

04





Rôle de l'élevage dans l'appauprissement et la pollution des ressources en eau

4.1 Problèmes et tendances

L'eau constitue plus de 50 pour cent de la plupart des organismes vivants et joue un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes. C'est également une ressource naturelle impliquée dans la plupart des activités humaines.

Elle se reconstitue grâce à son propre cycle naturel. Le phénomène d'évaporation, qui s'effectue principalement au niveau des océans, est le principal mécanisme expliquant le passage de l'eau de la surface vers l'atmosphère. L'eau évaporée retourne à l'océan et aux autres étendues d'eau sous forme de précipitations (US Geological Survey, 2005a; Xercavins et Valls, 1999).

Les ressources en eau douce fournissent une grande variété de biens comme l'eau potable et

l'eau d'irrigation mais elle jouent également un rôle très important dans l'industrie et les services destinés à divers groupes d'utilisateurs, tels que l'énergie pour la production hydroélectrique et les activités de loisirs. Les ressources en eau douce sont indispensables pour le développement et le maintien de la sécurité alimentaire, des revenus, de la croissance industrielle et de la durabilité de l'environnement dans le monde (Turner *et al.*, 2004).

Néanmoins, les ressources en eau douce sont limitées. Elles ne représentent que 2,5 pour cent des ressources en eau, contre 96,5 pour cent pour les océans et environ un pour cent pour les eaux saumâtres. Par ailleurs, 70 pour cent de toutes les sources d'eau douce sont piégés dans

les glaciers et les neiges éternelles (au niveau des pôles par exemple) et dans l'atmosphère (Dompka, Krchnak et Thorne, 2002; UNESCO, 2005). Chaque année, sur les 110 000 km³ d'eau douce qui arrivent sur la terre sous forme de précipitations, 70 000 km³ s'évaporent immédiatement dans l'atmosphère. Sur les 40 000 km³ restants, seuls 12 500 km³ sont disponibles pour l'utilisation humaine (Postel, 1996).

Les ressources en eau douce ne sont pas distribuées équitablement sur la surface du globe. Plus de 2,3 milliards de personnes réparties dans 21 pays vivent dans des bassins riches en eau (1 000 à 17 000 m³ d'eau par personne et par an). Quelque 1,7 milliard de personnes vivent dans des bassins où l'eau est rare (moins de 1 000 m³ par personne et par an), voir à cet égard la carte 28, Annexe 1 (Rosegrant, Cai et Cline, 2002; Kinje, 2001; Bernstein, 2002; Brown, 2002). Plus d'un milliard de personnes n'ont pas suffisamment accès à l'eau potable. La majorité de la croissance démographique mondiale et du développement agricole a lieu dans des régions riches en eau.

La quantité d'eau disponible a toujours été un facteur limitant pour les activités humaines, en particulier pour l'agriculture, et le niveau croissant de demande en eau est de plus en plus préoccupant. Les prélèvements abusifs et la mauvaise gestion de l'eau ont entraîné la diminution du niveau des nappes phréatiques, la détérioration des sols et une baisse de la qualité de l'eau dans le monde. La conséquence directe de l'absence de gestion adéquate des ressources en eau est la diminution actuelle de ces ressources dans de nombreux pays et régions à travers le monde (Rosegrant, Cai et Cline, 2002).

La quantité d'eau douce prélevée dans les rivières et pompée dans les nappes aquifères a été estimée à 3 906 km³ pour l'année 1995 (Rosegrant, Cai et Cline, 2002). Une partie de cette eau retourne aux écosystèmes, même si la pollution des ressources est accélérée par l'augmentation du déversement des eaux usées

Tableau 4.1

Utilisation et appauvrissement des ressources en eau par secteur

Secteur	Consommation	Diminution
<i>(... Pourcentage du total ...)</i>		
Agricole	70	93
Domestique	10	3
Industriel	20	4

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

dans les cours d'eau. En effet, dans les pays en développement, 90 à 95 pour cent des eaux usées publiques et 70 pour cent des déchets industriels sont déversés dans l'eau de surface sans traitement préalable (Bernstein, 2002).

Le secteur agricole est le plus grand utilisateur d'eau douce. En 2000, l'agriculture était responsable de 70 pour cent de l'utilisation des ressources en eau et de 93 pour cent de l'appauvrissement de ces dernières dans le monde (voir tableau 4.1) (Turner *et al.*, 2004). Au cours de ce dernier siècle, la surface de la zone irriguée a été presque multipliée par cinq, s'élevant à 277 millions d'hectares en 2003 (FAO, 2006b). Néanmoins, au cours des dernières décennies, l'utilisation de l'eau à des fins domestiques et industrielles a connu une augmentation plus rapide que celle destinée à l'agriculture. En effet, de 1950 à 1995, les quantités d'eau employées pour l'usage domestique et industriel ont quadruplé, tandis qu'elles ont seulement doublé pour le secteur agricole (Rosegrant, Cai et Cline, 2002). Aujourd'hui, la population humaine consomme entre 30 et 300 litres d'eau par personne et par jour, alors que 3 000 litres par jour sont nécessaires pour faire pousser sa nourriture quotidienne (Turner *et al.*, 2004).

Aujourd'hui, un des plus grands défis du développement agricole est de conserver la sécurité alimentaire et de combattre la pauvreté sans aggraver l'appauvrissement des ressources en eau et sans détériorer les écosystèmes (Rosegrant, Cai et Cline, 2002).

La menace de pénurie croissante

Les prévisions laissent penser que la situation se dégradera au cours des prochaines décennies, engendrant éventuellement davantage de conflits autour de l'utilisation de l'eau et entre ses consommateurs. Si la situation persiste (Rosegrant *et al.*, 2002), la quantité totale d'eau utilisée augmentera d'environ 22 pour cent en 2025 et s'élèvera alors à 4 772 km³. Cette augmentation sera principalement due aux usages domestiques et industriels et à l'élevage; ce dernier secteur connaissant une croissance de plus de 50 pour cent. La consommation d'eau à des fins non agricoles devrait augmenter de 62 pour cent entre 1995 et 2025. Cependant, au cours de cette période, la consommation d'eau destinée à l'irrigation n'augmentera que de 4 pour cent. La plus forte augmentation en demande d'eau d'irrigation est attendue en Afrique subsaharienne et en Amérique latine, avec un accroissement respectif de 27 et 21 pour cent: ces deux régions ont actuellement peu recours à l'irrigation (Rosegrant, Cai et Cline, 2002).

D'après certains auteurs (Rosegrant *et al.*), cet accroissement de la demande devrait avoir une conséquence directe à l'avenir: selon leurs prévisions, 64 pour cent de la population mondiale sera appelée à vivre dans des régions riches en eau en 2025, contre 38 pour cent aujourd'hui. Une estimation récente réalisée par l'Institut international de gestion des ressources en eau (IWMI) prévoit qu'en 2023, 33 pour cent de la population mondiale (1,8 milliard de personnes) vivront dans des zones en grande pénurie d'eau, comme au Pakistan, en Afrique du Sud et dans d'importantes régions de l'Inde et de la Chine (IWMI, 2000).

La pénurie croissante risque de compromettre la production alimentaire car l'eau destinée à l'agriculture devra être utilisée à des fins environnementales, industrielles et domestiques (IWMI, 2000). D'après le scénario mentionné plus haut, la rareté de l'eau pourrait entraîner une perte de production potentielle de 350 millions de tonnes de nourriture, presque l'équivalent de la production actuelle de céréales des Etats-Unis d'Améri-

que (364 millions de tonnes en 2005) (Rosegrant, Cai et Cline, 2002; FAO, 2006b). Les pays connaissant une grande pénurie d'eau devront importer une part importante de leur consommation en céréales, tandis que les pays qui ne pourront pas financer ces importations seront menacés par la famine et la malnutrition (IWMI, 2000).

Même les pays ayant des ressources en eau suffisantes devront augmenter leur approvisionnement afin de répondre à la demande croissante. De nombreux pays, en particulier ceux de l'Afrique subsaharienne, sont un sujet d'inquiétude général car ils n'auront ni les moyens financiers ni les moyens techniques nécessaires (IWMI, 2000).

D'autres menaces pèsent sur les ressources en eau. La mauvaise utilisation des sols peut réduire la distribution de l'eau en diminuant l'infiltration, en augmentant le ruissellement et en limitant la reconstitution des ressources souterraines et le maintien des débits adéquats des courants, en particulier pendant les saisons sèches. Cette utilisation inadaptée des sols peut considérablement limiter l'accès aux ressources en eau à l'avenir et pourrait menacer le bon fonctionnement des écosystèmes. Les cycles de l'eau sont aussi touchés par la déforestation, phénomène qui se poursuit au rythme de 9,4 millions d'hectares par an selon la dernière estimation de la FAO (FAO, 2005a).

L'eau joue aussi un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes en tant que milieu et/ou réactif dans les processus biochimiques. Son appauvrissement touchera les écosystèmes en réduisant la disponibilité en eau pour les espèces animales et végétales, induisant ainsi une évolution vers des écosystèmes plus secs. La pollution affectera également les écosystèmes car l'eau véhicule de nombreux agents polluants. En conséquence, les polluants ont non seulement un impact local mais également un effet sur divers écosystèmes le long du cycle de l'eau, parfois loin de leur source d'origine.

Parmi les différents écosystèmes touchés par l'appauprissement des ressources en eau, les écosystèmes des zones humides sont les plus

menacés. Ces derniers constituent les habitats les plus diversifiés en termes d'espèces, ils comprennent les lacs, les lits majeurs, les marécages et les deltas. Les écosystèmes fournissent un large éventail de services et de biens environnementaux, évalués globalement à 33 trillions d'USD, dont 14,9 trillions viennent des zones humides (Ramsar, 2005). Ils comprennent le contrôle des inondations, la reconstitution des nappes phréatiques, la stabilisation du littoral et la protection contre les tempêtes, la régulation des sédiments et des nutriments, la limitation des changements climatiques, la purification de l'eau, la conservation de la biodiversité, et les opportunités récréatives, touristiques et culturelles. Toutefois, les écosystèmes des zones humides sont très menacés et souffrent de la surexploitation, de la pollution et du détournement des ressources en eau. On estime que 50 pour cent des zones humides ont disparu de la planète au cours du siècle dernier (IUCN, 2005; Ramsar, 2005).

Les responsables politiques comprennent souvent mal les impacts du secteur de l'élevage sur les ressources en eau. Ils se concentrent principalement sur la partie la plus évidente de la filière de l'élevage: la production au niveau des exploitations. Mais ils ignorent souvent l'utilisation globale de l'eau¹ effectuée directement ou indirectement par le secteur de la production animale. De la même manière, on considère que le rôle de l'élevage dans l'appauvrissement des ressources en eau² se limite principalement à la contamination de l'eau par les effluents d'élevage et les eaux usées.

Ce chapitre tente de donner une vision d'ensemble du rôle de l'élevage dans le problème de l'appauvrissement progressif des ressources en eau. Plus spécifiquement, nous donnerons des

¹ «L'utilisation de l'eau» (aussi appelée «prélèvements d'eau» dans la littérature spécialisée) se rapporte à l'eau prélevée d'une source et employée pour les besoins de l'homme; une partie de celle-ci peut retourner à sa source d'origine et être réutilisée en aval, avec des changements qualitatifs et quantitatifs. La «demande en eau» désigne une utilisation d'eau potentielle (adapté de Gleick, 2000).



Un ouvrier abreuve des vaches élevées près de cages à poulets dans une ferme de la Province de Long An - Viet Nam 2005

estimations quantitatives de l'utilisation et de la pollution de l'eau par les principaux maillons de la chaîne de production des produits alimentaires d'origine animale.

Ensuite, nous analyserons aussi le rôle de l'élevage dans la pollution de l'eau et le phénomène d'évapotranspiration ainsi que ses conséquences sur le processus de reconstitution des ressources en eau en cas de mauvais usage des sols. La dernière partie présente des options techniques pour inverser la tendance et lutter contre l'appauvrissement des ressources en eau.

4.2 Utilisation de l'eau

L'utilisation de l'eau par le secteur de l'élevage, et par conséquent sa contribution au phénomène d'appauvrissement des ressources en eau, sont toutes deux considérables et en constante augmentation. Des quantités d'eau de plus en plus importantes sont nécessaires pour répondre

² «L'appauvrissement des ressources en eau» (aussi appelée «consommation d'eau» dans la littérature spécialisée) désigne l'utilisation ou l'extraction d'eau dans un bassin versant, qui rend cette eau indisponible pour d'autres utilisations. Cela comprend quatre phénomènes types: l'évapotranspiration, l'écoulement vers des aquifères inaccessibles, la pollution et l'incorporation dans des produits agricoles ou industriels (adapté de Roost *et al.*, 2003; Gleik, 2000). Nous avons délibérément choisi de mentionner spécifiquement la pollution dans le titre de ce chapitre, bien que celle-ci s'inscrive dans la notion générale d'appauvrissement des ressources en eau, afin d'attirer l'attention du lecteur sur l'importance de ce mécanisme.

aux besoins toujours plus élevés de l'élevage, de l'étape de la production jusqu'à la livraison des produits alimentaires.

4.2.1 Abreuvement et entretien

L'abreuvement et l'entretien des animaux sont les besoins en eau les plus évidents dans le secteur de la production animale. L'eau constitue 60 à 70 pour cent du poids corporel, elle est donc essentielle au maintien des fonctions physiologiques vitales des animaux. Ces derniers satisfont leurs besoins avec l'eau de boisson, l'eau contenue dans les aliments et l'eau métabolique issue de l'oxydation des nutriments. Le corps perd de l'eau par la respiration (poumons), l'évaporation (peau), la défécation (intestins) et la miction (reins). Les pertes en eau augmentent avec la température et un faible taux d'humidité (Pallas, 1986; National Research Council, 1994, National Research Council, 1981). La diminution de l'apport d'eau entraîne une baisse de la production de viande, de lait et d'œufs. La privation d'eau provoque rapidement une perte d'appétit et de poids, pour finalement entraîner la mort de l'animal en quelques jours, dès lors que celui-ci a perdu entre 15 et 30 pour cent de son poids vif.

Dans les systèmes de pâturage extensifs, l'eau contenue dans les fourrages passe de 90 pour cent

en période de végétation à environ 10 à 15 pour cent en saison sèche (Pallas, 1986). Les aliments séchés, les céréales et les concentrés habituellement distribués dans les systèmes de production industrialisés contiennent encore moins d'eau: celle-ci ne représente que 5 à 12 pour cent environ du poids des aliments (National Research Council, 2000a, 1981). L'eau métabolique peut fournir jusqu'à 15 pour cent des besoins en eau.

Un vaste ensemble de facteurs interdépendants influent sur les besoins en eau, à savoir: l'espèce de l'animal, son état physiologique, le niveau d'apport en matière sèche, la forme et la présentation des aliments, la disponibilité en eau et sa qualité, la température de l'eau mise à disposition, la température ambiante et le système de production (National Research Council, 1981; Luke, 1987). Les besoins en eau par animal peuvent être importants en particulier pour les animaux très productifs élevés sous un climat sec et chaud (voir tableau 4.2).

La production animale, dans les élevages industriels en particulier, requiert aussi de l'eau pour les activités d'entretien – nettoyer les unités de production, laver les animaux, rafraîchir les bâtiments, les animaux et refroidir leurs produits (lait), et évacuer les déchets (Hutson *et al.*, 2004; Chappagin et Hoekstra, 2003). Les élevages de porcs

Tableau 4.2

Besoins en eau potable des animaux d'élevage

Espèce	Etat physiologique	Poids moyen <i>(kg)</i>	Température de l'air °C		
			15	25	35
Besoins en eau <i>(.....litres/animal/jour</i>)					
Bovins	Système pastoral africain– vaches allaitantes – 2 litres de lait/jour	200	21,8	25	28,7
	Grande race – vaches taries – 279 jours de gestation	680	44,1	73,2	102,3
	Grande race – milieu de lactation – 35 litres de lait /jour	680	102,8	114,8	126,8
Caprins	Allaitants – 0,2 litres de lait/jour	27	7,6	9,6	11,9
Ovins	Allaitants – 0,4 litres de lait/jour	36	8,7	12,9	20,1
Chameaux	Milieu de lactation – 4,5 litres de lait/jour	350	31,5	41,8	52,2
Volailles	Poulets de chair adulte (100 animaux)		17,7	33,1	62
	Poules pondeuses (100 animaux)		13,2	25,8	50,5
Porcins	Allaitants – gain moyen quotidien des porcs 200 g	175	17,2	28,3	46,7

Sources: Luke (2003); National Research Council (1985; 1987; 1994; 1998; 2000a); Pallas (1986); Ranjan (1998).

ont notamment besoin de grandes quantités d'eau lorsqu'ils utilisent le système d'hydrocurage³; dans ce cas, les besoins en eau destinée à l'entretien peuvent être sept fois supérieurs aux besoins en eau d'abreuvement. Si peu de données sont disponibles concernant ces besoins, le tableau 4.3 donne toutefois quelques indications à cet égard. Les estimations ne prennent pas en compte les quantités d'eau utilisées pour le refroidissement, qui peuvent pourtant être importantes.

D'une manière générale, la consommation d'eau par animal et les moyens de répondre à ces besoins varient selon les systèmes de production. Dans les systèmes extensifs, l'effort que les animaux fournissent pour chercher à s'abreuver et à se nourrir augmente considérablement leurs besoins en eau, en comparaison avec les systèmes industrialisés où ils se déplacent peu. En revanche, la production intensive requiert davantage d'eau pour l'entretien et le refroidissement des installations. Il faut aussi remarquer que l'approvisionnement en eau diffère largement selon qu'il s'agit d'un système d'élevage, industriel ou extensif. Si dans les systèmes d'élevage extensifs, 25 pour cent des besoins en eau (y compris celle destinée à l'entretien) sont assurés par les aliments, dans les systèmes intensifs ces derniers ne comptent que pour 10 pour cent (National Research Council, 1981).

Dans certaines régions, l'importance de la consommation d'eau pour l'abreuvement et l'entretien des animaux peut être frappante, en regard d'autres secteurs. Au Botswana par exemple, les animaux consomment 23 pour cent de l'eau utilisée dans le pays, ce qui les place au deuxième rang des utilisateurs de ressources en eau. Les ressources en eau souterraine ne se reconstituant que lentement, le niveau des nappes phréatiques dans le Kalahari a considérablement diminué depuis le XIX^e siècle. Les autres secteurs impo-

Tableau 4.3

Besoins en eau destinée à l'entretien pour les différents types d'animaux

Animal	Groupe d'âge	Eau d'entretien (litres/animal/jour)	
		Système industriel	Pâturage
Bovins à viande	Jeunes veaux	2	0
	Adultes	11	5
Bovins laitiers	Veaux	0	0
	Génisses	11	4
	Vaches allaitantes	22	5
Porcins	Porcelets	5	0
	Adultes	50	25
	Truies allaitantes	125	25
Ovins	Agneaux	2	0
	Adultes	5	5
Caprins	Jeunes	0	0
	Adultes	5	5
Poulets de chair	Poussins*100	1	1
	Adultes*100	9	9
Poules pondeuses	Poussins*100	1	1
	Œufs *100	15	15
Equins	Poulains	0	5
	Chevaux adultes	5	5

Source: Chapagain et Hoekstra (2003).

seront eux aussi des demandes supplémentaires dans le futur et la pénurie en eau pourrait devenir dramatique (voir encadré 4.1; Els et Rountree, 2003; Thomas, 2002). Cependant, dans la plupart des pays, la consommation d'eau destinée à l'abreuvement et à l'entretien demeure réduite comparée à celle des autres secteurs. Aux Etats-Unis d'Amérique par exemple, bien qu'elle soit localement importante dans certains Etats, elle était inférieure à 1 pour cent de la consommation totale d'eau douce (Hutson *et al.*, 2004).

Si l'on considère les besoins métaboliques, et les estimations concernant l'étendue des systèmes d'élevage et leur utilisation d'eau, nous pouvons évaluer le volume d'eau global utilisé pour abreuver le bétail à 16,2 km³ et les besoins en eau pour leur entretien à 6,5 km³ (sans compter les besoins en eau pour l'entretien des petits ruminants) (voir les tableaux 4.4 et 4.5). Au niveau régional, la demande en eau la plus forte pour

³ Avec le système d'hydrocurage, le fumier est entraîné dans un caniveau au moyen d'une grande quantité d'eau, puis est déversé et conservé dans une lagune en terre ou une fosse (Field *et al.*, 2001).

Encadré 4.1 Eau utilisée pour l'élevage au Botswana

Le Botswana est un pays essentiellement aride qui connaît déjà un stress hydrique – c'est-à-dire que la disponibilité en eau douce varie entre 1 000 et 1 700 m³ par personne et par an. Les animaux sont les principaux utilisateurs des ressources en eau douce du pays. En 1997, le bétail représentait 23 pour cent de l'utilisation de l'eau nationale et était le deuxième principal utilisateur des ressources en eau (l'irrigation et les forêts ne comptant que pour 15 pour cent de la demande). Les ressources d'eau souterraine représentent 65 pour cent de l'eau totale disponible au Botswana, mais elles sont limitées. La réalimentation des aquifères varie entre plus de 40 mm par an dans l'extrême nord à pratiquement 0 mm par an dans les parties du centre et de l'ouest du pays. Le volume d'eau permettant de reconstituer les nappes phréatiques représente moins de 0,4 pour cent du volume total des ressources en eau renouvelables au Botswana.

L'approvisionnement en eau souterraine pour l'usage domestique et l'élevage s'effectue grâce à des forages. On estime qu'il existe 15 000 forages disséminés sur tout le territoire national. En 1990, le volume total d'eau prélevé grâce aux forages atteignait

76 millions de m³, ce qui représentait un taux de prélèvement 760 pour cent plus élevé que le taux de recharge des nappes phréatiques du pays.

En raison de l'accroissement de la taille des troupeaux au pâturage, de nombreuses fermes d'élevage du Kalahari ont installé un nombre de forages supérieur à celui normalement autorisé pour pouvoir abreuver les animaux. Cette utilisation accrue des forages a entraîné une baisse des niveaux de la nappe phréatique et a probablement diminué le flux des cours d'eau permanents. La conséquence directe est que, dans le Kalahari, le niveau des nappes phréatiques a nettement baissé depuis le XIXe siècle.

Avec les taux actuels de prélèvement, la durée de vie des ressources d'eau de surface et d'eau souterraine dans le Botswana se limite à quelques décennies. De plus, on prévoit que l'utilisation de l'eau par les ménages augmentera rapidement, passant approximativement de 29 pour cent en 1990 à 52 pour cent de la demande totale en 2020. La pression sur les ressources en eau augmentera et les niveaux actuels de la production animale pourraient ne plus être viables.

Sources: Els et Rowntree (2003); Thomas (2002).

Tableau 4.4

Utilisation de l'eau pour les besoins d'abreuvement

Régions	Apport d'eau annuel total (km ³)						Total
	Bovins	Buffles	Caprins	Ovins	Porcins	Volailles (100)	
Amérique du Nord	1,077	0,000	0,002	0,006	0,127	0,136	1,350
Amérique latine	3,524	0,014	0,037	0,077	0,124	0,184	3,960
Europe de l'Ouest	0,903	0,002	0,013	0,087	0,174	0,055	1,230
Europe de l'Est	0,182	0,000	0,003	0,028	0,055	0,013	0,280
Communauté des Etats indépendants	0,589	0,003	0,009	0,036	0,040	0,029	0,710
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	0,732	0,073	0,140	0,365	0,000	0,118	1,430
Afrique subsaharienne	1,760	0,000	0,251	0,281	0,035	0,104	2,430
Asie du Sud	1,836	1,165	0,279	0,102	0,017	0,096	3,490
Asie de l'Est et du Sud-Est	0,404	0,106	0,037	0,023	0,112	0,180	0,860
Océanie	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

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

Tableau 4.5

Utilisation de l'eau pour les besoins d'entretien

Région	Eau pour l'entretien (km ³)			
	Bovins	Porcins	Volailles(100)	Total
Amérique du Nord	0,202	0,682	0,008	0,892
Amérique latine	0,695	0,647	0,009	1,351
Europe de l'Ouest	0,149	1,139	0,004	1,292
Europe de l'Est	0,028	0,365	0,001	0,394
Communauté des Etats indépendants	0,101	0,255	0,002	0,359
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	0,145	0,005	0,006	0,156
Afrique subsaharienne	0,415	0,208	0,003	0,626
Asie du Sud	0,445	0,139	0,003	0,586
Asie de l'Est et du Sud-Est	0,083	0,673	0,009	0,765
Océanie	0,070	0,051	0,000	0,121
Total	2,333	4,163	0,046	6,542

Note: Calculs basés sur Chapagain et Hoekstra (2003).

l'abreuvement et l'entretien est observée en Amérique du Sud (5,3 km³ par an), en Asie du Sud (4,1 km³ par an) et en Afrique subsaharienne (3,1 km³ par an). Ces trois régions représentent 55 pour cent des besoins en eau du secteur de l'élevage à l'échelle de la planète.

Au niveau mondial, les besoins en eau pour l'abreuvement et l'entretien des animaux ne représentent que 0,6 pour cent de toute l'eau douce utilisée (voir les tableaux 4.4 et 4.5). Les décideurs ne tiennent compte que de cette valeur, qui correspond uniquement à l'utilisation directe de l'eau par le bétail. Aussi le secteur de l'élevage n'est-il généralement pas considéré comme l'un des principaux responsables de l'appauvrissement des ressources en eau douce. Or, ce chiffre est considérablement sous-estimé car il ne prend pas en compte les autres besoins en eau engendrés par le secteur de l'élevage, directement ou indirectement. Nous allons maintenant examiner l'impact qu'exercent tous les maillons du secteur de la production animale sur les ressources en eau.

4.2.2 Transformation des produits

Le secteur de l'élevage fournit un large éventail de marchandises, allant du lait et de la viande à des produits à haute valeur ajoutée comme le

cuir ou les plats cuisinés. Parcourir toute la filière et discerner la part de l'utilisation de l'eau attribuable au secteur de l'élevage est une entreprise complexe. Nous portons ici notre attention sur les premières étapes de la chaîne de traitement des produits, à savoir l'abattage, la transformation de la viande et du lait et les activités de tannage.

Les abattoirs et l'industrie agroalimentaire

Les produits d'origine animale de base tels que les animaux vivants ou le lait sont généralement transformés en divers produits carnés ou laitiers avant d'être consommés. Le traitement de la viande comprend un ensemble d'activités, qui vont de l'abattage à des activités plus complexes apportant une valeur ajoutée. La figure 4.1 illustre le traitement générique de la viande, même si les étapes peuvent varier selon les espèces. Outre ces transformations génériques, les opérations de traitement de la viande peuvent aussi intégrer le traitement et l'équarrissage des abats.

L'équarrissage transforme les sous-produits en produits à valeur ajoutée comme le suif, la viande et les farines de sang.

Comme beaucoup d'autres activités de transformation des aliments, les normes d'hygiène et de qualité dans la transformation de la viande

impliquent l'utilisation de grands volumes d'eau et engendrent par conséquent une quantité importante d'eaux usées. L'eau est un élément fondamental à chaque étape de transformation, mis à part pour les phases finales d'emballage et de conservation (voir figure 4.1).

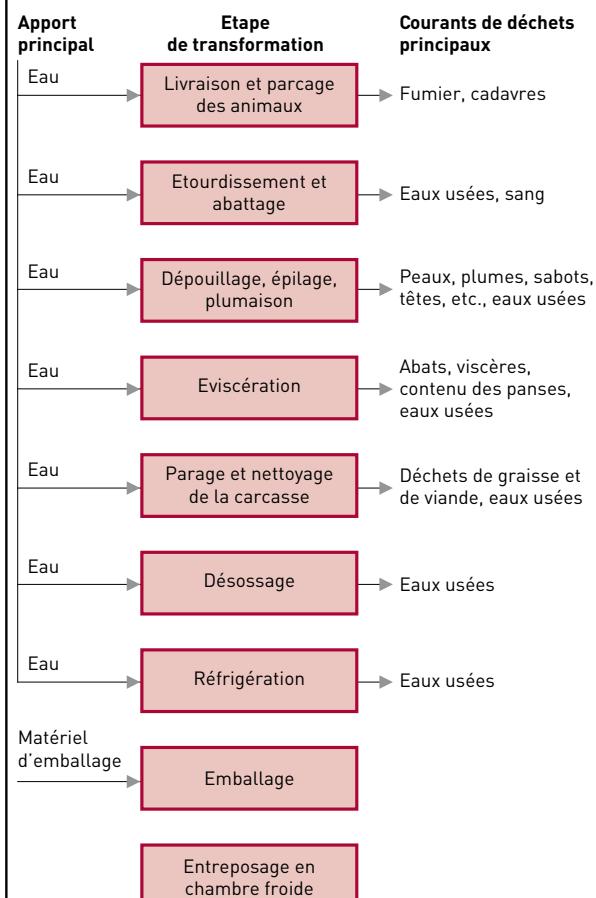
Dans les abattoirs de viande rouge (boeuf et buffle), l'eau est surtout utilisée pour nettoyer les carcasses aux différents stades de la transformation et pour laver les installations. Entre 44 et 60 pour cent du volume total d'eau employé au cours du processus de transformation sont utilisés dans les zones d'abattage, d'éviscération et de désossage (Meat Research Corporation, 1995). Les quantités d'eau utilisées varient de 6 à 15 litres par kilo de carcasse. Etant donné que la production mondiale de viande de bœuf et de buffle était de 63 millions de tonnes en 2005, une estimation prudente de la consommation à ces stades se situerait entre 0,4 et 0,95 km³, c'est-à-dire entre 0,010 et 0,024 pour cent de l'eau utilisée au niveau mondial (FAO, 2005f).

Dans les établissements de transformation des volailles, l'eau est utilisée pour nettoyer les carcasses et laver les installations; échauder les volatiles avant la plumaison; transporter les plumes, têtes, pattes et viscères dans un caniveau, et enfin réfrigérer les oiseaux.

Le traitement des volailles a tendance à utiliser plus d'eau par unité de poids que le traitement de la viande rouge (Wardrop Engineering, 1998). Chaque volaille transformée utilise environ 1 590 litres d'eau (Hrudey, 1984). En 2005, 48 milliards de volailles ont été abattues dans le monde. On peut donc raisonnablement estimer que la quantité d'eau utilisée a été d'environ 1,9 km³, ce qui représente 0,05 pour cent de la consommation globale.

Les produits laitiers nécessitent également de grandes quantités d'eau. Selon les bonnes pratiques dans le traitement du lait à visée commerciale, 0,8 à 1 litre d'eau est utilisé par kilo de lait (PNUE, 1997). Ces estimations permettent de calculer que l'utilisation mondiale de l'eau pour le traitement du lait est supérieure à 0,6 km³ (0,015 pour cent du volume d'eau global utilisé

Figure 4.1 Diagramme des flux lors des opérations de transformation de la viande



Source: PNUE (2004a).

dans le monde), sans prendre en compte l'eau utilisée pour les produits dérivés, en particulier pour le fromage.

Tanneries

Entre 1994 et 1996, environ 5,5 millions de tonnes de cuir brut ont été traitées chaque année afin de produire 0,46 million de tonnes de cuir lourd et environ 940 millions de m² de cuir léger. De plus, 0,62 million de tonnes de peaux brutes séchées ont été transformées en presque 385 millions de m² de cuir ovin et caprin.

Le tannage est divisé en quatre grandes étapes: le stockage et l'atelier de rivière, l'atelier de tannage, le post-tannage et la finition. Les besoins en eau pour la transformation des peaux varient

considérablement selon le type de technologie appliquée: ils sont compris entre 37 et 59 m³ par tonne de cuir brut avec les technologies traditionnelles et s'élèvent à 14 m³ avec des technologies de pointe (voir tableau 4.6). Au niveau mondial, ces quantités atteignent 0,2 à 0,3 km³ par an (0,008 pour cent du volume d'eau global utilisé dans le monde).

Dans certaines régions, les besoins en eau pour la transformation des produits d'origine animale peuvent avoir un impact important sur l'environnement. Cependant, la principale menace pour l'environnement réside dans le volume des polluants déversés localement par les unités de transformation.

4.2.3 Production d'aliments pour le bétail

Comme nous l'avons décrit précédemment, le secteur de l'élevage est le plus grand utilisateur de terres au monde. La grande majorité de ces sols et l'essentiel de l'eau qu'ils contiennent et qu'ils reçoivent sont destinés à la production d'aliments pour animaux.

L'évapotranspiration est le principal mécanisme par lequel les céréales et les herbages épuisent les ressources en eau. Lorsqu'on estime les volumes d'eau issus de l'évaporation dans les champs de culture d'aliments pour animaux, les quantités mises en jeu sont si importantes que



© FOTO CORTESÍA DE USDA NRCS/CHARMA COMER

Système d'irrigation par aspersion – Etats-Unis d'Amérique 2000

les impacts sur les ressources en eau des autres activités décrites ci-dessus paraissent dérisoires en comparaison. Selon une première estimation de Zimmer et Renault (2003), le secteur de l'élevage représenterait environ 45 pour cent du budget global de l'eau utilisée dans la production alimentaire. Cependant, une grande partie de cette eau utilisée n'a pas d'impact significatif sur l'environnement. L'évapotranspiration issue des pâturages et des zones fourragères non cultivées constitue une part importante de ce volume d'eau. Or cette eau n'a qu'un faible coût d'opportunité, voire elle n'en a aucun, et par ailleurs la quantité d'eau perdue ne serait pas nécessairement moins élevée si ces terres n'étaient pas utilisées pour le pâturage. Les pâturages gérés de façon plus intensive ont souvent un potentiel agricole et sont le plus souvent situés dans des zones riches en eau; dans ce cas le coût d'opportunité est plus lié au terrain lui-même qu'à la déperdition en eau.

La quantité d'eau utilisée pour la production d'aliments du bétail dans les systèmes de production animale extensifs ne devrait pas beaucoup augmenter. Comme cela a été mentionné précédemment, les systèmes de pâturage connaissent un déclin relatif dans la plupart des régions du monde. Ce phénomène s'explique en grande partie par le fait que la majorité des pâturages se trouve dans les zones arides ou semi-arides où l'eau est peu abondante, ce qui limite l'expansion ou l'intensification de la production animale. Les

Tableau 4.6

Utilisation et appauvrissement des ressources en eau lors des opérations de tannage

Opération	Déversement (m ³ /tonne de cuir brut)	
	Technologie classique	Technologie de pointe
Trempage	7-9	2
Chaulage	9-15	4,5
Déchaulage, confitage	7-11	2
Tannage	3-5	0,5
Post-tannage	7-13	3
Finition	1-3	0
Total	34-56	12

Source: Gate information services – GTZ (2002).

systèmes mixtes de production se développent encore rapidement et l'eau n'est généralement pas un facteur limitant. Dans ce cas, la plus forte intégration entre le secteur de l'élevage et celui de la production agricole devraient engendrer des gains de productivité car les animaux sont de grands consommateurs de résidus de récolte.

En revanche, les systèmes mixtes gérés de façon plus intensive et les systèmes d'élevage industriels se caractérisent par un apport important d'intrants externes, comme les concentrés et les additifs, souvent transportés sur de longues distances. La demande pour ces produits, et de ce fait la demande pour les matières premières correspondantes (notamment les récoltes de céréales et d'huile), augmentent rapidement⁴. De plus, les cultures de céréales et d'oléagineux occupent les terres agricoles où l'eau représente en général un coût d'opportunité considérable. Des quantités importantes de céréales sont produites grâce à l'irrigation dans ces zones où la disponibilité en eau est relativement limitée⁵.

Selon la source de l'eau d'irrigation, le secteur de l'élevage peut être directement responsable de la dégradation importante de l'environnement dans ces régions, en raison de l'épuisement des ressources en eau. Toutefois, même dans les zones non irriguées, l'appropriation croissante de superficies de terre arable de la part du secteur engendre, de manière plus indirecte, un appauvrissement des ressources en eau car elle réduit la quantité d'eau disponible pour les autres activités, notamment pour les cultures vivrières.

Aux vues de l'utilisation accrue et lourde de conséquences des ressources en eau par le sec-

teur de l'élevage, il est important d'évaluer son importance actuelle. L'Annexe 3.4 présente une méthodologie pour quantifier l'utilisation des ressources en eau par ce secteur et évaluer sa portée. Cette évaluation s'appuie sur la spatialisation des bilans hydriques et sur les informations disponibles pour les quatre cultures fourragères les plus importantes: orge, maïs, blé et soja (ci-après dénommées OMBS). Par conséquent, les résultats présentés dans le tableau 4.7 ne correspondent pas à la totalité du volume d'eau utilisé pour les cultures fourragères. Ces quatre cultures représentent environ les trois quarts de l'ensemble des fourrages utilisés pour l'élevage intensif des monogastriques. La part d'utilisation de ces quatre céréales est du même ordre de grandeur pour les autres principaux secteurs consommateurs de fourrages OMBS, comme celui de la production laitière intensive.

L'Annexe 3.4 décrit deux approches différentes qui ont été conçues pour prendre en compte, dans l'estimation de l'utilisation d'eau par les cultures

⁴ Une part de plus en plus importante de l'augmentation de la production de céréales, principalement des céréales secondaires, sera utilisée pour l'alimentation animale. Ainsi, la production de maïs dans les pays en développement devrait croître de 2,2 pour cent p.a. contre «seulement» 1,3 pour cent pour le blé et 1,0 pour cent pour le riz (FAO, 2003a). Ces contrastes sont particulièrement nets en Chine, où la production de blé et de riz ne devrait augmenter que légèrement au cours de la période prévue par le rapport susmentionné, alors que la production de maïs devrait presque doubler.

⁵ La FAO (2003a) estime qu'environ 80 pour cent de la croissance de la production agricole prévue dans les pays en développement s'effectuera par l'intensification des systèmes de production, en augmentant les rendements (67 pour cent) et les taux d'exploitation (12 pour cent). La part de la croissance agricole permise par l'intensification atteindra 90 pour cent et plus dans les régions comme l'Asie de l'Ouest, l'Afrique du Nord et l'Asie du Sud, où les terres cultivables sont peu abondantes. Aujourd'hui, on estime que dans les pays en développement l'agriculture irriguée, qui représente environ un cinquième de l'ensemble des terres cultivées, fournit 40 pour cent de la production agricole et presque 60 pour cent de la production de céréales. Selon ces estimations, ces pays disposeront de 40 millions d'hectares (20 pour cent) supplémentaires de terres équipées pour l'irrigation d'ici la fin de la période étudiée dans le rapport. Ces données soulignent l'importance de l'implication du secteur de l'élevage dans l'utilisation de l'eau d'irrigation: la production d'aliments pour animaux pourrait donc s'intensifier dans de nombreuses régions, mais plus particulièrement dans les points de production névralgiques comme le centre de la Chine, le Middle West des Etats-Unis d'Amérique, en Amérique latine, à l'est du Paraguay, au sud du Brésil et au nord de l'Argentine. Ces zones pourront progressivement devenir d'importants centres d'approvisionnement appelés à s'étendre et à s'intensifier, si bien que les niveaux actuels d'approvisionnement suffisant en eau pourraient se révéler un facteur limitant dans le futur.

Tableau 4.7

Evapotranspiration des ressources en eau pour la production d'orge, de maïs, de blé et de soja (OMBS) destinée à l'alimentation du bétail

Région/Pays	Fourrages OMBS irrigués			Fourrages OMBS non irrigués		Pourcentage du volume d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration dans les cultures d'OMBS par rapport au pourcentage volume d'eau total perdu par évapotranspiration dans ces mêmes cultures
	Volume d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration km ³	Pourcentage du volume total d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration	Pourcentage du volume total d'eau perdu par évapotranspiration dans les zones irriguées ¹	Volume d'eau perdu par évapotranspiration km ³	Pourcentage du volume total d'eau perdu par évapotranspiration dans les cultures non irriguées	
Amérique du Nord	14,1 – 20,0	9 – 13	11 – 15	321 – 336	21 – 22	4 – 6
Amérique latine et Caraïbes	3,0 – 3,8	6 – 8	7 – 9	220 – 282	12 – 15	1
Europe de l'Ouest	8,5 – 9,5	25 – 28	25 – 29	65 – 99	14 – 22	7 – 10
Europe de l'Est	1,8 – 2,4	17 – 22	19 – 23	30 – 46	12 – 18	4 – 5
Communauté des Etats indépendants	2,3 – 6,0	3 – 7	3 – 7	19 – 77	2 – 8	7 – 9
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	11,2 – 13,1	9 – 10	13 – 14	30 – 36	9 – 11	17 – 19
Afrique subsaharienne	0,2	1	1	20 – 27	1 – 2	1
Asie du Sud	9,1 – 11,7	2 – 3	2 – 3	36 – 39	3	16 – 18
Asie de l'Est et du Sud-Est	20,3 – 30,1	14 – 20	13 – 18	226 – 332	11 – 16	6 – 7
Océanie	0,3 – 0,6	3 – 5	3 – 5	1,7 – 12	1 – 4	5 – 12
Australie	0,3 – 0,6	3 – 5	4 – 6	1,4 – 11	1 – 5	5 – 14
Chine	15,3 – 19,3	14 – 18	15 – 16	141 – 166	14 – 16	7 – 8
Inde	7,3 – 10,0	3	2 – 3	30 – 36	3	17 – 18
Brésil	0,2 – 0,4	6 – 10	9 – 14	123 – 148	14 – 16	0
Monde	81 – 87	8 – 9	10	1 103 – 1 150	10 – 11	6

Note: Les chiffres en caractères gras proviennent de la méthode de la concentration spatiale. Les autres chiffres se basent sur la méthode d'intégration régionale (voir Annexe 3.4 pour les détails et la méthodologie). Les valeurs sont toutes des estimations de l'évapotranspiration (ET) réelle obtenues à partir de données sur l'irrigation totale et l'ET naturelle fournies par J. Hoogeveen, FAO (estimées selon la méthodologie décrite dans FAO, 2003a).

¹ L'évapotranspiration issue des zones irriguées est la somme de l'évapotranspiration issue de l'eau d'irrigation et de l'évapotranspiration issue des précipitations dans les zones irriguées.

Source: Calculs personnels.

fourragères, certaines approximations liées à l'absence de données suffisantes quant à la localisation de ces dernières. Comme le montre le tableau 4.7, ces deux méthodes donnent des résultats très similaires. Ceci suggère que, malgré un certain nombre d'hypothèses non vérifiées, les quantités globales obtenues grâce à ces calculs peuvent fournir des estimations relativement exactes.

A l'échelle planétaire, la culture des fourrages OMBS est responsable de l'évapotranspira-

tion d'environ 9 pour cent du volume total d'eau d'irrigation perdue par évapotranspiration dans le monde. Si l'on inclut l'évapotranspiration de l'eau des précipitations dans les zones irriguées, cette part atteint environ 10 pour cent du volume total d'eau perdu par évapotranspiration dans les zones irriguées. Etant donné que les fourrages OMBS non transformés ne représentent que trois quarts des aliments distribués en élevage intensif, près de 15 pour cent du volume d'eau perdu par évapo-

transpiration dans les zones irriguées peuvent probablement être attribués au secteur de l'élevage.

Il existe des différences régionales marquées. En Afrique subsaharienne et en Océanie, l'irrigation absolue et relative des cultures de fourrages OMBS est faible. En Asie du Sud et en Inde, le volume d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration dans les cultures de fourrages OMBS, bien qu'important, ne représente qu'une faible partie du volume total d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration. Dans les régions les plus pauvres en eau de l'Asie de l'Ouest et de l'Afrique du Nord, le même volume représente environ 15 pour cent du volume total d'eau perdu par évapotranspiration dans les zones irriguées. Le pourcentage d'eau perdue par évapotranspiration dans les zones irriguées est de loin le plus élevé en Europe de l'Ouest (plus de 25 pour cent), suivi de l'Europe de l'Est (environ 20 pour cent). L'irrigation n'est pas très répandue en Europe, qui ne manque pas de ressources en eau de manière générale; d'ailleurs le volume d'eau d'irrigation destinée aux fourrages OMBS y est inférieur, en valeur absolue, à celui de l'Asie de l'Ouest et de l'Afrique du Nord. Mais la partie sud de l'Europe de l'Ouest connaît régulièrement des sécheresses estivales. Ainsi, dans le sud-ouest de la France, la culture irriguée du maïs (fourrage) a régulièrement été tenue pour responsable des importantes baisses de débit des principales rivières, de la détérioration de l'aquaculture côtière lors de ces sécheresses et de l'improductivité des pâturages pour les ruminants (Le Monde, 31 juillet 2005). Les quantités absolues les plus élevées d'eau perdue par évapotranspiration dans les cultures de fourrages OMBS sont observées aux Etats-Unis d'Amérique et en Asie de l'Est et du Sud-Est. Dans les deux cas, ces volumes représentent aussi une part importante du volume total d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration (environ 15 pour cent). Aux Etats-Unis d'Amérique, une grande partie de l'eau d'irrigation provient des ressources souterraines fossiles (US Geological Survey, 2005a). En Asie de l'Est et du Sud-Est, eu égard aux changements actuels dans le secteur de l'élevage, l'appauprissement des ressources en eau et les conflits

concernant leur usage pourraient poser de sérieux problèmes au cours des prochaines décennies.

Malgré son impact sur l'environnement, l'eau d'irrigation ne représente qu'une faible part de l'eau perdue par évapotranspiration par l'ensemble des cultures de fourrages OMBS (6 pour cent au niveau mondial). Par rapport aux autres cultures, la culture des fourrages OMBS en Amérique du Nord et en Amérique latine est plutôt localisée dans les zones non irriguées: sa part dans l'évapotranspiration des ressources en eau dans les zones non irriguées est beaucoup plus importante que celle impliquée dans l'évapotranspiration de l'eau d'irrigation. En Europe en revanche, la culture des fourrages OMBS est de préférence irriguée. De même, dans les régions arides comme en Asie de l'Ouest et en Afrique du Nord, la part de l'évapotranspiration causée par la culture des fourrages OMBS en zone irriguée dépasse celle des surfaces agricoles non irriguées. Il est clair que la production des aliments pour le bétail consomme de grandes quantités de ressources en eau essentielles et se trouve ainsi en compétition avec d'autres usages et utilisateurs.

4.3 Pollution de l'eau

La majorité de l'eau utilisée par le secteur de l'élevage retourne dans l'environnement. Si une partie est susceptible d'être réutilisée dans le même bassin versant, une autre partie peut être polluée ou perdue par évapotranspiration, et donc disparaître⁶. L'eau polluée par l'élevage, la production de fourrages et le traitement des produits diminue l'approvisionnement en eau et accentue l'appauprissement des ressources hydriques.

Les mécanismes de pollution peuvent être divisés en sources ponctuelles et en sources non ponctuelles. La pollution de sources ponctuelles est un rejet spécifique et limité de polluants visibles dans une étendue d'eau. Appliquée aux sys-

⁶ La pollution de l'eau est une modification de la qualité de l'eau par des déchets qui compromet son utilisation potentielle et entraîne des modifications de ses propriétés physico-chimiques et microbiologiques (Melvin, 1995).

tèmes de production animale, la pollution ponctuelle fait référence aux parcs d'engraissement, aux installations de transformation des aliments et aux établissements de traitement des produits chimiques à usage agricole. La pollution de sources non ponctuelles se caractérise par un rejet diffus de polluants généralement sur de larges étendues comme les pâturages.

4.3.1 Les déchets engendrés par le secteur de l'élevage

La majorité de l'eau utilisée pour l'abreuvement et l'entretien du bétail retourne dans l'environnement sous forme de fumier et d'eaux usées. Les excréments du bétail contiennent une quantité importante de nutriments (azote, phosphore, potassium), de médicaments, de métaux lourds et d'agents pathogènes. Si ceux-ci se retrouvent dans l'eau ou s'accumulent dans le sol, ils peuvent constituer de sérieuses menaces pour l'environnement (Gerber et Menzi, 2005). Différents mécanismes peuvent intervenir dans la contamination des ressources en eau douce par les effluents d'élevage et les eaux usées. La contamination de l'eau peut être directe

par le ruissellement issu des bâtiments d'élevage, les pertes dues au manque d'installation de stockage, le dépôt d'excréments dans les sources d'eau douce et la percolation en profondeur et le transport à travers les couches du sol des eaux de drainage au niveau de la ferme. Il peut aussi exister une pollution non ponctuelle indirecte par le ruissellement de surface issu des zones de pâturage et des terrains cultivés.

Les principaux polluants

Les excédents de nutriments favorisent l'eutrophisation et peuvent constituer un danger sanitaire

Les animaux peuvent avoir un apport en nutriments extrêmement élevé (voir tableau 4.8). Ainsi, une vache laitière en lactation ingère jusqu'à 163,7 kg d'azote et 22,6 kg de phosphore par an. Certains nutriments ingérés sont assimilés par l'animal mais la plupart retournent dans l'environnement et peuvent constituer une menace pour la qualité de l'eau. L'excrétion annuelle de nutriments par les différents types d'animaux est présentée dans le tableau 4.8. Pour une vache laitière en lactation, l'excrétion annuelle s'élève

Tableau 4.8

Apport et excrétion des nutriments selon les types d'animaux

Animal	Absorption (kg/an)		Rétention (kg/an)		Excrétion (kg/an)		Pourcentage d'azote excrété sous forme minérale ¹
	N	P	N	P	N	P	
Vache laitière ²	163,7	22,6	34,1	5,9	129,6	16,7	69
Vache laitière ³	39,1	6,7	3,2	0,6	35,8	6,1	50
Truie ²	46,0	11,0	14,0	3,0	32,0	8,0	73
Truie ³	18,3	5,4	3,2	0,7	15,1	4,7	64
Porc en croissance ²	20,0	3,9	6,0	1,3	14,0	2,5	78
Porc en croissance ³	9,8	2,9	2,7	0,6	7,1	2,3	59
Poule pondeuse ²	1,2	0,3	0,4	0,0	0,9	0,2	82
Poule pondeuse ³	0,6	0,2	0,1	0,0	0,5	0,1	70
Poulet de chair ²	1,1	0,2	0,5	0,1	0,6	0,1	83
Poulet de chair ³	0,4	0,1	0,1	0,0	0,3	0,1	60

¹ Équivalent présumé de l'excrétion d'azote dans l'urine. Comme l'azote minéral peut se volatiliser, ce pourcentage est souvent inférieur dans les fumiers épandus dans les champs.

² En cas de forte productivité.

³ En cas de moindre productivité.

Note: Du fait de la variation des apports et de la teneur en nutriments des aliments, ces valeurs sont des exemples, et non des moyennes, pour les situations de forte ou moindre productivité.

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

à 129,6 kg d'azote (79 pour cent du total ingéré) et 16,7 kg de phosphore (73 pour cent) (de Wit *et al.*, 1997). La charge de phosphore excrétée par une vache est équivalente à celle excrétée par 18 ou 20 personnes (Novotny *et al.*, 1989). La concentration en azote la plus élevée est celle du lisier de porc (76,2 g/N/kg de matière sèche), suivie de celui de la dinde (59,6 g/kg), des poules pondeuses (49,0), des moutons (44,4), des poulets (40,0), des vaches laitières (39,6) et des bovins à viande (32,5). La quantité de phosphore la plus élevée s'observe chez les poules pondeuses (20,8 g/P/kg de matière sèche), suivie des porcs (17,6), des dindes (16,5), des poulets (16,9), des moutons (10,3), des bovins à viande (9,6) et des vaches laitières (6,7) (Sharpley *et al.*, 1998, dans Miller, 2001). Dans les zones de production intensive, ces chiffres entraînent de gros excès en nutriments qui peuvent dépasser les capacités d'absorption des écosystèmes locaux et altérer la qualité de l'eau de surface et de l'eau souterraine (Hooda *et al.*, 2000).

Selon notre estimation, au niveau mondial, les excréas provenant du secteur de l'élevage en 2004 contenaient 135 millions de tonnes d'azote et 58 millions de tonnes de phosphore. En 2004, les bovins étaient les premiers responsables de l'excrétion de nutriments, se trouvant à l'origine de 58 pour cent de l'azote excrété; les porcs compattaient à cet égard pour 12 pour cent et les volailles 7 pour cent.

Les systèmes de production mixtes sont ceux qui contribuent le plus à l'excrétion des nutriments. Ils représentent 70,5 pour cent de l'excrétion d'azote et de phosphore, suivis des systèmes de pâturage avec 22,5 pour cent de l'excrétion annuelle d'azote et de phosphore. Sur le plan géographique, l'Asie est la principale productrice, représentant à elle seule 35,5 pour cent de l'excrétion annuelle d'azote et de phosphore au niveau mondial.

De fortes concentrations en nutriments dans les ressources en eau peuvent conduire à une stimulation excessive de la croissance des plantes aquatiques et des algues, ce qui peut conduire à

une eutrophisation, donner un goût et une odeur désagréables à l'eau et engendrer un développement bactérien excessif dans les systèmes de distribution. Les nutriments peuvent protéger les microorganismes des effets de la salinité et de la température et peuvent constituer un danger pour la santé publique. L'eutrophisation est un phénomène naturel en cas de vieillissement des lacs et de certains estuaires mais l'élevage et les autres activités agricoles peuvent considérablement accélérer l'eutrophisation en augmentant le rythme avec lequel les nutriments et les substances organiques se déversent dans les écosystèmes aquatiques à partir des bassins versants environnants (Carney *et al.*, 1975; Nelson *et al.*, 1996). Au niveau mondial, le dépôt des nutriments (surtout l'azote) dépasse les charges critiques d'eutrophisation dans 7 à 18 pour cent des écosystèmes naturels et semi-naturels (Bouwman et van Vuuren, 1999).

Si la croissance végétale issue de l'eutrophisation est modérée, elle peut fournir une alimentation de base pour la population aquatique. Si elle est excessive, la prolifération d'algues et l'activité microbienne peuvent épuiser les réserves en oxygène dissous et perturber par conséquent le fonctionnement des écosystèmes. Les autres effets indésirables de l'eutrophisation sont:

- des modifications des caractéristiques de l'habitat dues au changement de la composition des plantes aquatiques;
- le remplacement d'espèces de poissons désirables par des espèces moins désirables, et les pertes économiques associées;
- la production de toxines par certaines algues;
- l'augmentation des frais d'exploitation des services publics d'approvisionnement en eau;
- le remplissage et l'obstruction des canaux d'irrigation par des mauvaises herbes aquatiques;
- l'incapacité d'utiliser l'eau pour des activités de loisir; et
- l'impossibilité de naviguer du fait de la densité des mauvaises herbes.

On observe ces impacts dans les écosystèmes d'eau douce aussi bien que marins, où la proliféra-

tion d'algues engendre des problèmes très répandus du fait qu'elle libère des toxines et provoque l'anoxie («zones mortes»), avec des conséquences négatives graves sur l'aquaculture et la pêche (EPA, 2005a; Belsky, Matze et Uselman, 1999; Ongley, 1996; Carpenter *et al.*, 1998).

Le phosphore est souvent considéré comme le nutriment limitant clé dans la plupart des écosystèmes aquatiques. Dans les écosystèmes fonctionnant convenablement, la capacité des zones humides et des cours d'eau à stocker le phosphore est alors déterminante pour la qualité de l'eau en aval. Mais de plus en plus d'études ont identifié l'azote comme étant le nutriment limitant essentiel. D'une manière générale, le phosphore influe sur la qualité de l'eau de surface, alors que l'azote constituerait plutôt une menace pour la qualité de l'eau souterraine, du fait de l'infiltration des nitrates à travers les couches du sol (Mosley *et al.*, 1997; Melvin, 1995; Reddy *et al.*, 1999; Miller, 2001; Carney, Carty et Colwell, 1975; Nelson, Cotsaris et Oades, 1996).

Azote: L'azote existe dans l'environnement sous différentes formes. Certaines formes sont inoffensives alors que d'autres sont extrêmement nocives. Selon la forme sous laquelle il existe, l'azote peut être stocké et immobilisé dans le sol, il peut s'infiltrer vers l'eau des nappes phréatiques ou bien s'évaporer. Comparé à l'azote organique, l'azote inorganique circule plus facilement à travers les couches du sol.

L'azote est excrété par les animaux sous forme organique et inorganique. La partie inorganique correspond à l'azote émis dans l'urine, elle est généralement plus importante que la partie organique. Les pertes d'azote directes par les excréta et les effluents d'élevage se présentent sous quatre formes principales: l'ammoniac (NH_3), le diazote (N_2), le monoxyde d'azote (N_2O) ou les nitrates (NO_3^-) (Milchunas et Lauenroth, 1993; Whitmore, 2000). Une partie de l'azote inorganique se volatilise sous forme d'ammoniac dans les bâtiments d'élevage, lors de l'accumulation et le stockage des effluents, après l'épandage du fumier et sur les pâtures.

Les conditions de stockage et d'épandage des effluents conditionnent considérablement la transformation biologique de l'azote sous ses différentes formes et les menaces pour l'environnement sont différentes selon les formes obtenues. En milieu anaérobie, le nitrate se transforme en N_2 , qui est inoffensif (dénitrification). Cependant, si le carbone organique est en déficit par rapport aux nitrates, la production du dérivé nocif N_2O augmente. Cette nitrification suboptimale a lieu lorsque le lessivage du sol transporte directement l'ammoniac vers les ressources en eau (Whitmore, 2000; Carpenter *et al.*, 1998).

Avec le mécanisme d'infiltration, les sols perdent leur azote qui contamine les ressources en eau. L'azote sous forme de nitrate (NO_3^-) (azote inorganique) est très mobile dans la solution du sol et peut facilement s'infiltrer sous l'horizon racinaire jusqu'à la nappe phréatique ou entrer dans l'écoulement hypodermique. L'azote (en particulier ses formes organiques) peut aussi contaminer les ressources en eau par ruissellement. Les niveaux élevés de nitrates observés dans les cours d'eau près des zones de pâturages sont principalement dus au débit d'eau souterraine et à l'écoulement hypodermique. Lorsqu'on utilise le fumier comme engrais organique, une bonne partie des pertes d'azote après l'épandage sont associées à la minéralisation de la matière organique du sol en l'absence de couverture végétale (Gerber et Menzi, 2005; Stoate *et al.*, 2001; Hooda *et al.*, 2000).

Des niveaux de nitrates élevés dans les ressources en eau peuvent constituer un danger sanitaire. Des niveaux excessifs dans l'eau potable peuvent provoquer la méthémoglobinémie («syndrome du bébé bleu») et peuvent intoxiquer les enfants. Chez les adultes, la toxicité des nitrates peut aussi provoquer des avortements et des cancers de l'estomac. Selon l'OMS, la concentration en nitrates dans l'eau de boisson ne devrait pas dépasser 45 mg par litre (10 mg par litre pour le NO_3-N) (Osterberg et Wallinga, 2004; Bellows, 2001; Hooda *et al.*, 2000). Les nitrites (NO_2^-) sont tout aussi sensibles au processus d'infiltration que les nitrates et sont beaucoup plus toxiques.

La grave menace de pollution que les systèmes de production animale industrialisés représentent pour l'eau a été largement décrite. Aux Etats-Unis d'Amérique par exemple, Ritter et Chirnside (1987) ont analysé la concentration en NO₃-N de 200 puits souterrains dans le Delaware (cité dans Hooda *et al.*, 2000). Leurs résultats mettent en évidence le risque local élevé que représentent les systèmes d'élevage industriels: dans les zones de production de volailles, le taux de concentration moyen était de 21,9 mg par litre, alors qu'il était de 6,2 mg par litre dans les zones de culture de maïs et de 0,58 mg par litre dans les zones boisées. Dans une autre étude menée dans le sud du Pays de Galles (Royaume-Uni), Schofield, Seager et Merriman (1990) ont montré qu'une rivière drainant uniquement des zones d'élevage se révélait très polluée, avec des niveaux de base de 3-5 mg de NH₃-N par litre et des pics atteignant 20 mg par litre. Les pics peuvent survenir après les pluies, du fait du lessivage excessif des arrière-cours des exploitations d'élevage et des champs où l'on a épandu du fumier (Hooda *et al.*, 2000).

De la même façon, en Asie du Sud-Est, l'initiative LEAD a analysé les sources terrestres de la pollution de la mer de Chine du Sud, en insistant sur la contribution de l'industrie porcine croissante en Chine, en particulier dans la province de Guangdong, en Thaïlande et au Viet Nam. Dans ces trois pays, on a estimé que les déchets issus

des élevages porcins étaient plus polluants que les eaux usées domestiques. La part des émissions de nutriments dans les ressources en eau attribuable aux déchets issus des élevages de porcs varie entre 14 pour cent pour l'azote et 60 pour cent pour le phosphore (Thaïlande) et 72 pour cent pour l'azote et 94 pour cent pour le phosphore (province de Chine de Guangdong) (voir tableau 4.9) (Gerber et Menzi, 2005).

Phosphore: Dans l'eau, le phosphore n'est pas considéré comme directement toxique pour l'homme et l'animal. Par conséquent, aucune norme n'a été établie pour le phosphore dans l'eau potable. Le phosphore contamine les ressources en eau lorsque les effluents d'élevage sont directement déposés ou rejetés dans les eaux superficielles ou lorsque de grandes quantités de phosphore sont épandues sur le sol. Contrairement à l'azote, le phosphore se fixe aux particules du sol et est donc moins sujet à l'infiltration, sauf si les niveaux de concentration sont très élevés. L'érosion est en fait la principale source de perte de phosphate et le phosphore est transporté dans le ruissellement de surface sous forme soluble ou sous forme de particules. Dans les zones à forte densité d'élevage, les niveaux de phosphore peuvent s'accumuler dans les sols et rejoindre les cours d'eau par ruissellement. Dans les systèmes de pâturage, les bovins qui piétinent le sol affectent le taux d'infiltration

Tableau 4.9

Estimation de la contribution relative des déchets issus des élevages de porcs, des eaux usées domestiques et de sources non ponctuelles à l'émission d'azote et de phosphore dans les réseaux d'alimentation en eau

Pays/Province	Pourcentage de la contribution aux émissions de nutriments dans les systèmes hydriques				
	Nutriments	Charge potentielle (tonnes)	Déchets des porcs	Eaux usées domestiques	Source non ponctuelle
Chine-Guangdong	N	530 434	72	9	19
	P	219 824			
Thaïlande	N	491 262	14	9	77
	P	52 795			
Viet Nam	N	442 022	38	12	50
	P	212 120			

Source: FAO (2004d).

et la macroporosité, ce qui entraîne une perte de sédiments et de phosphore par le ruissellement de surface provenant des pâtures et des sols cultivés (Carpenter *et al.*, 1998; Bellows, 2001; Stoate *et al.*, 2001; McDowell *et al.*, 2003).

Le carbone organique total réduit les taux d'oxygène dissous dans l'eau

Les déchets organiques contiennent une grande part de solides avec des composés organiques qui peuvent constituer une menace pour la qualité de l'eau. La contamination organique peut stimuler la prolifération d'algues, ce qui augmente leurs besoins en oxygène et réduit la quantité d'oxygène disponible pour les autres espèces. En général, la demande biologique en oxygène (DBO) sert d'indicateur pour refléter la contamination de l'eau par les matières organiques. Certaines analyses montrent une forte corrélation entre une DBO élevée et la présence d'un effectif élevé de bétail ou le déversement direct des effluents d'élevage. La pluie joue un rôle majeur dans la variation des niveaux de DBO dans les cours d'eau drainant les zones d'élevage, sauf si les effluents d'élevage sont déversés directement dans le courant (Hooda *et al.*, 2000).

Le tableau 4.10 présente les niveaux de DBO pour différents types de déchets au Royaume-Uni. Les déchets associés au secteur de l'élevage sont parmi ceux qui ont la DBO la plus élevée. Les impacts du carbone organique total et des niveaux de DBO sur la qualité de l'eau et les écosystèmes ont été évalués localement mais le manque de données ne permet pas de faire des extrapolations à plus grande échelle.

La contamination biologique constitue un danger de santé publique

Le bétail excrète de nombreux microorganismes responsables de zoonoses et des parasites pluricellulaires significatifs pour la santé humaine (Muirhead *et al.*, 2004). Les microorganismes pathogènes peuvent être transmis par l'eau ou les aliments, surtout si les récoltes sont irriguées avec de l'eau contaminée (Atwill, 1995).

Tableau 4.10

Intervalle de valeur des concentrations de DBO pour différents types de déchets et de produits d'origine animale

Source	DBO (mg/litre)
Lait	140 000
Effluent d'ensilage	30 000-80 000
Lisier de porcs	20 000-30 000
Lisier de bovins	10 000-20 000
Effluents liquides s'écoulant des fosses à lisier	1 000-12 000
Eau de lavage diluée de la salle de traite et de stabulation (eau souillée)	1 000-5 000
Eaux usées domestiques non traitées	300
Eaux usées domestiques traitées	20-60
Eau de rivière propre	5

Source: MAFF (1998).

Habituellement, de grandes quantités d'agents pathogènes doivent être directement déversées dans l'environnement pour que le processus de transmission soit efficace. Certains contaminants biologiques peuvent survivre des jours voire des semaines dans les fèces présents dans les champs et plus tard contaminer les ressources en eau par ruissellement.

Les agents pathogènes bactériens et viraux transmis par l'eau les plus importants pour la santé publique humaine et vétérinaire sont les suivants:

Campylobacter spp.: Plusieurs espèces de *Campylobacter* jouent un rôle important dans les infections gastrointestinales humaines. La campylobactériose est responsable d'environ 5 à 14 pour cent de tous les cas de diarrhée dans le monde (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, Center for Food Security and Public Health, 2005). On a constaté plusieurs cas d'infection clinique humaine attribuable à une contamination de l'eau par le bétail (Lind, 1996; Atwill, 1995).

Escherichia Coli O157: H7: *E. Coli O 157: H7* est un agent pathogène humain qui peut provoquer des colites et dans certains cas un syndrome

hémolytique et urémique. Les bovins sont considérés comme la source principale de contamination en cas d'épidémie ou d'infection sporadique d'*E. coli* O157: H7 d'origine hydrique ou alimentaire. Les complications et les décès sont plus fréquents chez les jeunes enfants, les personnes âgées et les personnes atteintes de maladies débilitantes. Aux Etats-Unis d'Amérique, environ 73 000 infections sont déclarées chaque année (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, Center for Food Security and Public Health, 2004; Renter *et al.*, 2003; Shere *et al.*, 2002).

***Salmonella spp.*:** Le bétail est une source importante de plusieurs *Salmonella spp.* infectieuses pour l'homme. *Salmonella dublin* est un des sérotypes les plus fréquemment isolés chez les bovins et un agent pathogène d'origine alimentaire grave pour l'homme. L'eau de surface contaminée par *S. dublin* d'origine bovine ou les aliments lavés avec de l'eau contaminée peuvent véhiculer l'infection et la transmettre à l'homme. Aux Etats-Unis d'Amérique, *Salmonella spp.* a été isolée chez 41 pour cent des dindes testées en Californie et 50 pour cent des poulets examinés au Massachusetts (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, Center for Food Security and Public Health, 2005; Atwill, 1995).

***Clostridium botulinum*:** *C. botulinum* (microorganisme responsable du botulisme) produit des neurotoxines puissantes. Ses spores sont résistantes à la chaleur et peuvent survivre dans les aliments insuffisamment ou incorrectement transformés. Parmi les sept sérotypes, les sérotypes A, B, E et F provoquent le botulisme humain alors que les types C et D sont responsables de la plupart des cas de botulisme chez les animaux. *C. botulinum* peut être transporté par le ruissellement provenant des champs (Carney, Carty et Colwell, 1975; Notermans, Dufrenne et Oosterom, 1981).

Maladies virales: Certaines maladies virales peuvent également être importantes sur le plan vétérinaire et être associées à l'eau de boisson comme les infections aux *Picornavirus* (la fièvre aphteuse, la maladie de Teschen/Talfan, l'encéphalomyélite aviaire, la maladie vésiculeuse

du porc, l'encéphalomyocardite), les infections aux *Parvovirus*, les infections aux *Adenovirus*, le virus de la peste bovine ou la peste porcine classique.

Les maladies parasitaires du bétail sont transmises soit par l'ingestion de formes de dissémination résistantes dans l'environnement (spores, kystes, ookystes, ovules, stades larvaires et enkystés), soit par l'utilisation d'eau contaminée pour transformer ou préparer des aliments, ou bien par contact direct avec des stades parasites infectieux. Les bovins sont une source de parasites pour les êtres humains et de nombreuses espèces sauvages (Olson *et al.*, 2004; Slifko, Smith et Rose, 2000). L'excrétion des formes de transmission peut être élevée et la menace pour la santé publique vétérinaire peut s'étendre bien au-delà des zones de contamination (Slifko, Smith et Rose, 2000; Atwill, 1995). Parmi les parasites les plus importants, les dangers de santé publique liés à l'eau sont constitués par *Giardia spp.*, *Cryptosporidia spp.*, *Microsporidia spp.* et *Fasciola spp.*

***Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*:** Ce sont des protozoaires qui provoquent des maladies gastrointestinales chez l'homme (Buret *et al.*, 1990; Ong *et al.*, 1996). *G. lamblia* et *C. parvum* sont des agents pathogènes d'origine hydrique. Ils sont importants car responsables d'infections autochtones chez de nombreuses espèces animales. Leurs ookystes sont assez petits pour contaminer les nappes phréatiques, et les ookystes de *C. parvum* ne sont pas tués par le traitement classique de l'eau (Slifko, Smith et Rose, 2000; East Bay Municipal Utility District, 2001; Olson *et al.*, 2004). Au niveau mondial, la prévalence dans la population humaine est de 1 à 4,5 pour cent dans les pays développés et de 3 à 20 pour cent dans les pays en développement (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, Center for Food Security and Public Health, 2004).

***Microsporidia spp.*:** Les *Microsporidia spp.* sont des protozoaires intracellulaires sporulés. Quatorze espèces sont identifiées comme étant des agents pathogènes opportunistes ou émergents

pour l'homme. Dans les pays en développement, les espèces de microsporidies constituent même un danger sanitaire supérieur car ces infections se rencontrent essentiellement chez les individus immunodéprimés. Cette maladie est généralement transmise par l'eau mais elle peut potentiellement être une zoonose émergente transmise par la viande, les poissons ou les crustacés, crus ou légèrement cuits. La présence de microsporidies pathogènes pour l'homme a été très souvent signalée chez les animaux d'élevage et de compagnie. *Enterocytozoon bieneusi* (espèce la plus souvent diagnostiquée chez l'homme) a été signalée chez les porcs, les bovins, les chats, les chiens, les lamas et les poulets (Slifko, Smith et Rose, 2000; Fayer *et al.*, 2002).

Fasciola spp.: La fasciolose (*Fasciola hepatica* et *Fasciola gigantica*) est une infection parasitaire importante des herbivores et une zoonose alimentaire. La voie de transmission la plus courante est l'ingestion d'eau contaminée. Les aliments (les salades par exemple) contaminés par l'eau d'irrigation contenant des métacercaires peuvent également transmettre le parasite (Slifko, Smith et Rose, 2000; Conceição *et al.*, 2004; Velusamy, Singh et Raina, 2004).

Les résidus médicamenteux contaminent les environnements aquatiques

Les produits pharmaceutiques sont utilisés en grandes quantités dans le secteur de l'élevage, principalement les antimicrobiens et les hormones. Les antimicrobiens ont toute une gamme d'utilisation. Ils sont administrés aux animaux à des fins thérapeutiques mais aussi à titre prophylactique à des groupes d'animaux en bonne santé, le plus souvent durant les périodes de stress avec un risque élevé d'infection, comme après le sevrage et pendant le transport. Ils sont aussi couramment distribués aux animaux sur de plus longues périodes, dans la nourriture ou l'eau de boisson, en vue d'améliorer les taux de croissance et le rendement alimentaire. Lorsque les antimicrobiens sont ajoutés aux aliments ou à l'eau de boisson à des taux inférieurs aux doses thérapeuti-

ques, certains scientifiques les qualifient d'usages «sub-thérapeutiques» ou «non thérapeutiques» (Morse et Jackson, 2003; Wallinga, 2002). Les hormones sont utilisées pour augmenter l'efficacité de la conversion alimentaire, en particulier dans la filière bovine et porcine. Leur utilisation n'est pas autorisée dans un certain nombre de pays, en particulier en Europe (FAO, 2003a).

Dans les pays développés, l'utilisation de médicaments pour la production animale représente une part importante de la quantité totale de médicaments utilisés. Environ la moitié des 22,7 millions de kilogrammes d'antibiotiques produits tous les ans aux Etats-Unis d'Amérique est utilisée pour les animaux (Harrison et Lederberg, 1998). L'Institut de médecine (IOM) estime qu'aux Etats-Unis d'Amérique, environ 80 pour cent des antibiotiques administrés au bétail sont utilisés pour des raisons non thérapeutiques, à savoir pour la prophylaxie et la stimulation de la croissance des animaux (Wallinga, 2002). Depuis 1997, la quantité d'antibiotiques utilisés a diminué en Europe, à la suite de l'interdiction de certaines substances et du débat public sur leur utilisation. En 1997, le secteur de l'élevage a utilisé 5 093 tonnes de médicaments, dont 1 599 tonnes d'activateurs de croissance (principalement des antibiotiques poly-éther). En 1999, dans l'Union européenne des 15 (et en Suisse), 4 688 tonnes d'antibiotiques étaient utilisées dans les systèmes d'élevage. Parmi ces 4 688 tonnes, 3 902 tonnes (soit 83 pour cent) étaient utilisées pour des raisons thérapeutiques (principalement des tétracyclines), alors que seules 786 tonnes consistaient en activateurs de croissance. Les quatre additifs alimentaires encore autorisés dans l'Union européenne (monensine, avilamycine, flavomycine et salinomycine) seront interdits d'ici 2006 (Thorsten *et al.*, 2003). L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a récemment demandé d'interdire l'administration d'antibiotiques aux animaux en bonne santé dans le but d'améliorer leur productivité (FAO, 2003a).

Aucune donnée n'est disponible quant aux quantités d'hormones utilisées dans les différents pays. Les modulateurs endocriniens interfèrent avec le

fonctionnement normal des hormones corporelles pour contrôler la croissance, le métabolisme et les fonctions du corps. Ils sont utilisés dans les ateliers d'engraissement sous forme d'implants auriculaires ou sous forme d'additifs alimentaires (Miller, 2001). Les hormones naturelles couramment utilisées sont: l'oestradiol (œstrogènes), la progestérone et la testostérone. Les hormones de synthèse sont le zéranol, l'acétate de mélengestrol et l'acétate de trenbolone. Environ 34 pays ont accepté l'utilisation d'hormones dans la production de viande de bœuf. Parmi eux, se trouvent l'Australie, le Canada, le Chili, le Japon, le Mexique, la Nouvelle-Zélande, l'Afrique du Sud et les Etats-Unis d'Amérique. Avec l'utilisation de ces hormones, les bovins connaissent une augmentation de 8 à 25 pour cent de leur gain moyen quotidien, avec une amélioration du rendement alimentaire allant jusqu'à 15 pour cent (Canadian Animal Health Institute, 2004). Aucun impact négatif direct de ces hormones sur la santé humaine n'a été scientifiquement mis en évidence lorsqu'elles étaient utilisées correctement. Cependant, l'Union européenne, en partie en réponse à la pression des consommateurs, a pris une position stricte sur l'utilisation des hormones dans le secteur de la production animale (FAO, 2003a).

Toutefois, une grande partie des médicaments utilisés n'est pas dégradée dans le corps de l'animal et se retrouve dans l'environnement. Des résidus médicamenteux comprenant des antibiotiques et des hormones ont été identifiés dans différents environnements aquatiques, notamment dans les nappes phréatiques, l'eau de surface et l'eau du robinet (Morse et Jackson, 2003). Le US Geological Survey a retrouvé des résidus antimicrobiens dans 48 pour cent des 139 cours d'eau nationaux étudiés et a considéré que les animaux d'élevage pouvaient contribuer à cette pollution, en particulier lorsque du fumier était épandu sur les terres agricoles (Wallinga, 2002). Pour les hormones, certains auteurs (Estergreen *et al.*, 1977) ont signalé que 50 pour cent de la progestérone administrée aux bovins était excrétée dans les fèces et 2 pour cent dans les urines. D'autres (Shore *et al.*,

1993) ont découvert que la testostérone s'infiltrait facilement dans le sol, contrairement à l'oestradiol et l'œstrone.

Les antimicrobiens exerçant une pression de sélection sur l'eau douce même à de faibles concentrations, les bactéries deviennent résistantes aux antibiotiques. La résistance peut être transmise par l'échange de matériel génétique entre microorganismes et entre organismes non pathogènes et organismes pathogènes. Eu égard à l'avantage évolutif lié aux gènes résistants, ils se diffusent rapidement dans l'écosystème bactérien, les bactéries qui acquièrent ce type de gènes pouvant se propager plus rapidement et supplanter les bactéries non résistantes (FAO, 2003a; Harrison et Lederberg, 1998; Wallinga, 2002). En dehors de la diffusion potentielle de résistance aux antibiotiques, ceci pose un problème de risque environnemental important.

La préoccupation environnementale liée à l'utilisation des hormones dans le secteur de l'élevage concerne leur impact potentiel sur les cultures et la modulation endocrinienne éventuelle chez l'homme et la faune sauvage (Miller, 2001). L'acétate de trenbolone peut persister dans le fumier pendant plus de 270 jours, ce qui laisse penser que l'eau peut être contaminée par des principes actifs hormonaux, notamment par l'intermédiaire du ruissellement. Les liens entre l'utilisation des hormones dans le secteur de l'élevage et les impacts associés sur l'environnement sont difficilement démontrables. Toutefois, ils expliqueraient les modifications endocrines, neurologiques et de développement observées auprès de la faune sauvage, même après l'interdiction des pesticides œstrogènes connus. Cette hypothèse est renforcée par l'augmentation du nombre de cas déclarés de féminisation ou de masculinisation de poissons, l'augmentation de l'incidence des cancers du sein et des testicules et les modifications du tractus génital mâle chez les mammifères (Soto *et al.*, 2004).

Les antimicrobiens et les hormones ne sont pas les seuls médicaments sources d'inquiétude. De grandes quantités de détergents et de

désinfectants sont utilisées, dans le secteur de la production laitière par exemple. Les détergents représentent la plus grande part de produits chimiques utilisés dans les activités laitières. Le système de production animale utilise aussi de grandes quantités de produits antiparasitaires (Miller, 2002; Tremblay et Wratten, 2002).

Les métaux lourds utilisés dans l'alimentation des animaux d'élevage retournent dans l'environnement

On donne à ingérer au bétail des métaux lourds à faible concentration pour des raisons sanitaires ou pour stimuler la croissance. Les métaux introduits dans les rations alimentaires peuvent être du cuivre, du zinc, du sélénium, du cobalt, de l'arsenic, du fer et du manganèse. Dans l'industrie porcine, le cuivre (Cu) est utilisé pour améliorer les performances car il agit comme agent antibactérien dans l'intestin. Le zinc (Zn) est utilisé dans les rations de sevrage des porcs pour contrôler la diarrhée post-sevrage. Dans l'industrie de la volaille, le Zn et le Cu sont nécessaires car ce sont des cofacteurs d'enzymes. Le cadmium et le sélénium sont aussi utilisés car il a été montré que, à faibles doses, ils favorisaient la croissance. Les autres sources potentielles de métaux lourds consomés sont l'eau de boisson, le calcaire et la corrosion des métaux utilisés pour les logements des animaux (Nicholson *et al.*, 2003; Miller, 2001; Sustainable Table, 2005).

Les animaux ne peuvent absorber que 5 à 15 pour cent des métaux qu'ils ingèrent. Dans ces conditions, la majorité de ces derniers sont excrétés et retournent dans l'environnement. Les ressources en eau peuvent aussi être contaminées lorsque les pédiluves contenant du Cu et du Zn sont utilisés pour désinfecter les sabots des ovins et des bovins (Nicholson *et al.* 2003; Schultheiß *et al.*, 2003; Sustainable Table, 2005). Les charges en métaux lourds issues des animaux d'élevage ont été analysées au niveau local. En Suisse, il a été montré que la charge totale en métaux lourds dans les effluents d'élevage s'élevait en 1995 à 94 tonnes de cuivre, 453 tonnes de zinc, 0,375 tonne de cadmium et 7,43 tonnes de plomb, pour un cheptel

de 1,64 million de bovins et 1,49 million de porcs (FAO, 2006b). Sur cette charge, 64 pour cent du zinc et 87 pour cent du plomb se trouvaient dans le fumier de bovins (Menzi et Kessler, 1998). Cependant, la plus forte concentration de cuivre et de zinc se trouvait dans le lisier de porc.

Cheminements de la pollution

1. Pollution de sources ponctuelles provenant des systèmes de production intensive

Comme cela a été présenté dans le Chapitre 1, les principaux changements structurels ayant lieu dans le secteur de l'élevage aujourd'hui sont associés au développement des systèmes de production animale industriels intensifs. Ces systèmes impliquent souvent des effectifs importants d'animaux concentrés dans des zones relativement réduites et dans un faible nombre d'unités de production.

Ainsi, aux Etats-Unis d'Amérique, 4 pour cent des ateliers d'engraissement de bovins représentent 84 pour cent de la production bovine. De telles concentrations d'animaux créent des volumes considérables de déchets, qui doivent être gérés de manière à éviter la contamination de l'eau (Carpenter *et al.*, 1998). La gestion des déchets est très variable et les impacts sur les ressources en eau qui leurs sont associés varient en conséquence.

Dans les pays développés, il existe des cadres réglementaires mais les règles sont souvent



© LEAD/HARALD MENZI

Lagune d'épuration dans un élevage de porcs – centre de la Thaïlande 2000

contournées ou enfreintes. Par exemple, dans l'Etat de l'Iowa aux Etats-Unis d'Amérique, 6 pour cent des 307 principaux déversements d'effluents d'élevage se sont révélés être le résultat d'action délibérées, comme l'épandage de fumier sur le sol ou la réalisation de brèches dans les étangs d'épuration, tandis que 24 pour cent ont été provoqués par la défaillance ou le débordement d'une structure de stockage du fumier (Osterberg et Wallinga, 2004). Au Royaume-Uni, le nombre d'incidents de pollution déclarés liés aux déchets d'élevage est passé de 310 en 1984 à 539 en 1993 en Ecosse, et de 2 367 en 1981 à 4 141 en 1988 en Angleterre et en Irlande du Nord. Le ruissellement issu des unités de production animale intensive est aussi une des sources importantes de pollution dans les pays où le secteur de l'élevage est intensifié.

Dans les pays en développement, en particulier en Asie, le changement structurel du secteur de l'élevage et les modifications ultérieures qui ont eu lieu dans les pratiques de gestion des effluents ont eu le même type d'impact négatif sur l'environnement. L'accroissement de la taille et de la concentration géographique au voisinage des zones urbaines entraîne de gros déséquilibres dans le rapport entre la terre et le bétail, qui limitent les options de recyclage des effluents d'élevage, notamment son utilisation comme engrais sur les récoltes. Dans ces conditions, les coûts de transport du fumier jusqu'aux champs sont souvent prohibitifs. De plus, les terres périurbaines sont souvent trop chères pour mettre en place des systèmes de traitement abordables comme les étangs d'épuration. Par conséquent, la majorité du lisier issu de ces opérations est déversée directement dans les voies navigables. Cette pollution survient dans des lieux où les densités de population humaine sont très élevées, ce qui augmente l'impact potentiel sur leur bien-être. Le traitement des déchets est pratiqué seulement dans une minorité de fermes et il est très insuffisant pour atteindre des normes acceptables. Bien que des réglementations dans ce domaine soient en place dans les pays en développement, celles-ci sont rarement appliquées. Même lorsque les

déchets sont récoltés (dans un étang d'épuration par exemple), une grande partie est souvent perdue par infiltration ou par débordement pendant la saison des pluies, entraînant la contamination de l'eau de surface et de l'eau souterraine (Gerber et Menzi, 2005).

Comme la majorité des phénomènes de pollution n'est pas enregistrée, les données manquent et il est difficile de réaliser une évaluation détaillée du niveau de pollution des sources ponctuelles au niveau mondial. Si l'on regarde la distribution mondiale des systèmes de production animale intensive (voir cartes 14 et 15, Annexe 1) et les études locales qui mettent en évidence la contamination directe de l'eau par les activités d'élevage intensif, on constate clairement que l'essentiel de la pollution est concentré dans les régions où les activités d'élevage intensif sont les plus denses. Ces zones sont principalement situées aux Etats-Unis d'Amérique (côtes ouest et est), en Europe (ouest de la France, ouest de l'Espagne, Angleterre, Allemagne, Belgique, Pays-Bas, nord de l'Italie et Irlande), au Japon, en Chine et en Asie du Sud-Est (Indonésie, Malaisie, Philippines, Province de Chine de Taiwan, Thaïlande, Viet Nam), au Brésil, en Equateur, au Mexique, au Venezuela et en Arabie saoudite.

2. Pollution de sources non ponctuelles liées aux pâturages et aux terres cultivables

Le secteur de l'élevage peut être relié à trois principales sources non ponctuelles.

Premièrement, une partie des déchets de l'élevage, en particulier le fumier, est épandue sur le sol comme engrais pour la production d'aliments pour animaux.

Deuxièmement, dans les systèmes de production animale extensifs, la contamination de l'eau de surface par les déchets peut provenir du dépôt direct de matières fécales dans les voies fluviales ou par le ruissellement et le courant superficiel lorsqu'elles sont déposées sur le sol.

Troisièmement, les systèmes d'élevage requièrent une grande quantité de ressources en aliments et en fourrage, nécessitant souvent des

© USDA/KEN HAMMOND



Epannage de fumier sur un champ dans le Wisconsin – Etats-Unis d'Amérique

moyens de production supplémentaires comme les pesticides ou les engrains minéraux, qui peuvent contaminer les ressources en eau après leur application sur les terres (cet aspect sera décrit ultérieurement dans la section 4.3.4).

Les agents polluants déposés sur les prairies et les terres agricoles peuvent contaminer les ressources en eau de surface et en eau souterraine. Les nutriments, les résidus de médicaments, les métaux lourds ou les contaminants biologiques appliqués sur la terre peuvent filtrer entre les couches du sol ou être entraînés par le ruissellement. L'ampleur de ce phénomène dépend des caractéristiques du terrain et du climat, de l'intensité, de la fréquence et de la période de pâturage ainsi que de la quantité de fumier épandue. Quand le temps est sec, les inondations sont peu fréquentes, aussi la majorité de la contamination par les matières fécales résulte-t-elle de la défécation directe des animaux dans un cours d'eau (Melvin, 1995; East Bay Municipal Utility District, 2001; Collins et Rutherford, 2004; Miner, Buckhouse et Moore, 1995; Larsen, 1995; Milchunas et Lauenroth, 1993; Bellows, 2001; Whitmore, 2000; Hooda *et al.*, 2000; Sheldrick, Syers et Lingard, 2003; Carpenter *et al.*, 1998).

Le niveau de dégradation du sol a un effet sur les mécanismes et l'importance de la pollution. Lorsque la couverture végétale est limitée et que le détachement du sol et l'érosion qui s'ensuit

augmentent, le ruissellement augmente aussi, de même que le transport des nutriments, des contaminants biologiques, des sédiments et d'autres contaminants des cours d'eau. Le secteur de l'élevage a un impact complexe dans la mesure où il représente des sources de pollution directes et indirectes et qu'il influence aussi directement (par la dégradation des sols) les mécanismes naturels qui contrôlent et réduisent les charges de pollution.

L'application de fumier sur les terres agricoles est motivée par deux objectifs tout à fait conciliables. D'une part (d'un point de vue environnemental et/ou économique), c'est un engrais organique efficace qui permet de réduire les coûts des fertilisants chimiques. D'autre part, il s'agit là d'une solution plus économique que de traiter les effluents d'élevage en vue de satisfaire les normes de déversement dans les cours d'eau.

Pour l'année 1996, au niveau mondial, les nutriments récupérés par les effluents et appliqués sur les terres agricoles ont été estimés à 34 millions de tonnes d'azote et 8,8 millions de tonnes de phosphore (Sheldrick, Syers et Lingard, 2003). Sur la quantité totale d'engrais utilisés, la part du fumier a progressivement décliné. Entre 1961 et 1995, les pourcentages relatifs ont diminué de 60 à 30 pour cent pour l'azote et de 50 à 38 pour cent pour le phosphore (Sheldrick, Syers et Lingard, 2003). Toutefois, pour de nombreux pays en développement, les effluents d'élevage restent le principal apport en nutriments pour les terres agricoles (voir tableau 4.11). Les régions où le fumier est le plus utilisé comme engrais se situent en Europe de l'Est et dans la Communauté des Etats indépendants (CEI) (56 pour cent) et en Afrique subsaharienne (49 pour cent). Ces taux élevés, surtout en Afrique subsaharienne, reflètent l'abondance des terres et la grande valeur économique détenue par le fumier en tant qu'engrais, les engrains minéraux pouvant être inabordables ou indisponibles dans certains endroits.

L'utilisation du fumier comme engrais ne devrait pas être considérée comme une menace potentielle de pollution de l'eau mais plutôt comme un

Rôle de l'élevage dans l'appauprissement et la pollution des ressources en eau

Tableau 4.11

Application d'azote et de phosphore issus d'engrais minéraux et de fumier animal sur les récoltes et les pâtures au niveau mondial

Région/pays	Cultures				Pâtures				Contribution du fumier à la fertilisation azotée					
	Superficie	Engrais minéral		Fumier	Superficie	Engrais minéral		Fumier						
		N	P	N		N	P	N						
		<i>millions d'ha</i>		<i>(..... milliers de tonnes.....)</i>		<i>millions d'ha</i>		<i>(..... milliers de tonnes.....)</i>		<i>pourcentage</i>				
Amérique du Nord														
Canada	46,0	1 576,0	207,0	115,3	20,0	0,0	207,0	115,3	22					
Etats-Unis d'Amérique	190,0	11 150,0	1 583,0	881,7	84,0	0,0	1 583,0	881,7						
Amérique centrale	40,0	1 424,0	351,0	192,4	22,0	25,0	351,0	192,4	43					
Amérique du Sud	111,0	2 283,0	1 052,0	576,8	59,0	12,0	1 051,0	576,2						
Afrique du Nord	22,0	1 203,0	36,0	18,5	10,0	0,0	34,0	17,4	10					
Asie de l'Ouest	58,0	2 376,0	180,0	92,3	48,0	0,0	137,0	70,2						
Afrique de l'Ouest	75,0	156,0	140,0	71,9	26,0	0,0	148,0	76,0						
Afrique de l'Est	41,0	109,0	148,0	76,0	24,0	31,0	78,0	40,0	49					
Afrique australe	42,0	480,0	79,0	40,6	50,0	3 074,0	3 085,0	1 583,8						
Europe OCDE	90,0	6 416,0	3 408,0	1 896,7	18,0	210,0	737,0	410,2	38					
Europe de l'Est	48,0	1 834,0	757,0	413,4	177,0	760,0	2 389,0	1 304,5	56					
ex Union soviétique	230,0	1 870,0	2 392,0	1 306,2	13,0	17,0	167,0	91,2						
Asie du Sud	206,0	12 941,0	3 816,0	1 920,9	10,0	0,0	425,0	213,9						
Asie de l'Est	95,0	24 345,0	5 150,0	3 358,3	29,0	0,0	1 404,0	915,5	10					
Asie du Sud-Est	87,0	4 216,0	941,0	512,0	15,0	0,0	477,0	259,5						
Océanie	49,0	651,0	63,0	38,9	20,0	175,0	52,0	32,1	29					
Japon	4,0	436,0	361,0	223,0	0,0	27,0	59,0	36,4						
Monde	1 436,0	73 467,0	20 664,0	11 734,7	625,0	4 331,0	12 384,0	6 816,6	30					

Note: Les données datent de 1995.

Source: FAO/IFA (2001).

moyen de la réduire. Lorsqu'il est utilisé correctement, le recyclage des effluents d'élevage réduit l'utilisation de fertilisants minéraux. Dans les pays où le taux de recyclage et la contribution relative du fumier par rapport à la quantité totale d'azote appliquée sont bas, il est évident qu'une meilleure gestion des effluents est nécessaire.

L'utilisation du fumier comme source de fertilisant organique présente d'autres avantages concernant la pollution de l'eau par les nutriments. Comme une grande partie de l'azote contenu dans les effluents est présente sous forme organique, il n'est pas tout de suite entièrement disponible pour fertiliser les récoltes et son action est progressive.

De plus, la matière organique contenue dans le fumier améliore la structure du sol et augmente la rétention de l'eau ainsi que la capacité d'échange des cations (de Wit *et al.*, 1997). Néanmoins, lorsque son taux d'absorption par les récoltes est faible, l'azote organique peut parfois être minéralisé. Dans ce cas, l'azote libéré est davantage sujet au processus d'infiltration. En Europe, une part importante de la contamination de l'eau par les nitrates résulte de la minéralisation de l'azote organique en automne et au printemps.

Lorsque le fumier est épandu pour obtenir une fertilisation organique peu coûteuse des champs, il a traditionnellement pour but de favoriser l'ab-

sorption de l'azote par les récoltes plutôt que celle du phosphore. Or, les taux d'absorption d'azote et de phosphore par les récoltes différant largement selon le quotient N/P dans les excréments du bétail, cette situation entraîne souvent un taux de phosphore plus élevé dans les sols longtemps enrichis avec du fumier. Comme le sol n'est pas un réservoir infini de phosphore, cette situation entraîne une augmentation du processus d'infiltration de ce dernier (Miller, 2001). De plus, lorsque le fumier est utilisé pour conditionner le sol, la dose de phosphore appliquée sur la terre dépasse souvent la demande agronomique et le phosphore s'accumule dans les sols (Bellows, 2001; Gerber et Menzi, 2005).

Lorsque l'épandage du fumier est effectué dans le but de gérer de manière peu coûteuse

les déchets, les producteurs ont tendance à appliquer le fumier avec une fréquence et une intensité excessives et ils peuvent aussi mésestimer et dépasser les besoins des cultures. L'application excessive est principalement due aux coûts élevés du transport et de la main-d'œuvre. En effet, ces coûts limitent souvent l'utilisation des effluents d'élevage comme fertilisant organique aux zones se trouvant à proximité des systèmes de production animale industrialisés. Par conséquent, le fumier est appliqué en excès dans ces zones, conduisant à l'accumulation des nutriments dans le sol et à la contamination de l'eau par ruissellement ou infiltration.

L'accumulation de nutriments dans le sol est un phénomène rapporté dans le monde entier. Aux Etats-Unis d'Amérique et en Europe par exemple,

Tableau 4.12

Estimation des pertes en azote et en phosphore des terres agricoles ayant reçu des effluents d'élevage, vers les écosystèmes d'eau douce

Région	N provenant du fumier animal		Perte de N vers les cours d'eau	P provenant du fumier animal		Perte de P vers les cours d'eau		
	Cultures	Pâtures		Cultures	Pâtures			
<i>(..... milliers de tonnes</i>)								
Amérique du Nord								
Canada	207,0	207,0	104,0	115,3	20,0	16,2		
Etats-Unis d'Amérique	1 583,0	1 583,0	792,0	881,7	84,0	115,9		
Amérique centrale	351,0	351,0	176,0	192,4	22,0	25,7		
Amérique du Sud	1 052,0	1 051,0	526,0	576,8	59,0	76,3		
Afrique du Nord	36,0	34,0	18,0	18,5	10,0	3,4		
Asie de l'Ouest	180,0	137,0	79,0	92,3	48,0	16,8		
Afrique de l'Ouest	140,0	148,0	72,0	71,9	26,0	11,7		
Afrique de l'Est	148,0	78,0	57,0	76,0	24,0	12,0		
Afrique australie	79,0	3 085,0	791,0	40,6	50,0	10,9		
Europe OCDE	3 408,0	737,0	1 036,0	1 896,7	18,0	229,8		
Europe de l'Est	757,0	2 389,0	787,0	413,4	177,0	70,8		
ex Union soviétique	2 392,0	167,0	640,0	1 306,2	13,0	158,3		
Asie du Sud	3 816,0	425,0	1 060,0	1 920,9	10,0	231,7		
Asie de l'Est	5 150,0	1 404,0	1 639,0	3 358,3	29,0	406,5		
Asie du Sud-Est	941,0	477,0	355,0	512,0	15,0	63,2		
Océanie	63,0	52,0	29,0	38,9	20,0	7,1		
Japon	361,0	59,0	105,0	223,0	0,0	26,8		
Monde	20 664,0	12 384,0	8 262,0	11 734,7	625,0	1 483,2		

Sources: FAO/IFA (2001); Carpenter *et al.* (1998); Hooda *et al.* (2000); Galloway *et al.* (2004).

seuls 30 pour cent de l'apport en phosphore dans les engrains étant réellement utilisés par la production agricole, on estime que le taux d'accumulation moyen est de 22 kg de phosphore par hectare et par an (Carpenter *et al.*, 1998). L'impact de l'intensification de l'élevage sur le bilan des éléments nutritifs du sol en Asie a été analysé par certains auteurs (Gerber *et al.*, 2005), voir encadré 4.2.

Selon les principales estimations, les pertes en phosphore dans les cours d'eau représenteraient entre 3 et 20 pour cent du phosphore appliqué (Carpenter *et al.*, 1998; Hooda *et al.*, 2000). Les pertes d'azote par ruissellement correspondent en général à moins de 5 pour cent du taux d'azote appliqué dans les fertilisants (voir tableau 4.12). Cependant, ce chiffre ne reflète pas le niveau réel de contamination car il ne prend pas en compte l'infiltration et le lessivage. En fait, le pourcentage d'azote apporté par les engrains qui quitte les écosystèmes agricoles pour se déverser dans les réserves d'eau, varie entre 10 et 40 pour cent pour les sols limoneux et argileux et entre 25 et 80 pour cent pour les sols sablonneux (Carpenter *et al.*, 1998). Ces estimations coïncident avec les chiffres

fournis par d'autres auteurs (Galloway *et al.*, 2004), qui estiment que 25 pour cent de l'azote appliqué est libéré et contamine les ressources en eau.

Les pertes de nutriments par les terres amendées en fumure et leur impact potentiel sur l'environnement sont importants. Sur la base des chiffres ci-dessus, on peut estimer que chaque année 8,3 millions de tonnes d'azote et 1,5 million de tonnes de phosphore issues du fumier finissent par contaminer les ressources en eau douce. Le principal responsable est l'Asie, avec 2 millions de tonnes d'azote et 0,7 million de tonnes de phosphore (respectivement 24 et 47 pour cent des pertes mondiales provenant des terres amendées en fumure).

Les effluents d'élevage peuvent aussi participer significativement à la charge des métaux lourds sur les champs cultivés. En Angleterre et au Pays de Galles, certains auteurs (Nicholson *et al.*, 2003) ont estimé qu'en 2000, environ 1 900 tonnes de zinc (Zn) et 650 tonnes de cuivre (Cu) avaient été répandues sur les terrains agricoles sous forme de fumier animal, ce qui représente 38 pour cent de l'apport annuel en Zn (voir tableau 4.13). En

Tableau 4.13

Apports en métaux lourds sur les terres agricoles en Angleterre et au Pays de Galles pour l'année 2000

Source		Apports annuels (tonnes)							
		Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	As	Hg
Dépôt atmosphérique		2 457	631	178	604	21	863	35	11
Fumier animal		1 858	643	53	48	4,2	36	16	0,3
Vidange des eaux usées		385	271	28	106	1,6	78	2,9	1,1
Déchets industriels		45	13	3	3	0,9	3,9	a.d.	0,1
Engrais minéraux	Azote	19	13	2	6	1,2	4	1,2	<0,1
	Phosphate	213	30	21	3	10	104	7,2	<0,1
	Potasse	3	2	<1	1	0,2	1	0,2	<0,1
	Chaux	32	7	15	6	0,9	17	a.d.	a.d.
	Total	266	53	37	16	12	126	8,5	0,1
Produits chimiques agricoles		21	8	0	0	0	0	0	0
Eau d'irrigation		5	2	<1	<1	<0,1	<1	0,1	a.d.
Compost		<1	<1	<1	<1	<0,1	<1	a.d.	<0,1
Total		5 038	1 621	299	778	40	327	62	13

Note: a.d. – absence de données.

Source: Nicholson *et al.* (2003)

Encadré 4.2 Impact de l'intensification de l'élevage sur le bilan des éléments nutritifs du sol en Asie

La distribution des élevages en Asie suit deux schémas principaux. En Asie du Sud et à l'ouest de la Chine, les élevages de ruminants sont prédominants. Dans ces régions, les systèmes de production sont mixtes ou extensifs, principalement traditionnels, et la densité animale coïncide avec les types de climats et la nature agroécologique des terrains. En Inde, les ruminants sont à l'origine de plus de 94 pour cent de l'excrétion de P_2O_5 . Cette prévalence du rôle des ruminants dans l'excrétion de P_2O_5 est également observée au Bangladesh, au Bhoutan, au Cambodge, au Myanmar, au Népal et en République démocratique populaire lao, où les ruminants sont responsables de plus de 75 pour cent du P_2O_5 excrétré.

Par ailleurs, le secteur de l'élevage en Asie et l'Est et du Sud-Est est dominé par les porcs et la volaille. Les monogastriques (porcs et volaille) participent pour plus de 75 pour cent à l'excrétion du phosphore (P_2O_5) dans de nombreuses régions

de Chine, d'Indonésie, de Malaisie et du Viet Nam, particulièrement autour des centres urbains.

Dans la zone étudiée, il existe une forte hétérogénéité, concernant le bilan de P_2O_5 , entre les zones qui auraient un bilan négatif (bilan massique inférieur à 10 kg par hectare) et les zones avec d'importants surplus (bilan massique supérieur à 10 kg par hectare). Dans l'ensemble de la région analysée, on estime que 39,1 pour cent des terres agricoles ont un bilan de P_2O_5 équilibré (bilan massique de P_2O_5 entre -10 et +10 kg), alors que 23,6 pour cent de ces terres sont classés comme étant en surcharge – principalement à l'est de la Chine, dans le bassin du Gange et autour des centres urbains tels que Bangkok, Ho Chi Minh Ville et Manille, avec des surplus particulièrement élevés à la périphérie des villes.

En moyenne, on estime que le fumier du bétail représente 39,5 pour cent de l'approvisionnement agricole en P_2O_5 . Les animaux sont la principale

Angleterre et au Pays de Galles, le fumier des bovins est le plus grand responsable du dépôt de métaux lourds par fumure, principalement du fait des grandes quantités produites et non du fait d'une teneur élevée en métaux (Nicholson *et al.*, 2003). En Suisse, le fumier est responsable d'environ deux tiers de la charge en cuivre et en zinc des fertilisants et d'environ de 20 pour cent de la charge en cadmium et en plomb (Menzi et Kessler, 1998).

On assiste à une sensibilisation croissante sur le fait que la teneur en métaux lourds dans le sol est en augmentation dans de nombreuses régions et que des niveaux critiques pourraient être atteints dans un futur proche (Menzi et Kessler, 1998; Miller, 2001; Schultheiß *et al.*, 2003).

Au niveau des pâturages, le bétail constitue une source d'apport supplémentaire de phosphore et d'azote pour le sol, sous forme d'urine et de fèces. Généralement, les animaux ne pâturent pas de façon uniforme dans un site. Les effets des

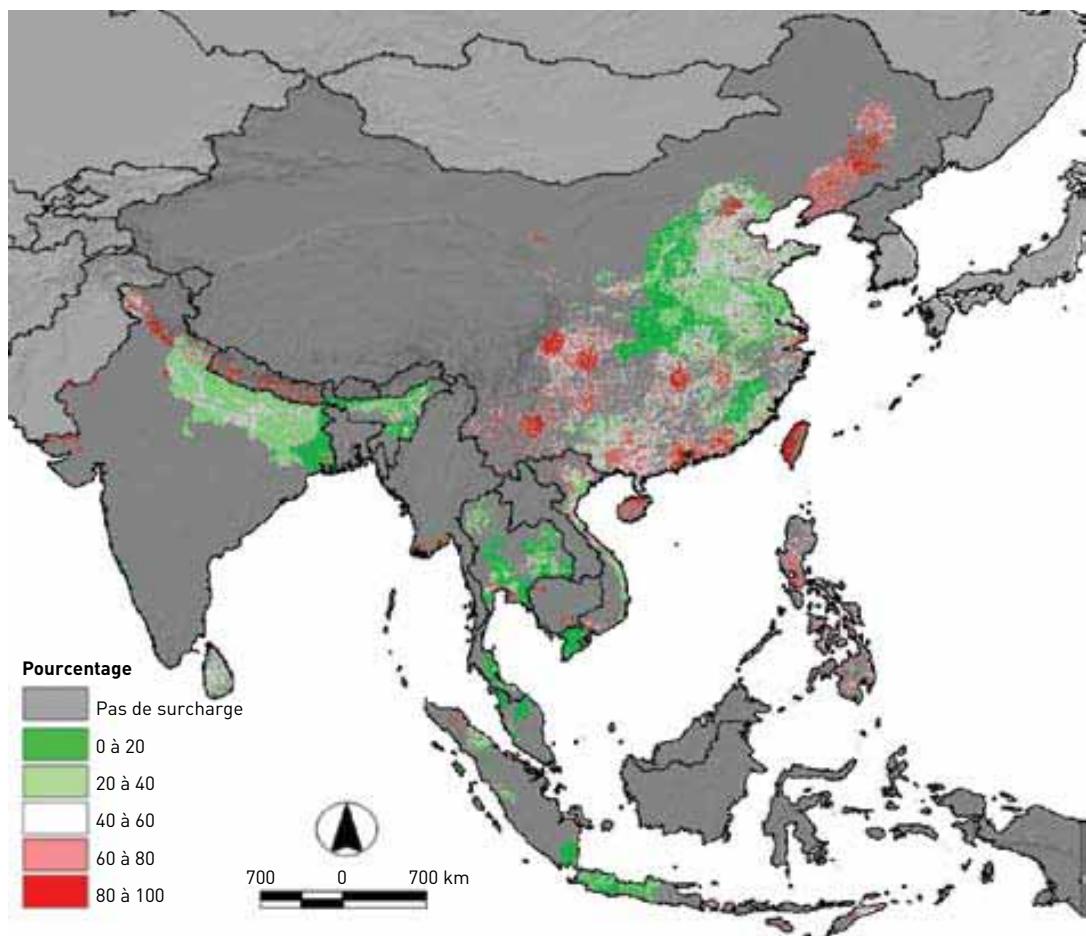
nutriments se concentrent donc dans les endroits où ils se rassemblent, et varient largement selon les comportements qu'ils adoptent en matière de pâture, d'abreuvement, de déplacement et de repos. Lorsqu'ils ne sont pas absorbés par les végétaux ou qu'ils ne s'évaporent pas dans l'atmosphère, ces nutriments peuvent contaminer les ressources hydriques. La capacité des plantes à mobiliser les nutriments est la plupart du temps dépassée par leur taux d'application local instantané, élevé. En effet, dans les systèmes de pâturage améliorés, l'excrétion quotidienne d'urine d'une vache au pâturage est de l'ordre de 2 litres, lesquels sont émis sur une zone d'environ $0,4\text{ m}^2$. Cette excrétion correspond à un apport instantané de 400 à 1 200 kg d'azote par hectare. Elle dépasse donc la capacité de mobilisation annuelle de la végétation dans les climats tempérés qui équivaut à 400 kg N ha^{-1} . Ces schémas conduisent souvent à une redistribution des nutriments dans le paysage, occasionnant ainsi localement des pollu-

Encadré 4.2 (suite)

source agricole de P_2O_5 près des centres urbains et dans les zones spécialisées en élevage (sud et nord-est de la Chine), tandis que les fertilisants minéraux dominent dans les zones de culture (riz) intensive: bassin du Gange, Thaïlande de l'est et du sud, delta du Mékong et est de la Chine (provinces du Jiangsu, de l'Anhui et du Hénan). Par ailleurs, le fumier représente plus de la moitié du surplus de phosphate au nord-est et au sud-est de la Chine, dans la province chinoise de Taïwan et à la périphérie des centres urbains comme Hanoi, Ho Chi Minh Ville, Bangkok et Manille.

Ces observations laissent penser qu'il existe un grand potentiel pour améliorer l'intégration entre les activités de culture et d'élevage. Dans les zones en surcharge, les fertilisants minéraux pourraient être en partie substitués par le fumier, ce qui diminuerait de façon substantielle les impacts environnementaux des engrangements sur la terre et l'eau. Bien que cette substitution potentielle semble évidente, sa mise en œuvre sur le terrain soulève un ensemble de problèmes et d'obstacles (Gerber *et al.*, 2005).

Carte 4.1 Estimation de la contribution du bétail à l'approvisionnement en P_2O_5 des terres agricoles dans une région présentant un bilan massique de P_2O_5 supérieur à 10 kg par hectare.
Sélection de pays asiatiques- de 1998 à 2000.



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

tions de sources ponctuelles. De plus, cet apport instantané élevé en nutriments peut brûler la végétation (toxicité élevée des racines végétales), détériorant ainsi le phénomène de recyclage naturel pendant des mois (Milchunas et Lauenroth, 1993; Whitmore, 2000; Hooda *et al.*, 2000).

Au niveau mondial, les animaux déposent chaque année 30,4 millions de tonnes d'azote et 12 millions de tonnes de phosphore dans les systèmes de pâturage. L'épandage direct de fumier sur les pâtures est extrêmement important en Amérique centrale et en Amérique du Sud; il représente 33 pour cent du dépôt total d'azote et de phosphore. Toutefois, celui-ci est largement sous-estimé car il concerne uniquement les systèmes de pâturage purs. Les systèmes de pâturage mixtes participent eux aussi au dépôt direct d'azote et de phosphore sur les champs pâturels. Ceci augmente la quantité d'engrais organique ou minéral épandu sur les prairies et constitue une menace supplémentaire pour la qualité de l'eau. Dans les pâtures, les effets de l'intensité du pâturage sur l'eau de surface sont variables. Une intensité de pâturage modérée n'augmente en général pas les pertes en phosphore et en azote par ruissellement et n'affecte donc pas significativement les ressources en eau (Mosley *et al.*, 1997). Cependant, le pâturage intensif accroît généralement les pertes en phosphore et en azote par le ruissellement de l'eau sur les pâtures et par l'infiltration de l'azote vers les ressources d'eau souterraine (Schepers, Hackes et Francis, 1982; Nelson, Cotsaris et Oades, 1996; Scrimgeour et Kendall, 2002; Hooda *et al.*, 2000).

4.3.2 Déchets issus de la transformation des produits d'origine animale

Les abattoirs, les usines de transformation des produits carnés, les laiteries et les tanneries sont potentiellement très polluantes au niveau local. Les deux mécanismes polluants les plus préoccupants sont le déversement direct des eaux usées dans les cours d'eau et le ruissellement de surface provenant des zones de traitement. En général, les eaux usées contiennent des quantités élevées

de carbone organique total (TOC) entraînant une demande biologique en oxygène (DBO) élevée, qui conduit à une réduction des niveaux d'oxygène dans l'eau et à la disparition de nombreuses espèces aquatiques. Les éléments polluants comprennent aussi l'azote, le phosphore et les produits chimiques des tanneries, notamment les composés toxiques comme le chrome (de Haan, Steinfeld et Blackburn, 1997).

Les abattoirs

Une pollution locale potentielle élevée

Dans les pays en développement le manque de systèmes réfrigérés conduit souvent à l'implantation des abattoirs dans les zones résidentielles, afin de permettre la distribution de la viande à l'état frais. Les emplacements des abattoirs et leur niveau de technologie sont très divers. En principe, le traitement industriel à grande échelle permet une meilleure utilisation des sous-produits comme le sang et facilitent la mise en place de systèmes de traitement des eaux usées et l'application de réglementations environnementales (Schiere et van der Hoek, 2000; FAO, 1999c). Cependant, en pratique, les abattoirs de grande dimension importent souvent leur technologie des pays développés sans les installations d'équarrissage et de traitement des déchets correspondantes. Lorsqu'il n'existe pas de systèmes de gestion des eaux usées adéquats, les abattoirs locaux peuvent constituer une grande menace pour la qualité de l'eau dans le voisinage.

Dans les pays en développement, le déversement direct des eaux usées des abattoirs est courant. Ces dernières sont contaminées par des composants organiques incluant du sang, de la graisse, du contenu de rumen et des déchets solides tels que des intestins, des poils et des cornes (Schiere et van der Hoek, 2000). En règle générale, une tonne de produit engendre 100 kg de fumier de panse et 6 kg de graisse. Le polluant le plus inquiétant est le sang car il a une DBO élevée (150 000 à 200 000 mg par litre). Les caractéristiques de pollution par tonne de poids vif d'animaux abattus, présentées dans le tableau 4.14, sont relativement semblables entre

Tableau 4.14

Caractéristiques habituelles des eaux usées provenant des industries de traitement des animaux

Opération	DBO	SS	Nkj-N	P
(..... kg)
Abattoir de viande rouge (par tonne de PVA)	5	5,6	0,68	0,05
Usines de conditionnement pour la viande rouge (par tonne de PVA)	11	9,6	0,84	0,33
Abattoir de volaille (par tonne de PVA)	6,8	3,5		
Laiteries (par tonne de lait)	4,2	0,5	<0,1	0,02

Note: PVA: poids vif abattu; SS: solides en suspension; NKj: l'azote de Kjeldahl est la somme de l'azote organique et de l'ammoniac.
Source: de Haan, Steinfeld et Blackburn (1997).

les abattoirs de viande rouge et les abattoirs de volaille (de Haan, Steinfeld et Blackburn, 1997).

En observant les valeurs cibles européennes pour le rejet des déchets urbains (par exemple 25 mg de DBO, 1 015 mg de N et 12 mg de P par litre), on s'aperçoit que les eaux usées des abattoirs constituent une source de pollution pour l'eau potentiellement très élevée, même si elles sont déversées en petites quantités. En effet, si elles sont directement déversées dans un cours d'eau, les eaux usées issues de la transformation d'une tonne de viande rouge contiennent 5 kg de DBO, lesquelles devraient être diluées dans 200 000 litres d'eau pour respecter les normes de l'Union européenne (de Haan, Steinfeld et Blackburn, 1997).

Tanneries

Source d'un vaste éventail de polluants organiques et chimiques

Localement, le tannage peut engendrer une forte pollution car les opérations qui lui sont associées peuvent produire des effluents contaminés par des composés organiques et chimiques. Les charges individuelles déversées dans les effluents par les opérations de traitement sont résumées dans le tableau 4.15. Les activités de prétannage (notamment le nettoyage et le traitement des cuirs et des peaux) sont à l'origine de la plus grande partie de la charge des effluents. L'eau est contaminée par la poussière, le fumier, le sang, les conservateurs et les produits chimiques utilisés pour dissoudre les poils et les épidermes. Les sels d'ammonium

acides, les enzymes, les fongicides, les bactéricides et les solvants organiques sont très souvent utilisés pour préparer les peaux avant le tannage.

Entre 80 et 90 pour cent des tanneries de la planète utilisent maintenant les sels de chrome (Cr III) pour les opérations de tannage. Selon les technologies modernes courantes, 3 à 7 kg de Cr, 137 à 202 kg de Cl⁻, 4 à 9 kg de S²⁻ et 52 à 100 kg de SO₄²⁻ sont utilisés par tonne de cuir brut. Cette utilisation massive des sels de chrome représente localement une forte menace environnementale pour les ressources en eau en l'absence de traitement des eaux usées – comme c'est souvent le cas dans les pays en développement. En effet, dans la plupart de ces pays, les effluents de tannerie sont évacués par les égouts, déversés dans les eaux de surface continentales et/ou sur le sol (Gate information services - GTZ, 2002; de Haan, Steinfeld et Blackburn, 1997).

Localement, les eaux usées des tanneries, du fait de leur concentration élevée en chrome et en sulfure d'hydrogène, affectent considérablement la qualité de l'eau et les écosystèmes, y compris les poissons et les autres êtres vivants aquatiques. Les sels de chrome, Cr (III) et de Cr (VI) sont reconnus pour être des substances cancérogènes (le dernier étant beaucoup plus toxique). Conformément aux normes de l'OMS, la concentration de Cr maximale autorisée pour une eau potable sûre est 0,05 mg par litre. Dans les zones où il existe beaucoup de tanneries, le niveau de Cr dans les réserves d'eau douce peut être

largement supérieur. Lorsque les eaux usées minérales des tanneries sont répandues sur les terres agricoles, le sol peut devenir moins productif et les composés chimiques utilisés pour le tannage peuvent s'infiltrer et contaminer les nappes phréatiques (Gate information services – GTZ, 2002; de Han, Steinfeld et Blackburn, 1997; Schiere et van der Hoek, 2000).

Les structures traditionnelles de tannage (les 10 à 20 pour cent restants) utilisent des tanins végétaux issus d'écorces et de noix tout au long du processus. Même si les tanins végétaux sont biodégradables, ils constituent tout de même une menace pour la qualité de l'eau s'ils sont utilisés en grandes quantités. La matière organique en suspension (en particulier les résidus de poil, de chair et de sang) provenant des peaux traitées et du tannage végétal peuvent troubler l'eau et constituer une sérieuse menace pour la qualité de l'eau.

L'emploi de procédés de haute technologie peut considérablement réduire ce type de pollution, surtout les émissions de chrome, de soufre et d'azote ammoniacal (voir tableau 4.15).

4.3.3 Pollution due à la production fourragère

Au cours des deux derniers siècles, la pression croissante sur les terres agricoles associée à leur mauvaise gestion a entraîné une augmentation de l'érosion et une diminution de la fertilité des sols sur de grandes superficies. Comme cela a été montré dans le Chapitre 2, le secteur de l'élevage a une grande part de responsabilité dans ce phénomène.

On estime que la production d'aliments du bétail occupe 33 pour cent des terres cultivées (Chapitre 2). La demande de plus en plus importante de produits agroalimentaires, associée à la baisse de la fertilité naturelle des terres agricoles due à l'érosion, a suscité une utilisation croissante d'intrants chimiques et organiques (notamment d'engrais et de pesticides) visant à maintenir des productions agricoles élevées. Cette augmentation a à son tour contribué à la pollution considérable des ressources en eau douce. Nous verrons dans cette partie que, dans la plupart des régions, le secteur de l'élevage devrait être considéré comme le principal responsable de l'augmentation de la pollution des ressources en eau.

Tableau 4.15

Charges de pollution déversées dans les effluents par les différentes opérations de tannage

Opération	Technologie	Charge de pollution (kg/tonne de cuir brut)								
		SS	DCO	DBO	Cri	S ₂₋	NH _{3-N}	AKT	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
Trempage	Traditionnelle	11-17	22-33	7-11	–	–	0,1-0,2	1-2	85-113	1-2
	Avancée	11-17	20-25	7-9	–	–	0,1-0,2	0,1-0,2	5-10	1-2
Chaulage	Traditionnelle	53-97	79-122	28-45	–	3,9-8,7	0,4-0,5	6-8	5-15	1-2
	Avancée	14-26	46-65	16-24	–	0,4-0,7	0,1-0,2	3-4	1-2	1-2
Déchaulage,	Traditionnelle	8-12	13-20	5-9	–	0,1-0,3	2,6-3,9	3-5	2-4	10-26
battage	Avancée	8-12	13-20	5-9	–	0-0,1	0,2-0,4	0,6-1,5	1-2	1-2
Tannage	Traditionnelle	5-10	7-11	2-4	2-5	–	0,6-0,9	0,6-0,9	40-60	30-55
	Avancée	1-2	7-11	2-4	0,05-0,1	–	0,1-0,2	0,1-0,2	20-35	10-22
Post-tannage	Traditionnelle	6-11	24-40	8-15	1-2	–	0,3-0,5	1-2	5-10	10-25
	Avancée	1-2	10-12	3-5	0,1-0,4	–	0,1-0,2	0,2-0,5	3-6	4-9
Finissage	Traditionnelle	0-2	0-5	2	–	–	–	–	–	–
	Avancée	0-2	0	0	–	–	–	–	–	–
Total	Traditionnelle	83-149	145-231	50-86	3-7	4-9	4-6	12-18	137-202	52-110
	Avancée	35-61	96-133	33-51	0,15-0,5	0,4-0,8	0,6-0,12	5-8	30-55	17-37

Note: DCO: demande chimique en oxygène; DBO: demande biologique en oxygène (en cinq jours); SS: solides en suspension; AKT: azote de Kjeldahl total.

Source: Gate information services – GTZ (2000).

1. Nutriments

Nous avons déjà observé (section 4.3.1) que l'épannage du fumier sur les récoltes (y compris les cultures fourragères) peut être associé à la pollution de l'eau. Dans cette partie, nous nous concentrerons sur la fertilisation des cultures fourragères par des engrains minéraux. S'il est vrai que les deux pratiques sont complémentaires et souvent liées, nous les avons séparées ici pour la clarté de l'analyse. Leur intégration et les concepts des plans de gestion des nutriments seront discutés dans la partie consacrée aux options pour l'atténuation des effets de l'élevage sur l'environnement.

L'utilisation des engrains minéraux dans la production agroalimentaire a considérablement augmenté depuis les années 1950. Entre 1961 et 1980, la consommation d'engrais azoté a été respectivement multipliée par 2,8 (passant de 3,5 à 9,9 millions de tonnes par an) et par 3,5 (passant de 3,0 à 10,8 millions de tonnes par an), en Europe (des 15) et aux Etats-Unis d'Amérique. De même, la consommation de phosphates a été multipliée par 1,5 (passant de 3,8 à 5,7 millions de tonnes par an) et par 1,9 (passant de 2,5 à 4,9 millions de tonnes par an) dans ces régions. Actuellement, l'homme déverse chaque année autant d'azote et de phosphore dans les écosystèmes terrestres que toutes les sources naturelles cumulées.

Entre 1980 et 2000, la consommation mondiale d'azote a augmenté de 33 pour cent et celle de phosphore de 38 pour cent. Selon les prévisions de certains auteurs (Tilman *et al.*, 2001), si la fertilisation et l'irrigation continuent à évoluer dans ce sens, parallèlement à l'augmentation de la population et du PIB, le niveau mondial de fertilisation azotée devrait être 1,6 fois supérieur en 2020 et 2,7 fois supérieur en 2050 qu'en 2000, et la fertilisation par le phosphore 1,4 fois supérieure en 2020 et 2,4 fois supérieure en 2050.

Ces 20 dernières années, les changements observés ont été très variables selon les régions (tableau 4.16). Entre 1980 et 2000, l'augmentation de l'utilisation d'engrais minéraux a été particulièrement marquée en Asie (+117 pour cent pour l'azote et +334 pour cent pour le phosphore), en Amérique latine (+80 pour cent pour l'azote et +334 pour cent pour le phosphore) et en Océanie (+337 pour cent pour l'azote et +38 pour cent pour le phosphore). Dans les pays développés, on assiste actuellement à une stagnation (+2 pour cent pour l'azote utilisé en Amérique du Nord), voire à un véritable recul dans l'utilisation d'engrais minéraux (-8 pour cent pour l'azote et -46 pour cent pour le phosphore en Europe, -20 pour cent pour le phosphore en Amérique du Nord). Ces tendances peuvent s'expliquer par le fait que le prix des produits agricoles a chuté, créant

Tableau 4.16

Consommation d'engrais minéraux dans différentes régions du monde entre 1980 et 2000

Régions	Consommation d'engrais azotés (tonnes)		Différence de pourcentage 1980–2000	Consommation d'engrais phosphatés (tonnes)		Différence de pourcentage 1980–2000
	1980	2000		1980	2000	
Asie	21 540 789	46 723 317	117	6 971 541	17 703 104	154
Communauté des Etats indépendants		2 404 253			544 600	
Afrique subsaharienne	528 785	629 588	19	260 942	389 966	49
Union européenne (15)	9 993 725	9 164 633	-8	5 679 528	3 042 459	-46
Amérique latine et Caraïbes	2 864 376	5 166 758	80	2 777 048	3 701 328	33
Amérique centrale	1 102 608	1 751 190	59	325 176	443 138	36
Amérique du Nord	11 754 950	12 028 513	2	5 565 165	4 432 567	-20
Océanie	273 253	1 192 868	337	1 139 807	1 571 016	38
Monde	60 775 733	80 948 730	33	31 699 556	32 471 855	2

Source: FAO (2006b).

ainsi une pression économique pour une correspondance plus précise entre les taux d'application des engrains et les besoins des cultures. De plus, dans certaines régions (en Europe notamment), du fait des préoccupations environnementales, des normes et des politiques ont été développées pour contrôler les taux, les méthodes et les périodes d'application des fertilisants.

Cependant, comme la plupart des variétés végétales actuellement cultivées nécessitent des apports relativement élevés d'engrais, leur utilisation reste importante (Tilman *et al.*, 2001; Stoate *et al.*, 2001).

L'Asie est le principal utilisateur d'engrais minéraux, avec respectivement 57 et 54,5 pour cent de la consommation mondiale d'azote et de phosphore. En revanche, la consommation d'engrais en Afrique subsaharienne est toujours négligeable; elle représente respectivement 0,8 et 1,2 pour cent de la consommation mondiale d'azote et de phosphore.

L'augmentation de la consommation d'engrais de ces 50 dernières années a fait de l'agriculture une

source toujours plus importante de pollution des ressources en eau (Ongley, 1996; Carpenter, 1998).

Le secteur de l'élevage est le principal responsable de cette augmentation. Le tableau 4.17 illustre la part de l'élevage dans la consommation d'azote et de phosphore par le secteur de l'agriculture dans 12 pays importants, en présentant la part consommée par la production animale et celle utilisée pour la production d'aliments du bétail. Dans cinq de ces pays, l'élevage est directement ou indirectement responsable de plus de 50 pour cent de l'azote et du phosphore appliqués sur les terres agricoles (au Canada, en France, en Allemagne, au Royaume-Uni et aux Etats-Unis d'Amérique). Le cas extrême est le Royaume-Uni, où l'élevage est responsable respectivement de 70 et 58 pour cent des quantités d'azote et de phosphore appliquées sur les terres agricoles. Dans les quatre pays européens cités, on peut aussi remarquer les taux d'engrais élevés appliqués sur les pâturages. Au Royaume-Uni par exemple, les pâturages représentent respectivement 45,8 et

Tableau 4.17

Contribution de la production animale dans la consommation d'azote et de phosphore sous forme d'engrais minéraux dans des pays donnés

Pays	N (engrais minéral)					P ₂ O ₅ (engrais minéral)				
	Consommation (milliers de tonnes)					Consommation (milliers de tonnes)				
	Utilisation totale pour l'agriculture	Utilisation pour la production d'aliments du bétail	Utilisation pour les pâturages et fourrages	Utilisation totale	Part de l'élevage (%)	Utilisation totale pour l'agriculture	Utilisation pour la production d'aliments du bétail	Utilisation pour les pâturages et fourrages	Utilisation totale	Part de l'élevage (%)
Argentine	436,1	126,5	Négligeable	126,5	29	336,3	133,7	Négligeable	133,7	40
Brésil	1 689,2	678,1	Négligeable	678,1	40	1 923,8	876,4	Négligeable	876,4	46
Chine	18 804,7	2 998,6	Négligeable	2 998,6	16	8 146,6	1 033,8	Négligeable	1 033,8	13
Inde	10 901,9	286,0	Négligeable	286,0	3	3 913,6	112,9	Négligeable	112,9	3
Mexique	1 341,0	261,1	1,6	262,7	20	418,9	73,8	0,6	74,4	18
Turquie	1 495,6	243,1	18,6	261,7	17	637,9	108,2	8,0	116,2	18
Etats-Unis d'Amérique	9 231,3	4 696,9	Négligeable	4 696,9	51	4 088,1	2 107,5	Négligeable	2 107,5	52
Canada	1 642,7	894,4	3,0	897,4	55	619,1	317,6	1,0	318,6	51
France	2 544,0	923,2	393,9	1 317,1	52	963,0	354,5	145,4	499,9	52
Allemagne	1 999,0	690,2	557,0	1 247,2	62	417,0	159,7	51,0	210,7	51
Espagne	1 161,0	463,3	28,0	491,3	42	611,0	255,0	30,0	285,0	47
Royaume-Uni	1 261,0	309,2	578,0	887,2	70	317,0	84,3	99,0	183,3	58

Note: Basé sur les données de consommation de 2001.

Source: FAO (2006b).

31,2 pour cent de la consommation d'azote et de phosphore dans le secteur de l'agriculture. Dans ces pays, nous pouvons penser que le secteur de l'élevage est le principal responsable de la pollution de l'eau due aux engrains minéraux utilisés sur les terres agricoles. Dans les autres pays étudiés, cette contribution est aussi très importante. Ainsi, au Brésil et en Espagne, la part de l'élevage dans l'utilisation d'azote et de phosphore en agriculture dépasse 40 pour cent. Ce pourcentage est relativement moins important en Asie, avec 16 pour cent pour l'usage d'azote en Chine et 3 pour cent pour l'usage de phosphore et d'azote en Inde. Cependant, même si sa valeur relative est faible, les volumes d'azote et de phosphore utilisés par le secteur de l'élevage sont extrêmement élevés en valeur absolue, l'Asie représentant presque 60 pour cent de la consommation mondiale d'engrais minéraux (azote et phosphate).

Lorsqu'ils sont appliqués sur les terres agricoles, l'azote et les phosphates peuvent rejoindre les cours d'eau par infiltration, le ruissellement de surface, l'écoulement hypodermique et l'érosion du sol (Stoate *et al.*, 2001). Le transport de l'azote et du phosphore dépend de la durée et de la quantité d'engrais appliquée mais aussi de l'utilisation des terres et des caractéristiques du lieu (texture et profil du sol, pente, couverture végétale) et du climat (caractéristiques pluviométriques). Ce dernier influence particulièrement le phénomène d'infiltration (surtout pour l'azote) et la contamination des ressources d'eau souterraine (Singh et Sekhon, 1976 Hooda *et al.*, 2000).

En Europe, il a été mis en évidence que pour 22 pour cent des terres cultivées, la concentration en NO_3 dans les ressources en eau souterraine dépassait les normes internationales (NO_3 : 45 mg par litre; $\text{NO}_3\text{-N}$: 10 mg par litre) (Jalali, 2005). Aux Etats-Unis d'Amérique, on estime que 4,5 millions de personnes boivent de l'eau de puits dont la concentration en nitrates est supérieure aux normes (Osterberg et Wallinga, 2004; Bellows, 2001; Hooda *et al.*, 2000). Dans les pays en développement, de nombreuses évaluations ont montré le lien entre des taux élevés d'engrais, l'irrigation

et la pollution par les nitrates (Costa *et al.*, 2002; Jalali, 2005).

Les estimations de divers auteurs (Carpenter *et al.*, 1998 et Galloway *et al.*, 2004) (voir section 4.3.1), ont été utilisées pour évaluer les pertes, vers les écosystèmes d'eau douce, d'azote et de phosphore issus des engrains minéraux utilisés pour la production d'aliments du bétail et de fourrages (voir tableau 4.18).

Les pertes sont particulièrement élevées aux Etats-Unis d'Amérique (avec 1 174 000 tonnes pour l'azote et 253 000 tonnes pour le phosphore), en Chine (750 000 tonnes pour l'azote et 124 000 tonnes pour le phosphore) et en Europe.

Le manque de données ne permet pas d'estimer le rôle exact du secteur de l'élevage dans la pollution des ressources d'eau par l'azote et le phosphore au niveau mondial. Cependant, cette contribution peut être étudiée aux Etats-Unis d'Amérique à partir du travail présenté par certains auteurs (Carpenter *et al.*, 1998) (voir tableau 4.19). La contribution de l'élevage, notamment pour ce qui est des pertes d'azote et de phosphore dans les terres cultivables utilisées pour l'alimentation animale, les pâtures et les prairies, représente un tiers du rejet total d'azote et de phosphore vers l'eau de surface.

Nous pouvons en déduire que le secteur de l'élevage est probablement le principal responsable de la pollution des ressources en eau par l'azote et le phosphore aux Etats-Unis d'Amérique.

Ces impacts constituent pour la société un coût qui peut (selon la valeur d'opportunité des ressources concernées) se révéler considérable. L'élevage est le principal responsable de ces coûts dans divers pays. Pour le Royaume-Uni, le coût pour éliminer les nitrates de l'eau de boisson est estimé à 10 USD par kg, soit au total 29,8 millions d'USD par an (Pretty *et al.*, 2000). Les coûts associés à l'érosion et à la pollution par le phosphore sont même supérieurs et ont été estimés à 96,8 millions d'USD. Ces chiffres sont probablement sous-estimés car ils ne tiennent pas compte des coûts relatifs aux impacts sur les écosystèmes.

Tableau 4.18

Estimation des pertes, vers les écosystèmes d'eau douce, d'azote et de phosphore issus des engrains minéraux utilisés pour la production d'aliments du bétail et de fourrages

	Consommation de N (engrais minéral) pour la production d'aliments et de fourrages	Pertes de N vers les écosystèmes d'eau douce	Consommation de P (engrais minéral) pour la production d'aliments et de fourrages	Pertes de P vers les écosystèmes d'eau douce
<i>(.....milliers de tonnes.....)</i>				
Argentine	126,5	32	133,7	17
Brésil	678,1	170	876,4	105
Chine	2998,6	750	1033,8	124
Inde	286	72	112,9	13
Mexique	262,7	66	74,4	9
Turquie	261,7	65	116,2	14
Etats-Unis d'Amérique	4696,9	1174	2107,5	253
Canada	897,4	224	318,6	38
France	1317,1	329	499,9	60
Allemagne	1247,2	312	210,7	25
Espagne	491,3	123	285	34
Royaume-Uni	887,2	222	183,3	22

Note: Basé sur les données de consommation de 2001.

Sources: FAO (2006b); Carpenter *et al.* (1998); Hooda *et al.* (2000) et Galloway *et al.* (2004).

2. Pesticides utilisés pour la production d'aliments du bétail

L'agriculture moderne repose sur l'utilisation de pesticides⁷ afin d'assurer des rendements élevés. L'utilisation de pesticides a diminué dans de nombreux pays de l'OCDE mais est toujours en augmentation dans la plupart des pays en développement (Stoate *et al.*, 2001; Margni *et al.*, 2002; Ongley 1996). Les pesticides appliqués sur les terres agricoles peuvent contaminer l'environnement (sol, eau et air) et agir sur des organismes et des microorganismes vivants non ciblés, et donc altérer le fonctionnement des écosystèmes. Ils constituent aussi un risque pour la santé humaine en raison des résidus présents dans l'eau et les aliments (Margni *et al.*, 2002; Ongley, 1996).

Actuellement, plusieurs centaines de pesticides différents sont utilisés à des fins agricoles dans le monde. Les deux catégories les plus importantes sont les organochlorés et les organophosphorés (Golfinopoulos *et al.*, 2003). La contamination de l'eau de surface par les pesticides existe dans le monde entier. S'il est difficile de distinguer le rôle des pesticides de celui des composés industriels rejetés dans l'environnement, il apparaît toutefois clairement que leur utilisation constitue une menace majeure pour la qualité de l'eau (Ongley, 1996). Aux Etats-Unis d'Amérique par exemple, l'étude Environmental Protection Agency's National Pesticide Survey a montré que 10,4 pour cent des puits collectifs et 4,2 pour cent des puits ruraux contenaient des niveaux détectables d'un ou plusieurs pesticides (Ongley, 1996).

La libération de pesticides par les cultures traitées se fait principalement par l'évaporation mais le ruissellement, le drainage et le lessivage peuvent aussi conduire à une contamination indirecte des eaux de surface et souterraines. La

⁷ Le terme pesticide est un terme générique désignant une substance chimique utilisée pour éliminer, contrôler, repousser ou limiter toute maladie ou tout organisme nuisible. Les pesticides comprennent les herbicides, les insecticides, les fongicides, les nématocides et les rodenticides (Margni *et al.*, 2002; Ongley, 1996).

Tableau 4.19

Contribution de l'élevage au rejet d'azote et de phosphore vers les eaux de surface dû à la pollution de sources ponctuelles et non ponctuelles aux Etats-Unis d'Amérique

Source	Total		Contribution de l'élevage	
	N	P	Pertes en N	Pertes en P
(.....milliers de tonnes par an.....)				
Terres arables	3 204	615	1 634	320
Pâtures	292	95	292	95
Prairies	778	242	778	242
Forêts	1 035	495		
Autres terres	659	170		
Autres sources non ponctuelles	695	68		
Autres sources ponctuelles	1 495	330		
Total	158	2015		
Contribution de l'élevage		2 704		657
Pourcentage du total		33,1		32,6

Source: basé sur Carpenter *et al.* (1998).

contamination directe des ressources en eau peut survenir au cours de la pulvérisation des pesticides car ils peuvent être partiellement emportés par le vent vers des zones non ciblées, où ils peuvent perturber la faune, la flore et la population (Siebers, Binner et Wittich, 2003; Cerejeira *et al.*, 2003; Ongley, 1996).

La persistance des pesticides dans les sols dépend aussi du ruissellement, de l'évaporation et du lessivage ainsi que des phénomènes de dégradation qui varient selon la stabilité chimique des composés (Dalla Villa *et al.*, 2006). De nombreux pesticides (en particulier les pesticides organophosphorés) se dissipent rapidement dans le sol du fait de la minéralisation. D'autres (les pesticides organochlorés) sont en revanche très résistants et restent actifs plus longtemps dans l'écosystème. Comme ils résistent à la biodégradation, ils peuvent être recyclés dans les chaînes alimentaires et atteindre des concentrations supérieures aux niveaux les plus élevés de la chaîne alimentaire (Golfinopoulos *et al.*, 2003; Ongley, 1996; Dalla Villa *et al.*, 2006).



© USDA/Doug Wilson

Pulvérisation de pesticides sur les cultures - Etats-Unis d'Amérique

La contamination de l'eau de surface peut entraîner des conséquences écotoxicologiques sur la flore et la faune aquatiques et sur la santé humaine, si l'eau est utilisée pour la consommation. Les impacts sont le résultat de deux mécanismes différents: la bioconcentration et la bioaccumulation (Ongley, 1996).

La bioconcentration désigne les mécanismes par lesquels les pesticides se concentrent dans les tissus adipeux tout au long de la vie d'un individu. La bioaccumulation désigne les mécanismes par lesquels les concentrations en pesticide augmentent le long de la chaîne alimentaire, conduisant à une concentration élevée chez les prédateurs finaux et l'homme. Les pesticides ont une incidence sur la santé des animaux sauvages (notamment les poissons, les mollusques et crustacés, les oiseaux et les mammifères) et sur les végétaux. Ils peuvent provoquer des cancers, des tumeurs et des lésions, des troubles des systèmes immunitaire et endocrinien, la modification des comportements reproducteurs et des anomalies congénitales (Ongley, 1996; Cerejeira *et al.*, 2003). Par conséquent, toute la chaîne alimentaire peut être touchée par ces impacts.

La contribution du secteur de l'élevage dans l'utilisation de pesticides aux Etats-Unis d'Amérique est illustrée dans l'encadré 4.3. En 2001, la quantité d'herbicides utilisés pour la culture de maïs et de soja aux Etats Unis s'élevait à

Encadré 4.3 Utilisation de pesticides pour la production d'aliments du bétail aux Etats-Unis d'Amérique

Aux Etats-Unis d'Amérique, le secteur de l'agriculture est un grand consommateur de pesticides car il représente 70 à 80 pour cent de la consommation totale de ces derniers. Les herbicides constituent la catégorie de pesticides la plus importante dans l'agriculture américaine alors que les insecticides sont en général appliqués de façon plus sélective et à des taux inférieurs. Le soja et le maïs sont les deux cultures les plus développées, totalisant environ 62 millions d'hectares en 2005 (FAO, 2006b). Le maïs est le plus grand utilisateur d'herbicides (USDA-ERA, 2002). En 2001, environ 98 pour cent des 28 millions d'hectares de maïs plantés dans les principaux Etats producteurs ont été traités au total par environ 70 000 tonnes d'herbicides. Cependant, seuls 30 pour cent de la superficie de maïs plantés ont été traités par environ 4 000 tonnes d'insecticides. La production américaine de soja utilise aussi de grandes quantités d'herbicides. On estime que 22 000 tonnes d'herbicides ont été appliquées sur 21 millions d'hectares de soja en 2001 (USDA/NASS, 2001).

L'intensité globale de l'utilisation de pesticides (définie comme la quantité moyenne de produits chimiques appliqués par hectare cultivé) pour la production de maïs et de soja a diminué avec les années, une baisse attribuable aux progrès technologiques, à l'introduction de cultures génétiquement modifiées et à l'augmentation de la toxicité des pesticides (réduction de la quantité appliquée) (Ackerman *et al.*, 2003). Toutefois, du fait de l'augmentation de la toxicité des composés utilisés, les conséquences écologiques peuvent ne pas avoir diminué.

En 2001, la production d'aliments du bétail était constituée de maïs (43,6 pour cent), de soja (33,8 pour cent), de blé (8,6 pour cent) et de sorgho (5,5 pour cent), le reste étant composé d'autres oléagineux et céréales. En 2001, 60 pour cent de la production de maïs et 40 pour cent de la production de soja étaient utilisés pour l'alimentation des animaux (FAO, 2006b). Les quantités totales utilisées pour le maïs et le soja, les intensités d'utilisation et l'usage des herbicides par le secteur de l'élevage sont présentés dans le tableau ci-dessous. L'utilisation des herbicides a

74 600 tonnes, soit 70 pour cent du total des herbicides utilisés en agriculture. La part relative d'insecticides utilisés dans la production de maïs et de soja destinée à l'alimentation des animaux par rapport au volume total d'insecticides utilisés dans le secteur de l'agriculture a diminué: elle est passée de 26,3 pour cent à 7,3 pour cent entre 1991 et 2001, grâce aux progrès technologiques, à l'introduction de cultures génétiquement modifiées et à une diminution de la toxicité des pesticides (Ackerman *et al.*, 2003). Même si, en matière d'usage de pesticides, la part relative de la production d'aliments du bétail (sous forme de soja et de maïs) diminue aux Etats-Unis d'Amérique (passant de 47 pour cent en 1991 à 37 pour cent en 2001), les systèmes d'élevage en restent les principaux utilisateurs.

Nous pouvons supposer que le rôle des systèmes de production animale dans l'utilisation des pestici-

des est équivalent dans les autres pays producteurs d'aliments du bétail, notamment en Argentine, au Brésil, en Chine, en Inde et au Paraguay.

3. Les sédiments et l'augmentation des niveaux de turbidité issus de l'érosion induite par l'élevage

L'érosion du sol est le résultat de facteurs biotiques tels que l'élevage ou l'activité humaine, et de facteurs abiotiques tels que le vent et l'eau (Jayasuriya, 2003). L'érosion du sol est un phénomène naturel et ne pose pas de problème lorsque la régénération du sol est égale ou supérieure à la perte de sol. Cependant, dans de nombreuses régions du monde, ce n'est pas le cas. L'érosion du sol a augmenté de façon dramatique à cause de l'activité humaine. De vastes régions du monde, dont l'Europe, l'Inde, l'est et le sud de la Chine, l'Asie du Sud-Est, l'est des Etats-Unis d'Amérique

Encadré 4.3 (suite)

diminué de 20 pour cent entre 1991 et 2001. En 2001, 70 pour cent du volume d'herbicides utilisés dans le secteur de l'agriculture était attribuable à la production d'aliments pour animaux sous forme de soja et de maïs. L'utilisation d'insecticides dans les cultures de maïs destinées à l'alimentation animale a diminué encore plus fortement au cours de la même période, passant de 8 200 tonnes (26 pour cent de la quantité totale d'insecticides utilisés en agriculture) à 3 400 tonnes (7 pour cent). Même si la part des cultures d'aliments pour animaux (soja et maïs) dans l'utilisa-

tion globale de pesticides aux Etats-Unis d'Amérique est moins importante (elle est passée de 47 pour cent en 1991 à 37 pour cent en 2001), le secteur de l'élevage reste un des principaux utilisateurs de ces derniers. Bien qu'il ne soit peut-être pas possible de distinguer ses impacts sur les ressources en eau ou de tirer des conclusions sur son importance, l'usage des pesticides pour la production de céréales et d'oléagineux aux Etats-Unis d'Amérique a indubitablement des conséquences environnementales majeures sur la qualité de l'eau ainsi que sur les écosystèmes liés à l'eau.

Tableau 4.20

Usage des pesticides pour la production d'aliments du bétail aux Etats-Unis d'Amérique

	1991	1996	2001
Total des herbicides agricoles utilisés (<i>tonnes</i>)	139 939	130 847	106 765
Total des insecticides agricoles utilisés (<i>tonnes</i>)	32 185	16 280	51 038
Herbicides utilisés pour le maïs - 100% de la zone plantée est traitée			
Taux d'application des herbicides (<i>kg/ha</i>)	3,1	3	2,5
Total des herbicides utilisés pour la production d'aliments du bétail (<i>tonnes</i>)	70 431	71 299	55 699
Herbicides utilisés dans la production d'aliments du bétail en pourcentage des herbicides agricoles totaux (%)	50,3	54,5	52,2
Insecticides utilisés pour le maïs - 30% de la zone plantée est traitée			
Taux d'application des insecticides (<i>kg/ha</i>)	1,2	0,8	0,5
Total des insecticides utilisés pour la production d'aliments du bétail (<i>tonnes</i>)	8 253	5 781	3 380
Insecticides utilisés dans la production d'aliments du bétail en pourcentage des insecticides agricoles totaux (%)	26	36	7
Herbicides utilisés pour le soja - 100% de la zone plantée est traitée			
Taux d'application des herbicides (<i>kg/ha</i>)	1,3	1,3	1,1
Total des herbicides utilisés pour la production d'aliments du bétail (<i>tonnes</i>)	18 591	19 496	18 882
Herbicides utilisés dans la production d'aliments du bétail en pourcentage des herbicides agricoles totaux (%)	13,3	14,9	17,7
Insecticides utilisés pour le soja - 2% de la zone plantée est traitée			
Taux d'application des insecticides (<i>kg/ha</i>)	0,4	0,3	0,3
Total des insecticides utilisés pour la production d'aliments du bétail (<i>tonnes</i>)	108	88	91
Insecticides utilisés dans la production d'aliments du bétail en pourcentage des insecticides agricoles totaux (%)	0,3	0,5	0,3
Total des pesticides agricoles utilisés (<i>tonnes</i>)	207 382	199 991	211 148
Total des pesticides utilisés pour la production d'aliments du bétail (soja et maïs) en pourcentage des pesticides agricoles totaux (%)	47	48	37

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

et l'Afrique sahélienne sont particulièrement à risque, du fait de l'érosion hydrique induite par l'homme (voir carte 4.2).

Outre la perte de terre et de fertilité du sol, l'érosion entraîne aussi le transport de sédiments vers les voies navigables. Les sédiments sont considérés comme la principale pollution de source non ponctuelle liée aux pratiques agricoles (Jayasuriya, 2003). En raison des phénomènes d'érosion, 25 milliards de tonnes de sédiments sont transportés dans les rivières chaque année. Avec l'augmentation de la demande de produits agroalimentaires dans le monde, les coûts environnementaux et économiques de l'érosion augmentent considérablement.

Comme cela a été présenté dans le Chapitre 2, le secteur de l'élevage est l'un des principaux responsables du phénomène d'érosion du sol. La production animale participe à l'érosion du sol, et donc à la pollution des voies navigables par les sédiments, de deux façons:

- indirectement, au niveau de la production d'aliments du bétail, lorsque les cultures sont mal gérées ou comme résultat de la conversion des terres; et
- directement, par le piétinement des animaux et la pâture.

Les cultures, surtout si elles sont exploitées de façon intensive, sont en général plus exposées à l'érosion que les autres terres. Les principaux facteurs qui contribuent à l'augmentation des taux d'érosion dans les cultures sont développés dans le Chapitre 2. La Direction pour l'environnement de l'Union européenne estime que la moyenne annuelle de perte de sol en Europe du Nord est supérieure à 8 tonnes par hectare. En Europe du Sud, 30 à 40 tonnes par hectare peuvent être perdues lors d'une seule tempête (De la Rosa *et al.*, 2000, cité par Stoate *et al.*, 2001). Actuellement aux Etats-Unis d'Amérique, environ 90 pour cent des cultures perdent de la terre à un taux supérieur au taux durable et le secteur de l'agriculture est considéré comme la principale cause de diminution des ressources en eau due aux sédiments (Uri et Lewis, 1998). En Asie, en Afrique et en

Amérique du Sud, on estime que les taux d'érosion des sols sont environ deux fois supérieurs à ceux des Etats-Unis d'Amérique (National Park Service, 2004). Cependant, toute la terre issue de l'érosion ne va pas contaminer les ressources en eau. En effet, 60 pour cent ou plus de la terre érodée se dépose en dehors du ruissellement avant que celui-ci n'atteigne une étendue d'eau, et peut améliorer la fertilité du sol localement, en contrebas des zones érodées (Jayasuriya, 2003).

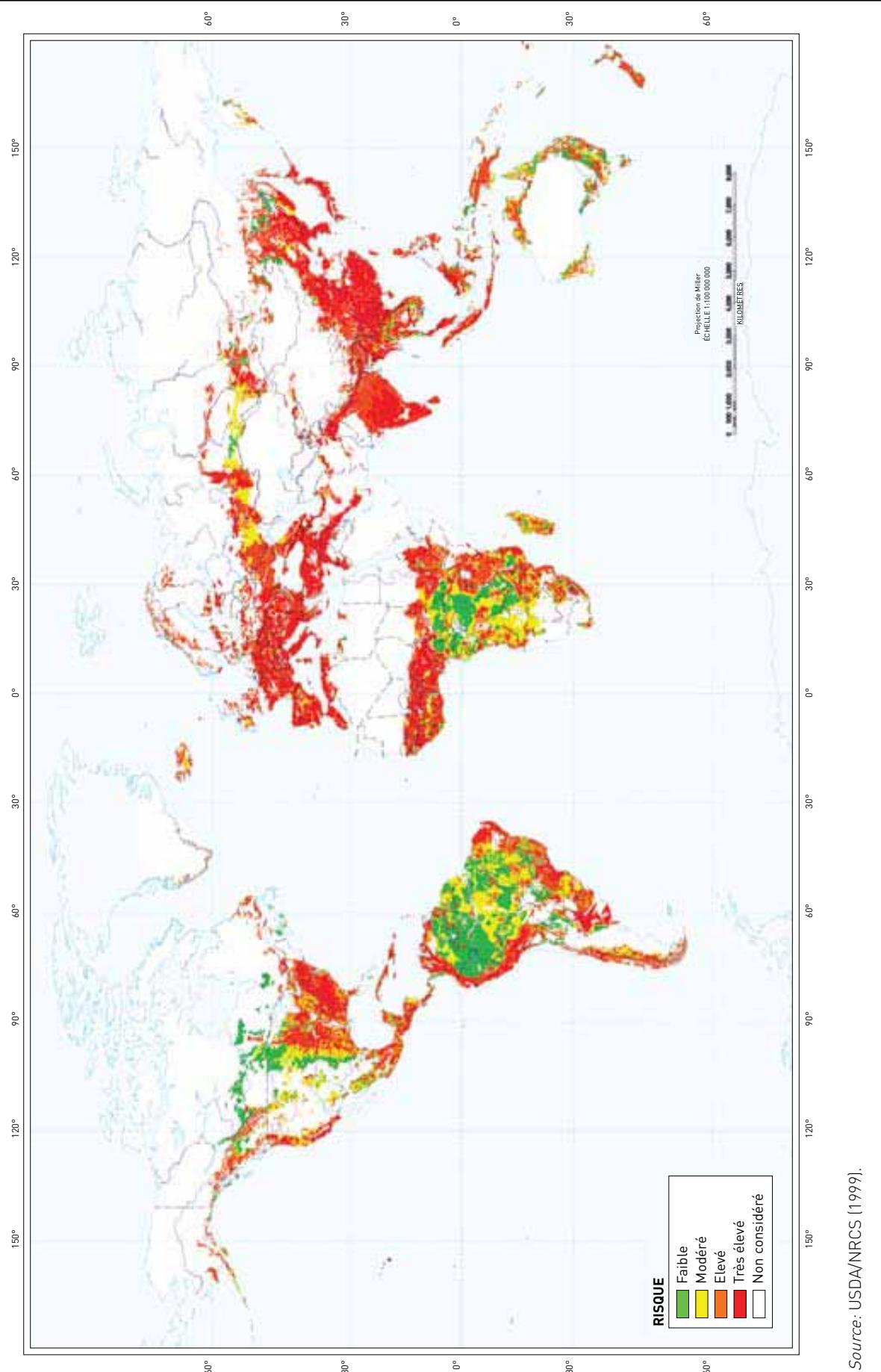
D'autre part, le piétinement du sol par les sabots des animaux concentré sur des zones comme les bancs des cours d'eau, les sentiers, les points d'eau, les lieux d'alimentation et les endroits où sont disposées les pierres à sel provoque la compaction des sols humides (qu'ils soient ou non recouverts de végétaux), et détériore les sols secs et à nu. Les sols compactés et/ou imperméables peuvent avoir des taux d'infiltration réduits et par conséquent un volume et une vitesse de ruissellement supérieurs. Les sols ameublis par les animaux au cours de la saison sèche seront une source de sédiments au début de la nouvelle saison des pluies. Dans les zones ripariennes, la déstabilisation des bancs des cours d'eau dues aux activités des animaux contribue localement à un grand déversement de matériel érodé. De plus, les animaux peuvent aussi surpâturen la végétation



© FAO/21306/JON SPAULL

Banc de rivière au sol ameubli par des buffles d'eau, ce qui entraîne une sédimentation et de la turbidité, Naning, Chine

Carte 4.2 Risque d'érosion hydrique induite par l'homme



Source: USDA/NRCS (1999).

donc modifier son rôle d'immobilisation et de stabilisation des sols, aggravant alors l'érosion et la pollution (Mwendera et 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).

L'érosion diminue la capacité de rétention d'eau du sol sur place. Les impacts hors site de ce processus se rapportent à l'altération des ressources en eau et comprennent:

- Une sédimentation supérieure dans les réservoirs, les rivières et les canaux provoquant l'obstruction des voies navigables, l'encaissement des systèmes de drainage et d'irrigation.
- La destruction d'habitats dans les écosystèmes aquatiques. Les lits des cours d'eau et les récifs de coraux sont recouverts de fins sédiments qui cachent les sources de nourriture et les lieux de nidification. L'augmentation de la turbidité de l'eau réduit la quantité de lumière disponible dans la colonne d'eau pour la croissance des plantes et des algues, augmente la température de surface, affecte la respiration et la digestion des organismes aquatiques et de leurs abris végétaux.
- La perturbation des caractéristiques hydrauliques du lit des cours d'eau est à l'origine d'une augmentation du débit de pointe et peut par conséquent engendrer la perte des infrastructures et de vies humaines ou animales en cas d'inondation et la diminution de la disponibilité en eau pendant la saison sèche.
- Le transport de nutriments agricoles adsorbés et de polluants, en particulier le phosphore, les pesticides chlorés et la plupart des métaux, vers les réservoirs et les cours d'eau aboutissant à l'accélération du processus de pollution. L'adsorption des sédiments dépend de la taille des particules et de la quantité de particules de carbone organique associées aux sédiments.
- L'influence sur les microorganismes. Les sédiments favorisent la croissance des microorganismes et les protègent des processus de désinfection.
- L'eutrophisation. La diminution des niveaux d'oxygène (résultat des modifications de fonctionnement des écosystèmes) peut aussi favoriser le développement d'une microflore anaérobiose (Ongley, 1996; Jayasuriya, 2003; Uri et Lewis, 1998).

Le rôle des systèmes de production animale dans l'augmentation de l'érosion et de la turbidité est illustré par une étude de cas effectuée aux Etats-Unis d'Amérique (voir encadré 2.5, Chapitre 2). Celle-ci désigne les systèmes d'élevage comme étant le principal responsable de l'érosion du sol et de la pollution de l'eau qui lui est associée; ils représentent en effet 55 pour cent de la masse totale de sol érodé issu des terres agricoles chaque année. Au niveau mondial, nous pouvons supposer que le secteur de l'élevage joue un rôle majeur dans la contamination de l'eau par les sédiments, dans les pays produisant beaucoup d'aliments du bétail ou possédant de grandes zones dédiées aux pâturages.

L'érosion croissante a des coûts économiques à la fois sur place et hors site. Sur place, le sol de surface en moins représente une perte économique pour l'agriculture au travers de la perte de terre arable, de nutriments et de matière organique. Les agriculteurs doivent maintenir leur productivité en utilisant des engrains qui constituent un coût considérable et qui peuvent augmenter la pollution des ressources en eau. Cependant, dans les pays en développement, de nombreux petits producteurs ne peuvent pas se permettre d'acheter ces intrants et subissent donc des diminutions de rendement (Ongley, 1996; Jayasuriya, 2003; PNUE, 2003). Hors site, les solides en suspension imposent des coûts d'installation de traitement des eaux pour leur suppression. Le retrait de la boue des lits de cours d'eau représente un coût considérable pour les populations locales. Le coût de l'érosion aux Etats-Unis d'Amérique en 1997 a été estimé à 29,7 milliards d'USD, soit 0,4 pour cent du PIB (Uri et Lewis, 1998). Les coûts associés à l'augmentation de la fréquence des inondations sont aussi considérables.

4.4 Conséquences de l'utilisation des sols par l'élevage sur le cycle de l'eau

Le secteur de l'élevage ne contribue pas seulement à l'utilisation et à la pollution des ressources en eau douce mais il a aussi un impact direct sur le processus de reconstitution des ressources hydriques. L'utilisation des sols par le secteur a une incidence sur le cycle de l'eau en modifiant l'infiltration et la rétention de l'eau. Cet impact dépend du type d'utilisation du sol et varie donc avec les changements d'utilisation.

4.4.1 Le pâturage extensif modifie les débit hydriques

Au niveau mondial on considère que 69,5 pour cent des terres de parcours (5,2 milliards d'hectares) dans les terrains secs sont dégradées. La dégradation des aires de parcours est largement décrite dans le sud et le centre de l'Europe, en Asie centrale, en Afrique subsaharienne, en Amérique du Sud, aux Etats-Unis d'Amérique et en Australie (voir Chapitre 2). On estime qu'en Amérique centrale 9 millions d'hectares de pâturages sont dégradés, alors que plus de 70 pour cent des pâtures de la zone atlantique nord du Costa Rica sont dans un état de dégradation avancée.

La dégradation des terres par les animaux a des conséquences sur la reconstitution des ressources en eau. Le surpâturage et le piétinement des sols peut porter gravement atteinte aux fonctions du cycle de l'eau au niveau des prairies et des zones ripariennes, en affectant l'infiltration et la rétention de l'eau et la morphologie des cours d'eau.

La plupart des bassins versants sont situés dans les hautes terres, dont les cours d'eau sont situés à l'amont des principaux systèmes de drainage qui se prolongent vers les basses terres et les zones ripariennes⁸. Par conséquent, les hautes terres jouent un rôle clé dans la quantité et la distribution de l'eau disponible. Dans un bassin versant fonctionnant correctement, la plupart des précipitations sont absorbées par le sol des hautes terres, puis redistribuées dans l'ensemble du bassin versant par un déplacement souterrain et un ruissellement de surface contrôlé. Toute

activité qui influe sur l'hydrologie des hautes terres a donc des conséquences importantes sur les ressources en eau des basses terres et des zones ripariennes (Mwendera et Saleem, 1997; British Columbia Ministry of Forests, 1997; Grazing et Pasture Technology Program, 1997).

Les écosystèmes ripariens augmentent le stockage de l'eau et l'alimentation de la nappe phréatique. Les terres des zones ripariennes sont différentes de celles des hautes terres car elles sont riches en nutriments et en matière organique, ce qui permet au sol de conserver un niveau d'humidité élevé. La végétation ralentit la pluie et permet à l'eau de pénétrer dans le sol, facilitant ainsi l'infiltration, la percolation et la reconstitution de la nappe phréatique. L'eau se déplace en aval par le sous-sol et s'infiltre dans le lit du cours d'eau tout au long de l'année. Ce phénomène permet au cours d'eau de ne pas être intermittent et de devenir permanent, et augmente par conséquent la quantité d'eau disponible pendant la saison sèche (Schultz, Isenhart et Colletti, 1994; Patten *et al.*, 1995; English, Wilson et Pinkerton, 1999; Belsky, Matzke et Uselman, 1999). La végétation filtre les sédiments et développe et renforce la stabilité des bancs des cours d'eau. Elle réduit aussi la sédimentation des voies navigables et des réservoirs, et de ce fait augmente aussi la disponibilité en eau (McKergow *et al.*, 2003).

L'infiltration sépare l'eau en deux composantes hydriques principales: le ruissellement de surface et la reconstitution de la nappe phréatique. Le phénomène d'infiltration influe sur l'origine, le moment, le volume et le débit maximal du ruissellement. Lorsque les précipitations peuvent entrer

⁸ Les écosystèmes ripariens sont les zones humides limitrophes des rivières et des lacs où les sols et la végétation subissent l'influence des niveaux élevés des nappes phréatiques. Dans les cours d'eau supérieurs ou intermittents, les zones ripariennes sont souvent d'étroites bandes de terre adjacente. Dans le cas des grandes rivières, il peut s'agir de plaines inondables bien développées. Les zones ripariennes se caractérisent généralement par une biodiversité, une densité d'espèces et une productivité importantes (Carlyle et Hill, 2001; Mosley *et al.*, 1997; McKergow *et al.*, 2003).

dans le sol avec des cadences adéquates, celui-ci est à l'abri d'une érosion accélérée et la fertilité du sol peut être maintenue. Quand elles ne peuvent pas s'infiltrer, elles forment un ruissellement de surface. Ce dernier peut parcourir la pente et s'infiltrer à un autre niveau de la pente, ou il peut poursuivre son parcours et rejoindre le lit d'un cours d'eau. Tout mécanisme qui influe sur le phénomène d'infiltration dans les zones en amont a donc des conséquences bien au-delà de la zone d'impact (Bureau of Land Management, 2005; Pidwirny, 1999; Diamond et Shanley, 1998; Ward, 2004; Tate, 1995; Harris *et al.*, 2005).

L'impact direct de l'élevage sur le phénomène d'infiltration est variable selon l'intensité, la fréquence et la durée du pâturage. Dans les écosystèmes de prairies, la capacité d'infiltration est principalement influencée par la structure du sol et la densité et la composition de la végétation. Lorsque la couverture végétale diminue, le pourcentage de matière organique et la stabilité générale du sol diminuent, réduisant ainsi la capacité d'infiltration. La nouvelle végétation influe sur l'infiltration en protégeant le sol de la pluie, tandis que ses racines améliorent la stabilité et la porosité du sol. Lorsque les couches de terrain sont compactées par le piétinement, la porosité est réduite et le niveau d'infiltration est très inférieur. Par conséquent, lorsqu'elles ne sont pas bien gérées, les activités de pâturage modifient les propriétés physiques et hydriques des sols et des écosystèmes, entraînant une augmentation du ruissellement, de l'érosion, de la fréquence d'apparition des débits de pointe, de la vitesse du courant; elles réduisent le débit de fin de saison et le niveau de la nappe phréatique (Belsky, Matzke et Uselman, 1999; Mwendera et Saleem, 1997).

En général, l'intensité du pâturage est considérée comme le facteur le plus important. Avec un pâturage modéré ou léger, la capacité d'infiltration diminue de 25 pour cent par rapport à une zone non pâturée, alors que le pâturage intensif réduit les capacités d'infiltration d'environ la moitié (Gifford et Hawkins, 1978 cité par Trimble et Mendel, 1995). En effet, le pâturage des animaux

influe sur la composition et la productivité des plantes. Sous la pression d'un pâturage intensif, il est possible que les plantes ne puissent pas suffisamment compenser la phytomasse prélevée par les animaux au pâturage. Avec une diminution du pourcentage de matière organique présente dans le sol, de la fertilité et de la stabilité générale, le niveau d'infiltration naturelle est modifié (Douglas et Crawford, 1998; Engels, 2001). De fortes pressions de pâturage augmentent par ailleurs les quantités de végétation indésirable (broussailles, arbres couverts de mauvaises herbes) qui peuvent extraire de l'eau des couches du sol plus profondes. Il est possible que le changement de composition d'espèces végétales ne soit pas aussi efficace pour intercepter la pluie et retarder le ruissellement (Trimble et Mendel, 1995; Tadesse et Peden, 2003; Redmon, 1999; Harper, George et Tate, 1996). La période de pâturage est aussi importante car lorsque les sols sont humides, ils peuvent se compacter plus facilement et les bancs des cours d'eau peuvent facilement être déstabilisés et détruits.

Les animaux au pâturage jouent également un rôle important dans le changement géomorphologique car l'action de leurs sabots refaçonnera mécaniquement la terre. Dans le cas des bovins, la force est généralement calculée comme la masse de la vache (approximativement 500 kg) divisée par l'aire de la base du sabot (10 cm^2). Cependant, cette approche peut conduire à une sous-estimation car les animaux qui se déplacent, peuvent tenir une ou plusieurs patte levées, et la masse est souvent concentrée sur l'arrière train. Ponctuellement, les bovins, les moutons et les chèvres peuvent facilement exercer sur le sol la même pression verticale qu'un tracteur (Trimble et Mendel, 1995; Sharow, 2003).

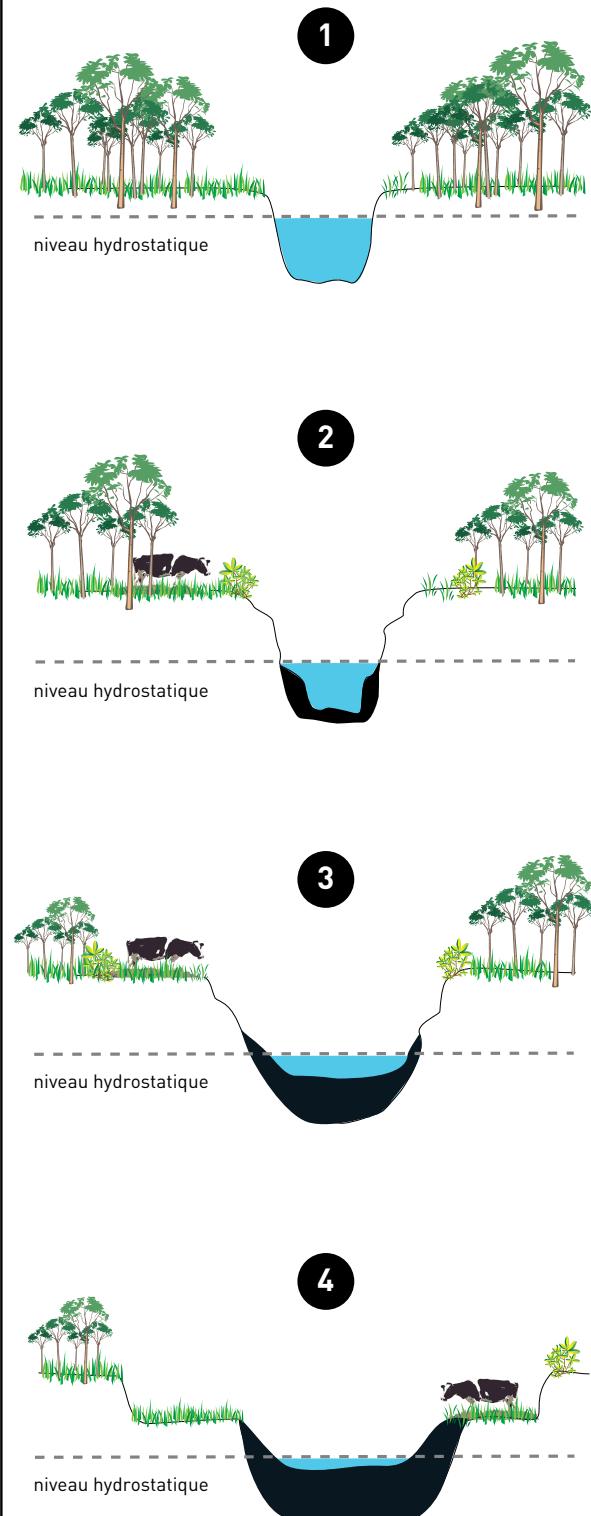
La formation de couches compactes dans le sol diminue l'infiltration et provoque la saturation du sol (Engels, 2001). La compaction a lieu surtout dans les zones où les animaux se concentrent, tels que les points d'eau, les portes et les chemins de parcours. Les pistes peuvent devenir des conduits pour le ruissellement de surface et engendrer de

nouveaux cours d'eau temporaires [Clark Conservation District, 2004; Belsky, Matzke et Uselman, 1999]. L'augmentation du ruissellement en amont entraîne une augmentation du débit de pointe et de la vitesse du courant. La force d'érosion plus importante qui en résulte augmente le niveau de sédiments en suspension et creuse le lit. Comme le niveau du lit est abaissé, l'eau s'écoule de la plaine inondée dans le lit, abaissant localement le niveau de la nappe phréatique. De plus, le cycle biogéochimique et les fonctions naturelles des sédiments, des nutriments et des contaminants biologiques dans l'écosystème, peuvent être considérablement perturbés par une vitesse du courant excessive (Rutherford et Nguyen, 2004; Wilcock *et al.*, 2004; Harvey, Conklin et Koelsch, 2003; Belsky, Matzke et Uselman, 1999; Nagle et Clifton, 2003).

Dans les écosystèmes fragiles comme les zones ripariennes, ces conséquences peuvent être dramatiques. Les animaux évitent les environnements chauds et secs et préfèrent les zones ripariennes du fait de la disponibilité en eau, de l'ombre, de la protection thermique ainsi que de la qualité et de la variété du fourrage, verdoyant et luxuriant. Une étude menée aux Etats-Unis d'Amérique (en Oregon) a montré que les zones ripariennes ne représentaient que 1,9 pour cent de la surface de pâturage mais produisaient 21 pour cent du fourrage disponible et participaient pour 81 pour cent à la quantité de fourrage consommée par les bovins (Mosley *et al.*, 1997; Patten *et al.*, 1995; Belsky *et al.*, 1999; Nagle et Clifton, 2003). Par conséquent, les bovins ont tendance à surpâture ces zones et à déstabiliser mécaniquement les bancs des courants, diminuant ainsi localement la disponibilité en eau.

Nous observons donc tout un ensemble de changements dans l'environnement riparien (voir figure 4.2). Les changements de l'hydrologie riparienne – tels que l'abaissement du niveau de la nappe phréatique, la réduction de la fréquence d'inondation du lit majeur et l'assèchement de la zone riparienne – sont souvent suivis d'une modification de la végétation et des activités microbiologiques (Micheli et Kirchner, 2002).

Figure 4.2 Processus de dégradation des berges provoqué par la pâture



Source: D'après English, Wilson et Pinkerton (1999).

Plus le niveau phréatique est bas plus les berges des cours d'eau sont hautes. Par conséquent, les racines des plantes ripariennes restent suspendues dans des sols plus secs, et la végétation se transforme en espèces xériques qui ne protègent pas aussi bien les berges et la qualité de l'eau des ruisseaux et des rivières (Florinsky *et al.*, 2004). Comme les bancs s'effondrent par gravité, le lit commence à se remplir de sédiments. Un nouveau courant à bas débit commence à se former en contrebas. L'ancienne plaine inondable devient une terrasse sèche, diminuant ainsi la disponibilité en eau dans toute la zone (voir figure 4.2) (Melvin, 1995; National Public Lands Grazing Campaign, 2004; Micheli et Kirchner, 2002; Belsky *et al.*, 1999; Bull, 1997; Melvin *et al.*, 2004; English, Wilson et Pinkerton, 1999; Waters, 1995).

Eu égard aux impacts potentiels des animaux au pâturage sur le cycle de l'eau, il faudra être particulièrement attentif aux régions et aux pays ayant développé des systèmes d'élevage extensifs, comme en Europe méridionale et centrale, en Asie centrale, en Afrique subsaharienne, en Amérique du Sud, aux Etats-Unis d'Amérique et en Australie.

4.4.2 Conversion de l'utilisation des terres

Comme cela a été présenté dans le Chapitre 2, le secteur de l'élevage joue un rôle important dans la conversion des terres. De vastes zones originellement utilisées comme pâturages ont été transformées en cultures destinées à l'alimentation animale. De la même façon, la transformation de forêts en cultures a été très importante ces derniers siècles et se produit encore à un rythme soutenu en Amérique du Sud et en Afrique centrale.

Un changement dans l'utilisation des terres conduit souvent à une modification du bilan hydrique dans les bassins versants, affectant le débit des cours d'eau⁹, la fréquence et le niveau des débits de pointe ainsi que le niveau de réalimen-

tation de la nappe phréatique. Les facteurs clés qui déterminent les modifications hydrologiques suite au changement de l'utilisation des terres et/ou de la végétation sont: le climat (principalement les précipitations); l'organisation de la végétation; l'infiltration de surface; les taux d'évapotranspiration de la nouvelle végétation et les propriétés du bassin versant (Brown *et al.*, 2005).

Les forêts jouent un rôle important dans la gestion du cycle naturel de l'eau. La couverture arborescente atténue la chute des gouttes de pluie, la couche de feuilles mortes améliore la capacité d'infiltration du sol et augmente l'alimentation de la nappe phréatique. De plus, les forêts, en particulier les forêts pluviales, puisent nettement sur l'écoulement fluvial et atténuent donc les augmentations du débit lors des orages (Quinlan Consulting, 2005; Ward et Robinson, 2000, dans Quinlan Consulting, 2005). De ce fait, lorsque la biomasse des forêts disparaît, le rendement d'eau annuel augmente généralement en conséquence.

Tant que les modifications de l'utilisation des sols restent limitées, les modifications du volume annuel sont absorbées par le débit de base. Souvent cependant – surtout lorsque les prairies ou les forêts sont converties en cultures – les possibilités d'infiltration de l'eau de pluie sont réduites, l'intensité et la fréquence des débits, accusés lors des orages, augmentent, les réserves souterraines ne sont pas réalimentées correctement pendant la saison des pluies et il existe de fortes baisses de débit en saison sèche (Brujinzeel, 2004). On observe des modifications considérables du ruissellement des bassins versants à la suite de traitements tels que la conversion des forêts en pâturages ou la reforestation de bassins versants enherbés (Siriwardena *et al.*, 2006; Brown *et al.*, 2005).

Les effets du changement de la composition de la végétation sur le rendement saisonnier de l'eau dépendent fortement des conditions locales. Certains auteurs (Brown *et al.*, 2005) offrent une synthèse de la réponse saisonnière prévue pour le rendement de l'eau en fonction des types de climat (voir tableau 4.21). Dans les bassins tropicaux, deux types de réponse sont observés: un changement

⁹ L'écoulement fluvial est composé du débit d'orage (principalement le ruissellement de surface) et du débit de base (alimentation du cours d'eau par les eaux souterraines) (Zhang et Shilling, 2006).

Tableau 4.21

Effets saisonniers du changement de composition de la végétation sur le rendement de l'eau, par type de climat

Climat	Réponse absolue	Réponse proportionnelle
Précipitations tropicales dominantes en été	Changements plus importants durant les mois d'été quand les précipitations sont supérieures à la moyenne mensuelle	Deux modèles de réponses observés: (1) Changements similaires tous les mois (2) Changements plus importants pendant les mois d'hiver, lorsque les précipitations sont inférieures à la moyenne mensuelle
Bassins touchés par la neige	Changements plus importants durant les mois de fonte des neiges	Changements plus importants pendant la saison végétative estivale
Précipitations dominantes en hiver	Changements plus importants pendant les mois d'hiver, lorsque les précipitations sont supérieures à la moyenne mensuelle	Changements plus importants pendant les mois d'été, lorsque les précipitations sont inférieures à la moyenne mensuelle
Précipitations uniformes	Changements uniformes au cours des diverses saisons	Avec la végétation caduque, le changement est plus important au printemps. La végétation persistante présente des changements uniformes tout au long de l'année.

Note: Réponse absolue: changement de volume total au cours d'une année.

Réponse proportionnelle: changement en fonction des saisons.

Source: Brown *et al.* (2005).

proportionnel uniforme tout au long de l'année ou un changement saisonnier plus important lors de la saison sèche. Dans les régions où les précipitations se produisent principalement en hiver, les débits d'été diminuent largement par rapport aux débits d'hiver. Ceci est principalement dû au fait que les précipitations et l'évapotranspiration sont déphasées: la plus forte demande de la végétation en eau a lieu en été, lorsque la disponibilité en eau est faible (Brown *et al.*, 2005).

Le cas du bassin du fleuve Mississippi illustre parfaitement comment la conversion de l'utilisation des terres liée à la production animale affecte la disponibilité saisonnière de l'eau au niveau du bassin. Dans le bassin du Mississippi, les plantes endogènes de la saison froide sortent de leur dormance au printemps après le dégel des sols, entrent en dormance avec la chaleur de l'été et redeviennent actives à l'automne si elles ne sont pas récoltées. Au contraire, les cultures exogènes de la saison chaude telles que le maïs ou le soja (principalement utilisés pour l'alimentation animale) ont une saison de pousse qui dépasse la première partie de l'année. Pour ces dernières, la demande en eau maximale est atteinte en milieu

d'été. Le changement de végétation dans le bassin du Mississippi conduit à un décalage entre le pic de précipitation qui survient au printemps et en début d'été et la demande saisonnière en eau des cultures annuelles qui est maximale en été. Une telle inadaptation saisonnière, causée par l'homme, entre l'approvisionnement en eau et les besoins de la végétation a considérablement influencé le débit de base dans cette région au cours de l'année (Zhang et Schilling, 2006).

4.5 Synthèse de l'impact de l'élevage sur l'eau

D'une manière générale, si l'on rassemble les impacts des différents segments de la chaîne de production, il apparaît que le secteur de l'élevage a une incidence considérable sur l'utilisation et la qualité de l'eau, l'hydrologie et les écosystèmes aquatiques.

Les volumes d'eau utilisés par ce secteur dépassent 8 pour cent de l'utilisation humaine mondiale des ressources en eau. La plus grande partie de ce pourcentage est utilisée pour la production d'aliments pour animaux, ce qui représente 7 pour cent de l'eau utilisée dans le monde. Bien

qu'elle soit importante au niveau local, comme au Botswana ou en Inde, l'eau utilisée pour transformer les produits et pour l'abreuvement et l'entretien reste négligeable au niveau mondial (moins de 0,1 pour cent de l'eau utilisée dans le monde et moins de 12,5 pour cent de l'eau utilisée par le secteur de l'élevage) (voir tableau 4.22).

L'évaluation du rôle du secteur de l'élevage dans l'appauprissement des ressources en eau est un processus beaucoup plus complexe. On ne peut estimer le volume d'eau perdu que pour l'eau perdue par évapotranspiration dans les cultures fourragères produisant des aliments du bétail. Il repré-

sente une part importante, à savoir 15 pour cent de des ressources en eau perdues chaque année.

Le volume d'eau rendu inutilisable par la pollution n'est pas quantifiable mais la forte participation du secteur de l'élevage au processus de pollution est maintenant évidente grâce aux analyses effectuées au niveau des pays. Aux Etats-Unis d'Amérique, les nutriments et les sédiments sont considérés comme les principaux agents polluants de l'eau. On estime que le secteur de l'élevage est responsable de 55 pour cent de l'érosion et respectivement de 32 et 33 pour cent des charges en azote et en phosphore dans les ressources en

Tableau 4.22

Estimation de la contribution du secteur de l'élevage dans l'utilisation de l'eau et les processus d'appauprissement des ressources en eau

UTILISATION DE L'EAU			
Eau pour l'abreuvement et l'entretien	Dans le monde	0,6% de l'eau utilisée	
	Etats-Unis d'Amérique	1% de l'eau utilisée	
	Botswana	23% de l'eau utilisée	
Traitement de la viande et du lait, tannage	Dans le monde	0,1% de l'eau utilisée	
Culture irriguée d'aliments du bétail (fourrage exclu)	Dans le monde	7% de l'eau utilisée	
APPAUVRISSEMENT DE L'EAU			
Eau perdue par évapotranspiration dans les cultures d'aliments du bétail (prairies et fourrage exclus)	Dans le monde	15% de l'eau perdue par évapotranspiration dans l'agriculture	
Contamination par des nutriments	N	Thaïlande (déchets porcins) Viet Nam (déchets porcins) Chine-Guangdong (déchets porcins) Etats-Unis d'Amérique	14% de la charge d'azote 38% de la charge d'azote 72% de la charge d'azote 33% de la charge d'azote
	P	Thaïlande (déchets porcins) Viet Nam (déchets porcins) Chine-Guangdong (déchets porcins) Etats-Unis d'Amérique	61% de la charge de phosphore 92% de la charge de phosphore 94% de la charge de phosphore 32% de la charge en phosphore
Contamination biologique	a. d.		
Consommation d'antibiotiques	Etats-Unis d'Amérique	50% des antibiotiques consommés	
Pesticides appliqués (dans les cultures de maïs et de soja destinées à l'alimentation du bétail)	Etats-Unis d'Amérique	37% des pesticides appliqués	
Erosion des terres agricoles	Etats-Unis d'Amérique	55% du processus d'érosion	
Métaux lourds appliqués	Zn	Angleterre et Pays de Galles	37% du Zn appliqué
	Cu	Angleterre et Pays de Galles	40% du Cu appliqué

eau douce. Le secteur de l'élevage contribue aussi beaucoup à la pollution de l'eau par les pesticides (37 pour cent des pesticides appliqués aux Etats-Unis d'Amérique), les antibiotiques (50 pour cent du volume d'antibiotiques consommés aux Etats-Unis d'Amérique) et les métaux lourds (37 pour cent du zinc appliqué sur les terres agricoles en Angleterre et au Pays de Galles).

Le secteur de l'élevage contribue à l'appauprissement des ressources en eau principalement à travers l'utilisation et la gestion des terres d'élevage. La production de fourrages et d'aliments pour animaux, l'épandage de fumier sur les cultures et l'occupation des terres par des systèmes extensifs sont parmi les principaux responsables des charges excessives en nutriments, pesticides et sédiments présentes dans les ressources en eau à travers le monde. La pollution est souvent diffuse et progressive et ses impacts sur les écosystèmes ne sont visibles que lorsqu'ils deviennent graves. D'ailleurs, de par son caractère diffus, la pollution est souvent extrêmement difficile à contrôler, en particulier lorsqu'elle existe dans des zones de grande pauvreté.

La pollution issue de la production animale industrielle (consistant principalement en des charges en nutriments élevées, une augmentation de la DBO et une contamination biologique) est plus importante localement et plus visible que celle des autres systèmes d'élevage, surtout lorsqu'elle est située près des zones urbaines. Comme elle influe directement sur le bien-être des populations et qu'elle est plus facile à contrôler, les dirigeants sont plus sensibles à son impact.

Transferts nationaux et internationaux d'eau virtuelle et coûts pour l'environnement

La production animale a des conséquences régionales variées et complexes sur l'utilisation et l'appauprissement des ressources en eau. Ces conséquences peuvent être évaluées par le concept d'*«eau virtuelle»*, défini comme le volume d'eau nécessaire pour produire un produit ou un service donné (Allan, 2001). Ainsi, 990 litres d'eau en moyenne sont nécessaires pour produire un litre

de lait (Chapagain et Hoekstra, 2004). Bien évidemment, l'*«eau virtuelle»* ne correspond pas à la teneur réelle en eau du produit: seule une très petite partie de l'eau virtuelle utilisée est en fait contenue dans le produit (1 litre sur 990 dans l'exemple du lait). L'eau virtuelle utilisée dans divers maillons de la chaîne de production peut être attribuée à des régions spécifiques. L'eau virtuelle pour la production d'aliments destinés à l'élevage intensif peut être utilisée dans une région ou un pays différent que l'eau utilisée directement par ce dernier.

Les différences concernant l'utilisation de l'eau virtuelle dans les différents maillons de la production animale peuvent être liées aux différences de disponibilité en eau réelle. Ceci permet d'expliquer partiellement les dernières tendances du secteur de l'élevage (Naylor *et al.*, 2005; Costales, Gerber et Steinfeld, 2006), où l'on observe une segmentation dans l'espace plus importante des différentes étapes de la chaîne alimentaire. Ceci concerne en particulier la séparation entre les unités d'élevage et la production d'aliments du bétail. Cette segmentation est déjà clairement perceptible au niveau national et infranational lorsqu'on compare la carte des principales zones de production d'aliments du bétail (cartes 5, 6, 7 et 8, Annexe 1) à la distribution des populations de monogastriques (cartes 16 et 17, Annexe 1). Parallèlement, le commerce international de produits animaux finis a fortement augmenté. Ces changements ont abouti à une augmentation des transports et à une nette amélioration de la connectivité au niveau de la planète.

Ces changements peuvent être considérés en fonction de la distribution inégale des ressources en eau au niveau de la planète. Dans les pays en développement, les ressources en eau renouvelables varient entre 18 pour cent du volume d'eau constitué par les précipitations et l'écoulement des rivières dans les régions les plus arides (Asie de l'Ouest, Afrique du Nord), où les précipitations atteignent à peine 180 mm par an, jusqu'à environ 50 pour cent de ce volume dans les zones humides d'Asie de l'Est, où les précipitations sont élevées et de l'ordre de 1 250 mm par an. Les ressources en

eau renouvelables sont plus abondantes en Amérique latine. Les estimations au niveau national dissimulent de très grandes variations au niveau infra-national – là où les impacts sur l'environnement se produisent réellement. Ainsi, la Chine connaît de graves pénuries en eau dans le nord alors que le sud détient toujours des ressources importantes. Même un pays riche en eau comme le Brésil connaît des pénuries dans certaines régions.

La spécialisation au niveau régional et le commerce accru peuvent être bénéfiques pour la disponibilité en eau mais ils peuvent aussi être néfastes.

Le transfert des marchandises (plutôt que de l'eau) d'une zone géographique à une autre fournit théoriquement une solution partielle à la pénurie en eau, en diminuant la pression sur les maigres ressources disponibles auprès du destinataire. L'importance de tels flux a d'abord été étudiée au Proche-Orient, région du monde la plus limitée en eau, avec peu d'eau douce et des eaux souterraines négligeables (Allan, 2001). Le secteur de l'élevage contribue clairement à soulager cette pénurie d'eau grâce à la grande quantité d'eau virtuelle que représentent les flux croissants d'importations de produits d'origine animale (Chapagain et Hoekstra, 2004; Molden et de Fraiture, 2004). Une autre stratégie pour économiser l'eau locale en utilisant de l'*«eau virtuelle»* issue d'ailleurs consiste à importer des aliments pour le secteur de l'élevage national, comme c'est le cas en Egypte, qui importe des quantités croissantes de maïs (Wichelns, 2003). A l'avenir, ces débits virtuels pourraient augmenter considérablement l'impact du secteur de l'élevage sur les ressources en eau. Ceci s'explique par le fait qu'une grande partie de la demande croissante en produits d'origine animale est satisfaite par la production intensive de monogastriques, laquelle repose fortement sur l'utilisation d'aliments coûteux en eau.

Cependant, les flux mondiaux d'eau virtuelle représentent également un inconvénient pour l'environnement. Ils peuvent entraîner des rejets nocifs dans l'environnement si les externalités environnementales ne sont pas internalisées par le producteur à distance: dans les régions telles

que le Proche-Orient, où l'eau est limitée, la disponibilité en eau virtuelle provenant d'autres régions a probablement ralenti le rythme des réformes qui pourraient améliorer le rendement de l'eau au niveau local.

Les impacts sur l'environnement deviennent moins visibles pour les parties prenantes de plus en plus nombreuses qui se partagent leur responsabilité. Par ailleurs, il est de plus en plus difficile d'identifier ces parties prenantes, ce qui n'aide pas à résoudre les problèmes environnementaux particuliers. Ainsi, d'après les calculs de certains auteurs (Galloway *et al.*, 2006), la culture d'aliments du bétail réalisée dans d'autres pays permet de suppléer à plus de 90 pour cent de l'eau utilisée pour la production de produits d'origine animale consommés au Japon ($3,3 \text{ km}^3$ sur un total de $3,6 \text{ km}^3$). En étudiant ces flux, on s'aperçoit que la plupart proviennent de régions où l'eau n'est pas particulièrement abondante, comme l'Australie, la Chine, le Mexique et les Etats-Unis d'Amérique. En suivant une démarche similaire pour l'azote, les auteurs montrent que les consommateurs de viande japonais pourraient aussi être responsables de la pollution des ressources en eau dans des pays lointains.

4.6 Possibilités d'atténuation

Il existe des options nombreuses et efficaces pour atténuer la pollution dans le secteur de l'élevage. Celles-ci permettraient d'inverser les tendances actuelles d'appauvrissement des ressources en eau et de s'éloigner du scénario habituel décrit par Rosegrant, Cai et Cline (2002), consistant à prélever toujours plus d'eau et à augmenter le stress hydrique et la pénurie.

Les possibilités d'atténuation reposent en général sur trois principes clés: réduire l'utilisation de l'eau, réduire le processus d'appauvrissement et améliorer le réapprovisionnement des ressources en eau. Nous les étudierons dans la suite de ce chapitre en rapport avec différentes options techniques. Les politiques propices à la mise en œuvre efficace de ces options seront développées plus loin dans le Chapitre 6.

4.6.1 Meilleure efficacité de l'utilisation de l'eau

Comme cela a été montré, l'utilisation de l'eau est fortement conditionnée par l'élevage devenu plus intensif du fait de la production d'aliments du bétail, principalement des céréales secondaires et des cultures oléagineuses riches en protéines. Les options proposées ici sont semblables à celle proposées par la littérature plus générique sur l'eau et l'agriculture. Elles méritent pourtant d'être répétées, eu égard au rôle de plus en plus important joué par les cultures d'aliments pour animaux dans la consommation d'eau mondiale et le coût d'opportunité afférents.

Les deux domaines principaux qui peuvent être améliorés sont l'efficacité de l'irrigation¹⁰ et la productivité de l'eau.

Améliorer l'efficacité de l'irrigation

Sur la base de l'analyse de 93 pays en développement, la FAO (2003a) a estimé que l'efficacité de l'irrigation était en moyenne de 38 pour cent environ en 1997-1999, avec une variation allant de 25 pour cent dans les zones où les ressources en eau sont abondantes (Amérique latine) à 40 pour cent en Asie de l'Ouest ou en Afrique du Nord et 44 pour cent en Asie du Sud où la pénurie en eau requiert une plus grande efficacité.

Dans de nombreux bassins, une grande partie de l'eau supposée perdue va réalimenter la nappe phréatique ou reflue dans les cours d'eau. Elle peut donc être utilisée par les puits, ou par les populations et les écosystèmes en aval. Cependant, même dans ces situations, l'amélioration de l'efficacité de l'irrigation peut fournir d'autres avantages pour l'environnement. Dans certains cas, cela peut permettre d'économiser de l'eau – par exemple, si le drainage de l'irrigation s'écoule dans des couches aquifères salées où elle ne peut pas être

réutilisée. Elle peut contribuer à éviter que les produits agrochimiques ne polluent les cours d'eau et la nappe phréatique; et elle peut limiter l'engorgement et la salinisation. De nombreuses actions associées à l'amélioration de l'efficacité de l'irrigation peuvent avoir d'autres avantages, notamment:

- Le revêtement des canaux permet aux responsables de l'irrigation de contrôler davantage l'approvisionnement en eau.
- La tarification de l'eau permet un recouvrement et une comptabilité des coûts.
- Une irrigation précise peut augmenter les rendements et améliorer la productivité de l'eau (Molden et de Fraiture, 2004).

Dans de nombreux bassins, en particulier ceux qui sont déjà sous stress hydrique, il y a peu ou il n'y a pas de gaspillage de l'eau d'irrigation car le recyclage et la réutilisation de l'eau sont déjà considérables. Le Nil en Egypte (Keller, Keller et El-Kady, 1995), le Gediz en Turquie (GDRS, 2000), le Chao Phraya en Thaïlande (Molle, 2003), le Bakhra en Inde (Molden, Sakthivadivel et Habib, 2001) et la Vallée impériale en Californie (Keller et Keller, 1995) sont tous des exemples bien connus (Molden et de Fraiture, 2004).

Stimuler la productivité de l'eau

L'amélioration de la productivité est essentielle en vue d'augmenter la disponibilité en eau pour l'environnement naturel et les autres utilisateurs. Au sens le plus large, améliorer la productivité de l'eau signifie mettre plus en valeur chaque goutte d'eau – qu'elle soit utilisée pour l'agriculture, l'industrie ou l'environnement. L'amélioration de la productivité agricole de l'eau d'irrigation ou pluviale se réfère généralement à l'augmentation des rendements des cultures ou de la valeur économique par unité d'eau fournie ou prélevée. Mais elle peut aussi être étendue et inclure alors les produits alimentaires non cultivés tels que les poissons ou le bétail. On peut obtenir un important gain de productivité de l'eau par une meilleure intégration des cultures et de l'élevage dans des systèmes mixtes, en

¹⁰L'efficacité de l'irrigation est définie comme le rapport entre l'estimation de la consommation totale en eau dans les cultures irriguées et le prélèvement réel d'eau d'irrigation (FAO, 2003a).

particulier en nourrissant les animaux avec les résidus des récoltes, et en utilisant l'engrais biologique en retour. L'intérêt de cette démarche a été montré par Jagtap et Amissah-Arthur (1999) pour l'Afrique de l'Ouest. Le principe pourrait aussi s'appliquer aux systèmes de production industrielle. Alors que les récoltes de maïs sont destinées à nourrir des monogastriques dans des élevages souvent très éloignés, les résidus de maïs obtenus pourraient facilement approvisionner les élevages de ruminants locaux.

Bien que les fermes produisant des aliments pour des élevages industrialisés fonctionnent déjà avec une productivité hydrique relativement élevée, celle-ci peut être encore améliorée grâce à un certain nombre de facteurs: une sélection correcte des cultures et des variétés cultivées; de meilleures méthodes de plantation (sur des lits surélevés par exemple); un travail du sol minimum; une synchronisation de l'irrigation avec les périodes végétatives les plus sensibles; une gestion des nutriments; une irrigation au goutte-à-goutte et un meilleur drainage pour le contrôle du niveau de la nappe phréatique. Dans les zones sèches, une irrigation contrôlée – consistant à appliquer une quantité d'eau limitée mais à un moment critique – peut accroître de 10 à 20 pour cent la productivité de l'eau d'irrigation (Oweis et Hachum 2003).

4.6.2 Une meilleure gestion des déchets

La gestion et l'évacuation des déchets est l'un des principaux problèmes liés à l'eau auxquels les systèmes de production animale industriels sont confrontés. Des options techniques efficaces, principalement élaborées dans les pays développés, sont déjà disponibles mais elles doivent être diffusées plus largement et adaptées aux conditions locales dans les pays en développement. La gestion des déchets peut se diviser en cinq phases: la production, la récolte, le stockage, le traitement et l'utilisation. Chaque étape devrait être abordée spécifiquement par des technologies appropriées afin de réduire l'impact actuel du secteur de l'élevage sur l'eau.

Phase de production: une alimentation mieux équilibrée

Lors de la phase de production, sont prises en considération la quantité et les spécificités des fèces et de l'urine produites au niveau des unités d'élevage. Celles-ci varient considérablement selon la composition du régime, les pratiques de gestion des aliments, les caractéristiques des espèces et les phases de croissance des animaux.

La gestion de l'alimentation s'est continuellement améliorée ces dernières décennies et a entraîné une augmentation des niveaux de production. Le défi pour les producteurs et les nutritionnistes est de mettre au point des rations qui continuent à accroître les niveaux de production tout en minimisant les impacts des excréments sur l'environnement. Ce défi peut être relevé en optimisant la disponibilité des nutriments et en ajustant et synchronisant les apports en nutriments et en minéraux avec les besoins des animaux (par exemple, des rations équilibrées et une alimentation progressive), ce qui réduit la quantité de fumier excréter par unité de nourriture et par unité de produit. Un meilleur taux des conversion des aliments peut aussi être obtenu par une amélioration de la génétique animale (Sutton *et al.*, 2001; FAO, 1999c; LPES, 2005).

Les stratégies nutritionnelles pour améliorer l'efficience alimentaire reposent sur quatre principes:

- répondre aux besoins en nutriments sans les excéder;
- sélectionner des ingrédients avec des nutriments faciles à absorber;
- supplémenter les régimes alimentaires avec des additifs/enzymes/vitamines qui améliorent la disponibilité en phosphore et garantissent un apport optimal en acides aminés avec une rétention et un niveau réduits de protéines brutes; et
- réduire le stress (LPES, 2005).

L'adaptation des régimes alimentaires aux besoins effectifs des animaux d'élevage a un

impact considérable sur l'excrétion des nutriments dans les fèces au niveau local, en particulier pour les unités de production de grands animaux. Ainsi, le niveau de phosphore dans les rations alimentaires des bovins élevés dans des systèmes industriels dépasse en général le niveau nécessaire de 25 à 40 pour cent. La pratique courante consistant à supplémenter les rations des bovins avec du phosphore est donc inutile dans la plupart des cas: un régime adapté avec une teneur adéquate en phosphore est la façon la plus simple de diminuer la quantité de phosphore excrétée par les élevages de bovins, et il a été montré qu'elle réduisait de 40 à 50 pour cent l'excrétion de phosphore dans la filière bovine. Toutefois, en pratique, les producteurs nourrissent les bovins avec des sous-produits de mauvaise qualité qui contiennent souvent beaucoup de phosphore. De même, la teneur habituelle en phosphore dans les aliments pour volaille aux Etats-Unis d'Amérique, à savoir 450 mg par poule et par jour, peut être abaissée à 250 mg (recommandation du Conseil de recherche national) sans aucune perte de production, tout en entraînant des économies non négligeables sur les aliments (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

De même, on peut réduire la quantité de métaux lourds dans le fumier en fournissant un régime adéquat. Des exemples ont prouvé l'efficacité de cette mesure. En Suisse, la teneur moyenne de Cu et de Zn dans les fumiers de porc a diminué considérablement entre 1990 et 1995 (28 pour cent pour le Cu, 17 pour cent pour le Zn), montrant ainsi l'intérêt de limiter les métaux lourds dans les aliments pour animaux aux niveaux requis (Menzi et Kessler, 1998).

La modification de l'équilibre des composants alimentaires et l'origine des nutriments peut avoir une influence significative sur les niveaux d'excrétion de ces derniers. Pour l'alimentation des bovins, un bon équilibre entre les protéines dégradables et non dégradables améliore l'absorption des nutriments, et il a été montré qu'il réduisait l'excrétion d'azote de 15 à 30 pour cent

sans modifier pour autant les niveaux de production. Toutefois, cet équilibre est généralement atteint en augmentant la part de concentrés dans la ration, ce qui correspond, sur les systèmes à l'herbe, à une diminution de l'utilisation du fourrage grossier. Or, ceci représente un coût additionnel et aboutit à un excédent de nutriments. De façon similaire, des niveaux adéquats d'hydrates de carbone complexes, d'oligosaccharides et d'autres polysaccharides non amyloacés (PNA) dans la ration peuvent influencer la forme d'azote excréte. En général, ils favorisent la production de protéines bactériennes moins dangereuses pour l'environnement et possèdent un potentiel de recyclage supérieur. Pour les porcs, un niveau inférieur en protéine brute supplémenté par des acides aminés de synthèse diminue l'excrétion jusqu'à 30 pour cent, en fonction de la composition initiale de la ration. De même, dans les systèmes de production de porcs, la qualité des aliments joue un rôle important. On signale que le retrait des fibres et des germes du maïs réduit de 56 pour cent le niveau de matière sèche excrétée et de 39 pour cent le niveau d'azote contenu dans l'urine et les fèces. L'utilisation des formes organiques de Cu, Fe, Mn et Zn dans les régimes alimentaires des truies fait baisser le niveau des métaux lourds ajoutés à la ration et diminue considérablement les niveaux d'excrétion sans réduire la croissance des animaux ou l'efficacité des aliments (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

Afin d'améliorer l'efficience alimentaire, on développe actuellement de nouvelles sources d'aliments du bétail très digestibles, issues des techniques d'élevage classiques ou de la modification génétique. Les deux principaux exemples connus sont le maïs à faible teneur en phytate, qui réduit l'excrétion de phosphore, et le soja à faible stachyose. La disponibilité de phosphore dans les aliments classiques (maïs et soja) est faible pour les porcs et la volaille car le phosphore est en général lié à une molécule de phytate (dans le maïs, 90 pour cent du phosphore existe sous forme de phytate, et 75 pour cent dans

les rations de soja). Cette faible disponibilité de phosphore est due au fait que la phytase, enzyme capable de dégrader les molécules de phytate et de libérer le phosphore, n'existe pas dans le système digestif des porcs et des volailles. L'utilisation de génotypes faibles en phytates de phosphore diminue le niveau de phosphore minéral à supplémenter dans la ration et réduit l'excréption de phosphore de 25 à 35 pour cent (FAO, 1999c; LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

La phytase, la xylanase et la bétaglutanase (elles aussi non excrétées naturellement par les porcs) pourraient être ajoutées aux aliments afin de favoriser la dégradation des polysaccharides non amyloacés présents dans les céréales. Ces polysaccharides non amyloacés sont en général associés à des protéines et des minéraux. En l'absence de ces enzymes, la capacité d'utilisation des aliments est plus basse et l'excréption de minéraux augmente. Il a été démontré que l'utilisation de la phytase augmentait la digestibilité du phosphore de 30 à 50 pour cent dans les rations des porcs. Certains auteurs (Boling *et al.*, 2000) ont obtenu une réduction de 50 pour cent de la quantité de phosphore fécal chez des poules pondeuses grâce à des rations faibles en phosphore supplémentées avec de la phytase, tout en observant le maintien d'un niveau de production d'œufs optimal. De même, l'addition de 1,25 de dihydroxyde de vitamine D₃ dans la ration alimentaire des poulets de chair a réduit de 35 pour cent l'excréption de phytate de phosphore (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

Les autres améliorations technologiques consistent dans la réduction, l'enrobage et l'expansion des particules. On recommande des particules d'une taille de 700 microns pour une meilleure digestibilité. L'enrobage améliore de 8,5 pour cent la capacité d'utilisation des aliments.

Enfin, l'amélioration de la génétique animale et la réduction du stress des animaux (grâce à des conditions adaptées de couvée, de ventilation et de santé animale) améliorent la prise de poids et par conséquent la capacité d'utilisation des aliments (FAO, 1999c; LPES, 2005).

Améliorer le processus de collecte du fumier

Le stade de la collecte se rapporte à la récolte initiale et au rassemblement du fumier sur son lieu d'origine (voir figure 4.3). Le type de fumier produit et ses caractéristiques dépendent largement des méthodes de collecte et de la quantité d'eau ajoutée au fumier.

Le logement des animaux doit être conçu pour limiter les pertes de fumier et de nutriments par ruissellement. Le type de surface sur laquelle les animaux sont élevés est l'un des éléments essentiels conditionnant le processus de récolte. Un sol à lamelles peut faciliter considérablement la récolte immédiate du fumier, mais il implique que tous les excréments soient collectés sous forme liquide.

L'eau de ruissellement contaminée issue des zones de production devrait être redirigée dans des installations de stockage du fumier pour être traitée. Les quantités d'eau utilisées dans les bâtiments d'élevage et celles provenant des précipitations (en particulier dans les zones chaudes et humides) qui entrent en contact avec le fumier, devraient être réduites au minimum afin de limiter le processus de dilution lequel, dans le cas contraire, accroît le volume des déchets (LPES, 2005).

Améliorer le stockage du fumier

L'étape de stockage concerne la conservation temporaire du fumier. L'installation de stockage doit rendre le responsable en mesure de contrôler la gestion du fumier. Elle doit permettre par exemple d'épandre le fumier sur les terres au moment opportun selon les besoins en nutriments des cultures.

Le stockage du fumier vise à réduire et finalement empêcher les fuites des nutriments et de minéraux provenant des logements d'élevage vers l'eau de surface et les nappes phréatiques (FAO, 1999c). Une capacité de stockage adaptée est primordiale pour prévenir les pertes par débordement, en particulier lors de la saison des pluies dans les climats tropicaux.

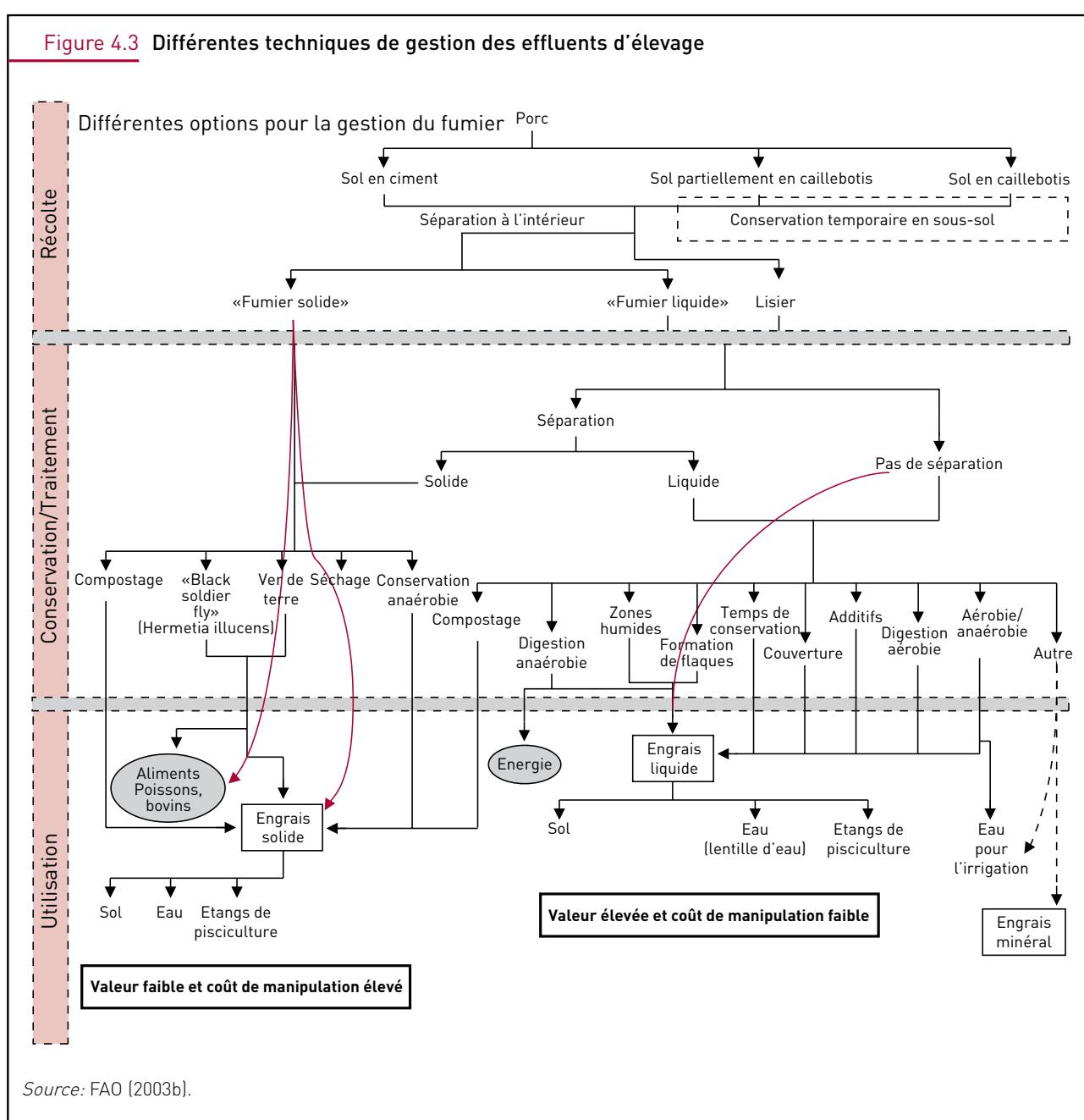
Améliorer le traitement du fumier

Il existe différentes techniques de traitement qui peuvent réduire la pollution potentielle, diminuer les surplus de fumier localement et transformer l'excédent de fumier en produits à valeur ajoutée et/ou en produits plus faciles à transporter (notamment en biogaz, en engrais et en aliments pour le bétail et les poissons). La majorité des technologies visent à concentrer les nutriments présents séparément dans les solides, la biomasse ou la vase (LPES, 2005; FAO, 1999c).

Le traitement des effluents comprend différentes technologies qui peuvent être combinées. Les traitements, qui peuvent être physiques, biologiques et chimiques, sont présentés dans la figure 4.3.

Le transport de la litière ou des effluents non transformés sur de longues distances est peu pratique en raison du poids, du coût et des propriétés instables du produit. La première étape dans le traitement des effluents consiste généralement à séparer les solides et les liquides. Les bassins

Figure 4.3 Différentes techniques de gestion des effluents d'élevage



peuvent être utilisés pour permettre le processus de sédimentation et faciliter le retrait des solides des écoulements issus des parcs d'engraissement ou avant le lagunage. Des solides plus petits peuvent être retirés dans une cuve où la vitesse de l'eau est considérablement réduite. Cependant, les cuves de sédimentation sont rarement utilisées pour le fumier animal car elles sont coûteuses. Les autres technologies visant à séparer les solides sont les grilles inclinées, les grilles autonettoyantes, les presses, les traitements de type centrifuges et les systèmes de filtres de sable rapides. Ces procédés peuvent réduire significativement les charges de carbone, d'azote et de phosphore dans les cours d'eau (LPES, 2005).

Le choix de la première étape est de grande importance car il influence considérablement la valeur du produit final. Les déchets solides ont de faibles coûts de manipulation, un impact potentiel sur l'environnement inférieur et une valeur commerciale supérieure car les nutriments sont concentrés. Au contraire, les déchets liquides ont une valeur commerciale inférieure car ils ont des coûts élevés de manipulation et de stockage et leur valeur nutritive est faible et inégale (LPES, 2005). De plus, les déchets liquides ont un impact potentiel sur l'environnement beaucoup plus élevé si les structures de stockage ne sont pas imperméables ou suffisamment volumineuses.

Comme cela est présenté dans la figure 4.3, la phase de séparation peut être suivie par tout un ensemble de processus qui conditionnent la nature du produit final.

Les techniques classiques déjà largement utilisées sont:

Aération: Ce traitement retire les matières organiques et réduit la demande en oxygène biologique et chimique. Cinquante pour cent du carbone est transformé en vase ou en biomasse, qui est récoltée par sédimentation. Le phosphore est aussi réduit par absorption biologique mais dans une moindre mesure. Différents types de traitement aérobies peuvent être utilisés, comme les boues activées¹¹(part de la biomasse traitée qui est réinjectée en phase initiale du traitement)

ou les lits bactériens, dans lesquels les microorganismes poussent sur un filtre immergé à fragments de roche. Selon la profondeur de la lagune, l'aération peut être appliquée au volume entier ou à une portion limitée pour profiter à la fois des processus de digestion aérobie et anaérobie (LPES, 2005).

Digestion anaérobie: Les principaux avantages d'une digestion anaérobie sont la diminution de la demande en oxygène chimique (DOC), de la demande en oxygène biologique (DOB) et des solides et la production de méthane. Néanmoins elle ne réduit pas la teneur en azote et en phosphore (LPES, 2005).

Sédimentation des biosolides: La biomasse créée est traitée biologiquement dans des cuves de sédimentation ou des clarificateurs dans lesquels la vitesse des courants d'eau est assez lente pour permettre aux solides dépassant une taille ou un poids donnés de se déposer sur le fond de la cuve (LPES, 2005).

Flocculation: L'addition de produits chimiques peut améliorer le retrait des solides et des éléments dissous. Les produits chimiques les plus courants sont la chaux, l'alun et les polymères. Lorsque l'on utilise de la chaux, la boue obtenue peut avoir une valeur agronomique accrue (LPES, 2005).

Compostage: Le compostage est un processus aérobie naturel qui permet aux nutriments de retourner dans le sol et d'être à nouveau utilisés. Le compostage nécessite en général l'addition d'un substrat riche en fibres et en carbone aux excréments des animaux. Dans certains systèmes, des inoculants et des enzymes sont ajoutés pour favoriser le processus de compostage. Les systèmes qui transforment le fumier en produit commercial à valeur ajoutée sont devenus de plus en plus populaires. Les avantages du compostage sont nombreux: la matière organique disponible est stabilisée et ne peut plus se décomposer, les odeurs atteignent un niveau acceptable pour l'ap-

¹¹Le processus des boues activées utilise la matière organique des eaux usées pour produire une population mixte de microorganismes dans un environnement aérobie.

plication sur les terres, le volume est réduit de 25 à 50 pour cent et les germes et les semences sont détruites par la chaleur produite lors de la phase aérobie (environ 60 °C). Si le rapport initial C/N est supérieur à 30, la majorité de l'azote est conservé pendant ce processus (LPES, 2005).

Séchage du fumier solide: Il s'agit d'une autre option possible pour réduire le volume de fumier à transporter et pour augmenter la concentration en nutriments. Dans les climats chauds, le séchage naturel est possible à des coûts minimes en dehors de la saison des pluies.

Différents processus peuvent être intégrés dans une seule structure. Dans les **systèmes de lagunage**, le fumier est très dilué, ce qui favorise l'activité biologique naturelle et permet ainsi de réduire la pollution. Les effluents peuvent être éliminés par l'irrigation des cultures qui recyclent les nutriments en excès. Le lagunage anaérobio fonctionne mieux sous les climats chauds, où l'activité bactériologique se maintient tout au long de l'année. Les biodigesteurs, avec une température contrôlée, peuvent être utilisés pour produire des biogaz et limiter les agents pathogènes, bien qu'ils requièrent des investissements financiers importants et de grandes capacités de gestion. Toutefois, la plupart des systèmes de lagunage sont peu efficaces pour récupérer le phosphore et l'azote. Jusqu'à 80 pour cent de l'azote total entrant dans le système n'est pas récupéré mais il se peut que la majorité de l'azote libéré dans l'atmosphère soit sous la forme inoffensive de gaz diazote. La majorité du phosphore ne sera récupéré qu'au bout de 10 à 20 ans, lors du retrait des boues sédimentées. Par conséquent, la récupération de l'azote n'est pas synchrone avec celle du phosphore. L'effluent de la lagune devrait donc être utilisé en priorité comme un engrais azoté. La gestion de l'effluent nécessite aussi du matériel d'irrigation coûteux pour un engrais en fin de compte de faible qualité. La taille de la lagune devrait être proportionnelle à la taille de l'exploitation, ce qui limite aussi le choix de cette technologie car sa mise en place requiert de grandes surfaces (Hamilton *et al.*, 2001; Lorimor *et al.*, 2001).

D'autres technologies existent mais leur efficience et leur efficacité doivent encore être améliorées: ce sont les amendements chimiques, le traitement des marais ou la digestion par les vers (Lorimor *et al.*, 2001). Les systèmes des marais sont basés sur les capacités naturelles de recyclage des nutriments des écosystèmes des zones humides ou des zones ripariennes, et possèdent un fort potentiel pour éliminer les taux élevés d'azote. Le vermicompostage est un processus par lequel le fumier est transformé par des vers de terre et des microorganismes en humus riche en nutriments, appelé vermicompost, dans lequel les nutriments sont stabilisés (LPES, 2005).

Pour être viables économiquement et technologiquement, la plupart des procédés nécessitent de grandes quantités de fumier et ne peuvent généralement pas être installés dans la plupart des exploitations. La faisabilité du traitement du fumier à grande et à moyenne échelle dépend aussi des conditions locales (législation locale, prix des engrains) et des coûts de traitement. Certains produits finis doivent être fabriqués en très grande quantité et d'une qualité très fiable pour qu'ils soient acceptés par l'industrie (FAO, 1999c).

Améliorer l'utilisation des effluents d'élevage

L'utilisation du fumier désigne le recyclage des produits de résidus réutilisables ou la réintroduction des produits de résidus non réutilisables dans l'environnement.

Très souvent, le fumier est utilisé en tant qu'engrais pour les terres agricoles. Les autres usages sont la production d'aliments pour animaux (pour les poissons en aquaculture), d'énergie (méthane) ou d'engrais de croissance pour les algues. Finalement, les nutriments perdus pourraient être recyclés et réutilisés comme additifs alimentaires dans les rations animales. Ainsi, il a été montré expérimentalement que la couche de fumier déposée au fond des lagunes après traitement pouvait servir de source de phosphore et de calcium et être redistribuée aux poules ou aux volailles, sans conséquence sur les niveaux de production (LPES, 2005).

D'un point de vue environnemental, l'application de fumier sur les cultures et les pâtures diminue les besoins en engrais minéraux. Le fumier augmente aussi la matière organique du sol, améliore la structure, la fertilité et la stabilité du sol, limite la sensibilité du sol à l'érosion, et favorise l'infiltration et la capacité de rétention d'eau du sol (LPES, 2005; FAO, 1999c).

Néanmoins, certains aspects doivent être minutieusement contrôlés lors de l'application des engrais organiques, en particulier le niveau de ruissellement, qui pourrait contaminer les ressources en eau douce, ou l'accumulation de trop grandes quantités de nutriments dans les sols. De plus, l'azote organique peut parfois se minéraliser avec une faible absorption d'azote par les cultures et être alors sujet à l'infiltration. Les risques pour l'environnement sont réduits si le fumier est épandu sur les terres avec la bonne méthode, à des taux d'application adéquats, au bon moment, à la bonne fréquence et si les caractéristiques spatiales sont prises en compte.

Les pratiques qui limitent l'érosion, le ruissellement et l'infiltration ou bien l'accumulation des nutriments dans le sol sont:

- Le dosage des engrais et du fumier en accord avec les besoins des cultures.
- Le travail du sol visant à éviter la compaction du sol et d'autres dégâts qui pourraient entraîner les capacités d'absorption d'eau du sol.
- La phytoremédiation par des espèces végétales sélectionnées accumulant biologiquement les nutriments et les métaux lourds du sol. La bioaccumulation est meilleure lorsque les cultures possèdent des racines profondes pour récupérer les nitrates présents sous la surface du sol. La croissance de plantes dont la biomasse est élevée peut retirer de grandes quantités de nutriments et réduire leur concentration dans le sol. La capacité de bioconcentration des nutriments et des métaux lourds varie selon les espèces et les variétés végétales.
- L'amendement du sol par des produits chimiques ou des dérivés municipaux pour neutraliser le phosphore et les métaux lourds. Il a déjà

été prouvé que l'amendement du sol était très efficace et pouvait réduire de 70 pour cent la libération de phosphore par le ruissellement de l'eau. L'amendement du sol par flocculation des sédiments grâce à l'emploi de polymères (comme les polyacrylamides) est une technologie prometteuse pour limiter le transport des sédiments et des particules de nutriments.

- Le travail du sol en profondeur visant à diluer la concentration des nutriments dans la zone proche de la surface.
- Le développement de cultures en bandes, de terrasses, de berges couvertes de végétation, d'étroites haies d'herbes et de bandes végétales tampon, pour limiter le ruissellement et augmenter les niveaux de filtration des nutriments, des sédiments et des métaux lourds (Risse *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 2001).

Malgré les avantages des engrais organiques (maintien des matières organiques du sol par exemple), les agriculteurs préfèrent souvent les engrais minéraux qui garantissent une disponibilité en nutriments et sont plus faciles à manipuler. Dans les engrais organiques, la disponibilité des nutriments varie avec le climat, les pratiques de culture, les régimes alimentaires des animaux et les pratiques de gestion des déchets. De plus, dans les endroits où la production animale est concentrée géographiquement, les terres raisonnablement accessibles pour l'épandage du fumier à un taux adéquat sont en général insuffisantes. Le coût lié au stockage, au transport, à la manipulation et à la transformation du fumier limite la viabilité économique de ce procédé de recyclage, lorsqu'il doit être exporté de zones excédentaires vers des zones éloignées déficitaires en fumier. D'un point de vue économique, le traitement et le transport du fumier ne sont viables qu'à grande échelle. Les technologies telles que la séparation, le tamisage, le drainage et la condensation, qui réduisent les coûts associés au processus de recyclage (principalement le stockage et le transport), devraient être améliorées et des incitations adaptées devraient être développées pour favoriser leur adoption (Risse *et al.*, 2001).

4.6.3 Gestion des terres

Les impacts des systèmes de production animale sur les bassins versants dépendent largement de la façon dont les activités de pâturage sont gérées. Les choix des éleveurs influent sur de nombreux paramètres qui agissent sur les changements de végétation, comme la pression de pâturage (intensité et taux de charge) et le système de pâturage (qui influence la distribution des animaux). Un bon contrôle de la période, de l'intensité, de la fréquence et de la distribution de la pâture peut favoriser la couverture végétale, limiter l'érosion et, en conséquence, maintenir ou améliorer la qualité et la disponibilité en eau (FAO, 1999c; Harper *et al.*, 1996; Mosley *et al.*, 1997).

Systèmes de pâturage adaptés, amélioration des parcours et identification de la période de pâturage critique

Les systèmes de pâturage rotatifs peuvent modérer les impacts sur les aires ripariennes en réduisant la durée pendant laquelle la zone est occupée par les bovins (Mosley *et al.*, 1997). Les résultats des recherches sur les effets de l'efficacité du pâturage rotatif dans des conditions ripariennes sont controversés. Toutefois, il a été montré que la stabilité des berges des cours d'eau était meilleure lorsqu'un système de pâturage rotatif venait remplacer un pâturage intensif et long dans la saison (Mosley *et al.*, 1997; Myers et Swanson, 1995).

La résilience des différents écosystèmes aux impacts de l'élevage varie selon l'humidité du sol, la composition des espèces végétales et le type de comportement des animaux. L'identification de la période critique est de première importance pour concevoir des plans de pâturage adaptés (Mosley *et al.*, 1997). Ainsi, les berges des cours d'eau sont plus facilement détruites lors de la saison des pluies, lorsque les sols sont humides et sujets au piétinement et aux glissements ou lorsqu'un pâturage excessif peut détruire la végétation. Ces impacts peuvent souvent être réduits en tenant compte du comportement alimentaire naturel des animaux. Les bovins évitent de pâturer dans les

endroits froids ou humides et peuvent préférer, lorsqu'ils sont plus appétents, les fourrages des hautes terres à ceux des zones ripariennes (Mosley *et al.*, 1997).

Il est possible de construire des pistes pour faciliter l'accès aux fermes, aux élevages et aux champs. Les chemins de passage améliorent aussi la répartition des animaux (Harper, George et Tate, 1996). Une meilleure accessibilité réduit le piétinement et la formation de ravins qui accélèrent l'érosion. Avec un peu d'entraînement, les zones de croisement endurcies et bien conçues deviennent souvent des points d'accès de prédilection pour le bétail. Ceci peut réduire l'impact le long du courant d'eau en réduisant le glissement de la berge et l'apport de sédiments (Salmon Nation, 2004). On peut pratiquer une stabilisation par niveau pour stabiliser le sol, contrôler le phénomène d'érosion et limiter la formation de canaux artificiels et de ravins. Les bassins bien situés peuvent récolter et stoker les débris et les sédiments de l'eau en aval (Harper, George et Tate, 1996).

Améliorer la répartition des animaux: exclusion et autres méthodes

L'exclusion des animaux est la principale méthode pour rétablir et protéger un écosystème. Le rassemblement des animaux près de l'eau de surface augmente l'appauprissement des ressources en eau, principalement par le déversement direct de déchets et de sédiments dans l'eau, et indirectement par la réduction de l'infiltration et l'augmentation de l'érosion. Toute pratique qui tend à limiter le temps que les bovins passent dans un cours d'eau ou près des autres points d'eau, réduisant ainsi le piétinement et la charge de fumier, diminue la possibilité d'effets néfastes dus à la pollution de l'eau par les animaux au pâturage (Larsen, 1995). Cette stratégie peut être associée aux programmes de contrôle des parasites pour réduire la possibilité de contamination biologique.

Diverses pratiques de gestion ont été conçues pour contrôler ou influencer la répartition des animaux et pour éviter le rassemblement des

animaux près des eaux de surface. Parmi ces méthodes, on trouve des systèmes d'exclusion tels que le clôture et le développement de bandes tampons près de l'eau de surface, de même que des méthodes plus passives qui influent sur la répartition des bovins, comme:

- le développement de points d'abreuvement en dehors des cours d'eau;
- une meilleure répartition des points de distribution de suppléments et de minéraux;
- l'application d'engrais et les activités de réensemencement;
- le contrôle des prédateurs et des parasites, susceptible d'empêcher l'utilisation de certaines parties des terres;
- l'interdiction du brûlage; et
- la construction de chemins de passage.

Cependant, peu de ces méthodes ont été testées à grande échelle sur le terrain (Mosley *et al.*, 1997).

Le temps passé par les animaux dans l'eau ou très près de celle-ci a une influence directe sur le dépôt et la remise en suspension des microbes, des nutriments et des sédiments, et par conséquent sur l'apparition et l'importance de la pollution de l'eau en aval. Lorsque les animaux sont exclus des zones à proximité des ressources en eau, le dépôt direct des déchets animaux dans l'eau est limité (California trout, 2004).

Le clôture est la façon la plus simple d'éloigner les animaux des zones sensibles. Les clôtures permettent aux éleveurs de séparer les pâturages afin de favoriser la repousse ou de limiter la pâture. Parfois des périodes de repos prolongées ou d'absence de pâturage peuvent être nécessaires pour permettre à des zones très sérieusement dégradées de récupérer de meilleures conditions (California trout, 2004; Mosley *et al.*, 1997). Les clôtures peuvent être utilisées pour éviter le dépôt direct des fèces dans l'eau. Les clôtures doivent être adaptées en terme de taille et de matériaux pour ne pas empêcher l'activité de la faune sauvage. Dans les pâtures ripariennes et les enclos ripariens par exemple, le fil de fer du haut de la clôture ne doit pas être barbelé car les

zones ripariennes fournissent l'habitat et l'eau au gros gibier des montagnes avoisinantes (Salmon Nation, 2004; Chamberlain et Doverspike, 2001; Harper, George et Tate, 1996).

Les récents efforts déployés pour améliorer les zones ripariennes se sont concentrés sur la création de zones tampons de conservation afin d'exclure les animaux autour des ressources en eau de surface (Chapman et Ribic, 2002). Les zones tampons de conservation sont des bandes de terre le long des cours d'eau couvertes d'une végétation permanente relativement intacte. Elles sont conçues pour ralentir le ruissellement de l'eau, retenir les polluants (sédiments, nutriments, contaminants biologiques et pesticides), améliorer l'infiltration et stabiliser les zones ripariennes (Barrios, 2000; National Conservation Buffer Team, 2003; Mosley *et al.*, 1997).

Lorsqu'elles sont réparties sur tout le paysage agricole (qui peut inclure certaines zones du bassin versant), les zones tampons peuvent filtrer et retenir les polluants avant qu'ils ne rejoignent les cours d'eau et les lacs ou s'infiltrent dans les nappes phréatiques. Le processus de filtration est surtout le résultat d'un phénomène de friction plus important et d'une diminution de la vitesse de l'eau du ruissellement de surface. Les zones tampons amplifient l'infiltration, le dépôt de solides en suspension, l'absorption des matières solubles par les plantes et l'activité microbienne. Les zones tampons stabilisent aussi les berges des cours d'eau et les surfaces, réduisent la vitesse du vent et de l'eau, réduisent l'érosion et les inondations en aval et augmentent la couverture végétale. Ceci conduit à l'amélioration des habitats des cours d'eau pour les poissons et pour les invertébrés (Barrios, 2000 National Conservation Buffer Team, 2003; Mosley *et al.*, 1997; Vought *et al.*, 1995).

D'une façon générale, les zones tampons pour la conservation sont moins coûteuses à installer que les autres pratiques (National Conservation Buffer Team, 2003). Cependant, les éleveurs les ont souvent jugées difficiles à appliquer (Chapman et Ribic, 2002) car elles limitent l'accès aux zones luxuriantes, qu'ils considèrent comme capitales

pour la production et la santé animales, surtout dans les zones sèches.

Lorsque le rapport entre la superficie des cours d'eau et de la terre est élevé, empêcher le dépôt des matières fécales peut devenir très coûteux. Fournir d'autres sources d'abreuvement peut permettre de réduire le temps que les animaux passent dans le cours d'eau et donc le dépôt de fèces dans le courant. Cette technique rentable améliore aussi la répartition des animaux et diminue la pression sur les zones ripariennes. Il a été montré que l'existence d'une source d'eau hors courant diminuait de plus de 90 pour cent le temps qu'un groupe d'animaux nourris à la paille passait dans le courant [Miner, Buckhouse et Moore, 1995]. De plus, même quand la source d'aliment était placée à égale distance entre le réservoir d'eau et le cours d'eau, le réservoir d'eau était toujours efficace pour réduire le temps passé par le bétail dans le cours d'eau (Godwin et Miner, 1996; Miner, Buckhouse et Moore, 1995).

Le développement de retenues d'eau, de puits et de points d'abreuvement devrait être planifié avec attention afin de limiter l'impact des concentrations locales d'animaux. Pour éviter la dégradation par le bétail, des mesures de protection des réservoirs d'eau sont utiles. La réduction de la perte en eau par infiltration peut se faire par l'utilisation de matériaux imperméables. D'autres mesures (telles que les couvertures anti-évaporation: film plastique, huile neutre) devraient être mises en place pour réduire la perte par évaporation, très importante dans les pays chauds. Néanmoins, les différentes techniques disponibles pour limiter l'évaporation sont en général chères et difficiles à entretenir (FAO, 1999c).

La fertilisation peut être utilisée comme une méthode de contrôle de la répartition des animaux au pâturage. Sur les prairies des contreforts en Californie centrale (Etats-Unis d'Amérique), la fertilisation des pentes adjacentes avec du soufre (S) entraîne une baisse importante du temps passé par les animaux pâtrissant dans les creux humides pendant la saison sèche (Green *et al.*, 1958, dans Mosley *et al.*, 1997).

L'apport de suppléments alimentaires peut aussi éloigner les animaux des eaux de surface. Ares (1953) a montré que les farines de graines de coton mélangées avec du sel amélioraient la répartition des bovins en les éloignant des sources d'eau dans les prairies du désert, dans le centre sud du Nouveau-Mexique. Toutefois, il semble que l'abondance de sel soit en général incapable de l'emporter sur le pouvoir d'attraction de l'eau, de l'ombre et du fourrage de qualité que l'on trouve dans les zones ripariennes (Vallentine, 1990). Divers auteurs (Bryant, 1982; Gillen *et al.*, 1984) ont signalé que la salaison seule n'était pas du tout efficace pour réduire l'utilisation des zones ripariennes par les bovins (Mosley *et al.*, 1997).

Au cours de la saison sèche et chaude, le bétail a tendance à passer plus de temps dans les zones ripariennes. Une technique de diversion consiste à fournir d'autres sources d'ombre, loin des zones fragiles et des ressources en eau douce (Salmon Nation, 2004).

Comme cela a été exposé dans ce chapitre, il existe de nombreuses techniques disponibles pour minimiser les conséquences du secteur de l'élevage sur les ressources en eau, en limitant l'appauprissement de ces dernières et en améliorant l'efficacité de leur utilisation. Toutefois, ces techniques sont peu appliquées pour les raisons suivantes: a) les pratiques ayant un impact sur les ressources en eau sont en général plus coûteuses à court terme; b) il existe clairement un manque de connaissances techniques et de dissémination de l'information; c) les normes environnementales et les politiques à cet égard font défaut et/ou leur mise en œuvre est insuffisante. Dans la plupart des cas, l'adoption de techniques visant à réduire les tendances à l'appauprissement de l'eau ne se fera que par la conception et la mise en place d'un cadre politique adapté, tel qu'il est présenté dans le Chapitre 6.