero (6,7) (Sharpley *et al.*, 1998 en Miller, 2001). En áreas de producción intensiva estas cifras dan como resultado una excesiva concen-

Cuadro 4.8
Ingesta y excreciones de nutrientes por especie animal

Animal	Ingesta (kg/año)		Retención (kg/año)		Excreción (kg/año)		Porcentaje de N excretado en forma mineral ¹
	N	P	N	P	N	P	
Vaca de leche ²	163,7	22,6	34,1	5,9	129,6	16,7	69
Vaca de leche ³	39,1	6,7	3,2	0,6	35,8	6,1	50
Cerda ²	46,0	11,0	14,0	3,0	32,0	8,0	73
Cerda ³	18,3	5,4	3,2	0,7	15,1	4,7	64
Cerdos en crecimiento ²	20,0	3,9	6,0	1,3	14,0	2,5	78
Cerdos en crecimiento ³	9,8	2,9	2,7	0,6	7,1	2,3	59
Gallina ponedora ²	1,2	0,3	0,4	0,0	0,9	0,2	82
Gallina ponedora ³	0,6	0,2	0,1	0,0	0,5	0,1	70
Pollo de asar ²	1,1	0,2	0,5	0,1	0,6	0,1	83
Pollo de asar ³	0,4	0,1	0,1	0,0	0,3	0,1	60

¹ Equivalente asumido como excreción de nitrógeno en la orina. Puesto que el N mineral puede volatilizarse, con frecuencia el porcentaje es más bajo en el estiércol aplicado en la tierra.

² Situaciones de alta productividad.

³ Situaciones menos productivas.

Nota: debido a las variaciones en la ingesta y el contenido de nutrientes de los piensos, estos valores representan ejemplos, no promedios, en situaciones de alta y baja productividad.

Fuente: de Wit *et al.* (1997).

tración de nutrientes que puede superar la capacidad de absorción de los ecosistemas locales y degradar la calidad de las aguas superficiales y subterráneas (Hooda *et al.*, 2000).

En esta evaluación hemos calculado que, a nivel global, la excreta del ganado en el año 2004 contenía 135 millones de toneladas de N y 58 millones de toneladas de P. En el año 2004 el ganado bovino fue el principal responsable de la excreción de nutrientes, con un 58 por ciento de N; el porcentaje correspondiente a los cerdos fue del 12 por ciento y el de las aves de corral del 7 por ciento.

Los sistemas de producción mixtos contribuyen con la mayor carga de nutrientes, con un porcentaje del 70,5 por ciento de la excreción de N y P, seguidos de los sistemas en pastoreo, con un 22,5 por ciento de la excreción anual de N y P. Desde el punto de vista geográfico, la región con mayores contribuciones es Asia, que representa el 35,5 por ciento de la excreción anual de N y P a nivel global.

Las altas concentraciones de nutrientes en los recursos hídricos pueden dar lugar a una hiperestimulación del crecimiento de las plantas acuáticas y las algas, lo que produce eutrofización, mal sabor y olor del agua, y excesivo crecimiento bacteriano en los sistemas de distribución. Pueden también proteger los microorganismos de los efectos de la temperatura y la salinidad y pueden constituir un riesgo para la salud pública. La eutrofización es un proceso natural en los lagos que envejecen y en los estuarios, pero la ganadería y otras actividades relacionadas con la agricultura pueden acelerar en gran medida la eutrofización incrementando la tasa de entrada de nutrientes y sustancias orgánicas a los ecosistemas acuáticos que son arrastrados por las cuencas circundantes (Carney, Carty y Colwell, 1975; Nelson, Cotsaris y Oades, 1996). Globalmente, la deposición de nutrientes (especialmente N) excede la carga crítica de eutrofización de un 7-18 por ciento del área de ecosistemas naturales y seminaturales (Bouwman y van Vuuren, 1999).

Si el crecimiento de las plantas estimulado por la eutrofización es moderado, el resultado puede

ser una base alimenticia para las comunidades acuáticas. Sin embargo, si es excesivo, la proliferación de algas y de la actividad microbiana puede causar un aumento en el consumo del oxígeno disuelto y alterar el normal funcionamiento de los ecosistemas. Otros efectos adversos de la eutrofización son:

- transformaciones de las características del hábitat debido a un cambio en la composición de las comunidades de plantas acuáticas;
- reemplazo de las especies de peces deseables por otras menos deseables, con las consiguientes pérdidas económicas;
- producción de toxinas por ciertas algas;
- aumento de los gastos de operación del suministro público de agua;
- invasión y taponamiento de los canales de irrigación con malezas acuáticas;
- pérdida de oportunidades de uso recreativo;
- impedimentos a la navegación debido al crecimiento denso de malezas.

Estos impactos se presentan tanto en ecosistemas de agua dulce como marítimos, donde la proliferación de algas es causa de problemas de amplia difusión al liberar toxinas y causar anoxia ("zonas muertas"), con impactos negativos sobre la acuicultura y la pesca (EPA, 2005; Belsky, Matze y Uselman, 1999; Ongley, 1996; Carpenter *et al.*, 1998).

El fósforo se considera a menudo el principal nutriente limitante en la mayor parte de los ecosistemas acuáticos. En los ecosistemas en condiciones normales de funcionamiento, la capacidad de retención de P de los humedales y arroyos es crucial para la calidad del agua aguas abajo. Sin embargo, cada vez un mayor número de estudios ha identificado el N como el principal nutriente limitante. En términos generales, el P suele ser más un problema relacionado con la calidad de las aguas superficiales, mientras que el N tiende a ser una amenaza para la calidad de las aguas subterráneas por la lixiviación de nitrato a través de las capas del suelo (Mosley *et al.*, 1997; Melvin, 1995; Reddy *et al.*, 1999; Miller, 2001; Carney, Carty y Colwell, 1975; Nelson, Cotsaris y Oades, 1996).

Nitrógeno. El nitrógeno está presente en el ambiente en diferentes formas, algunas inocuas, otras extremadamente nocivas. Dependiendo de su forma, el N puede ser almacenado e inmovilizado dentro del suelo, o puede lixiviar a las aguas subterráneas o volatilizarse. En comparación con el N orgánico, el N inorgánico tiene una gran movilidad a través de las capas del suelo.

El nitrógeno viene excretado por el ganado tanto en forma de compuestos orgánicos como inorgánicos. La fracción inorgánica es equivalente al N emitido en la orina y generalmente es mayor que la orgánica. Las pérdidas directas de N procedentes de las deyecciones y el estiércol tienen cuatro formas principales: amoníaco (NH_3), dinitrógeno (N_2), óxido nitroso (N_2O) o nitrato (NO_3^-) (Milchunas y Lauenroth, 1993; Whitmore, 2000). Una parte del N inorgánico se volatiliza y se libera en forma de amoníaco desde los establos, durante la deposición y almacenamiento del estiércol, después de la aplicación del estiércol o en los pastos.

Las condiciones de almacenamiento y aplicación del estiércol influyen en gran medida en la transformación biológica de los compuestos nitrogenados y los compuestos resultantes constituyen amenazas diferentes para el medio ambiente. En condiciones anaeróbicas los nitratos se transforman en N_2 inocuo (desnitrificación). Sin embargo, cuando el carbono orgánico es deficiente con relación al nitrato, la producción del subproducto N_2O nocivo se incrementa. Esta nitrificación por debajo del óptimo se presenta cuando el amoníaco viene lavado directamente del suelo hacia los recursos hídricos (Whitmore, 2000; Carpenter *et al.*, 1998).

La lixiviación es otro mecanismo a través del cual se producen pérdidas de N en el agua. En su forma de nitrato (NO_3^- -N inorgánico), el nitrógeno tiene una gran movilidad en la solución del suelo y su lixiviación se produce fácilmente por debajo de la zona radicular al agua subterránea o puede entrar en el flujo subsuperficial. El nitrógeno también puede llegar al agua por medio de la escorrentía (especialmente las formas orgánicas). Los altos niveles de nitrato observados en los cursos de agua próximos a las áreas de pastoreo

son fundamentalmente el resultado de descargas procedentes de las aguas subterráneas y de los flujos subsuperficiales. Cuando se usa el estiércol como fertilizante orgánico, una parte significativa de las pérdidas de nitrógeno después de su aplicación está relacionada con la mineralización de la materia orgánica del suelo en un momento en el que no hay cultivo de cobertura (Gerber y Menzi, 2005; Stoate *et al.*, 2001; Hooda *et al.*, 2000).

Un nivel elevado de nitratos en los recursos hídricos puede ser un peligro para la salud. Niveles excesivos en el agua potable pueden causar metahemoglobinemia ("síndrome del bebé azul") y la intoxicación de los bebés. Entre los adultos, la toxicidad del nitrato puede causar abortos y cáncer de estómago. El valor de referencia de la OMS para la concentración de nitrato en el agua potable es de 45 mg/litro (10 mg/litro para N-NO_3) (Osterberg y Wallinga, 2004; Bellows, 2001; Hooda *et al.*, 2000). El nitrito (NO_2^-) es tan susceptible a la lixiviación como el nitrato y es mucho más tóxico.

El grave riesgo de contaminación de las aguas que comportan los sistemas industriales de producción pecuaria ha sido ampliamente estudiado. A título de ejemplo, puede citarse el caso de los Estados Unidos de América, donde Ritter y Chirnside (1987) analizaron la concentración de N-NO_3 en 200 pozos subterráneos de Delaware (citado en Hooda *et al.*, 2000). Los resultados mostraron el alto riesgo que generan a nivel local los sistemas de producción ganadera industrial: en las áreas de producción de aves de corral, la tasa de concentración media fue de 21,9 mg/litro frente a una tasa de 6,2 en las áreas de producción de maíz y 0,58 en las áreas forestales. En un estudio realizado en Southwest Wales (Reino Unido), Schofield, Seager y Merriman (1990) señalaron que un río que drenaba áreas exclusivamente dedicadas a la producción ganadera tenía una fuerte contaminación con unos niveles de fondo de 3-5 mg/litro de N-NH_3 y picos de hasta 20 mg/litro. Los picos altos pueden producirse después de las lluvias, cuando se presenta un escurrimiento de los desperdicios de los

corrales y de los campos donde se ha aplicado estiércol (Hooda *et al.*, 2000).

De manera similar, en Asia sudoriental la iniciativa LEAD analizó las fuentes de contaminación terrestre del Mar de China meridional, prestando una particular atención a la contribución de la industria porcina en expansión en China, Tailandia, Viet Nam y la provincia china de Guangdong. Se considera que en los tres países los desechos porcinos contribuyen a la contaminación en mayor medida que las descargas domésticas humanas. El porcentaje de emisión de nutrientes proveniente de los desechos porcinos varía desde un 14 por ciento para el N y un 61 por ciento para el P en Tailandia a un 72 por ciento para el N y un 94 por ciento para el P en la provincia china de Guangdong (véase el Cuadro 4.9) (Gerber y Menzi, 2005).

Fósforo. El fósforo en el agua no se considera directamente tóxico ni para los humanos ni para los animales y, por esta razón, no se han fijado sus estándares en el agua potable. El fósforo contamina los recursos hídricos cuando se vierte o se descarga directamente en las corrientes o cuando se aplica en dosis excesivas en el suelo. A diferencia del nitrógeno, el fósforo es retenido por las partículas del suelo y es menos propenso a la lixiviación, a menos que su concentración sea excesiva. De hecho la principal vía de pérdida de fósforo es la erosión. La escorrentía superficial

arrastra el fósforo en forma de partículas o en forma soluble. En áreas con alta densidad de ganado los niveles de fósforo pueden acumularse en el suelo y alcanzar los cursos de agua con la escorrentía. En los sistemas en pastoreo la acción de pisoteo del ganado sobre el suelo tiene efectos sobre la infiltración y la macroporosidad y causa pérdidas de sedimento y de fósforo a través del flujo superficial procedente de los suelos cultivados y los pastos (Carpenter *et al.*, 1998; Bellows, 2001; Stoate *et al.*, 2001; McDowell *et al.*, 2003).

El carbono orgánico total reduce los niveles de oxígeno en el agua

Los desechos orgánicos generalmente contienen una gran proporción de sólidos con compuestos orgánicos que pueden poner en peligro la calidad del agua. La contaminación orgánica puede estimular la proliferación de algas, lo que aumenta su demanda de oxígeno y disminuye la disponibilidad de oxígeno para otras especies. La demanda biológica de oxígeno (DBO) es el indicador que suele utilizarse para medir la contaminación del agua por materia orgánica. En una revisión de fuentes bibliográficas realizada por Khateel y Shearer, (1998) se encontró una correlación muy estrecha entre la DBO y una elevada cantidad de animales o las descargas directas de los efluentes de las fincas. La lluvia tiene un papel fundamental en la variación de los niveles de la DBO en las corrientes

Cuadro 4.9

Contribución estimada relativa de los desechos porcinos, las aguas residuales domésticas y las fuentes no puntuales a la descarga de nitrógeno y fósforo en los sistemas hídricos

País/Provincia	Nutriente	Carga potencial (toneladas)	Porcentaje de la contribución a la descarga de nutrientes en los sistemas hídricos		
			Desechos porcinos	Aguas residuales domésticas	Fuentes no puntuales
China-Guangdong	N	530 434	72	9	19
	P	219 824	94	1	5
Tailandia	N	491 262	14	9	77
	P	52 795	61	16	23
Viet Nam	N	442 022	38	12	50
	P	212 120	92	5	3

Fuente: FAO (2004d).

de agua que drenan las áreas destinadas a la cría de ganado, a menos que los efluentes de las fincas no descarguen directamente en las corrientes (Hooda *et al.*, 2000). El Cuadro 4.10 muestra los niveles de la DBO para varios tipos de desechos en Inglaterra. Los desechos provenientes de las explotaciones pecuarias aparecen entre aquellos que tienen una DBO más alta. Los impactos del carbono orgánico total y de los correspondientes niveles de la DBO en la calidad del agua han sido evaluados a nivel local pero no hay datos que permitan su extrapolación a mayor escala.

La contaminación biológica representa un peligro para la salud pública

El ganado excreta muchos microorganismos zoonóticos y parásitos multicelulares de relevancia para la salud humana (Muirhead *et al.*, 2004). Los microorganismos patógenos pueden ser transmitidos por el agua o por los alimentos, especialmente cuando los cultivos alimenticios se han irrigado con aguas contaminadas (Atwill, 1995). Para que se produzca un proceso de transmisión efectiva es necesaria una descarga directa de grandes cantidades de patógenos. Muchos contaminantes biológicos pueden sobrevivir días, y algunas veces semanas, en las deyecciones esparcidas en el campo y después, a través de la escorrentía, pueden alcanzar los recursos hídricos.

Los principales **patógenos bacterianos y víricos**, de importancia fundamental para la salud pública humana y veterinaria, que se transmiten por el agua son:

Campylobacter spp. Muchas especies de *Campylobacter* tienen una importante función en las infecciones gastrointestinales humanas. A nivel mundial la campylobacteriosis es responsable de aproximadamente el 5-14 por ciento de todos los casos de diarrea (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, 2005). Se han documentado diversos casos clínicos cuyo origen es el agua contaminada por el ganado (Lind, 1996; Atwill, 1995).

Escherichia coli O157: H7. *E. coli O157: H7* es un patógeno humano que puede causar diarrea y, en

Cuadro 4.10

Variaciones de la concentración de la DBO para diferentes desechos y productos animales

Fuente	DBO (mg/litro)
Leche	140 000
Efluentes de ensilaje	30 000–80 000
Estiércol líquido de cerdo	20 000–30 000
Estiércol líquido de bovino	10 000–20 000
Efluentes líquidos drenados desde el almacenamiento de estiércol líquido	1 000–12 000
Lavado de las salas de ordeño (agua sucia)	1 000–5 000
Aguas residuales domésticas sin tratar	300
Aguas residuales domésticas tratadas	20–60
Agua limpia de río	5

Fuente: MAFF (1998).

algunos casos, síndrome de uremia hemolítica. El ganado es una fuente importante de contaminación en el caso de focos e infecciones esporádicos de *E. coli O157: H7* transmitida por el agua o por los alimentos. Las complicaciones y las muertes son más frecuentes en los niños de corta edad y en los ancianos, así como en personas con enfermedades debilitantes. En los Estados Unidos de América, se producen aproximadamente 73 000 casos de infección al año (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, 2004; Renter *et al.*, 2003; Shere *et al.*, 2002; Shere, Bartless y Kasper, 1998).

Salmonella spp. El ganado es una fuente importante de diversos tipos de infección por *Salmonella spp.* en los humanos. La *Salmonella dublin*, uno de los serotipos aislados en el ganado con mayor frecuencia, es un microorganismo de alta patogenicidad transmitido a los humanos por los alimentos. Las superficies de aguas contaminadas con *S. dublin* o los alimentos lavados con aguas contaminadas pueden ser los vehículos de transmisión de la enfermedad a los humanos. La *Salmonella spp.* ha sido aislada en el 41 por ciento de los pavos analizados en California (Estados Unidos de América) y en el 50 por ciento de los pollos examinados en Massachussets (Estados Unidos

de América) (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, 2005; Atwill, 1995).

***Clostridium botulinum*.** El *C. botulinum* (el organismo causante del botulismo) produce potentes neurotoxinas. Sus esporas son resistentes al calor y pueden sobrevivir en los alimentos elaborados de manera incorrecta. Entre los siete serotipos, los tipos A, B, E, y F causan botulismo en los humanos, mientras que los serotipos C y D son causa de la mayor parte de los casos de botulismo en los animales. El *C. botulinum* puede ser arrastrado desde los campos por la escorrentía (Carney, Carty y Colwell, 1975; Notermans, Dufreime y Oosterom, 1981).

Enfermedades virales. Hay diversas enfermedades virales que pueden revestir importancia veterinaria y pueden estar asociadas con el agua potable, tales como las infecciones causadas por picornavirus (fiebre aftosa, enfermedad de Teschen o enfermedad de Talfan, encefalomiелitis aviar, enfermedad vesicular porcina, encefalomiocarditis), infecciones causadas por parvovirus, infecciones causadas por adenovirus, virus de la peste bovina, o peste porcina.

Enfermedades parasitarias del ganado. Se transmiten ya sea por la ingestión de estadios transmisibles que resisten en el ambiente (esporas, quistes, ooquistes, huevos, larvas y estadios enquistados), o mediante el uso de aguas contaminadas en la elaboración o preparación de alimentos, o por vía del contacto directo con los estadios parasitarios infecciosos. El ganado es una fuente de infección para los seres humanos y para muchas especies silvestres (Olson *et al.*, 2004; Slifko, Smith y Rose, 2000). La excreción de formas transmisibles puede ser alta y el peligro para la salud pública veterinaria puede extenderse a lugares muy distantes de las áreas contaminadas (Slifko, Smith y Rose, 2000; Atwill, 1995). Entre los parásitos, los que tienen mayor relevancia en la esfera de la salud pública y el agua son: *Giardia spp.*, *Cryptosporidium spp.*, *Microsporidia spp.* y *Fasciola spp.*

***Giardia lamblia* y *Cryptosporidium parvum*.** Ambos son microbios protozoarios que pueden

causar enfermedades gastrointestinales en los humanos (Buret., 1990; Ong, 1996). *G. lamblia* y *C. parvum* se han convertido en importantes patógenos transmitidos por el agua que son parte de la flora normal de muchas especies animales. Sus ooquistes son tan pequeños que pueden contaminar las aguas subterráneas, y los ooquistes de *C. parvum* no son eliminados por los tratamientos del agua más comunes (Slifko, Smith y Rose, 2000; East Bay Municipal Utility District, 2001; Olson *et al.*, 2004). A nivel mundial la prevalencia en la población humana es del 1 al 4,5 por ciento en los países desarrollados y del 3 al 20 por ciento en los países en desarrollo (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, 2004).

Microsporidia spp. *Microsporidia spp.* son protozoarios intracelulares formadores de esporas. Se han identificado 14 especies oportunistas o patógenas emergentes para los seres humanos. En los países en desarrollo, las especies de *Microsporidia* representan un riesgo para la salud pública aún mayor, ya que las infecciones se encontraron predominantemente en individuos con compromiso del sistema inmunitario. Generalmente esta es una enfermedad transmisible, pero también tiene el potencial de emerger como zoonosis transmisible por el consumo de carne y de peces y crustáceos crudos o poco cocidos. La presencia de *Microsporidia* patógena para los humanos en el ganado y en los animales de compañía ha sido ampliamente documentada. La *Enterocytozoon bieneusi* (la especie diagnosticada con mayor frecuencia en los humanos) se ha encontrado en cerdos, bovinos, gatos, perros, llamas y gallinas (Slifko, Smith y Rose, 2000; Fayer *et al.*, 2002).

Fasciola spp. Fasciolosis (*Fasciola hepatica* y *Fasciola gigantica*) es una enfermedad parasitaria importante de los herbívoros y una zoonosis transmitida por los alimentos. La ruta de transmisión más común es la ingestión de agua contaminada. Alimentos, como las ensaladas, contaminados con agua de irrigación contaminada con metacercarias también pueden ser una vía de transmisión (Slifko, Smith y Rose, 2000; Conceição *et al.*, 2004; Velusamy, Singh y Raina, 2004).

Los residuos de medicamentos contaminan los ambientes acuáticos

En el sector pecuario se usan grandes cantidades de fármacos, principalmente antimicrobianos y hormonas. Los antimicrobianos tienen usos variados. Se suministran a los animales con propósitos terapéuticos, pero también se dan a grupos de animales sanos de manera profiláctica, fundamentalmente durante situaciones estresantes con alto riesgo de infección como el momento del destete o el transporte. Estos compuestos también se suministran de manera rutinaria en la alimentación y el agua durante largos períodos de tiempo con la finalidad de mejorar los índices de crecimiento y de conversión de piensos. Los científicos denominan usos “subterapéuticos” o “no terapéuticos” a la agregación de antimicrobianos al alimento o al agua a dosis más bajas que las terapéuticas (Morse y Jackson, 2003; Wallinga, 2002).

Las hormonas se utilizan para incrementar la eficiencia de la conversión alimenticia, en especial en el sector de bovinos de carne y porcinos. Su uso no está permitido en muchos países, sobre todo de Europa (FAO, 2003a).

En los países desarrollados, los medicamentos usados en la producción animal representan un alto porcentaje del uso total. Se calcula que aproximadamente la mitad de los 22,7 millones de kilos de antibióticos que se producen anualmente en los Estados Unidos de América se destinan a los animales (Harrison y Lederberg, 1998). El Instituto de Medicina de los Estados Unidos de América estima que cerca del 80 por ciento de los antibióticos administrados al ganado en este país se suministran por razones no terapéuticas, es decir, en la profilaxis de enfermedades y como promotores del crecimiento (Wallinga, 2002). En Europa, a partir de 1997 la cantidad de antibióticos disminuyó como resultado de la prohibición de algunas sustancias y el debate público sobre su uso. En 1997, se usaron 5 093 toneladas, incluidas 1 599 toneladas como promotores del crecimiento (principalmente antibióticos polyether). En 1999, en la UE-15 (más Suiza) se usaron 4 688 tone-

ladas de antibióticos en la producción pecuaria. De estos, 3 902 toneladas (83 por ciento) fueron usadas con propósitos terapéuticos (las tetraciclinas fueron el grupo más usado), mientras que solamente se emplearon 786 toneladas como promotores del crecimiento. Los cuatro aditivos para piensos que pueden aún utilizarse en la UE (monensina, avilamicina, flavomicina y salinomina) quedarán prohibidos en estos países en el año 2006 (Thorsten *et al.*, 2003). Recientemente, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha hecho un llamamiento para prohibir el uso de antibióticos en animales sanos con el fin de mejorar la productividad (FAO, 2003a).

No se cuenta con datos disponibles sobre la cantidad de hormonas usadas en los diferentes países. Las alteraciones endocrinas interfieren con el funcionamiento normal de las hormonas corporales que controlan el crecimiento, el metabolismo y las funciones corporales. Se usan en los corrales de engorde implantadas en las orejas o como aditivo en los alimentos (Miller, 2001). Las hormonas naturales comúnmente usadas son estradiol (estrógeno), progesterona y testosterona, mientras que las sintéticas son zeranól, acetato de melengestrol y acetato de trembolona. Cerca de 34 países han aprobado el uso de hormonas en la producción de carne bovina. Entre ellos figuran Australia, el Canadá, Chile, el Japón, México, Nueva Zelandia, Sudáfrica y los Estados Unidos de América. Gracias al uso de hormonas los animales presentan un aumento en la ganancia de peso diario del 8 al 25 por ciento, con un aumento del índice de conversión de piensos de hasta el 15 por ciento (Canadian Animal Health Institute, 2004). A pesar de que no se han demostrado científicamente impactos negativos directos en la salud humana derivados del uso correcto de hormonas, en la UE, en parte como respuesta a la presión de los consumidores, se ha adoptado una postura muy estricta en cuanto al uso de hormonas en la producción pecuaria (FAO, 2003a).

Una porción importante de los medicamentos utilizados no se degrada en el cuerpo del animal y termina en el ambiente. Se han identificado

residuos de medicamentos, incluidos antibióticos y hormonas, en varios ambientes acuáticos como las aguas subterráneas, las aguas superficiales, y el agua de grifo (Morse y Jackson, 2003). El servicio de levantamientos geográficos de los Estados Unidos de América (US Geological Survey) encontró residuos antimicrobianos en el 48 por ciento de las 139 corrientes de agua analizadas en todo el país y consideró a los animales potencialmente responsables, en particular en los lugares donde se esparce estiércol en la tierra agrícola (Wallinga, 2002). En cuanto a las hormonas, Estergreen *et al.* (1977) señalaron que el 50 por ciento de la progesterona administrada al ganado fue excretada en las heces y el 2 por ciento en la orina. Shore *et al.* (1993) encontraron que si bien la progesterona era fácilmente lixiviada del suelo, no sucedía lo mismo con el estradiol y la estrona.

Puesto que incluso bajas concentraciones de antimicrobianos ejercen una presión selectiva en el agua dulce, las bacterias están desarrollando una resistencia a los antibióticos. La resistencia puede transmitirse por medio del intercambio de material genético entre microorganismos y desde organismos no patógenos a organismos patógenos. Dado que estos genes pueden conferir una ventaja evolutiva, se diseminan con facilidad en el ecosistema bacteriano: las bacterias que adquieren resistencia genética pueden superar y propagarse más rápidamente que las bacterias no resistentes (FAO, 2003a; Harrison y Lederberg, 1998; Wallinga, 2002). Además del potencial para diseminar la resistencia a los antibióticos, este hecho es un importante motivo de preocupación ambiental.

Con respecto a las hormonas, las preocupaciones están relacionadas con sus efectos potenciales en los cultivos y con los posibles desórdenes endocrinos que pueden causar en los humanos y en la naturaleza (Miller, 2001). El acetato de trembolona puede permanecer en las pilas de estiércol durante más de 270 días, por lo que cabe suponer que a través de la escorrentía los agentes activos hormonales podrían contaminar las aguas. Los nexos entre el uso de hormonas en el

ganado y sus impactos ambientales no son fácilmente demostrables. Sin embargo, esta podría ser la explicación de las alteraciones endocrinas o neurológicas que pueden observarse en la fauna silvestre incluso después de la prohibición de plaguicidas con efectos estrogénicos. Este supuesto se basa en el aumento del número de casos documentados de masculinización y feminización de peces, así como en el incremento en los mamíferos de la incidencia de cáncer testicular y de pecho y de las alteraciones en el tracto genital masculino (Soto *et al.*, 2004).

Los antimicrobianos y las hormonas no son los únicos medicamentos con potencial de generación de impactos negativos. En la producción de leche se usan grandes cantidades de detergentes y desinfectantes. El mayor porcentaje de agentes químicos utilizados en las operaciones de producción de leche está constituido por los detergentes. En los sistemas de producción pecuaria también se usan altos niveles de antiparasitarios (Miller, 2002; Tremblay y Wratten, 2002).

Los metales pesados usados en la alimentación retornan al ambiente

Los metales pesados se usan en la alimentación del ganado, a concentraciones muy bajas, por motivos de salud o como promotores del crecimiento. Entre los metales que se añaden a las raciones alimenticias del ganado figuran los siguientes: cobre, zinc, selenio, cobalto, arsénico, hierro y manganeso. En la industria porcina, el cobre (Cu) se usa para aumentar los rendimientos, ya que actúa como antibacteriano en el intestino. El zinc (Zn) se usa en las dietas de los lechones destetados con el fin de controlar la diarrea postdestete. En la industria aviar, se usan el Zn y el Cu como cofactores enzimáticos. El cadmio y el selenio también se han utilizado como promotores del crecimiento a dosis muy bajas. Otras fuentes potenciales de metales pesados en las dietas del ganado son el agua potable, la caliza y la corrosión de los metales usados en las instalaciones para el alojamiento de los animales (Nicholson, 2003; Miller, 2001; Sustainable Table, 2005).

Los animales sólo pueden absorber entre el 5 y el 15 por ciento de los metales ingeridos. De ahí que la mayor parte de los metales vengan excretados y vuelvan al ambiente. Los recursos hídricos también pueden resultar afectados cuando se preparan baños con Cu y Zn como desinfectantes de las pezuñas de las ovejas y los bovinos (Nicholson, 2003; Schultheiß *et al.*, 2003; Sustainable Table, 2005).

La carga de metales pesados originada en las actividades pecuarias se ha analizado localmente. En Suiza, en el año 1995, se observó que la carga total de metales pesados en el estiércol ascendía a 94 toneladas de cobre, 453 toneladas de zinc, 0,375 toneladas de cadmio y 7,43 toneladas de plomo procedentes de un hato de 1,64 millones de cabezas de bovinos y 1,49 millones de porcinos (FAO, 2006b). De esta carga, de un 64 por ciento (del zinc) a un 87 por ciento (del plomo) se encontró en el estiércol bovino (Menzi y Kessler, 1998), mientras que la concentración más alta de cobre y zinc se encontró en el estiércol de cerdo.

Vías de contaminación

1. Contaminación de fuentes puntuales causada por los sistemas de producción intensiva

Tal y como se describió en el Capítulo 1, los principales cambios estructurales que se producen actualmente en el sector pecuario están relacionados con los sistemas de producción pecuaria intensivos e industriales. Con frecuencia en estos sistemas hay grandes cantidades de animales concentrados en áreas relativamente pequeñas y en un número relativamente pequeño de unidades de explotación. Así, por ejemplo, en los Estados Unidos de América el 4 por ciento de los establecimientos dedicados al engorde de bovinos representa el 84 por ciento de la producción de este tipo de ganado. Semejantes concentraciones de animales generan enormes volúmenes de desechos que hay que manejar de manera adecuada a fin de evitar la contaminación hídrica (Carpenter *et al.*, 1998). El manejo de desechos se realiza de maneras muy diversas y los impactos sobre los recursos hídricos están en función del método empleado.

Los países desarrollados cuentan con marcos reglamentarios, pero es frecuente que las reglas resulten ignoradas o se incumplan. Es el caso, por ejemplo, del estado de Iowa (Estados Unidos de América), donde el 6 por ciento de los 307 principales derrames de estiércol habían sido producidos por acciones deliberadas tales como el bombeo de estiércol en el campo o rupturas deliberadas de las lagunas de oxidación, mientras que el 24 por ciento fueron causados por fallas o rebosamiento de las estructuras de almacenamiento del estiércol (Osterberg y Wallinga, 2004). En el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, el número de incidentes de contaminación documentados que están relacionados con los desechos de las unidades de explotación aumentó en Escocia de 310 en 1984 a 539 en 1993, y en Inglaterra e Irlanda del Norte de 2 367 en 1981 a 4 141 en 1988. La escorrentía procedente de las plantas de producción intensivas es otra de las principales fuentes de contaminación en los países con sistemas intensivos de producción pecuaria.

De la misma manera, en los países en desarrollo, y en particular en Asia, los cambios estructurales producidos en el sector, así como los cambios subsiguientes en las prácticas de manejo del estiércol, han causado impactos ambientales negativos. El crecimiento de la escala y la concentración geográfica en las cercanías de las áreas urbanas están causando una serie de desequilibrios en la relación tierra/ganado



Laguna para los desechos animales en una granja porcina (Tailandia central, 2000)

© LEAD/HARALD MENZI

que dificultan la puesta en práctica de opciones para reciclar el estiércol tales como su uso en la fertilización de cultivos. En estas condiciones los costos de transporte del estiércol al campo son con frecuencia prohibitivos. Además, la tierra periurbana es demasiado costosa como para permitir el uso de sistemas de tratamiento como las lagunas, por lo que la mayor parte del estiércol líquido de las unidades de producción se vierte directamente en los cursos de agua. Esta contaminación se produce en áreas con alta densidad de población humana y aumenta el impacto potencialmente negativo sobre su bienestar. El tratamiento del estiércol se practica sólo en un número reducido de granjas y es en gran medida insuficiente para alcanzar unos estándares de descarga aceptables. En los países en desarrollo existen reglamentos al respecto pero raramente se aplican. Incluso cuando se procede a recoger los desechos (como en una laguna) se producen pérdidas considerables por lixiviación o por derrames durante la estación de lluvias, con la consecuente contaminación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos (Gerber y Menzi, 2005).

Puesto que la mayor parte de la contaminación no se registra, carecemos de datos suficientes para realizar una evaluación exhaustiva del nivel de contaminación generada en fuentes puntuales relacionadas con el ganado. Si se observa la distribución global de los sistemas pecuarios intensivos (véanse los mapas 14 y 15 del Anexo 1) y se toman como base los estudios elaborados a nivel local, donde se pone de relieve la existencia de contaminación directa de los recursos hídricos por las actividades pecuarias intensivas, resulta claro que una gran parte del problema de la contaminación se concentra en áreas con una alta densidad de actividades pecuarias intensivas. Estas áreas están localizadas principalmente en los Estados Unidos de América (costas occidental y oriental), en Europa (este de Francia y de España, Inglaterra, Alemania, Bélgica, Holanda, norte de Italia, e Irlanda), en el Japón, China y Asia sudoriental (Indonesia, Malasia, Filipinas, Taiwan

Provincia de China, Tailandia, Viet Nam), en el Brasil, Ecuador, México, la República Bolivariana de Venezuela, y en Arabia Saudita.

2. Contaminación de fuentes no puntuales proveniente de los pastizales y de las tierras cultivables

El sector pecuario puede establecer nexos con tres mecanismos principales de fuentes no puntuales.

Primero, una parte de los desechos del ganado y, en especial, el estiércol se aplican sobre la tierra como fertilizantes para la producción de piensos y alimentos.

Segundo, en los sistemas pecuarios extensivos la contaminación de las aguas superficiales por los desechos puede originarse directamente a partir de la deposición del material fecal en los cursos de agua o por la escorrentía y el flujo subsuperficial, cuando la deposición se hace en el suelo.

Tercero, los sistemas de producción animal se caracterizan por una alta demanda de alimentos y forrajes que, con frecuencia, requieren una gran cantidad de insumos, como plaguicidas o fertilizantes minerales, que pueden contaminar los recursos hídricos después de ser aplicados en el suelo. Este aspecto se describirá más detalladamente en la Sección 4.3.4.

Los agentes contaminantes depositados en las praderas y en las tierras agrícolas pueden contaminar los recursos hídricos superficiales y subterráneos. Nutrientes, residuos de medicamentos, metales pesados o contaminantes biológicos aplicados en la tierra pueden lixiviarse a través de las capas del suelo o pueden ser lavados con la escorrentía. La medida en que esto sucede depende de las características del suelo y del clima, la intensidad, frecuencia y período de pastoreo y la tasa a la que se aplica el estiércol. En condiciones secas, los anegamientos no son muy frecuentes, por lo que la mayor parte de la contaminación fecal se produce cuando los animales defecan directamente en el agua (Melvin, 1995; East Bay Municipal Utility District, 2001; Collins



© USDA/KEN HAMMOND

*Esparcimiento de estiércol en un campo de Wisconsin
(Estados Unidos de América)*

y Rutherford, 2004; Miner, Buckhouse y Moore, 1995; Larsen, 1995; Milchunas y Lauenroth, 1993; Bellows, 2001; Whitmore, 2000; Hooda *et al.*, 2000; Sheldrick, Syers y Lingard, 2003; Carpenter *et al.*, 1998].

La intensidad de la degradación de la tierra tiene repercusiones en los mecanismos y en el grado de contaminación. Cuando se reduce la cobertura vegetal y el suelo se desprende, se produce también en consecuencia un aumento de la erosión y de la escorrentía, así como un incremento del transporte de nutrientes, contaminantes biológicos, sedimentos y otros contaminantes de los cursos de agua. El impacto del sector pecuario es complejo, en tanto que constituye una fuente directa e indirecta de contaminación y tiene influencia directa, a través de la degradación de la tierra, sobre los mecanismos naturales que controlan y mitigan las cargas contaminantes.

La aplicación de estiércol en las tierras agrícolas está motivada por dos razones compatibles. En primer lugar, desde un punto de vista ambiental y/o económico, es un fertilizante orgánico efectivo y disminuye la necesidad de adquirir insumos químicos. En segundo lugar, resulta más barato que tratar el estiércol para cumplir con los estándares fijados para las descargas.

Los nutrientes recuperados en el estiércol y aplicados en tierras agrícolas se estimaron globalmente en 34 millones de toneladas de N

y 8,8 millones de toneladas de P en el año 1996 (Sheldrick, Syers y Lingard, 2003). La contribución del estiércol al total de fertilizantes está experimentando una disminución. Entre 1961 y 1995, el porcentaje relativo de N descendió del 60 al 30 por ciento y el de P del 50 al 38 por ciento (Sheldrick, Syers y Lingard, 2003). Sin embargo, en muchos países en desarrollo el estiércol sigue siendo la principal fuente de nutrientes de las tierras agrícolas (véase el Cuadro 4.11). Las mayores tasas de estiércol en la fertilización se registran en Europa oriental y la CEI (56 por ciento) y en el África subsahariana (49 por ciento). Estas altas tasas reflejan, especialmente en el África subsahariana, la abundancia de tierras y el alto valor del estiércol como fertilizante en comparación con los fertilizantes minerales, no siempre asequibles y, en algunos lugares, no disponibles.

El uso del estiércol como fertilizante no debería considerarse un riesgo potencial de contaminación hídrica sino un medio para reducirla. Cuando se usa apropiadamente, el estiércol del ganado reciclado disminuye la necesidad de fertilizantes minerales. En países donde la tasa de reciclaje y la contribución relativa del estiércol a la aplicación de N es baja hay una necesidad obvia de mejorar el manejo del estiércol.

El uso de estiércol como fuente de fertilizante orgánico tiene otras ventajas con respecto a la contaminación del agua con nutrientes. El hecho de que una elevada proporción del N contenido en el estiércol esté presente en forma orgánica determina que pase a los cultivos de manera gradual. Además, la materia orgánica del estiércol mejora la estructura del suelo y aumenta la retención de agua y la capacidad de intercambio de cationes (de Wit *et al.*, 1997). Sin embargo, el N orgánico también es mineralizado en los períodos en que la absorción de N por los cultivos es baja. En estos períodos el N liberado es más susceptible a la lixiviación. En Europa una gran parte de la contaminación del agua con nitratos es resultado de la mineralización del N orgánico durante el otoño y la primavera.

Cuadro 4.11

Aplicación mundial en cultivos y pastos de N y P presentes en los fertilizantes minerales y el estiércol animal

Región/País	Cultivos				Pastos				Contribución del estiércol a la fertilización nitrogenada	
	Fertilizante mineral			P	Fertilizante mineral			Estiércol		
	Área	N	N		N	N	N	P		
<i>millones de ha</i>	<i>(.....miles de toneladas.....)</i>			<i>millones de ha</i>	<i>(.....miles de toneladas.....)</i>			<i>porcentaje</i>		
América del Norte										
Canadá	46,0	1 576,0	207,0	115,3	20,0	0,0	207,0	115,3	22	
Estados Unidos	190,0	11 150,0	1 583,0	881,7	84,0	0,0	1 583,0	881,7		
América Central	40,0	1 424,0	351,0	192,4	22,0	25,0	351,0	192,4	43	
América del Sur	111,0	2 283,0	1 052,0	576,8	59,0	12,0	1 051,0	576,2		
África del Norte	22,0	1 203,0	36,0	18,5	10,0	0,0	34,0	17,4	10	
Asia occidental	58,0	2 376,0	180,0	92,3	48,0	0,0	137,0	70,2		
África occidental	75,0	156,0	140,0	71,9	26,0	0,0	148,0	76,0	49	
África oriental	41,0	109,0	148,0	76,0	24,0	31,0	78,0	40,0		
África meridional	42,0	480,0	79,0	40,6	50,0	3 074,0	3 085,0	1 583,8		
Europa OCDE	90,0	6 416,0	3 408,0	1 896,7	18,0	210,0	737,0	410,2		
Europa oriental	48,0	1 834,0	757,0	413,4	177,0	760,0	2 389,0	1 304,5	56	
ex Unión Soviética	230,0	1 870,0	2 392,0	1 306,2	13,0	17,0	167,0	91,2		
Asia meridional	206,0	12 941,0	3 816,0	1 920,9	10,0	0,0	425,0	213,9	10	
Asia oriental	95,0	24 345,0	5 150,0	3 358,3	29,0	0,0	1 404,0	915,5		
Asia sudoriental	87,0	4 216,0	941,0	512,0	15,0	0,0	477,0	259,5		
Oceanía	49,0	651,0	63,0	38,9	20,0	175,0	52,0	32,1	29	
Japón	4,0	436,0	361,0	223,0	0,0	27,0	59,0	36,4		
Mundo	1 436,0	73 467,0	20 664,0	11 734,7	625,0	4 331,0	12 384,0	6 816,6	30	

Nota: los datos se refieren al año 1995.

Fuente: FAO/IFA (2001).

Cuando el propósito principal de la aplicación del estiércol es servir como fertilizante orgánico rentable, generalmente se busca un suministro a los cultivos de N más que de P. Sin embargo, al tener los cultivos una tasa de extracción de N y de P diferente de la relación N/P presente en los excrementos del ganado, el resultado ha sido a menudo un aumento de los niveles de P en los suelos estercolados con el paso del tiempo. Puesto que el suelo no es un sumidero infinito de P, la situación resultante es un proceso de lixiviación de P (Miller, 2001). Además, cuando el estiércol se usa como acondicionador del suelo las dosis de P aplicadas en la tierra exceden la demanda

agronómica y los niveles de P se acumulan en los suelos (Bellows, 2001; Gerber y Menzi, 2005).

Cuando el propósito principal de la aplicación del estiércol es, sin embargo, llevar a cabo una práctica rentable de manejo de los desechos, los productores de cultivos tienden a aplicar el estiércol a tasas que resultan excesivas en intensidad y frecuencia, realizadas a destiempo y excediendo las demandas de la vegetación. Las causas de la aplicación excesiva son los altos costos del transporte y la mano de obra, que con frecuencia limitan el uso del estiércol como fertilizante orgánico en las áreas vecinas a los sistemas industriales de producción animal.

Como consecuencia, se aplica estiércol en exceso, dando lugar a su acumulación en el suelo y a la contaminación del agua a través de la esorrentía y la lixiviación.

La acumulación de nutrientes en el suelo es un problema que se puede observar en todo el mundo. En el caso de los Estados Unidos de América y de Europa, solamente el 30 por ciento del P contenido en los fertilizantes se extrae de la producción agrícola y se estima que la tasa media de acumulación es de 22 kg de P/ha/año (Carpenter *et al.*, 1998). El impacto de la intensificación de la producción animal en el balance de nutrientes en Asia fue analizado por Gerber *et al.* (2005) (ver el Recuadro 4.2).

Se ha estimado que las pérdidas de P en los cursos de agua generalmente están comprendi-

das en un intervalo que va del 3 al 20 por ciento del P aplicado (Carpenter *et al.*, 1998; Hooda *et al.*, 1998). Las pérdidas de N en la esorrentía están usualmente por debajo del 5 por ciento de la tasa de fertilizante aplicada (ver el Cuadro 4.12), si bien esta cifra no refleja el nivel de contaminación real porque no incluye la infiltración ni la lixiviación. De hecho la cantidad total de N que los ecosistemas agrícolas exportan al agua, como porcentaje de los fertilizantes aplicados, va desde un 10-40 por ciento en los suelos francos y arcillosos hasta un 25-80 por ciento en los suelos arenosos (Carpenter *et al.*, 1998). Estas estimaciones son consistentes con las cifras suministradas por Galloway *et al.* (2004), quienes estimaron que un 25 por ciento del N aplicado escapa y contamina los recursos hídricos.

Cuadro 4.12

Descargas estimadas de N y P procedentes de las tierras agrícolas estercoladas a los ecosistemas de agua dulce

Región/País	N del estiércol animal		Descargas de N a los cursos de agua dulce	P del estiércol animal		Descargas de P a los cursos de agua dulce
	Cultivos	Pastos		Cultivos	Pastos	
(.....miles de toneladas.....)						
América del Norte						
Canadá	207,0	207,0	104,0	115,3	20,0	16,2
Estados Unidos	1 583,0	1 583,0	792,0	881,7	84,0	115,9
América Central	351,0	351,0	176,0	192,4	22,0	25,7
América del Sur	1 052,0	1 051,0	526,0	576,8	59,0	76,3
África del Norte	36,0	34,0	18,0	18,5	10,0	3,4
Asia occidental	180,0	137,0	79,0	92,3	48,0	16,8
África occidental	140,0	148,0	72,0	71,9	26,0	11,7
África oriental	148,0	78,0	57,0	76,0	24,0	12,0
África meridional	79,0	3 085,0	791,0	40,6	50,0	10,9
Europa OCDE	3 408,0	737,0	1 036,0	1 896,7	18,0	229,8
Europa oriental	757,0	2 389,0	787,0	413,4	177,0	70,8
ex Unión Soviética	2 392,0	167,0	640,0	1 306,2	13,0	158,3
Asia meridional	3 816,0	425,0	1 060,0	1 920,9	10,0	231,7
Asia oriental	5 150,0	1 404,0	1 639,0	3 358,3	29,0	406,5
Asia sudoriental	941,0	477,0	355,0	512,0	15,0	63,2
Oceanía	63,0	52,0	29,0	38,9	20,0	7,1
Japón	361,0	59,0	105,0	223,0	0,0	26,8
Mundo	20 664,0	12 384,0	8 262,0	11 734,7	625,0	1 483,2

Fuente: FAO/IFA (2001); Carpenter *et al.* (1998); Hooda *et al.* (1998); Galloway *et al.* (2004).

Cuadro 4.13

Descargas de metales pesados en las tierras agrícolas de Inglaterra y Gales en el año 2000

Fuente	Descargas anuales (toneladas)							
	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	As	Hg
Depósito atmosférico	2 457	631	178	604	21	863	35	11
Estiércol animal	1 858	643	53	48	4,2	36	16	0,3
Lodos de aguas residuales domésticas	385	271	28	106	1,6	78	2,9	1,1
Residuos industriales	45	13	3	3	0,9	3,9	n.d.	0,1
Fertilizante inorgánico	Nitrógeno	19	13	2	6	1,2	4	1,2
	Fosfato	213	30	21	3	10	104	7,2
	Potasio	3	2	<1	1	0,2	1	0,2
	Cal	32	7	15	6	0,9	17	n.d.
	Total	266	53	37	16	12	126	8,5
Agroquímicos	21	8	0	0	0	0	0	0
Agua de irrigación	5	2	<1	<1	<0,1	<1	0,1	n.d.
Compostajes	<1	<1	<1	<1	<0,1	<1	n.d.	<0,1
Total	5 038	1 621	299	778	40	327	62	13

Nota: n.d. = no hay datos disponibles.

Fuente: Nicholson *et al.* (2003).

Las pérdidas de nutrientes procedentes de las tierras estercoladas y su potencial impacto ambiental son considerables. Tomando como base las cifras anteriormente mencionadas, podemos estimar que cada año 8,3 millones de toneladas de N y 1,5 millones de toneladas de P procedentes del estiércol terminan contaminando los recursos hídricos. Asia es la región que más contribuye a estas cifras, con 2 millones de toneladas de N y 0,7 millones de toneladas de P (24 y 47 por ciento respectivamente de las pérdidas globales de las tierras estercoladas).

El estiércol del ganado también puede contribuir significativamente a la carga de metales pesados en los cultivos. En Inglaterra y Gales, Nicholson *et al.* (2003) calcularon que en el año 2000 se aplicaron en las tierras agrícolas aproximadamente 1 900 toneladas de Zn y 650 toneladas de Cu en el estiércol del ganado, lo que representa un 38 por ciento de los aportes anuales de Zn (véase el Cuadro 4.13). En Inglaterra y Gales, los bovinos son los principales responsables de la deposición de metales pesados en el estiércol, debido más a las grandes cantidades de estiércol producidas

que al elevado contenido de metales (Nicholson *et al.*, 2003). En Suiza el estiércol es responsable de aproximadamente las dos terceras partes de la carga de Cu y Zn en los fertilizantes y de cerca del 20 por ciento de la carga de Cd y Pb (Menzi y Kessler, 1998).

Existe cada vez una mayor sensibilización acerca del incremento de los niveles de metales pesados en el suelo, que podrían alcanzar en muchos lugares niveles críticos en un futuro próximo (Menzi y Kessler, 1998; Miller, 2001; Schultheiß *et al.*, 2003).

En los pastizales, el ganado descarga P y N en el suelo a través de la orina y los excrementos. Los animales generalmente no pastan de manera uniforme en el campo. El impacto de los nutrientes se concentra fundamentalmente en los lugares de reunión de los animales y presenta variaciones en función de los hábitos de pastoreo y de los patrones de búsqueda de agua, desplazamiento y reposo. Si los nutrientes no vienen absorbidos por las plantas o no se volatilizan en la atmósfera, pueden contaminar los recursos hídricos. Las altas tasas de aplicación localizada e instantánea de nutrien-

Recuadro 4.2 El impacto de la intensificación de la producción animal en el balance de nutrientes en Asia

La distribución del ganado en Asia sigue dos pautas principales. Los rumiantes predominan en Asia meridional y en el occidente de China. En estas áreas los sistemas de producción son mixtos o extensivos, en su mayor parte tradicionales, y las densidades de ganado se ajustan a las pautas del clima y a las condiciones agroecológicas. En la India, los rumiantes dan cuenta de más del 94 por ciento de la excreción de P_2O_5 . Esta preponderancia de la contribución de los rumiantes a la excreción de P_2O_5 también se registra en Bangladesh, Bhután, Camboya, la República Democrática Popular Lao, Myanmar y Nepal, donde los rumiantes contribuyen con más del 75 por ciento del P_2O_5 excretado.

Por otro lado, en Asia oriental y sudoriental hay un predominio de la industria porcina y aviar. Los monogástricos (cerdos y aves) dan cuenta de más del 75 por ciento del fósforo excretado (P_2O_5) en extensas zonas de China, Indonesia, Malasia y Viet Nam en torno a los centros urbanos.

En el área estudiada existe una fuerte heterogeneidad con respecto al balance de P_2O_5 , ya que

pueden observarse desde áreas con balance negativo (un balance de masa por debajo de los 10 kg/ha) hasta áreas con altos excedentes (balance de masa por encima de los 10 kg/ha). En toda el área de estudio se calcula que el 39,1 por ciento de la tierra agrícola está en una situación de balance con respecto al P_2O_5 (BALANCE DE MASA de -10 a +10 kg de P_2O_5), mientras que el 23,6 por ciento se clasifica como sobrecargada, en particular en China oriental, la cuenca del Ganges y en torno a centros urbanos como Bangkok, la ciudad de Ho Chi Minh y Manila, con concentraciones particularmente altas en la periferia de los centros urbanos.

Se estima que en promedio el estiércol del ganado representa el 39,4 por ciento del suministro agrícola de P_2O_5 . El ganado es la fuente agrícola predominante de P_2O_5 en los alrededores de los centros urbanos y en las áreas especializadas de producción pecuaria (sur y noreste de China), mientras que los fertilizantes minerales son predominantes en las áreas de cultivos intensivos (arroz). Los fertilizantes minerales representan la

tes generalmente exceden la capacidad de las plantas para movilizar nutrientes. De hecho, en sistemas mejorados de pastoreo de bovinos, cada excreción de orina diaria de una vaca es del orden de los 2 litros aplicados a un área de cerca de 0,4 m². Esto equivale a una aplicación instantánea de 400-1 200 kg de N por hectárea, lo que excede la capacidad de movilización anual de las gramíneas en 400 kg de N/ha⁻¹ en los climas templados. Estas pautas con frecuencia dan lugar a la redistribución de los nutrientes en el paisaje, generando fuentes puntuales de contaminación local. Además, estas elevadas aplicaciones instantáneas de nutrientes pueden quemar la vegetación (alta toxicidad de las raíces de las plantas que afectan al proceso de reciclaje natural durante meses (Milchunas y Lauenroth; Whitmore, 2000; Hooda *et al.*, 2000).

A escala global, en los sistemas de pastoreo el ganado deposita anualmente 30,4 millones de toneladas de N y 12 millones de toneladas de P. La deposición directa de estiércol en los pastos es de suma importancia en América Central y América del Sur, donde representa un 33 por ciento de la deposición directa global de N y P. No obstante, esta cifra es una subestimación dado que sólo incluye los sistemas de pastoreo. Los sistemas agropecuarios mixtos también contribuyen a la deposición directa de N y P en los pastizales. A esto hay que añadir los fertilizantes minerales y orgánicos que se aplican en los pastizales e incrementan el riesgo de deterioro de la calidad del agua.

Los efectos de la intensidad de pastoreo sobre las aguas superficiales presentan variaciones. Las intensidades moderadas no suelen incrementar

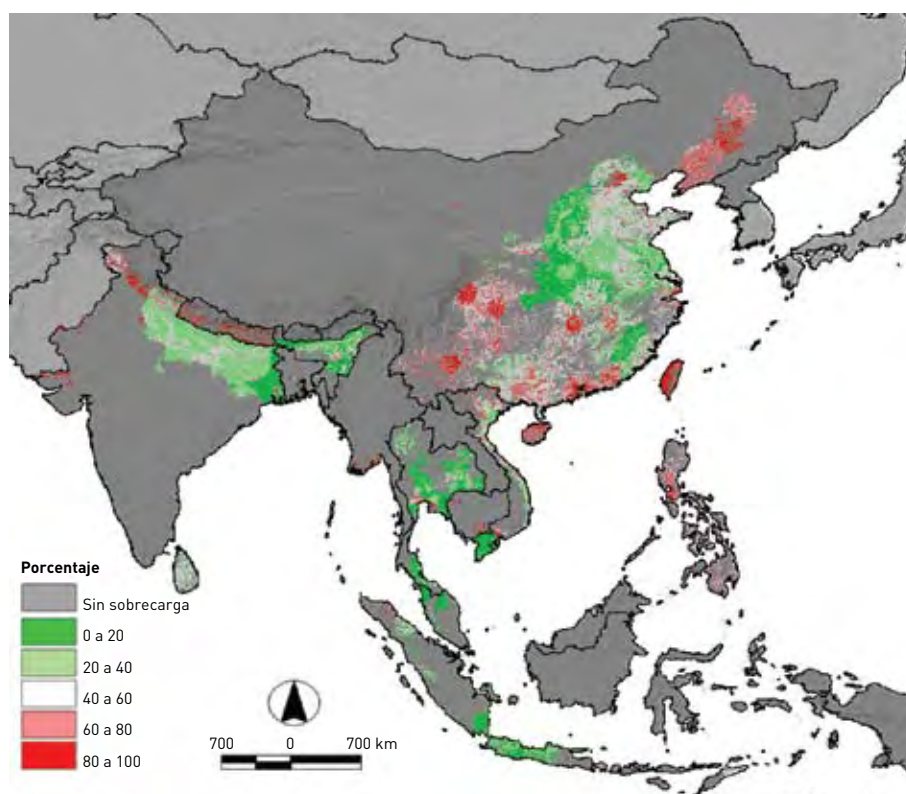
Recuadro 4.2 (continuación)

mayor parte de la carga de P_2O_5 en las tierras bajas, donde el arroz es el cultivo dominante: la cuenca del Ganges, el este y el sur de Tailandia, el delta del Mekong y el este de China (las provincias de Jiangsu, Anhui y Henan). Por otro lado, el estiércol representa más de la mitad del exceso de fósforo en el nordeste y sudeste de China, en Taiwan Provincia de China y en la periferia de centros urbanos como Hanoi, Ho Chi Minh, Bangkok y Manila.

Estas observaciones sugieren que hay un alto potencial para una mejor integración de las acti-

vidades relacionadas con la producción de cultivos y ganado. En las áreas con sobrecarga, una parte de los fertilizantes minerales podría ser sustituida por estiércol a fin de obtener una paulatina disminución de los impactos ambientales sobre la tierra y el agua. Aunque el potencial para la sustitución parezca obvio, su implementación en el campo ha de afrontar toda una serie de problemas y limitaciones (Gerber *et al.*, 2005).

Mapa 4.1 Contribución estimada del ganado al suministro total de P_2O_5 en las tierras agrícolas, en un área con un balance de masa de P_2O_5 de más de 10 kg por hectárea. Países asiáticos estudiados (1998–2000).



Fuente: Gerber *et al.* (2005).

las pérdidas de P y de N a través de la escorrentía procedente de los pastos y, por consiguiente, no afectan a los recursos hídricos de manera significativa (Mosley *et al.*, 1997). Sin embargo, un pastoreo intensivo generalmente aumenta las pérdidas de N y P a través de la escorrentía y aumenta la lixiviación de N a las aguas superficiales (Scheppers, Hackes y Francis, 1982; Nelson, Cotsaris y Oades, 1996; Scrimgeour y Kendall, 2002; Hooda *et al.*, 2000).

4.3.2 Desechos de la elaboración de los productos pecuarios

Los mataderos, las plantas de elaboración de carne y leche y las curtimbres tienen un alto potencial de contaminación a nivel local. Los dos mecanismos de contaminación que despiertan mayor preocupación son la descarga directa de aguas residuales en los cursos de agua dulce y la escorrentía superficial que se origina en las áreas de elaboración. Las aguas residuales suelen contener altos niveles de carbono orgánico total (COT) que producen una alta DBO, lo que da lugar a una reducción de los niveles de oxígeno en el agua y a la eliminación de muchas especies acuáticas. Los compuestos contaminantes también incluyen el N, el P y agentes químicos de las curtimbres, entre ellos compuestos tóxicos como el cromo (de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997).

Mataderos

Un alto potencial de contaminación a nivel local

En los países en desarrollo es frecuente que la falta de sistemas de refrigeración motive el establecimiento de los mataderos en áreas residenciales con el fin de facilitar el suministro de carne fresca. Existe una amplia variedad de centros de sacrificio y de niveles tecnológicos. En principio, la elaboración industrial a gran escala facilita una mayor utilización de subproductos como la sangre y favorece la instalación de sistemas de tratamiento de las aguas residuales y el cumplimiento de las normas ambientales (Schiere y van der Hoek, 2000; LEAD, 1999). Sin embargo, en la práctica, es frecuente que los mataderos

a gran escala importen tecnología de los países desarrollados sin los correspondientes sistemas de tratamiento de las grasas y los desechos. Por otro lado, si los mataderos locales no disponen de sistemas adecuados para la gestión de las aguas residuales, pueden suponer una seria amenaza para la calidad del agua a nivel local.

En los países en desarrollo es común la práctica de descargar directamente las aguas residuales de los mataderos. Estas aguas están contaminadas con compuestos orgánicos como sangre, grasas, contenido del rumen y desechos sólidos como intestinos, pelos y cuernos (Schiere y van der Hoek, 2000). En términos generales, se producen unos desechos de 100 kg de contenido intestinal y 6 kg de grasa por tonelada de producto. El contaminante que genera mayor preocupación es la sangre debido a su alta DBO (de 150 000 a 200 000 mg/litro). En el Cuadro 4.14 se presentan las características contaminantes por cada tonelada de peso vivo sacrificado, que, como puede observarse, son relativamente similares tanto en los mataderos de carnes rojas como en los de aves de corral (de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997).

En términos comparativos, si atendemos a los valores fijados en Europa para las descargas de aguas residuales urbanas (esto es, 25 mg de DBO, 10-15 mg de N y 12 mg de P por litro), puede apreciarse que las aguas residuales de los mataderos tienen un alto potencial de contaminación del agua, incluso cuando las descargas se producen a niveles muy bajos. De hecho, si las descargas se hacen directamente en los cursos de agua, las aguas residuales originadas de la elaboración de una tonelada de carne roja contienen 5 kg de DBO, que necesitarían ser diluidas en 200 000 litros de agua con el fin de cumplir con los estándares de la UE (de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997).

Curtimbres

Fuente de una amplia gama de contaminantes orgánicos y químicos

El proceso de curtiembre es una fuente potencial de alta contaminación local en la medida en que puede producir efluentes contaminados con compuestos

Cuadro 4.14

Características típicas de las aguas residuales procedentes de las industrias de elaboración pecuaria

Operación	DBO	SS	N-Nkj	P
<i>(..... kg)</i>				
Mataderos de carnes rojas (por t de PVS)	5	5,6	0,68	0,05
Plantas de envasado de carnes rojas (por t de PVS)	11	9,6	0,84	0,33
Mataderos de aves de corral (por t de PVS)	6,8	3,5		
Plantas de elaboración de leche (por t de leche)	4,2	0,5	<0,1	0,02

Nota: PVS – Peso vivo sacrificado; DBO – Demanda biológica de oxígeno; SS – Sólidos en suspensión; N-Nkj – el nitrógeno Kjeldahl es la suma total del nitrógeno orgánico y amoniacal.

Fuente: de Haan, Steinfeld y Blackburn (1997).

orgánicos y químicos. En el Cuadro 4.15 se resumen los valores de la carga contaminante en los efluentes procedentes de las distintas operaciones del proceso. Las operaciones previas a la curtiembre (incluidas la limpieza y acondicionamiento de cueros y pieles) produce el mayor porcentaje de la carga contaminante en los efluentes. El agua se contamina con suciedad, estiércol, sangre, preservativos químicos y agentes químicos usados para disolver los pelos y la epidermis. En este proceso de preparación de la piel para el curtido se usan de manera intensiva sales de ácido amónico, enzimas, fungicidas, bactericidas y disolventes orgánicos.

Actualmente, entre el 80 y el 90 por ciento de las curtiembres del mundo emplean sales de cromo (Cr III) en el proceso de curtido. En industrias con tecnologías modernas convencionales, se usan de 3 a 7 kg de Cr, de 137 a 202 kg de Cl^- , de 4 a 9 kg de S_2^- , y de 52 a 100 kg de SO_4^{2-} por tonelada de cuero fresco. Esto representa un alto riesgo de contaminación de los recursos hídricos a nivel local en caso de que no se establezcan sistemas de tratamiento de las aguas residuales, situación muy frecuente en los países en desarrollo. De hecho, en la mayoría de los países en desarrollo los efluentes de las curtiembres se vierten a las alcantarillas o se descargan directamente en los cursos de agua y/o en la superficie de los campos (Gate Information Services - GTZ, 2002; de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997).

Las aguas residuales de las curtiembres, con sus altas concentraciones de cromo y de sulfuro

de hidrógeno, tienen un fuerte impacto sobre la calidad del agua y los ecosistemas locales, incluidos los peces y otras formas de vida acuática. Las sales de Cr (III) y Cr (VI) son compuestos cancerígenos (este último mucho más tóxico). De conformidad con los estándares de la OMS, la concentración máxima de cromo permitida en el agua potable es de 0,05 mg/l. En las áreas con alta actividad de esta industria el nivel de cromo en las aguas puede estar muy por encima de este límite. Cuando el agua servida de las curtiembres se aplica en las tierras agrícolas, la productividad del suelo puede verse afectada negativamente, y los compuestos químicos utilizados en el proceso de curtido pueden lixiviarse y contaminar las aguas subterráneas (Gate Information Services - GTZ, 2002; de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997; Schiere y van der Hoek, 2000).

Las estructuras de curtiembre tradicionales, entre un 10 y un 20 por ciento de las estructuras existentes, usan taninos vegetales de cortezas y vainas durante todo el proceso de curtido. Aunque los taninos vegetales son biodegradables, pueden representar un riesgo para la calidad del agua cuando se usan en grandes cantidades. La materia orgánica en suspensión que se origina durante el tratamiento de las pieles (como los residuos de pelos, carne y sangre) junto con los taninos vegetales pueden enturbiar el agua y suponen una serie amenaza para la calidad de la misma.

Las tecnologías avanzadas pueden reducir enormemente la carga contaminante, especialmente la

Cuadro 4.15

Contenido de cargas contaminantes en los efluentes procedentes de las distintas operaciones del proceso de curtiembre

Operación	Tecnología	Cargas contaminantes (kg/tonelada cuero fresco)								
		SS	DQO	DBO	Cr	S ₂ -	NH ₃ -N	NKT	CL ⁻	SO ₄ ²⁻
Remojo	Convencional	11-17	22-33	7-11	-	-	0,1-0,2	1-2	85-113	1-2
	Avanzada	11-17	20-25	7-9	-	-	0,1-0,2	0,1-0,2	5-10	1-2
Calero	Convencional	53-97	79-122	28-45	-	3,9-8,7	0,4-0,5	6-8	5-15	1-2
	Avanzada	14-26	46-65	16-24	-	0,4-0,7	0,1-0,2	3-4	1-2	1-2
Desencalado, purga	Convencional	8-12	13-20	5-9	-	0,1-0,3	2,6-3,9	3-5	2-4	10-26
	Avanzada	8-12	13-20	5-9	-	0-0,1	0,2-0,4	0,6-1,5	1-2	1-2
Curtido	Convencional	5-10	7-11	2-4	2-5	-	0,6-0,9	0,6-0,9	40-60	30-55
	Avanzada	1-2	7-11	2-4	0,05-0,1	-	0,1-0,2	0,1-0,2	20-35	10-22
Recurtido	Convencional	6-11	24-40	8-15	1-2	-	0,3-0,5	1-2	5-10	10-25
	Avanzada	1-2	10-12	3-5	0,1- 0,4	-	0,1-0,2	0,2-0,5	3-6	4-9
Acabado	Convencional	0-2	0-5	2	-	-	-	-	-	-
	Avanzada	0-2	0	0	-	-	-	-	-	-
Total	Convencional	83-149	145-231	50-86	3-7	4-9	4-6	12-18	137-202	52-110
	Avanzada	35-61	96-133	33-51	0,15-0,5	0,4-0,8	0,6-0,12	5-8	30-55	17-37

Nota: DQO – Demanda química de oxígeno; DBO – Demanda biológica de oxígeno (en 5 días); SS – Sólidos en suspensión; NKT – Nitrógeno Kjeldahl total.

Fuente: Gate Information services – GTZ (2002).

relacionada con el cromo, el sulfuro y el nitrógeno amoniacal (véase el Cuadro 4.15).

4.3.3 Contaminación proveniente de la producción de piensos y cultivos forrajeros

Durante los dos últimos siglos, el aumento de la presión sobre las tierras agrícolas y unas prácticas inadecuadas de manejo de la tierra han generado un incremento de las tasas de la erosión y una disminución de la fertilidad de los suelos en áreas muy extensas. Tal y como se expuso en el Capítulo 2, el sector pecuario ha tenido una significativa contribución en este proceso.

Se calcula que un 33 por ciento de las tierras de cultivos agrícolas se destinan a la producción de piensos (Capítulo 2). El aumento en la demanda de alimentos para los humanos y los animales combinada con la disminución de la fertilidad natural de los suelos y la consiguiente erosión han dado lugar a un aumento del uso de insumos químicos y orgánicos, tales como fertilizantes y plaguicidas, a fin de mantener los altos rendimientos agrícolas.

Este aumento, a su vez, ha contribuido a la diseminación de la contaminación de los recursos hídricos. Como veremos en esta sección, en la mayor parte de las regiones el sector pecuario es uno de los principales responsables de esta tendencia de aumento de la contaminación del agua.

1. Nutrientes

Como se ha expuesto en la Sección 4.3.1, el estiércol aplicado a los cultivos (incluidos los cultivos de piensos) puede causar la contaminación del agua. Esta sección se centrará en la fertilización de los cultivos para piensos con fertilizantes minerales. A pesar de que las dos prácticas son complementarias, y con frecuencia se combinan, se presentan por separado con el fin de facilitar el análisis. Su integración y el concepto de planes de manejo de nutrientes se examinarán en la sección dedicada a las opciones de mitigación.

El uso de fertilizantes minerales en la producción de alimentos para el consumo humano y animal se ha incrementado significativamente desde

la década de 1950. Entre 1961 y 1980 el consumo de fertilizantes nitrogenados se multiplicó por 2,8 en UE-15 (de 3,5 a 9,9 millones de toneladas anuales) y por 3,5 en los Estados Unidos de América (de 3,0 a 10,8 toneladas anuales). De igual manera, el consumo de fertilizantes fosfatados se multiplicó por 1,5 (de 3,8 a 5,7 millones de toneladas anuales) y 1,9 (de 2,5 a 4,9 millones de toneladas anuales) respectivamente en estas mismas regiones. Actualmente, la liberación antropogénica anual de N y P en los ecosistemas terrestres es equivalente a la liberada por todas las fuentes naturales combinadas. Entre 1980 y 2000, el consumo mundial de N aumentó en un 33 por ciento y el de P en un 38 por ciento. Tilman *et al.* (2001) han estimado que, de continuar las actuales tendencias tanto de fertilización con N y P e irrigación, como de su correlación con el crecimiento demográfico y del PIB, en el año 2020 el nivel de fertilización con N global será 1,6 veces mayor que en el año 2000 y en el año 2050 será 2,7 veces mayor que en el mencionado año de referencia, mientras que la fertilización con P en 2020 será 1,4 veces superior a la de 2000 y en 2050 será 2,4 veces mayor que en ese mismo año de referencia.

A nivel regional se ha registrado una considerable diversidad de cambios en las dos últimas décadas (Cuadro 4.16). Entre 1980 y 2000 el incremento

en el uso de fertilizantes minerales han sido particularmente significativos en Asia (+117 por ciento para el N y +154 por ciento para el P), América Latina (+80 por ciento para el N y +334 por ciento para el P), y Oceanía (+337 por ciento para el N y +38 por ciento para el P). En los países desarrollados, se asiste en la actualidad a un estancamiento (+2 por ciento para el uso del N en América del Norte) o una disminución real en el uso de fertilizantes minerales (-8 por ciento para el N y -46 por ciento para el P en Europa, -20 por ciento para el uso del P en América del Norte). Estas tendencias pueden explicarse por el hecho de que los precios de mercado de los cultivos de labranza han experimentado una caída, generando una presión económica para un uso más cuidadoso de los fertilizantes, con tasas de aplicación que respondan a las necesidades específicas de los cultivos. Además, en algunas áreas (por ejemplo, en Europa), debido al creciente interés por la protección ambiental, se han desarrollado estándares y normas para controlar las tasas de aplicación, así como los métodos y el momento en que se lleva a cabo la fertilización. Sin embargo, en vista de que las variedades de cultivos más modernas requieren cantidades relativamente altas de aplicación de fertilizantes, el uso de estas sustancias continúa siendo alto (Tilman *et al.*, 2001; Stoate *et al.*, 2001).

Cuadro 4.16

Consumo de fertilizantes minerales en diferentes regiones del mundo (1980-2000)

Regiones	Consumo de fertilizantes nitrogenados (toneladas)		Porcentaje de cambio 1980-2000	Consumo de fertilizantes fosfatados (toneladas)		Porcentaje de cambio 1980-2000
	1980	2000		1980	2000	
Asia	21 540 789	46 723 317	117	6 971 541	17 703 104	154
Comunidad de Estados Independientes		2 404 253			544 600	
África al sur del Sáhara	528 785	629 588	19	260 942	389 966	49
Unión Europea (15)	9 993 725	9 164 633	-8	5 679 528	3 042 459	-46
América Latina y el Caribe	2 864 376	5 166 758	80	2 777 048	3 701 328	33
América Central	1 102 608	1 751 190	59	325 176	443 138	36
América del Norte	11 754 950	12 028 513	2	5 565 165	4 432 567	-20
Oceanía	273 253	1 192 868	337	1 139 807	1 571 016	38
Mundo	60 775 733	80 948 730	33	31 699 556	32 471 855	2

Fuente: FAO (2006b).

Asia lidera el uso de fertilizantes minerales, con un 57 por ciento y un 54,5 por ciento del consumo mundial de N y P, respectivamente. En contraste, el consumo de fertilizantes en el África subsahariana es todavía insignificante representando el 0,8 por ciento y el 1,2 por ciento del consumo global de N y P, respectivamente.

El aumento en el consumo de fertilizantes durante los últimos 50 años ha determinado que la agricultura sea una fuente de contaminación del agua en constante aumento [Ongley, 1996; Carpenter *et al.*, 1998].

El sector pecuario es el principal causante de este incremento. El Cuadro 4.17 presenta los datos sobre la contribución del ganado al consumo de N y P en 12 grandes países, tomando en consideración tanto el uso en la producción pecuaria como en los cultivos de alimentos para el ganado. En cinco de estos países, el ganado es directa o indirectamente responsable del N y P mineral aplicado en las tierras agrícolas (Canadá, Francia, Alemania, Reino Unido y los Estados Unidos

de América). El caso extremo es el Reino Unido, donde el ganado contribuye con un 70 por ciento y un 58 por ciento respectivamente a la cantidad de N y P que se aplican en las tierras agrícolas. En los cuatro países europeos podemos también observar la alta tasa de fertilizantes para pastizales. En el Reino Unido, por ejemplo, los pastos representan el 45,8 por ciento del N y el 31,2 por ciento del P utilizados en la agricultura. En estos países es razonable suponer que el sector pecuario es el principal causante de la contaminación del agua como consecuencia de los fertilizantes minerales empleados en las tierras agrícolas. En los restantes países examinados, esta contribución es también extremadamente significativa. En el Brasil y en España la contribución del ganado al uso de N y P en la agricultura se sitúa por encima del 40 por ciento. En Asia la contribución del ganado es relativamente menor, con un 16 por ciento de uso del N en China y el 3 por ciento de uso del P y el N en la India. Sin embargo, a pesar del valor relativamente bajo, el volumen de N y P utilizado

Cuadro 4.17

Contribución de la producción pecuaria al consumo agrícola de N y P en forma de fertilizantes minerales en los países seleccionados

Países	Consumo de N (fertilizante mineral) (miles de toneladas)					Consumo de P ₂ O ₅ (fertilizante mineral) (miles de toneladas)				
	Uso total en la agricultura	Uso en la producción de piensos	Uso en pastos y forrajes	Uso total	Contribución del ganado (%)	Uso total en la agricultura	Uso en la producción de piensos	Uso en pastos y forrajes	Uso total	Contribución del ganado (%)
Argentina	436,1	126,5	No significativo	126,5	29	336,3	133,7	No significativo	133,7	40
Brasil	1 689,2	678,1	No significativo	678,1	40	1 923,8	876,4	No significativo	876,4	46
China	18 804,7	2 998,6	No significativo	2 998,6	16	8 146,6	1 033,8	No significativo	1 033,8	13
India	10 901,9	286,0	No significativo	286,0	3	3 913,6	112,9	No significativo	112,9	3
México	1 341,0	261,1	1,6	262,7	20	418,9	73,8	0,6	74,4	18
Turquía	1 495,6	243,1	18,6	261,7	17	637,9	108,2	8,0	116,2	18
EE.UU.	9 231,3	4 696,9	No significativo	4 696,9	51	4 088,1	2 107,5	No significativo	2 107,5	52
Canadá	1 642,7	894,4	3,0	897,4	55	619,1	317,6	1,0	318,6	51
Francia	2 544,0	923,2	393,9	1 317,1	52	963,0	354,5	145,4	499,9	52
Alemania	1 999,0	690,2	557,0	1 247,2	62	417,0	159,7	51,0	210,7	51
España	1 161,0	463,3	28,0	491,3	42	611,0	255,0	30,0	285,0	47
Reino Unido	1 261,0	309,2	578,0	887,2	70	317,0	84,3	99,0	183,3	58

Nota: basado en datos de consumo de 2001.

Fuente: FAO (2006b).

en el sector pecuario es extremadamente alto en términos absolutos, puesto que Asia representa casi el 60 por ciento del consumo mundial de la fertilización mineral con N y P.

El nitrógeno y el fósforo aplicados a las tierras agrícolas puede llegar a los cursos de agua a través de la lixiviación, la escorrentía superficial, el flujo subsuperficial y la erosión del suelo (Stoate *et al.*, 2001). El transporte de N y P depende de la tasa y momento de aplicación del fertilizante, del manejo del uso de la tierra y de las características del terreno (textura y perfil del suelo, pendiente, cubierta vegetal) y del clima (características de las precipitaciones). Estas últimas influyen particularmente en el proceso de lixiviación (especialmente en el caso del N) y la contaminación de las aguas subterráneas (Singh y Sekhon, 1979; Hooda *et al.*, 2000).

En Europa, las concentraciones de NO₃ excedieron los estándares internacionales (NO₃: 45 mg/litro; NO₃-N: 10 mg/litro) en las aguas subterráneas del 22 por ciento de las tierras cultivadas (Jalali, 2005; Laegreid *et al.*, 1999). En los Estados

Unidos de América se calcula que unos 4,5 millones de personas toman agua de pozos con un nivel de nitratos por encima del límite (Osterberg y Wallinga, 2004; Bellows, 2001; Hooda *et al.*, 2000). En los países en desarrollo, una serie de evaluaciones han demostrado el nexo entre altas tasas de fertilización, irrigación y contaminación de aguas subterráneas con nitratos (Costa *et al.*, 2002; Jalali, 2005).

Para estimar la contaminación de los ecosistemas de agua dulce con fertilizantes minerales provenientes de la producción de forrajes y piensos (véase el Cuadro 4.18) se utilizaron los cálculos de las tasas de pérdida de N y P elaborados por Carpenter *et al.* (1998) y por Galloway *et al.* (2004) (véase la Sección 4.3.1). Se registran altas pérdidas especialmente en los Estados Unidos de América (con 1 174 000 toneladas de N y 253 000 toneladas de P), China (750 000 toneladas de N y 124 000 toneladas de P) y Europa.

No es posible efectuar una estimación precisa de la contribución relativa del sector pecuario a

Cuadro 4.18

Descargas estimadas de N y P procedentes de los fertilizantes minerales empleados en la producción de piensos y forrajes a los ecosistemas de agua dulce

	Consumo de N (fertilizante mineral) para la producción de piensos y forrajes	Descargas de N a los ecosistemas de agua dulce	Consumo de P (fertilizante mineral) para la producción de piensos y forrajes	Descargas de P a los ecosistemas de agua dulce
<i>(.....miles de toneladas.....)</i>				
Argentina	126,5	32	133,7	17
Brasil	678,1	170	876,4	105
China	2 998,6	750	1 033,8	124
India	286	72	112,9	13
México	262,7	66	74,4	9
Turquía	261,7	65	116,2	14
EE.UU.	4 696,9	1 174	2 107,5	253
Canadá	897,4	224	318,6	38
Francia	1 317,1	329	499,9	60
Alemania	1 247,2	312	210,7	25
España	491,3	123	285	34
Reino Unido	887,2	222	183,3	22

Nota: basado en datos de consumo de 2001.

Fuente: FAO (2006b); Carpenter *et al.* (1998); Hooda *et al.* (1998) y Galloway *et al.* (2004).

la contaminación del agua a escala global debido a la falta de datos. No obstante, esta contribución relativa puede calcularse para los Estados Unidos de América (véase el Cuadro 4.19) a partir del trabajo de Carpenter *et al.* (1998). La contribución del ganado, incluidas las pérdidas de N y P provenientes de los cultivos de alimento para el ganado, de los pastizales y de las praderas, representa una tercera parte de la descarga total de N y P en la superficie del agua.

Es posible asumir que el sector pecuario es probablemente el mayor contaminante de los recursos hídricos con N y P en los Estados Unidos de América.

Estos impactos suponen unos costos para la sociedad que podrían ser enormes, dependiendo del valor de oportunidad del recurso afectado. El sector pecuario es el principal responsable de estos costos en muchos países. En el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, el costo de la eliminación de los nitratos del agua potable se calcula en 10 USD/kg, lo que equivale a un total de 29,8 millones de USD al año (Pretty *et al.*, 2000). Los costos relacionados con la erosión y la contaminación con P fueron todavía más altos y se estima que alcanzaron 96,8 millones de USD. Estas cifras probablemente sean una subestimación puesto que no incluyen los costos relacionados con los impactos en los ecosistemas.

2. Los plaguicidas usados en la producción de piensos

La agricultura moderna depende de los plaguicidas⁷ para mantener los altos rendimientos. El uso de plaguicidas se ha reducido en muchos países de la OCDE, pero continúa en aumento en la mayoría de los países en desarrollo (Stoate *et al.*, 2001; Margni *et al.*, 2002; Ongley, 1996). Los plaguicidas aplicados en las tierras agrícolas pueden contaminar el ambiente (suelo, agua y aire) y afectan a organismos vivos y microorganismos que

no son objeto de la aplicación alterando el normal funcionamiento de los ecosistemas. Asimismo, constituyen un riesgo para la salud humana los residuos de plaguicidas en el agua y en los alimentos (Margni *et al.*, 2002; Ongley, 1996).

En la actualidad se usan varios centenares de plaguicidas en la agricultura mundial. Las dos clases más importantes son los compuestos organoclorados y los organofosforados (Golfi-nopoulos *et al.*, 2003). La contaminación de los recursos hídricos superficiales con plaguicidas se documenta en todo el mundo. Resulta difícil separar la función de los plaguicidas de la de los compuestos industriales que se liberan en el ambiente, pero hay evidencia de que su uso agrícola representa una seria amenaza para la calidad del agua (Ongley, 1996). En los Estados Unidos de América, la encuesta nacional de plaguicidas de la Agencia de Protección Ambiental encontró que el 10,4 por ciento de los pozos comunitarios y el 4,2 por ciento de los pozos rurales contenían niveles detectables de uno o más pesticidas (Ongley, 1996).

La forma principal de pérdida de pesticidas de los cultivos tratados es la volatilización, pero la escorrentía, el drenaje y la lixiviación también pueden dar lugar a contaminación indirecta de las aguas superficiales y subterráneas. La contaminación directa de los recursos hídricos puede aumentar durante la aplicación de plaguicidas puesto que estos pueden ser parcialmente transportados por el aire hacia las áreas no rociadas que se encuentran en la dirección del viento y causar daños a la fauna, la flora y los seres humanos (Siebers, Binner y Wittich, 2003; Cerejeira *et al.*, 2003; Ongley, 1996).

La persistencia de los plaguicidas en el suelo varía en función de los procesos de escorrentía, volatilización y lixiviación, así como de los procesos de degradación, que a su vez presentan variaciones según la estabilidad química de los compuestos (Dalla Villa *et al.*, 2006). Muchos plaguicidas, en especial los organofosforados, se disipan rápidamente en los suelos como resultado de la mineralización, mientras que otros,

⁷ Plaguicida es un término genérico que hace referencia a una sustancia química usada para destruir, controlar, repeler o mitigar una enfermedad o plaga. Incluye los herbicidas, insecticidas, fungicidas, nematocidas y rodenticidas (Margni *et al.*, 2002; Ongley, 1996).

Cuadro 4.19

Contribución del ganado a las descargas de N y P procedentes de fuentes de contaminación puntuales y no puntuales a las aguas superficiales en los Estados Unidos de América

Fuente	Total		Contribución del ganado	
	N	P	pérdidas de N	pérdidas de P
	<i>(.....miles de toneladas.....)</i>			
Cultivos	3 204	615	1 634	320
Pastos	292	95	292	95
Pastizales	778	242	778	242
Bosques	1 035	495		
Otras tierras rurales	659	170		
Otras fuentes no puntuales	695	68		
Otras fuentes puntuales	1 495	330		
Total	158	2015		
Contribución del ganado			2 704	657
Porcentaje del total			33,1	32,6

Fuente: basado en Carpenter *et al.* (1998).

como los organoclorados, son muy resistentes y permanecen activos durante más tiempo en los ecosistemas. Además, al ser resistentes a la biodegradación, pueden ser reciclados a través de las cadenas alimentarias y alcanzar concentraciones más altas en los niveles superiores de la cadena (Golfonopoulos *et al.*, 2003; Ongley, 1996; Dalla Villa *et al.*, 2006).

La contaminación de las aguas superficiales puede tener efectos ecotoxicológicos en la flora y la fauna acuática, así como en la salud humana si las aguas se usan para el consumo público. Los impactos son el resultado de dos mecanismos distintos: la bioconcentración y la biomagnificación (Ongley, 1996). La bioconcentración se refiere a los mecanismos mediante los cuales los plaguicidas se concentran en el tejido graso durante la vida de un individuo. La biomagnificación se refiere al mecanismo mediante el cual las concentraciones del plaguicida aumentan a través de la cadena alimentaria, dando como resultado mayores concentraciones en los predadores y los humanos. Los plaguicidas pueden causar impactos negativos en la salud de la fauna salvaje (incluidos los peces,



© USDA/DOUG WILSON

Aspersión de plaguicidas sobre los cultivos (Estados Unidos de América)

mariscos, aves y mamíferos) y de la flora silvestre. Pueden causar cáncer, tumores y lesiones, alteraciones del sistema inmunitario y endocrino, modificaciones del comportamiento reproductivo y efectos teratogénicos (Ongley, 1996; Cerejeira *et al.*, 2003). Como consecuencia de estos impactos puede resultar afectada la totalidad de la cadena alimentaria.

En el Recuadro 4.3 se presenta la contribución del sector pecuario al uso de plaguicidas en los Estados Unidos de América. En el año 2001, el volumen de herbicidas usados en la producción de maíz y soja ascendió a 74 600 toneladas, un 70 por ciento del total del uso de herbicidas utilizados en el sector agrícola. Por lo que se refiere a los insecticidas, la contribución relativa del maíz y de la soja usados en la producción de piensos al uso agrícola total disminuyó del 26,3 por ciento al 7,3 por ciento entre los años 1991 y 2001, como consecuencia de los avances tecnológicos, la introducción de cultivos modificados genéticamente y el mejoramiento en la toxicidad de los plaguicidas (Ackerman *et al.*, 2003). Aunque la contribución relativa de la producción de piensos (en forma de soja y maíz) al uso de plaguicidas está disminuyendo en los Estados Unidos de América (del 47 por ciento en 1991 al 37 por ciento en 2001), los sistemas de producción pecuaria continúan siendo un importante consumidor de estas sustancias.

Recuadro 4.3 El uso de plaguicidas en la producción de piensos en los Estados Unidos de América

En los Estados Unidos de América, el sector agrícola hace uso de grandes cantidades de plaguicidas, entre el 70 y el 80 por ciento del uso total. Los herbicidas constituyen la categoría de plaguicidas más usada en el sector, mientras que los insecticidas suelen aplicarse de manera más selectiva y a tasas más bajas.

La soja y el maíz son los cultivos con mayor extensión, con un total cercano a los 62 millones de hectáreas en el año 2005 (FAO, 2006b). El maíz es el cultivo con mayores aplicaciones de herbicidas (USDA/ERA, 2002). En el año 2001, aproximadamente el 98 por ciento de los 28 millones de hectáreas cultivadas de maíz en los principales estados productores fueron tratadas con unas 70 000 toneladas de herbicidas. Sin embargo, sólo el 30 por ciento de la superficie cultivada se trató con insecticidas, de los que se emplearon cerca de 4 000 toneladas. La producción de soja en este país también utiliza cantidades considerables de herbicidas. Se calcula que en el año 2001 se aplicaron unas 22 000 toneladas de herbicidas a las 21 millones de hectáreas de soja (USDA/NASS, 2001).

La intensidad general de uso de los plaguicidas (definida como la cantidad media de sustancia química aplicada por hectárea de superficie plantada) se ha ido reduciendo con el paso de los años, disminución que puede explicarse por los avances tecnológicos, la introducción de cultivos modificados genéticamente y el aumento de la toxicidad de los plaguicidas (tasa de aplicación reducida) (Ackerman *et al.*, 2003). Sin embargo, los impactos ecológicos no han disminuido debido al incremento en la toxicidad de los compuestos utilizados.

En el año 2001, la producción de piensos en los Estados Unidos de América estaba constituida por maíz (43,6 por ciento), soja (33,8 por ciento), trigo (8,6 por ciento), sorgo (5,5 por ciento) y el resto por otras semillas oleaginosas y cereales. En ese mismo año el 60 por ciento de la producción de maíz y el 40 por ciento de la producción de soja se destinó a piensos (FAO, 2006b). El Cuadro 4.20 muestra los datos relativos a la cantidad total de herbicidas usados en la producción de maíz y soja, las intensidades de uso y el uso de herbicidas por el sector pecuario. El uso de herbicidas por

Es posible asumir que las tendencias del uso de plaguicidas en los sistemas de producción animal son de una importancia análoga en otros países con una fuerte producción de piensos como la Argentina, el Brasil, China, la India y el Paraguay.

3. Los sedimentos y el aumento de la turbidez como consecuencia de la erosión inducida por el ganado

La erosión del suelo es el resultado de factores bióticos, como la actividad humana o del ganado, y factores abióticos, como el viento y el agua (Jayasuriya, 2003). La erosión del suelo es un proceso natural y no constituye un problema allí donde la regeneración del suelo iguala o excede las pérdidas de suelo. Sin embargo, esta no es la situación en la mayor parte de las regiones del mundo. La

erosión del suelo ha aumentado drásticamente debido a las actividades humanas. Extensas zonas del mundo, entre ellas Europa, la India, el este y el sur de China, el sudeste asiático, el este de los Estados Unidos de América y el África saheliana, son zonas a alto riesgo de erosión hídrica inducida por la actividad humana (véase el Mapa 4.2).

Además de las pérdidas de suelo y de fertilidad del suelo, la erosión también origina sedimentos que son transportados a los cursos de agua. Los sedimentos se consideran la principal fuente de contaminación no puntual del agua relacionada con las prácticas agrícolas (Jayasuriya, 2003). Como resultado del proceso de erosión, 25 000 millones de toneladas de sedimentos son transportadas por los ríos anualmente. Con el aumento mundial de la demanda de alimentos

Recuadro 4.3 (continuación)

el sector pecuario disminuyó en un 20 por ciento entre 1991 y 2001. En el año 2001, el 70 por ciento del volumen de herbicidas usados en el sector agrícola se destinó a la producción de piensos, sobre todo a la producción de soja y maíz. El uso de insecticidas en la producción de maíz experimentó una disminución más acentuada durante el mismo período, de 8 200 toneladas (26 por ciento del volumen total de insecticidas utilizados en la agricultura) a 3 400 toneladas (7 por ciento). Aunque en los Estados Unidos de América la participación relativa

de los piensos (soja y maíz) en el uso de pesticidas está disminuyendo (del 47 por ciento en el año 1991 al 37 por ciento en el año 2001), los sistemas de producción pecuaria continúan siendo importantes consumidores de plaguicidas. A pesar de que no es posible aislar los impactos en los recursos hídricos o extraer conclusiones sobre su magnitud, en este país el uso de plaguicidas en la producción de cereales y de oleaginosas para piensos genera importantes impactos ambientales sobre la calidad del agua y sobre los ecosistemas acuáticos.

Cuadro 4.20

Plaguicidas usados para la producción de piensos en los Estados Unidos de América

	1991	1996	2001
Uso total de herbicidas en la agricultura <i>(toneladas)</i>	139 939	130 847	106 765
Uso total de insecticidas en la agricultura <i>(toneladas)</i>	32 185	16 280	51 038
Herbicidas usados en el maíz – 100% de la superficie cultivada viene tratada			
Tasa de aplicación de herbicidas <i>(kg/ha)</i>	3,1	3	2,5
Uso total de herbicidas en la producción de piensos <i>(toneladas)</i>	70 431	71 299	55 699
Uso de herbicidas en la producción de piensos como porcentaje del uso total de herbicidas en la agricultura <i>(%)</i>	50,3	54,5	52,2
Insecticidas usados en el maíz – 30% de la superficie cultivada viene tratada			
Tasa de aplicación de insecticidas <i>(kg/ha)</i>	1,2	0,8	0,5
Uso total de insecticidas en la producción de piensos <i>(toneladas)</i>	8 253	5 781	3 380
Uso de insecticidas en la producción de piensos como porcentaje del uso total de insecticidas en la agricultura <i>(%)</i>	26	36	7
Herbicidas usados en la soja – 100% de la superficie cultivada viene tratada			
Tasa de aplicación de herbicidas <i>(kg/ha)</i>	1,3	1,3	1,1
Uso total de herbicidas en la producción de piensos <i>(toneladas)</i>	18 591	19 496	18 882
Uso de herbicidas en la producción de piensos (soja) como porcentaje del uso total de herbicidas en la agricultura <i>(%)</i>	13,3	14,9	17,7
Insecticidas usados en la soja – 2% de la superficie cultivada viene tratada			
Tasa de aplicación de insecticidas <i>(kg/ha)</i>	0,4	0,3	0,3
Uso total de insecticidas en la producción de piensos <i>(toneladas)</i>	108	88	91
Uso de insecticidas en la producción de piensos (soja) como porcentaje del uso total de insecticidas en la agricultura <i>(%)</i>	0,3	0,5	0,3
Uso total de plaguicidas en la agricultura <i>(toneladas)</i>	207 382	199 991	211 148
Uso total de plaguicidas en la producción de piensos (soja y maíz) como porcentaje del uso total de plaguicidas en la agricultura <i>(%)</i>	47	48	37

Fuente: FAO (2006b); USDA/NASS (2001); USDA/ERA (2002).

para consumo humano y piensos, los costos económicos y ambientales de la erosión están experimentando un drástico incremento.

Tal y como se expuso en el Capítulo 2, el sector pecuario es uno de los principales responsables del proceso de erosión. La producción pecuaria contribuye a la erosión del suelo y, por consiguiente, a la contaminación con sedimentos de los cursos de agua de dos formas diferentes:

- indirectamente, a nivel de la producción de piensos, cuando los cultivos no se manejan correctamente o como resultado de la conversión de la tierra;
- directamente, a través del impacto del pastoreo y de la acción mecánica de las pezuñas del ganado en los pastizales.

Las tierras de cultivo, especialmente las de agricultura intensiva, son más propensas a la erosión que las destinadas a otros usos. Los principales factores que contribuyen al aumento de las tasas de erosión en los cultivos se han presentado en el Capítulo 2. El Directorado Ambiental de la Unión Europea calcula que la pérdida media anual de suelo en el norte de Europa es superior a las 8 toneladas por hectárea. En la Europa meridional se pueden perder de 30 a 40 toneladas/ha⁻¹ por una sola tormenta (De la Rosa *et al.*, 2000 citado por Stoate *et al.*, 2001). En los Estados Unidos de América, cerca del 90 por ciento de las tierras de cultivo están presentando pérdidas de suelo que superan las tasas consideradas sostenibles y la agricultura se ha identificado como la principal causa de alteraciones en los recursos hídricos a consecuencia de los sedimentos (Uri y Lewis, 1998). Las tasas de erosión del suelo en Asia, África y América del Sur se estiman en cerca del doble de las de los Estados Unidos de América (National Park Service, 2004). No toda la cubierta erosionada del suelo contamina los recursos hídricos. Aproximadamente el 60 por ciento o más de los suelos erosionados se asienta fuera de la escorrentía antes de que ésta alcance un cuerpo de agua y puede incrementar la fertilidad del suelo localmente, en las áreas situadas pendiente abajo de donde se produjo la pérdida de suelo (Jayasuriya, 2003).

Por otro lado, la acción de las pezuñas de los animales concentrada en áreas como los márgenes de los cursos de agua, los senderos, los abrevaderos, los sitios de la sal y el alimento causan compactación de los suelos húmedos (con cubierta vegetal o desnudos) y alteraciones físicas en los suelos secos y desnudos. Los suelos compactados y/o impermeables pueden presentar tasas de infiltración más bajas y, por consiguiente, un aumento en el caudal y la velocidad de la escorrentía. Los suelos sueltos por la acción del ganado durante la estación seca son una fuente de sedimentos al inicio de la nueva estación de lluvias. En las áreas ribereñas, la desestabilización de los márgenes por la acción del ganado contribuye localmente a las altas descargas de material erosionado. Además, el ganado puede sobrepastorear la vegetación disminuyendo su capacidad de retener y estabilizar el suelo y agravando la erosión y la contaminación (Mwendera y Saleem, 1997; Sundquist, 2003; Redmon, 1999; Engels, 2001; Folliott, 2001; Bellows, 2001; Mosley *et al.*, 1997; Clark Conservation District, 2004; East Bay Municipal Utility District, 2001).

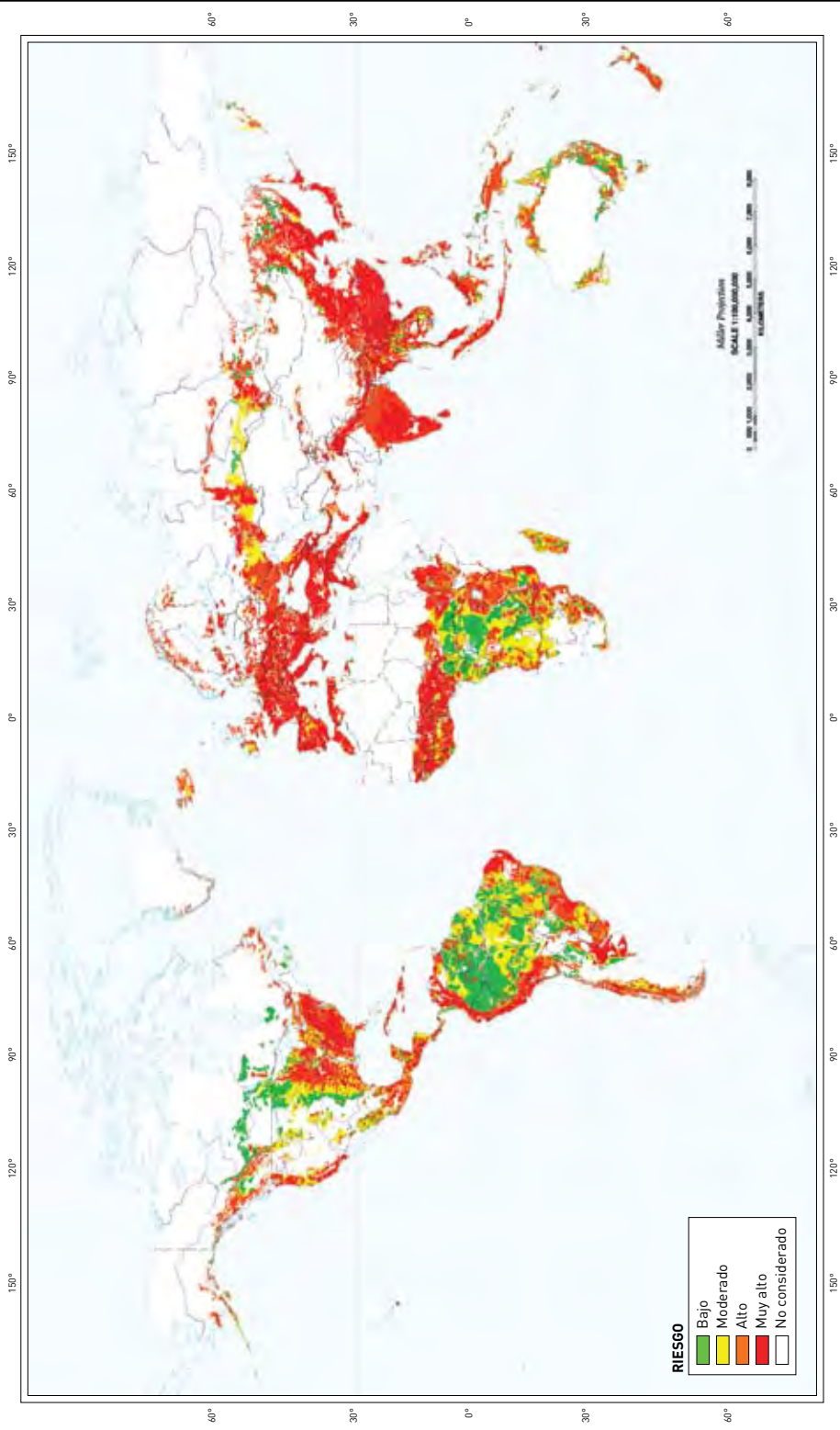
El proceso de erosión causa una disminución de la capacidad de retención de agua del suelo directamente en los lugares donde se produce. Entre los impactos relacionados con el deterioro



El desmoronamiento de los suelos de los márgenes fluviales por la acción de los búfalos de agua en Naning (China) causa sedimentación y turbidez

© FAO/21306/JON SPAULL

Mapa 4.2 Riesgo de erosión hídrica inducida por el hombre



Fuente: USDA/NRCS (1999).

de los recursos hídricos que se producen en otros lugares cabe destacar los siguientes:

- El aumento de la sedimentación en los reservorios, ríos y canales causa la obstrucción de los desagües y tapona los sistemas de irrigación y drenaje.
- Destrucción de los hábitats en ecosistemas acuáticos. Los sedimentos finos se depositan en el lecho de los ríos y los arrecifes de coral, cubriendo las fuentes de alimento y los lugares de anidación. El aumento en la turbidez del agua reduce la cantidad de luz disponible en la columna de agua para el crecimiento de las plantas y las algas, aumenta la temperatura superficial y afecta a la respiración y la digestión de los organismos acuáticos.
- Alteración de las características hidráulicas del cauce, lo que produce crecidas máximas más altas, dando lugar a pérdidas de infraestructura y vidas durante las inundaciones y a reducciones de la disponibilidad de agua durante la estación seca.
- Transporte de sustancias contaminantes y nutrientes adsorbidos por la agricultura, especialmente fósforo, plaguicidas clorados y la mayor parte de los metales, a los reservorios y los cursos de agua, dando lugar a un acelerado proceso de contaminación. La adsorción de sedimentos está influida por el tamaño de las partículas o la cantidad de carbono orgánico en partículas presente en el sedimento.
- Influencia sobre los microorganismos. Los sedimentos promueven el crecimiento de los microorganismos y los protegen de los procesos de desinfección.
- Eutrofización. La disminución de los niveles de oxígeno (como resultado final del deterioro en el funcionamiento de los ecosistemas) también puede aumentar el crecimiento de la microflora anaeróbica [Ongley, 1996; Jayasuriya, 2003; Uri y Lewis, 1998].

La función de los sistemas de producción animal en la erosión y el aumento de los niveles de la turbidez se ilustra con un estudio de caso en

los Estados Unidos de América (véase el Recuadro 2.4, Capítulo 2), que identifica estos sistemas como los principales responsables de la erosión del suelo y la consiguiente contaminación del agua, con un 55 por ciento del total de la masa de suelo erosionado proveniente de las tierras agrícolas al año. A nivel global, es posible asumir que los sistemas de producción animal desempeñan un papel fundamental en la contaminación hídrica a través de los sedimentos en aquellos países con una producción de piensos importante o con extensas áreas de pastos.

El aumento de la erosión genera costos económicos en el sitio y fuera del sitio donde se produce. En el sitio, la pérdida de la capa arable implica pérdidas económicas para la agricultura, debido a la disminución de la productividad de la tierra, de sus nutrientes y de su materia orgánica. Para mantener la fertilidad, los productores tienen que usar fertilizantes, los cuales representan un costo considerable y pueden ser una fuente de contaminación de los recursos hídricos. Además, en los países en desarrollo muchos productores a pequeña escala no cuentan con los recursos necesarios para la compra de estos insumos y, por consiguiente, experimentan una disminución de los rendimientos [Ongley, 1996; Jayasuriya, 2003; PNUMA, 2003]. Fuera del sitio, los sólidos suspendidos generan costos de eliminación en las plantas de tratamiento de agua. La eliminación del lodo de los lechos fluviales supone un costo importante para las poblaciones locales. El costo de la erosión en los Estados Unidos de América se estimó en 29 700 millones de USD en el año 1997, lo que equivale a un 0,4 por ciento del PIB [Uri y Lewis, 1998]. Los costos asociados con el incremento en la frecuencia de las inundaciones también son ingentes.

4.4 El uso de la tierra por el ganado y su impacto en el ciclo del agua

El sector pecuario, además de contribuir al uso y la contaminación de los recursos hídricos, también genera impactos directos en el proce-

so de recarga de los mismos. El ganado tiene influencia sobre el ciclo del agua a través de los mecanismos de infiltración y retención. Este impacto depende del tipo de uso de la tierra y, por consiguiente, sufre modificaciones derivadas de los cambios en el uso de la tierra.

4.4.1 El pastoreo extensivo modifica los flujos de agua

El 69,5 por ciento de los pastizales de tierras secas del mundo (5 200 millones de hectáreas) están degradados. La degradación de los pastizales ha sido ampliamente documentada en el centro y sur de Europa, Asia central, el África subsahariana, América del Sur, los Estados Unidos de América y Australia (véase el Capítulo 2). La mitad de los 9 millones de hectáreas de pastizales de América Central se consideran degradadas y más del 70 por ciento de los pastizales del norte de la región atlántica de Costa Rica presentan un avanzado estado de degradación.

La degradación de la tierra por la acción del ganado repercute en la recarga de los recursos hídricos. El pastoreo excesivo y la acción mecánica de las pezuñas sobre el suelo pueden producir grandes perturbaciones en la función de los pastizales y áreas de ribera en el ciclo del agua, ya que afectan a la infiltración y la retención de agua, así como a la morfología de la corriente.

Las cuencas altas, con los cursos superiores que drenan hacia las tierras bajas y las áreas de ribera⁸, constituyen una parte muy importante de las cuencas y tienen una función fundamental en la cantidad y el suministro de agua. En una cuenca con buenas condiciones de funcionamiento, la mayor parte de las precipitaciones vienen absorbidas por el suelo

en las tierras altas y se redistribuyen después a través de la cuenca por el movimiento subterráneo y la escorrentía superficial regulada. Cualquier actividad que afecte a las condiciones ecológicas de las tierras altas tendrá, por tanto, un impacto significativo en los recursos hídricos y en las áreas de ribera (Mwendera y Saleem, 1997; British Columbia Ministry of Forests, 1997; Grazing and Pasture Technology Program, 1997).

Los ecosistemas de ribera incrementan el almacenamiento de agua y la recarga de las aguas subterráneas. Los suelos ribereños son distintos a los de las tierras altas, ya que son ricos en nutrientes y en materia orgánica, lo que permite la retención de grandes cantidades de humedad. La presencia de vegetación disminuye la velocidad del agua de lluvia, facilitando su penetración en el suelo, la infiltración y la percolación, y la recarga de las aguas subterráneas. Las aguas se mueven cuesta abajo a través del subsuelo y alimentan los cauces permanentemente, contribuyendo a que las corrientes de agua sean perennes y no estacionales, lo que garantiza la disponibilidad de agua durante la estación seca (Schultz, Isenhardt y Colletti, 1994; Patten *et al.*, 1995; English, Wilson y Pinkerton, 1999; Belsky, Matzke y Uselman, 1999). La vegetación retiene los sedimentos, refuerza las márgenes fluviales y contribuye a la reducción de la sedimentación en los cursos de agua y en los reservorios, aumentando así la disponibilidad de agua (McKergow *et al.*, 2003).

La infiltración separa el agua en dos componentes hidrológicos fundamentales: la escorrentía superficial y la recarga subsuperficial. El proceso de infiltración influye en la fuente, el momento, el volumen y el índice máximo de escorrentía. Cuando las precipitaciones logran penetrar en la superficie del suelo a niveles adecuados, el suelo queda protegido contra la erosión acelerada y mantiene su fertilidad. Cuando el agua no puede infiltrarse, forma un flujo superficial. Este flujo puede desplazarse cuesta abajo para infiltrarse en otra zona de la ladera o continuar su curso hasta entrar en una corriente de agua. Todo mecanismo que altere el proceso de infiltración en la cuenca alta tendrá,

⁸ Los ecosistemas de ribera son tierras húmedas adyacentes a los ríos y lagos, donde los altos niveles freáticos influyen en los suelos y la vegetación. En las cuencas altas o en los cursos de agua ocasionales, las zonas ribereñas generalmente son franjas de tierra muy estrechas. En los grandes ríos estas áreas pueden ser extensas planicies inundables. Las áreas ribereñas generalmente presentan una gran biodiversidad, con alta densidad de especies y alta productividad (Carlyle y Hill, 2001; Mosley *et al.*, 1997; McKergow *et al.*, 2003).

por tanto, consecuencias en áreas muy distantes (Bureau of Land Management, 2005; Pidwirny, 1999; Diamond y Shanley, 1998; Ward, 2004; Tate, 1995; Harris, Hoffman y Mazac, 2005).

El impacto directo del ganado en el proceso de infiltración es variable y depende de la intensidad, la frecuencia y la duración del pastoreo. En los ecosistemas de praderas, la capacidad de infiltración está determinada fundamentalmente por la estructura del suelo y por la densidad y composición de la vegetación. Cuando la cubierta vegetal se reduce tanto el contenido de materia orgánica del suelo, como la estabilidad de los agregados del suelo, disminuyen, con lo que se reduce también la capacidad de infiltración. La vegetación también influye sobre el proceso de infiltración al proteger el suelo de las gotas de lluvia, mientras su sistema radicular mejora la estabilidad y la porosidad del suelo. Cuando las capas del suelo se compactan por la acción del pisoteo, se reduce la porosidad, lo que provoca una drástica reducción de los niveles de infiltración. Por esta razón, cuando las prácticas de pastoreo no son adecuadas, se producen alteraciones en las propiedades físicas e hidráulicas de los suelos y de los ecosistemas, dando como resultado aumentos de la escorrentía, la erosión, la frecuencia de los eventos de caudal máximo, la velocidad del agua y una reducción del flujo en el otoño y disminución de los niveles freáticos (Belsky, Matzke y Uselman, 1999; Mwendera y Saleem, 1997).

Generalmente se considera que la intensidad de pastoreo es el factor de mayor importancia. Un pastoreo moderado o ligero reduce la capacidad de infiltración en un 25 por ciento respecto a una condición sin pastoreo, mientras que un pastoreo intenso la reduce en un 50 por ciento (Gifford y Hawkings, 1978, citado por Trimble y Mendel, 1995). De hecho, el pastoreo influye en la composición de la vegetación y en la productividad. Ante una fuerte presión de pastoreo, las plantas no pueden reponer la fitomasa extraída por los animales. Cuando disminuyen la materia orgánica del suelo, la fertilidad y la estabilidad de los agregados, se altera el nivel de infiltración

natural (Douglas y Crawford, 1998; Engels, 2001). La presión del pastoreo produce un incremento de la cantidad de vegetación no deseada (arbustos, malezas), que puede extraer agua de los perfiles más profundos del suelo. La nueva composición de las especies vegetales podría no ser tan efectiva en la interceptación de las gotas de lluvia y en la disminución de la velocidad de la escorrentía (Trimble y Mendel, 1995; Tadesse y Peden, 2003; Integrated Resource Management, 2004; Redmon, 1999; Harper, George y Tate, 1996). El período del pastoreo también es importante ya que cuando los suelos están húmedos se compactan con mayor facilidad y los márgenes fluviales pueden ser desestabilizados y destruidos fácilmente.

Los animales en pastoreo también son importantes agentes de cambios geomorfológicos, ya que sus pezuñas reconfiguran físicamente la tierra. En el caso del ganado bovino, la fuerza se calcula como el peso del animal (500 kg, aproximadamente) dividido por el área basal de la pezuña (10 cm²). Sin embargo, este método puede dar lugar a subestimaciones debido a que el animal en movimiento puede tener uno o varios miembros levantados del suelo y el peso suele concentrarse en el miembro posterior apoyado en el suelo. En ciertos puntos, los bovinos, ovinos y caprinos pueden ejercer una presión sobre el suelo similar a la de un tractor (Trimble y Mendel, 1995; Sharrow, 2003).

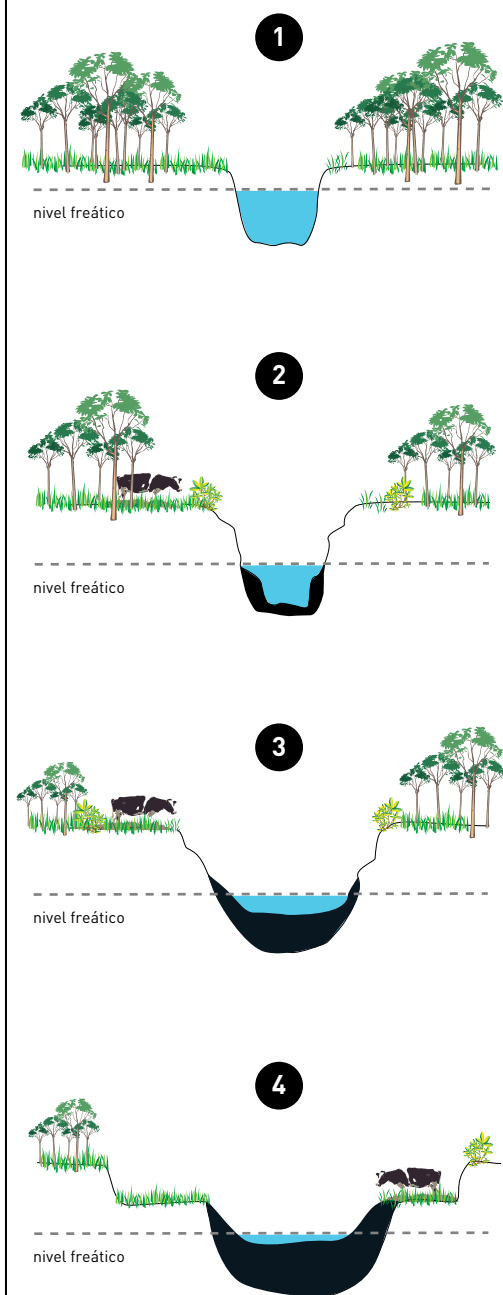
La formación de capas compactas dentro del suelo disminuye la infiltración y causa la saturación del suelo (Engels, 2001). La compactación tiene lugar especialmente en las áreas en las que los animales se concentran, como los abrevaderos, las puertas o los caminos. Los senderos pueden convertirse en conductos para la escorrentía superficial y pueden originar nuevos cursos de agua transitorios (Clark Conservation District, 2004; Belsky, Matzke y Uselman, 1999). El incremento de la escorrentía en la cuenca alta aumenta el caudal máximo y la velocidad del agua. Esta intensificación de la fuerza erosiva aumenta el nivel de sedimentos en suspensión y la profundidad del lecho del cauce. Cuando el lecho del cauce

se hace más profundo, se produce un drenaje de agua desde la zona de anegamiento hacia el cauce, originando la disminución del nivel freático a nivel local. Además, el ciclo biogeoquímico y las funciones de los sedimentos, los nutrientes y los contaminantes biológicos en los ecosistemas pueden verse gravemente alterados por la excesiva velocidad del agua (Rutherford y Nguyen, 2004; Wilcock *et al.*, 2004; Harvey, Conklin y Koelsch, 2003; Belsky, Matzke y Uselman, 1999; Nagle y Clifton, 2003).

En ecosistemas frágiles como las áreas de ribera, estos impactos pueden ser dramáticos. El ganado evita el calor y los ambientes secos y prefiere las zonas ribereñas, donde encuentra agua, sombra, refugio térmico y una oferta de forraje rica, fresca y variada. Un estudio realizado en los Estados Unidos de América (Oregón) mostró que las áreas de ribera representan sólo el 1,9 por ciento de la superficie de pastoreo, pero producen el 21 por ciento del forraje disponible y aportan el 81 por ciento del forraje consumido por el ganado vacuno (Mosley *et al.*, 1997; Patten *et al.*, 1995; Belsky, Matzke y Uselman, 1999; Nagle y Clifton, 2003). El hecho de que los animales tiendan a sobrepastorear estas áreas produce una desestabilización mecánica de los márgenes de los cursos de agua y disminuye la disponibilidad de agua a nivel local.

En el Gráfico 4.2 se puede apreciar la sucesión de cambios en los ambientes ribereños: los cambios en la hidrología de las riberas, como la disminución del nivel freático, la reducción de la frecuencia de las inundaciones y la desecación de la zona ribereña, son seguidos de cambios en la vegetación y en la actividad microbiológica (Micheli y Kirchner, 2002). Un nivel freático más bajo da como resultado un margen fluvial más alto. Como consecuencia, las raíces de las plantas ribereñas quedan suspendidas en suelos más secos y se produce un cambio de vegetación hacia especies xéricas, que no tienen la misma capacidad de proteger los márgenes fluviales y la calidad del curso de agua (Florinsky, McMahon y Burton, 2004). Los márgenes colapsan por la acción de la gravedad

Gráfico 4.2 Proceso de degradación de los cauces originado por el ganado



Fuente: según English, Wilson y Pinkerton (1999).

y el cauce comienza a ser ocupado por sedimentos. De esta manera comienza a desarrollarse un cauce de bajo caudal a una elevación más baja. Lo que fuera un área anegable se convierte en una terraza seca, lo que comporta, en consecuencia, una disminución de la disponibilidad de agua en la zona (véase el Gráfico 4.2) (Melvin, 1995; National Public Lands Grazing Campaign, 2004; Micheli y Kirchner, 2002; Belsky, Matzke y Uselman, 1999; Bull, 1997; Melvin *et al.*, 2004; English, Wilson y Pinkerton, 1999; Waters, 1995).

El estudio del impacto potencial del pastoreo en el ciclo del agua tendrá que focalizar su atención especialmente en las regiones y países que han desarrollado sistemas de producción extensivos en Europa central y meridional, Asia central, el África subsahariana, América del Sur, los Estados Unidos de América y Australia.

4.4.2 Conversión del uso de la tierra

Tal y como se expuso en el Capítulo 2, el sector pecuario es un protagonista importante en la conversión del uso de la tierra. En los últimos siglos, una extensa superficie de pastos se ha destinado a la producción de cultivos forrajeros y grandes zonas forestales se han transformado en tierras de cultivo. El proceso continúa a un ritmo muy rápido en América del Sur y África central.

Un cambio en el uso de la tierra con frecuencia da lugar a cambios en el balance hídrico de las cuencas afectando el caudal⁹, la frecuencia y nivel del caudal máximo y el nivel de recarga de las aguas subterráneas. Los factores fundamentales en la determinación de los cambios hidrológicos derivados de los cambios en la vegetación o en el uso de la tierra incluyen: clima (principalmente, las precipitaciones), manejo de la vegetación, superficie de infiltración, tasa de evapotranspiración de la nueva vegetación y propiedades del área de captación (Brown *et al.*, 2005).

Los bosques tienen una función importante en el manejo del ciclo natural del agua. El dosel amortigua la caída de las gotas de agua de lluvia, mientras que la hojarasca mejora la capacidad de infiltración del suelo y aumenta la recarga subterránea. Además, los bosques y especialmente los bosques pluviales, tienen una demanda neta de los caudales que contribuye a moderar los eventos de caudal máximo de tormenta durante el año (Quinlan Consulting, 2005; Ward y Robinson, 2000, citado en Quinlan Consulting, 2005). Por consiguiente, cuando se extrae la biomasa forestal aumenta el rendimiento hidrológico total anual.

Siempre que la perturbación de la superficie sea limitada, la mayor parte del aumento anual permanecerá como un flujo base. Sin embargo, si los pastizales o bosques se convierten en tierras de cultivo, es frecuente que las oportunidades de infiltración de la lluvia se reduzcan, la intensidad y la frecuencia de los eventos de caudal máximo aumenten, las reservas de aguas subterráneas no se recarguen lo suficiente durante la estación de lluvias y los flujos de agua disminuyan drásticamente durante la estación seca (Bruijnzeel, 2004). Se han documentado cambios considerables en la escorrentía del área de captación después de la conversión de bosques en pastos o de la deforestación de áreas de captación en pastos (Siriwardena, Finlayson y McMahon, 2006; Brown *et al.*, 2005).

Los efectos del cambio de la composición de la vegetación en el rendimiento hidrológico estacional dependen en gran medida de las condiciones locales. Brown *et al.* (2005) sintetizaron la respuesta estacional esperada en el rendimiento hidrológico en función del tipo de clima (véase el Cuadro 4.21). En las áreas de captación tropicales se observan dos tipos de respuesta: un cambio proporcional uniforme a lo largo del año, o un cambio estacional más intenso durante la estación seca. En las áreas donde la precipitación es predominante en el invierno se registra una pronunciada reducción de los cauces en el verano con respecto a los cauces de invierno. Esto es debido principalmente al hecho de que la precipitación y

⁹ El caudal está compuesto por las escorrentías rápidas (principalmente escorrentía superficial) y el flujo base (la descarga de las aguas subterráneas en la corriente (Zhang y Shilling, 2005)).

Cuadro 4.21

Efectos estacionales de los cambios en la composición de la vegetación sobre el rendimiento de agua, por tipo de clima

Clima	Respuesta absoluta	Respuesta proporcional
Precipitaciones dominantes – tropical/verano	Grandes cambios en los meses de verano, cuando la lluvia es mayor que el promedio mensual	Dos modelos de respuesta observados: 1) Cambios similares en todos los meses 2) Cambios más intensos en los meses de invierno, cuando las precipitaciones son inferiores al promedio mensual
Captaciones afectadas – nieve	Cambios más intensos en los meses en los que la nieve se derrite	Cambio mayor en la estación de crecimiento del verano
Precipitaciones dominantes – invierno	Cambios más intensos en los meses de invierno, cuando las precipitaciones están por encima del promedio mensual	Cambios más grandes en los meses de verano, cuando las precipitaciones son inferiores al promedio mensual
Precipitaciones uniformes	Cambios uniformes a lo largo de las estaciones	Con vegetación caducifolia hay un cambio mayor durante los meses de primavera. Con vegetación perennifolia hay cambio uniforme durante todas las estaciones

Nota: Respuesta absoluta: cambio del volumen total durante un año. Respuesta proporcional: cambio con respecto a las estaciones.
Fuente: Brown *et al.* (2005).

la evapotranspiración están desfasadas: la vegetación tiene una mayor demanda de agua en el verano, cuando la disponibilidad de agua es baja (Brown *et al.*, 2005).

El caso de la cuenca del río Mississippi ilustra perfectamente la forma en que la conversión en el uso de la tierra relacionada con la producción pecuaria afecta a la disponibilidad estacional de agua a nivel de cuenca. En la cuenca del Mississippi, las plantas endógenas de la estación fría despiertan de su latencia en primavera, una vez que la nieve del suelo se derrite; en el calor del verano entran en latencia para activarse nuevamente en el otoño si no son cosechadas. En contraste, los cultivos exógenos de estación cálida, como el maíz y la soja (generalmente usados como piensos), tienen un período vegetativo que se extiende durante medio año. La máxima demanda de agua de estos cultivos se produce a mediados del verano. Los cambios en la vegetación de esta cuenca dieron lugar a un desajuste entre el pico de las precipitaciones, que tiene lugar en primavera y al inicio del verano, y la demanda de agua estacional de los cultivos anuales, que alcanza su pico en el verano. Esta insuficiencia de origen antrópico

entre el suministro de agua y su demanda por la vegetación ha influido en gran medida en el flujo base en esta región durante el año (Zhang y Schilling, 2005).

4.5 Resumen del impacto del ganado en los recursos hídricos

En términos generales, el sector pecuario tiene un impacto altamente significativo en el uso y calidad del agua, la hidrología y los ecosistemas acuáticos. Este impacto se origina en todos los segmentos de la cadena de producción.

El agua usada por el sector excede en un 8 por ciento el volumen de agua utilizada para las necesidades humanas. La mayor proporción de agua se destina a la producción de piensos y equivale al 7 por ciento del consumo mundial de agua. Si bien puede tener importancia relativa a nivel local en países como Botswana y la India, la proporción de agua utilizada para la elaboración de productos, agua potable y agua de servicios es insignificante a nivel global (por debajo del 0,1 por ciento del consumo mundial y menos del 12,5 por ciento del agua utilizada por el sector pecuario) (véase el Cuadro 4.22).

Evaluar la función del ganado en el agotamiento del agua es un proceso que reviste una mayor complejidad. El volumen de agua que se pierde definitivamente sólo puede calcularse para el agua evapotranspirada por los cultivos destinados a la producción forrajera. Este volumen asciende a un significativo 15 por ciento anual.

El agotamiento del agua atribuible a la contaminación no es cuantificable, pero la contribución del sector pecuario al proceso de contaminación ha quedado claramente demostrada en los análisis a nivel de país. En los Estados Unidos de América los sedimentos y los nutrientes se consideran los principales agentes contaminantes del agua. El sector pecuario es responsable de aproximadamente el 55 por ciento de la erosión

y del 32 y 33 por ciento, respectivamente, de la carga de N y P en los recursos de agua dulce. El sector también contribuye en gran medida a la contaminación con plaguicidas (37 por ciento de los plaguicidas aplicados en los Estados Unidos de América), antibióticos (50 por ciento del volumen de antibióticos consumidos en los Estados Unidos de América), y metales pesados (37 por ciento del Zn aplicado en las tierras agrícolas de Inglaterra y Gales).

El manejo y uso de la tierra para las actividades pecuarias son los principales mecanismos mediante los que el ganado contribuye al proceso de agotamiento del agua. La producción de materias primas para piensos y forrajes, la aplicación de estiércol en los cultivos y la ocupación de la tierra

Cuadro 4.22

Contribución estimada del sector pecuario a los procesos de uso y agotamiento del agua

USO DEL AGUA			
Agua potable y de servicios		Mundial	0,6 % del uso del agua
		EE.UU.	1% del uso del agua
		Botswana	23% del uso del agua
Elaboración de carne y leche, curtiembre		Mundial	0,1% del uso del agua
Producción de piensos en regadío (excluidos forrajes)		Mundial	7% del uso del agua
AGOTAMIENTO DEL AGUA			
Agua evapotranspirada por los cultivos de piensos (excluidos pastos y forrajes)		Mundial	15% del agua evapotranspirada en la agricultura
Contaminación con nutrientes	N	Tailandia (desechos porcinos)	14% de carga de N
		Viet Nam (desechos porcinos)	38% de carga de N
		China – Guangdong (desechos porcinos)	72% de carga de N
		EE.UU.	33% de carga de N
	P	Tailandia (desechos porcinos)	61% de carga de P
		Viet Nam (desechos porcinos)	92% de carga de P
		China – Guangdong (desechos porcinos)	94% de carga de P
		EE.UU.	32% de carga de P
Contaminación biológica		N.A.	
Consumo de antibióticos		EE.UU.	50% de los antibióticos consumidos
Plaguicidas aplicados (para maíz y soja destinados a piensos)		EE.UU.	37% de los plaguicidas aplicados
Erosión de las tierras agrícolas		EE.UU.	55% del proceso de erosión
Metales pesados aplicados	Zn	Inglaterra y Gales	37% del Zn aplicado
	Cu	Inglaterra y Gales	40% del Cu aplicado

por sistemas extensivos figuran entre las principales causas de cargas insostenibles de nutrientes, plaguicidas y sedimentos en los recursos hídricos mundiales. La contaminación es, con frecuencia, un proceso difuso y gradual, por lo que su impacto en los ecosistemas se hace visible solamente cuando ha alcanzado un elevado nivel de intensidad. Además, en vista de que es tan difuso, el proceso de contaminación es a menudo extremadamente difícil de controlar, especialmente cuando se da en áreas de pobreza generalizada.

La contaminación resultante de la producción pecuaria industrial (que consiste principalmente en altas cargas de nutrientes, alta DBO y contaminación biológica) es más aguda y más evidente que la resultante de otros sistemas de producción pecuaria, especialmente cuando ocurre cerca de las áreas urbanas. En la medida en que tiene un impacto directo sobre el bienestar humano y es más fácil de controlar, la mitigación de los efectos de la producción pecuaria industrial suele recibir una mayor atención por parte de los responsables de la elaboración de políticas.

La transferencia nacional e internacional de agua virtual y los costos ambientales

La producción pecuaria tiene impactos regionales diversos y complejos sobre el uso y el agotamiento del agua. Estos impactos pueden evaluarse por medio del concepto de “agua virtual”, definida como el volumen de agua requerida para producir un determinado producto o servicio (Allan, 2001). Así, por ejemplo, se necesita una media de 990 litros de agua para producir un litro de leche (Chapagain y Hoekstra, 2004). Es obvio que el “agua virtual” no es lo mismo que el volumen de agua contenido en un producto: en realidad sólo una porción muy reducida del agua virtual utilizada forma parte del producto (por ejemplo, en el caso de la leche, sólo 1 litro de los 990 litros empleados). El agua virtual usada en varios segmentos de la cadena productiva puede ser atribuida a regiones específicas. El agua virtual para la producción de piensos destinados a la producción pecuaria intensiva puede

utilizarse en un país o una región diferente de la región donde se usa el agua directamente en la producción animal.

Las diferencias en el uso de agua virtual para los diferentes segmentos de la producción pecuaria pueden estar relacionadas con las diferencias en la disponibilidad real de agua. Esto puede ayudar a explicar, al menos parcialmente, las tendencias del sector pecuario (Naylor *et al.*, 2005; Costales, Gerber y Steinfeld, 2006) hacia el aumento de la segmentación espacial a varias escalas de la cadena alimentaria animal, especialmente la separación de la producción de los animales y de los piensos. Esta última producción es claramente discernible tanto a nivel nacional como subnacional cuando el mapa de las principales áreas de producción de piensos a nivel mundial (mapas 5, 6, 7 y 8, Anexo 1) se compara con las distribuciones de las poblaciones de animales monogástricos (mapas 16 y 17, Anexo 1). Al mismo tiempo, el comercio internacional de productos animales finales ha experimentado un notable incremento. Estos dos cambios han fomentado el aumento del transporte y la conectividad mundial.

Estos cambios deben analizarse a la luz de una distribución mundial desigual de los recursos hídricos. En las regiones en desarrollo, los recursos hídricos renovables tienen variaciones que van desde el 18 por ciento de precipitaciones y flujos de ingreso en la mayoría de las zonas áridas (Asia occidental/África del Norte), donde las precipitaciones son de sólo 180 mm al año, hasta el 50 por ciento en el Asia oriental húmeda, donde las precipitaciones alcanzan los 1 250 mm al año. Los recursos hídricos renovables son más abundantes en América Latina. Las estimaciones a nivel nacional ocultan variaciones muy amplias a nivel subnacional, donde se presentan realmente los impactos ambientales. Por ejemplo, China tiene graves problemas de escasez de agua en el norte, mientras que en el sur los recursos son aún abundantes. Incluso en un país con abundancia de agua como el Brasil, hay problemas de escasez en algunas zonas.

La especialización regional y el aumento del comercio pueden favorecer la disponibilidad de agua en unos lugares y dificultarla en otros.

Teóricamente, la transferencia espacial de productos (en vez de agua) suministra una solución parcial a la escasez de agua, puesto que disminuye la presión sobre los recursos hídricos en las zonas receptoras. La importancia de estos flujos fue evaluada por primera vez en Oriente Medio, la región con mayores problemas de escasez de agua en el mundo, con muy poca agua dulce y con un insignificante volumen de agua en el suelo (Allen, 2003). El sector pecuario alivia esta escasez de agua mediante la gran cantidad de agua virtual contenida en el creciente flujo de productos animales importados (Chapagain y Hoekstra, 2004; Molden y de Fraiture, 2004). Otra estrategia para el ahorro local de agua a través del “agua virtual” procedente de otros lugares es la importación de alimentos para la producción de animales domésticos, como en el caso de Egipto, que importa cantidades cada vez mayores de maíz para piensos (Wichelns, 2003). En el futuro estos flujos virtuales pueden aumentar significativamente el impacto del sector pecuario en los recursos hídricos debido a que el rápido aumento de la demanda de productos de origen animal se satisface mediante la producción intensiva de monogástricos, la cual se basa en el uso de alimentos que requieren grandes cantidades de agua.

Sin embargo, los flujos globales de agua virtual también tienen desventajas ambientales. Incluso pueden dar lugar a un dumping ambientalmente nocivo si las externalidades ambientales no son internalizadas por el productor en el lugar de origen: en regiones con escasez de agua como Oriente Medio, la disponibilidad de agua virtual proveniente de otras regiones probablemente ha disminuido el ritmo de puesta en marcha de reformas que podrían mejorar la eficiencia del agua a nivel local.

Los impactos ambientales se están haciendo menos visibles para el amplio abanico de partes interesadas que comparten la responsabilidad de su generación. Al mismo tiempo hay una creciente

dificultad para identificar estas partes interesadas, lo que complica la solución de los problemas ambientales concretos. Para ilustrar esta situación, se puede citar el trabajo de Galloway *et al.* (2006), en el que se demuestra que el cultivo de piensos en otros países supone más del 90 por ciento del agua usada para la producción de productos animales consumidos en el Japón (3,3 km³ de un total de 3,6 km³). El seguimiento del origen de estos flujos pone de relieve que en su mayor parte provienen de países de regiones productoras de piensos que no son particularmente ricas en agua como Australia, China, México y los Estados Unidos de América. Empleando el mismo método para el N, los autores muestran que los consumidores japoneses de carne también pueden tener parte de responsabilidad en la contaminación del agua en países muy lejanos.

4.6 Opciones de mitigación

Para el sector pecuario existen múltiples y efectivas opciones de mitigación que permitirían revertir las tendencias actuales del agotamiento del agua y trascender un escenario caracterizado por el permanente aumento de la extracción de agua y el incremento del estrés hídrico y la escasez de este recurso (Rosegrant, Cai y Cline, 2002).

Las opciones de mitigación suelen basarse en tres principios fundamentales: la reducción del uso del agua, la reducción del proceso de agotamiento y el mejoramiento de la recarga. A continuación se examinan varias opciones tecnológicas relacionadas con estos tres principios. Las políticas ambientales dirigidas a favorecer la aplicación de estas opciones se someterán a examen en el Capítulo 6.

4.6.1 Mejora de la eficiencia del uso del agua

Como se ha demostrado anteriormente, en el sector pecuario hay un predominio del uso del agua en los sistemas más intensivos debido a la producción de cultivos forrajeros, principalmente cereales secundarios y oleaginosas ricas en proteínas. Si bien las opciones que se presentan

son similares a las propuestas en la literatura más general sobre agua y agricultura, cabe sin embargo reiterarlas aquí, en vista de la magnitud y creciente incremento de la participación de los cultivos forrajeros en el consumo mundial de agua, con costos de oportunidad considerables.

Las dos áreas principales donde hay un margen de mejora son la eficiencia del riego¹⁰ y el fomento de la productividad del agua.

Mejora de la eficiencia del riego

Tomando como base el análisis de 93 países en desarrollo, en FAO (2003a) se calculó que la eficiencia del riego fue cercana al 38 por ciento en el período 1997-1999, con variaciones que oscilaron desde el 25 por ciento en áreas con abundantes recursos hídricos (América Latina) hasta el 40 por ciento en las regiones de Asia occidental y África del Norte o el 44 por ciento en Asia meridional, en donde la escasez de agua obliga a una mayor eficiencia.

En muchas cuencas, parte del agua que se considera desperdiciada contribuye a la recarga de las aguas subterráneas o retorna al caudal del río, de manera que puede ser usada en pozos o por los ecosistemas aguas abajo. No obstante, incluso en estas situaciones, la eficiencia en el mejoramiento del riego puede proporcionar otros beneficios ambientales. En algunos casos, puede ahorrar agua, por ejemplo, cuando el drenaje de la irrigación fluye hacia acuíferos salinos donde el agua no puede ser reutilizada. Asimismo puede evitar la contaminación con agroquímicos de ríos y aguas subterráneas y reducir el anegamiento y la salinización. Muchas de las acciones relacionadas con el mejoramiento de la eficacia de irrigación pueden comportar ventajas adicionales, entre ellas:

- El revestimiento de los canales proporciona a los administradores más control sobre el suministro de agua.

- Fijar precios para el agua permite la recuperación de los costos y fomenta el uso responsable del recurso.
- El riego de precisión puede aumentar los rendimientos y mejorar la productividad del agua (Molden y de Fraiture, 2004).

En muchas cuencas, especialmente en aquellas que ya experimentan estrés hídrico, hay poco o ningún desperdicio del agua utilizada para el regadío, puesto que la práctica de reciclar o reutilizar el agua está ampliamente difundida. El Nilo en Egipto (Keller, Keller y El-Kady, 1995), el Gediz en Turquía (GDRS, 2000), el Chao Phraya en Tailandia (Molle, 2003), el Bakhra en la India (Molden, Sakthivadivel y Habib, 2001) y el Imperial Valley en California (Keller y Keller 1995) son ejemplos bien documentados (Molden y de Fraiture, 2004).

Fomento de la productividad del agua

El mejoramiento de la productividad del agua es un factor clave para la liberación de agua para el ambiente natural y otros usuarios. En su sentido más amplio, el mejoramiento de la productividad del agua significa la obtención del mayor valor de cada gota de agua, ya sea en la agricultura, la industria o el medio ambiente. El mejoramiento de la productividad del agua en la agricultura de regadío o de secano generalmente hace referencia al aumento del rendimiento de los cultivos o del valor económico por unidad de agua utilizada o consumida. El concepto también puede aplicarse a la pesca y a la producción pecuaria. Es posible obtener importantes aumentos de productividad del agua cuando hay una mejor integración de cultivos y ganado en sistemas mixtos, en especial cuando se alimenta con residuos de cultivos al ganado, el cual proporcionará a su vez fertilizante orgánico. El potencial de este sistema quedó confirmado en África occidental por Jagtap y Amissah-Arthur (1999). El principio también puede aplicarse a los sistemas de producción industrial. Las zonas especializadas en la producción de maíz a gran escala para la alimentación de monogástricos en

¹⁰ La eficiencia del riego se define como la relación entre la cantidad de agua realmente utilizada para el crecimiento del cultivo y la cantidad de agua extraída (FAO, 2003a).

establecimientos con frecuencia muy distantes podrían suministrar con facilidad residuos de maíz para la producción local de rumiantes.

Aunque las explotaciones agrícolas de producción de piensos para los sistemas pecuarios industriales suelen operar con niveles de productividad del agua relativamente altos, puede haber un margen de mejora, por ejemplo, a través de la selección de cultivares y variedades adecuadas, mejores métodos de siembra (en camas elevadas, por ejemplo), labranza mínima, irrigación oportuna que sincronice la aplicación de agua con los períodos de crecimiento más sensibles, manejo de nutrientes, riego por goteo y mejoramiento del drenaje para el control del nivel freático. En las zonas secas, el riego deficitario, es decir, la aplicación de una cantidad limitada de agua pero en un momento crítico, puede aumentar la productividad del agua de riego escasa en un 10 o un 20 por ciento (Oweis y Hachum 2003).

4.6.2 Mejor manejo de los desechos

Uno de los problemas relacionados con el agua que los sistemas de producción industrial deben afrontar es el manejo y eliminación de los desechos. Hay a disposición una serie de opciones técnicas eficaces, elaboradas principalmente en los países desarrollados, pero necesitan una difusión más amplia y deben ser adaptadas a las condiciones locales de los países en desarrollo.

El manejo de los desechos puede dividirse en cinco fases: producción, recolección, almacenamiento, procesamiento y utilización. En cada fase deben implementarse opciones tecnológicas adecuadas con el fin de reducir el impacto que actualmente tiene el sector pecuario sobre el agua.

Fase de producción: un pienso más equilibrado

La fase de producción hace referencia a la cantidad y a las características de las heces y la orina generadas a nivel de granja, las cuales varían considerablemente en función de la composición de la dieta, las prácticas de gestión de la alimentación, las características de la especie y la fase de crecimiento de los animales.

La gestión de la alimentación ha experimentado una continua mejora durante las últimas décadas con el resultado de un aumento en los niveles de producción. El desafío para los productores y los nutricionistas es la formulación de raciones que continúen mejorando los niveles de producción y simultáneamente minimicen los impactos asociados a las excretas. Esto puede lograrse optimizando la disponibilidad de los nutrientes y mediante un mejor ajuste y sincronización de los nutrientes y los insumos minerales con las necesidades de los animales (raciones equilibradas y alimentación por fases), lo que reduce la cantidad de estiércol excretado por unidad de alimento y por unidad de producto. Un mejor índice de conversión alimenticia también puede lograrse por medio del mejoramiento genético de los animales (Sutton *et al.*, 2001; LEAD, 1999; LPES, 2005).

Las estrategias dietéticas para mejorar la eficiencia de los piensos se basan en cuatro principios fundamentales:

- satisfacer las necesidades nutricionales sin excederlas;
- seleccionar ingredientes que contengan nutrientes fácilmente absorbibles;
- suplementar las dietas con aditivos/enzimas/vitaminas que mejoren la disponibilidad de P y garanticen un suministro y retención óptimos de aminoácidos a reducidos niveles de proteína cruda;
- reducir el estrés (LPES, 2005).

El ajuste de la dieta a las necesidades reales tiene un impacto local significativo en la excreción de nutrientes en las heces, especialmente cuando se trata de grandes unidades de producción animal. Por ejemplo, los niveles de P en la dieta bovina de los sistemas intensivos generalmente exceden los niveles requeridos entre un 25 y un 40 por ciento. De hecho la práctica común de suplementar los bovinos con P no es necesaria en la mayoría de los casos. La adopción de una dieta con los niveles adecuados de P es la manera más simple de disminuir la cantidad de P excretado por los bovinos. Se ha demostrado que es posible reducir la excreción de P en la producción de bovi-

nos de carne entre un 40 y un 50 por ciento. No obstante, en la práctica, los productores alimentan los bovinos con subproductos de bajo costo que usualmente contienen altos niveles de P. De manera similar en los Estados Unidos de América el contenido de P en las dietas de las aves de corral, que suele ser de 450 mg, puede disminuirse a 250 mg por gallina al día (recomendaciones del National Research Council) sin ocasionar pérdidas en la producción y con valiosos ahorros de alimento (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

De manera análoga puede reducirse el contenido de metales pesados en el estiércol a través del suministro de una dieta adecuada. Experiencias exitosas han demostrado la eficiencia de esta medida. En Suiza el contenido promedio de Cu y Zn en el estiércol de cerdo disminuyó considerablemente entre 1990 y 1995 (un 28 por ciento el Cu y un 17 por ciento el Zn), lo que demuestra la eficiencia de limitar el suministro de metales pesados en las dietas de los animales a los niveles estrictamente necesarios (Menzi y Kessler, 1998).

La modificación en el balance de los componentes de la dieta y en la fuente de los nutrientes puede tener una considerable influencia en los niveles de excreción de nutrientes.

En los bovinos una dieta con un buen balance entre la proteína degradable y no degradable mejora la absorción de nutrientes y se ha demostrado que reduce la excreción de N entre un 15 y un 30 por ciento sin afectar los niveles de producción. Sin embargo, esto suele asociarse a un aumento en la proporción de concentrados en la ración, lo que en las unidades de producción basadas en pastos significa una disminución en el uso de forrajes que genera costos adicionales y un suministro de nutrientes excesivo. Igualmente, niveles adecuados de carbohidratos complejos, oligosacáridos y polisacáridos no almidonados (PNA) pueden tener influencia en la forma del N excretado. Generalmente este tipo de nutrientes favorece la producción de proteína bacteriana, que es menos perjudicial para el medio ambiente y tiene un mayor potencial de reciclaje. En el caso de los cerdos una cantidad más baja de

proteína cruda suplementada con aminoácidos sintéticos disminuye la excreción de N hasta en un 30 por ciento, dependiendo de la composición inicial de la dieta. De manera similar, en los sistemas de producción porcina, la calidad de los alimentos es fundamental. Se ha documentado que la eliminación de la fibra y el germen de maíz reduce el nivel de excreción de materia seca en un 56 por ciento y el nivel de N contenido en la orina y las heces en un 39 por ciento. El uso de formas orgánicas de Cu, Fe, Mn y Zn en las dietas de los cerdos disminuye el nivel de metales pesados adicionados a la ración y sus niveles de excreción se reducen considerablemente sin alterar el crecimiento o el índice de eficiencia de conversión de piensos (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

Con el fin de mejorar la eficiencia alimenticia se han desarrollado nuevas fuentes de alimentos de alta digestibilidad utilizando técnicas de mejoramiento convencionales o la modificación genética. Los dos principales ejemplos son el desarrollo de maíz bajo en fitato, que reduce la excreción de P, y la soja de baja estaquiosa. La disponibilidad de P en la alimentación convencional (maíz y soja) de cerdos y aves de corral es baja porque el P usualmente está ligado a la molécula de fitato (el 90 por ciento del P en el maíz está presente en forma de fitato, y el 75 por ciento en la harina de soja). Esta baja disponibilidad de P se debe a que el sistema digestivo de estas especies no cuenta con la fitasa, molécula que degrada el fitato y vuelve disponible el P. El uso de genotipos con bajos niveles de fósforo-fitato reduce los niveles de P mineral que deben ser suplementados en la dieta y reduce la excreción de P en un 25-30 por ciento (FAO, 1999c; LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

La fitasa, xilanasas y betaglucanasas (que no son excretadas naturalmente por los cerdos) pueden ser adicionadas en el alimento con el fin de favorecer la degradación de los polisacáridos no almidonados disponibles en los cereales. Estos polisacáridos no almidonados usualmente se asocian con las proteínas y minerales. La ausencia de estas enzimas determina una baja eficiencia de los piensos y aumenta la excreción de minerales.

El uso de fitasa ha revelado una mejora de la digestibilidad del P del 30 al 50 por ciento. Boling *et al.* (2000) alcanzaron una reducción del 50 por ciento del contenido de P en las heces de gallinas ponedoras a las que se suministró una dieta baja en P suplementada con fitasa y se evidenció que las aves mantuvieron un nivel óptimo de postura. De igual manera, la adición de 1,25 dihidroxi vitamina D3 a la dieta de pollos de asar redujo la excreción de fósforo-fitato en un 35 por ciento (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

Otros avances tecnológicos incluyen la reducción de las partículas, la peletización y la expansión. El tamaño de la partícula recomendado para obtener una mejor digestibilidad es de 700 micrones. La peletización mejora la eficiencia alimenticia en un 8,5 por ciento.

Finalmente, el mejoramiento de la genética animal y la reducción del estrés (mejores condiciones de cría, ventilación y medidas sanitarias) mejoran la ganancia de peso y, por lo tanto, la conversión alimenticia (FAO, 1999c; LPES, 2005).

Mejora del proceso de recolección de estiércol

La fase de recolección hace referencia a la recogida y acopio inicial del estiércol en el punto de origen (véase el Gráfico 4.3). El tipo de estiércol que se produce y sus características resultan muy afectados por los métodos de recolección empleados y la cantidad de agua agregada al estiércol.

En el diseño de las instalaciones de cría debe tenerse en cuenta la reducción de las pérdidas de estiércol y nutrientes por el escurrimiento. El tipo de superficie en que se crían los animales es uno de los elementos fundamentales que influyen en el proceso de recolección. Un piso de enrejado puede facilitar en gran medida la recolección inmediata del estiércol, pero implica que toda la excreta sea recolectada en forma líquida.

Los escurrimientos contaminados de las áreas de producción deben ser reconducidos a las instalaciones de almacenamiento del estiércol para su elaboración. La cantidad de agua usada en los galpones y el agua de lluvia (especialmente en las zonas cálidas y húmedas) que entra en contacto con

el estiércol deben reducirse al máximo con el fin de limitar el proceso de dilución y evitar el aumento en el volumen de desechos (LPES, 2005).

Mejorar el almacenamiento del estiércol

En esta fase el estiércol se almacena temporalmente. El almacenamiento facilita el manejo del estiércol puesto que concede al administrador el control sobre la programación de sus aplicaciones. Por ejemplo, permite realizar aplicaciones oportunas en el terreno en sincronía con las necesidades nutricionales de los cultivos.

Una meta en el mejoramiento del almacenamiento del estiércol es evitar la fuga de nutrientes y minerales desde los galpones e instalaciones de almacenamiento a las aguas superficiales y subterráneas (FAO, 1999c). Una capacidad de almacenamiento adecuada es de importancia fundamental para evitar las pérdidas por derrames, especialmente durante la estación de lluvias en los climas tropicales.

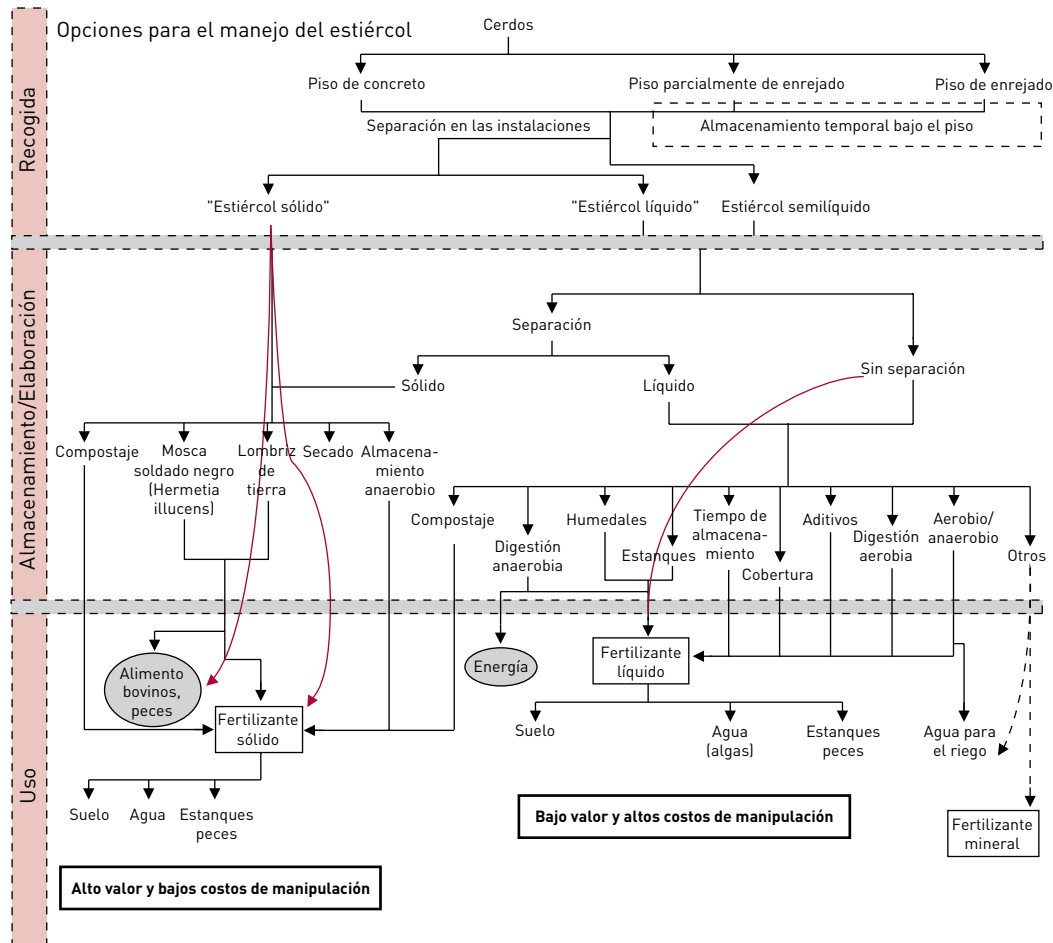
Mejorar el procesamiento del estiércol

Existen opciones técnicas para el procesamiento del estiércol que pueden disminuir el potencial de contaminación, reducir los excesos de estiércol a nivel local y convertir el volumen excesivo en productos de valor más alto y/o productos que se pueden transportar con mayor facilidad, entre ellos biogás, fertilizantes y piensos para bovinos y peces. La mayor parte de las tecnologías se centran en la concentración de los nutrientes derivados de la separación de los sólidos, la biomasa o el lodo (LPES, 2005; FAO, 1999c).

La elaboración del estiércol comprende diferentes tecnologías que se pueden combinar entre sí y que comprenden tratamientos físicos, biológicos y químicos (Gráfico 4.3).

El transporte de excrementos sin procesar, o estiércol, a largas distancias no es práctico debido al peso, el costo y a las propiedades inestables del producto. El paso inicial en la elaboración del estiércol es generalmente la separación de sólidos y líquidos. Se pueden usar fosas para permitir el proceso de sedimentación y facilitar la elimi-

Gráfico 4.3 Opciones técnicas para el manejo del estiércol



Fuente: FAO [2003b].

nación de los sólidos. Los sólidos más pequeños pueden eliminarse en un tanque donde la velocidad del agua es mucho más reducida. No obstante, los tanques de sedimentación no se usan con frecuencia para el estiércol animal debido a su costo. Otras tecnologías para la separación de los sólidos incluyen diversos procesos de tamizado y de centrifugado, así como filtros rápidos de arena. Estos procesos pueden reducir de manera significativa las cargas de C, N, y P en los flujos de agua posteriores (LPES, 2005).

La selección del paso inicial es de importancia fundamental en tanto que este determina el valor final del producto. Los desechos sólidos tienen costos de manejo bajos, un potencial de impacto ambiental más reducido y un mayor valor en el mercado, puesto que sus nutrientes son más concentrados. En contraste, los desechos líquidos tienen un valor de mercado más bajo, ya que sus costos de manejo y almacenamiento son altos y su valor nutricional es pobre y poco fiable (LPES, 2005). Además, los desechos

líquidos tienen un potencial mucho más alto de impactos negativos sobre el medio ambiente si las estructuras de almacenamiento no son impermeables o no tienen suficiente capacidad de almacenamiento.

Tal y como puede observarse en el Gráfico 4.3, la fase de separación puede ir seguida de una amplia variedad de procesos opcionales que influyen en la composición final del producto.

Entre las opciones técnicas convencionales de amplio uso cabe destacar las que se describen a continuación.

Aireación. Este tratamiento elimina la materia orgánica y reduce la demanda biológica y química de oxígeno. El 50 por ciento del C se convierte en lodos o biomasa que se recolecta por sedimentación. El P también se reduce por absorción biológica pero en menor cantidad. Existen diferentes tipos de tratamiento aeróbico, como los lodos activados¹¹, donde la biomasa vuelve a la porción afluyente del depósito, o los lechos bacterianos, en los que la biomasa crece en un lecho de piedra. Dependiendo de la profundidad de la laguna, la aireación se puede aplicar a todo el volumen del sistema de lagunaje o limitarse a una sola porción para obtener beneficio simultáneo del proceso de digestión aeróbico y anaeróbico (LPES, 2005).

Digestión anaeróbica. Los beneficios principales del proceso de digestión anaeróbica son la reducción de la demanda química de oxígeno (DQO), la DBO y los sólidos, y la producción de gas metano. Sin embargo, no reduce los contenidos de N y P (LPES, 2005).

Sedimentación de biosólidos. La biomasa generada viene tratada biológicamente en tanques de sedimentación o clarificadores, en los que la velocidad del agua es lo suficientemente lenta como para permitir que los sólidos que estén por encima de cierto tamaño o peso se depositen (LPES, 2005).

Floculación. La adición de químicos puede mejorar la eliminación de sólidos y elementos disueltos. Los químicos más comunes incluyen la cal, el aluminio y los polímeros.

Cuando se usa cal, el lodo resultante puede tener un mayor valor agronómico (LPES, 2005).

Compostaje. El compostaje es un proceso aeróbico natural que permite reciclar los nutrientes en el suelo. Generalmente, es necesaria la adición de un sustrato rico en fibra y carbono al material en tratamiento. En algunos sistemas se deben agregar enzimas e inoculantes para favorecer el proceso de compostaje. Se han popularizado muchos sistemas de compostaje muy sofisticados que convierten el estiércol en un producto comercializable con valor agregado. Los beneficios del compostaje son muy numerosos: la materia orgánica disponible queda estabilizada y no se vuelve a descomponer, los malos olores se reducen a niveles aceptables para la aplicación, el volumen se reduce entre el 25 y el 50 por ciento y los gérmenes y semillas se destruyen por el calor generado en la fase de formación aeróbica (alrededor de 60 °C). Si la relación C:N inicial está por encima de 30, la mayor parte del N se conserva durante el proceso (LPES, 2005).

La **deshidratación del estiércol sólido** es también una opción para reducir el volumen de estiércol para su transporte y para aumentar la concentración de los nutrientes. En climas cálidos, es posible la deshidratación natural fuera de la estación de lluvias a costos muy reducidos.

Una serie de procesos diferentes pueden ser integrados dentro de una sola estructura. En los **sistemas de lagunaje** el estiércol está altamente diluido, lo que favorece la actividad biológica natural y reduce la contaminación. Los efluentes se pueden utilizar en el riego de los cultivos, con lo que se recicla el exceso de nutrientes. Las lagunas anaeróbicas funcionan mejor en los climas cálidos, donde la actividad bacteriana se mantiene a lo largo de todo el año. Los digestores anaeróbicos con temperatura controlada pueden utilizarse para la producción de biogás y la reducción de los patógenos, pero precisan de elevadas inversiones

¹¹ El proceso de lodos activados usa la materia orgánica de las aguas residuales para producir una población de microorganismos mixta, en un ambiente aeróbico.

de capital y de una cierta habilidad para su gestión. No obstante, la mayor parte de los sistemas de lagunaje tienen una eficiencia muy pobre con respecto a la recuperación del P y el N. Hasta el 80 por ciento del N que entra en el sistema no es recuperable y se libera en la atmósfera en su mayor parte en forma del gas inocuo N_2 . La mayor parte del P se recuperará solamente a los 10 o 20 años, cuando el lodo deba ser eliminado. Como resultado, la recuperación del N y el P no están sincronizadas. El efluente de las lagunas, por tanto, debe utilizarse fundamentalmente como fertilizante nitrogenado. Para el manejo de los efluentes son necesarios equipos de riego muy costosos para lo que en la práctica son fertilizantes de muy baja calidad. El tamaño de la laguna debe ser proporcional al tamaño de la granja, factor que limita la adopción de la tecnología puesto que es necesaria una superficie muy grande para su implementación (Hamilton *et al.*, 2001; Lorimor *et al.*, 2001).

Las tecnologías alternativas necesitan más investigación y desarrollo para mejorar su eficiencia y efectividad: se incluyen las enmiendas químicas, tratamiento en humedales o la digestión con lombrices (Lorimor *et al.*, 2001). Los sistemas en humedales se basan en la capacidad natural para reciclar nutrientes presente en los ecosistemas de humedales o zonas ribereñas y tienen un alto potencial para la eliminación de niveles altos de N. El vermicompostaje es un proceso mediante el cual las lombrices de tierra y los microorganismos convierten el estiércol en humus con alto contenido de nutrientes, denominado vermicompost, en el que los nutrientes se encuentran en forma estable (LPES, 2005).

Para que la mayor parte de estos procesos tengan viabilidad económica y tecnológica, se requieren grandes cantidades de estiércol y generalmente su implementación no es técnicamente posible en la mayor parte de las granjas. La factibilidad del proceso a mediana y gran escala también depende de las condiciones locales (legislación local, precios de los fertilizantes) y los costos de elaboración. Algunos de

los productos finales tienen que ser producidos en grandes cantidades y tienen que ser de gran calidad antes de ser aceptados por la industria (FAO, 1999c).

Mejorar la utilización del estiércol

La fase de utilización hace referencia al reciclaje de los productos de desecho que son reutilizables o a la reintroducción de productos de desecho no reutilizables en el ambiente.

Lo más frecuente es que se use el estiércol como fertilizante de tierras agrícolas. Otros usos pueden ser la producción de alimento (para peces en acuicultura), energía (gas metano), o fertilizante para el crecimiento de las algas. En última instancia los nutrientes perdidos pueden ser reciclados y reutilizados como aditivos para piensos. Así, por ejemplo, se ha demostrado experimentalmente que la capa de estiércol que se forma en las lagunas puede elaborarse como fuente de calcio y fósforo para la alimentación de gallinas y pollos de asar sin que se registre una disminución de los niveles de producción (LPES, 2005).

Desde el punto de vista ambiental, la aplicación del estiércol a los cultivos o a los pastos reduce las aplicaciones de fertilizantes minerales. El estiércol también aumenta la materia orgánica del suelo, mejora la estructura, la fertilidad y la estabilidad del suelo, reduce la vulnerabilidad del suelo a la erosión y mejora la infiltración y la capacidad de retención hídrica del suelo (LPES, 2005; LEAD, 1999).

Sin embargo, debe prestarse especial atención a algunos aspectos de la aplicación de fertilizantes orgánicos, en particular a los niveles de escorrentía que puede contaminar los recursos de agua dulce o a la excesiva acumulación de nutrientes en el suelo. Además, el N orgánico algunas veces puede mineralizarse y no ser absorbido por los cultivos, lo que aumentaría la posibilidad de lixiviación. Los riesgos ambientales se reducen si las tierras se estercolan correctamente, con las tasas de aplicación apropiadas, en el momento oportuno, con la frecuencia estrictamente necesaria y teniendo en cuenta las características espaciales.

A continuación se mencionan algunas prácticas que limitan la erosión del suelo, la escorrentía, la lixiviación y la acumulación de nutrientes:

- Dosificar los fertilizantes y el estiércol en función de las necesidades de los cultivos.
- Evitar la compactación del suelo y otros daños que pueden producirse con el arado y que dificultan la capacidad de absorción de agua del suelo.
- Fitoremediación: especies de plantas que pueden bioacumular los nutrientes y los metales pesados presentes en el suelo. La bioacumulación mejora cuando los cultivos tienen raíces profundas que les permiten extraer los nitratos subsuperficiales. El cultivo de plantas con alta biomasa puede reducir los niveles de nutrientes en el suelo. La capacidad de bioconcentración de nutrientes y metales pesados depende de las especies y variedades de plantas.
- La aplicación de enmiendas a los suelos con sustancias químicas o subproductos de origen municipal a fin de inmovilizar el P y los metales pesados. La enmienda del suelo ha probado su efectividad para reducir hasta en un 70 por ciento la descarga de P con la escorrentía. La enmienda del suelo con polímeros floculantes (como los polímeros de poliácridamida) es una tecnología muy prometedora para la reducción del transporte de sedimentos y de los nutrientes en partículas.
- Arado profundo para diluir la concentración de nutrientes en las capas cercanas a la superficie.
- Establecimiento de cultivos en fajas o bandas, terrazas, cursos de agua con vegetación, setos de gramíneas y fajas de contención a fin de disminuir la escorrentía y aumentar los niveles de filtración de nutrientes, sedimentos y metales pesados (Risse *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 2001).

A pesar de las ventajas de los fertilizantes orgánicos, como el mantenimiento de la materia orgánica del suelo, por ejemplo, los agricultores a menudo prefieren utilizar los fertilizantes minerales, que garantizan la disponibilidad de nutrientes y son de fácil manipulación. En el caso de los ferti-

lizantes orgánicos, la disponibilidad de nutrientes varía con el clima, las prácticas agrícolas y de manejo de los desechos. Además, donde la producción animal se concentra geográficamente, no hay mucha tierra disponible para la aplicación del estiércol a tasas adecuadas. Los costos asociados con el almacenamiento, transporte, manipulación y elaboración del estiércol limitan la viabilidad económica de su exportación de zonas excedentarias a zonas deficitarias. La elaboración y transporte de estiércol tiene viabilidad económica sólo si se practica a gran escala. Tecnologías como la separación, el tamizado, la deshidratación y la condensación, que reducen los costos inherentes al proceso de reciclado (fundamentalmente almacenamiento y transporte) deben mejorarse. También deben diseñarse incentivos adecuados que favorezcan su adopción (Risse *et al.*, 2001).

4.6.3 Manejo de tierras

Los impactos que los sistemas extensivos de producción pecuaria tienen sobre las cuencas dependen en gran medida de la manera en que se gestione el pastoreo. Las decisiones de los productores determinan muchos de los parámetros que influyen en los cambios de la vegetación, como la presión del pastoreo (intensidad de carga) y el sistema de pastoreo (que influye en la distribución de los animales). El control adecuado de la estación de pastoreo, la intensidad, la frecuencia y la distribución pueden mejorar la cubierta vegetal, reducir la erosión y, por consiguiente, mantener o mejorar la calidad y la disponibilidad de agua (FAO, 1999c; Harper, George y Tate, 1996; Mosley *et al.*, 1997).

Sistemas de pastoreo adaptados, mejora de praderas e identificación de períodos críticos para el pastoreo

Los sistemas de pastoreo de rotación pueden mitigar los impactos sobre las zonas ribereñas gracias a la reducción del período de ocupación de estas zonas por el ganado (Mosley *et al.*, 1997). Los resultados de las investigaciones sobre los efectos y la eficiencia del pastoreo de rotación sobre las condiciones de las riberas son

controvertidos. Sin embargo, se ha demostrado que la estabilidad de los márgenes mejora cuando se reemplaza un sistema de pastoreo intenso y prolongado por un sistema de rotación (Mosley *et al.*, 1997; Myers y Swanson, 1995).

La resiliencia de los diferentes ecosistemas frente a la acción del ganado es diferente y depende de la humedad del suelo, la composición de las especies vegetales y las pautas de comportamiento de los animales. La identificación de los períodos críticos es de primordial importancia para el diseño de planes de pastoreo adaptados (Mosley *et al.*, 1997). Los márgenes fluviales se derrumban con más facilidad durante la estación de lluvias, cuando los suelos están húmedos y son susceptibles al pisoteo y a la escarcha de fondo, o cuando el ramoneo excesivo produce daños en la vegetación. Con frecuencia estos impactos pueden reducirse si se tiene en cuenta el comportamiento natural de los bovinos cuando pastan. Esta especie evita pastar en zonas excesivamente frías y húmedas y prefiere obtener el forraje en tierras altas, donde su palatabilidad es mejor que la del forraje de las áreas ribereñas (Mosley *et al.*, 1997).

Es posible construir caminos para facilitar el acceso a las granjas, fincas y lugares de pastoreo. Los caminos también tienen efectos positivos en la distribución del ganado (Harper, George y Tate, 1996). Con mejoras en el acceso se reduce el pisoteo del suelo y la formación de cárcavas que aceleran la erosión. Los senderos resistentes y bien diseñados pueden convertirse en las vías preferentes de acceso del ganado. Esto puede reducir el impacto a lo largo de las orillas ya que disminuyen las cárcavas en los bancos y el aporte de sedimentos (Salmon Nation, 2004). Es posible la implementación de prácticas de estabilización de la pendiente para estabilizar el suelo, controlar la erosión y limitar la formación de canales artificiales y cárcavas. Las cuencas bien localizadas pueden almacenar residuos y sedimentos de agua antes de que éstos pasen a las corrientes (Harper, George y Tate, 1996).

Mejorar la distribución del ganado: exclusión y otros métodos

La exclusión del ganado es un método fundamental para la recuperación y protección de un ecosistema. La concentración de animales cerca de las superficies de agua contribuye al agotamiento de este recurso, principalmente a través de las descargas directas de desechos en el agua, pero también indirectamente al reducir la infiltración y aumentar la erosión. Toda práctica que reduzca la cantidad de tiempo que el ganado permanece cerca de los cauces o abrevaderos, reducirá el pisoteo y la descarga de estiércol y, por lo tanto, disminuirá el potencial de efectos adversos generados por la contaminación hídrica que provoca el ganado en pastoreo (Larsen, 1996). Esta estrategia puede ir asociada a programas de control de los parásitos del ganado con el fin de reducir la contaminación biológica.

Existen diversas prácticas de manejo dirigidas a controlar o influir en la distribución del ganado y evitar su aglomeración cerca de las superficies de agua. Estos métodos incluyen medidas de exclusión como el cercado y el establecimiento de franjas amortiguadoras en las cercanías de las superficies acuáticas. Otros métodos para controlar la distribución del ganado son:

- instalación de abrevaderos en lugares diferentes a las corrientes de agua;
- distribución estratégica de puntos para el suplemento de alimentos y minerales;
- labores de fertilización y de resiembra;
- control de predadores y parásitos que puedan impedir el uso de algunas porciones de tierra;
- quema prescrita;
- construcción de senderos para el ganado.

No obstante, muy pocos de estos métodos se han probado extensamente en condiciones de campo (Mosley *et al.*, 1997).

El tiempo que los animales emplean en el agua o cerca del agua tiene una influencia directa en la deposición y resuspensión de microbios, nutrientes y sedimentos y, por lo tanto, en la aparición y difusión de contaminantes aguas abajo. Cuando se impide el acceso del ganado a las áreas alledañas

a los recursos hídricos, la deposición directa de desechos en el agua es limitada (California Trout, 2004).

El cercado es la manera más sencilla de impedir el acceso del ganado a las áreas más sensibles. El cercado permite a los ganaderos la separación de los pastizales para recuperarlos o limitar su pastoreo. Para permitir la recuperación de áreas muy degradadas son necesarios largos períodos de descanso o pastoreo diferido (California Trout, 2004; Mosley *et al.*, 1997). Se pueden usar cercas para impedir la deposición directa de las heces en el agua. Las cercas deben adaptarse en cuanto a dimensiones y materiales a fin de no impedir el movimiento de la fauna salvaje. Así, por ejemplo, el borde superior de las cercas en los pastos de ribera y en los encierros de las riberas no debe tener púas porque estas áreas son el hábitat de animales de caza mayor y la fuente de agua de la fauna de las tierras altas aledañas (Salmon Nation, 2004; Chamberlain y Doverspike, 2001; Harper, George y Tate, 1996).

Los esfuerzos recientes para mejorar el estado de las áreas de ribera se han centrado en el establecimiento de zonas de amortiguación, que excluyen el acceso del ganado a las áreas en torno a las superficies de agua (Chapman y Ribic, 2002). Las zonas de amortiguación son franjas de tierra a lo largo de los cursos de agua dulce con vegetación permanente relativamente no perturbada. Su finalidad es la disminución de la velocidad del agua de escorrentía, la eliminación de los contaminantes (sedimentos, nutrientes, contaminantes biológicos y plaguicidas), la mejora de la infiltración y la estabilización de las áreas ribereñas (Barrios, 2002; National Conservation Buffer Team, 2003; Mosley *et al.*, 1997).

Cuando se distribuyen estratégicamente en los paisajes agrícolas, que pueden incluir algunas zonas del área de captación, las zonas de amortiguación permiten filtrar y eliminar los contaminantes antes de que alcancen los cursos de agua y los lagos o sean lixiviados en las aguas subterráneas. El proceso de filtrado es fundamentalmente el resultado de un proceso de aumento de la fric-

ción y de disminución de la velocidad de la escorrentía superficial. Las zonas de amortiguación aumentan la infiltración, la deposición de sólidos en suspensión, la capacidad de adsorción de las plantas y de la superficie del suelo, la adsorción por parte de las plantas de material soluble y la actividad microbiana. Las zonas de amortiguación estabilizan los márgenes de los cursos de agua y la superficie de los suelos, disminuyen la velocidad del viento y del agua, reducen la erosión y la frecuencia de inundaciones aguas abajo, y aumentan la cubierta vegetal. Esto da lugar a un enriquecimiento de los hábitats de peces e invertebrados (Barrios, 2002; National Conservation Buffer Team, 2003; Mosley *et al.*, 1997; Vought *et al.*, 1995).

La instalación de zonas de conservación suele ser menos costosa que otras prácticas que implican la realización de obras de ingeniería y métodos de construcción costosos (National Conservation Buffer Team, 2003). No obstante, los productores con frecuencia opinan que el establecimiento de estas zonas no es factible, ya que restringen el acceso a áreas exuberantes que consideran cruciales para la producción y la sanidad de los animales, especialmente en las zonas secas (Chapman y Ribic, 2002).

Cuando la relación entre los cursos de agua y la tierra es muy alta, la prevención de la deposición fecal en el agua mediante el cercado puede ser muy costosa. El establecimiento de abrevaderos alternativos puede reducir el tiempo que los animales invierten en los cursos de agua y, por consiguiente, las deposiciones fecales. Esta opción técnica rentable también mejora la distribución del ganado y reduce la presión sobre las áreas ribereñas. Se ha demostrado que la instalación de abrevaderos en puntos distantes de los cursos de agua puede reducir el tiempo de permanencia en el cauce de un grupo de animales alimentados con heno en más de un 90 por ciento (Miner, Buckhouse y Moore, 1996). Además, incluso cuando la fuente de alimento se colocó a una distancia equidistante entre la fuente de agua alternativa y el río, esta fuente continuó siendo efectiva en la

reducción de la cantidad de tiempo que los animales pasan dentro del cauce (Godwin y Miner, 1996; Miner, Buckhouse y Moore, 1996).

La ubicación de los reservorios de agua, pozos y abrevaderos debe planificarse con especial atención a fin de limitar el impacto de la concentración local de animales. Deben implementarse además medidas útiles para proteger estas estructuras de almacenamiento y evitar su deterioro por los animales. La reducción de la pérdida de agua por infiltración se puede llevar a cabo mediante el uso de materiales impermeables. Deben aplicarse otras medidas, como las cubiertas antievapora-ción (películas de plástico, aceite neutro), para reducir las pérdidas por evaporación, que son considerables en los países cálidos. Sin embargo, las opciones técnicas disponibles para limitar la evaporación generalmente son costosas y de difícil mantenimiento (FAO, 1999c).

La fertilización puede usarse como un método de control de la distribución del ganado en pastoreo. En las praderas de las estribaciones de California central (Estados Unidos de América), la fertilización con azufre (S) de las laderas adyacentes dio lugar a una disminución significativa de la cantidad de tiempo que el ganado permanecía pastando en las depresiones húmedas durante la estación seca (Green *et al.*, 1958, citado en Mosley *et al.*, 1997).

El suministro de suplementos alimenticios también puede atraer a los animales fuera de las superficies de agua. Ares (1953) observó que con la harina de semillas de algodón mezclada con sal se lograban buenos resultados en la distribución de los animales en puntos distantes de los cursos de agua en los pastizales desérticos del sur y centro de Nuevo México. Sin embargo, parece que el suministro de sal suele ser insuficiente para impedir que el ganado se acerque al agua, la sombra y el forraje de buena palatabilidad presentes en las áreas ribereñas (Vallentine, 1990). Bryant (1982) y Gillen, Krueger y Miller (1984) señalaron que en la mayor parte de los casos la sal por sí sola no resultó efectiva para reducir la presencia del ganado en las zonas ribereñas.

Durante la estación seca y cálida el ganado tiende a pasar más tiempo en las zonas de ribera. Una opción técnica es el establecimiento de puntos alternativos de sombra en sitios distantes de las áreas frágiles y de los recursos de agua dulce (Salmon Nation, 2004).

Tal y como se ha descrito anteriormente en esta sección, se cuenta con un gran número de opciones técnicas que permiten minimizar los impactos del sector pecuario sobre los recursos hídricos, limitando la tendencia de agotamiento del agua y mejorando la eficiencia de su uso. No obstante, la aplicación de estas opciones no se ha generalizado por los siguientes motivos: a) las prácticas con impactos negativos en los recursos hídricos suelen ser más rentables a corto plazo; b) la evidente falta de difusión de la información y de los conocimientos técnicos; c) la carencia de estándares ambientales y normas y/o su deficiente implementación. En la mayoría de los casos la adopción de opciones técnicas destinadas a reducir la tendencia de agotamiento del agua podrá lograrse sólo por medio del diseño y la implementación de un adecuado marco normativo, tal y como examinaremos en el Capítulo 6.