



03



Rôle de l'élevage dans le changement climatique et la pollution atmosphérique

3.1 Problèmes et tendances

L'atmosphère est indispensable à la vie sur terre. Non seulement elle nous fournit l'air que nous respirons mais elle régule la température, distribue l'eau et intervient dans ces processus clés que sont les cycles du carbone, de l'azote et de l'oxygène, tout en nous protégeant des radiations néfastes. Ces fonctions sont orchestrées, selon un équilibre dynamique fragile, par une physique et une chimie complexes. On dispose toutefois de données de plus en plus nombreuses qui montrent que l'homme modifie les mécanismes de l'atmosphère.

Dans les sections suivantes, nous allons concentrer notre attention sur les processus anthropiques du changement climatique et de la

pollution de l'air (hormis le trou d'ozone), ainsi que sur la part de responsabilité de l'élevage. On connaît mal la contribution de l'ensemble de ce secteur. En pratique, non seulement chaque étape de la production animale provoque l'émission dans l'atmosphère de substances susceptibles de modifier le climat et de polluer l'air mais elle freine également leur piégeage dans d'autres réservoirs. Ces phénomènes sont provoqués soit directement par l'élevage du bétail, soit indirectement au cours d'autres stades de la chaîne de production, jusqu'à la vente du produit d'origine animale. Nous analyserons les processus les plus importants selon leur ordre dans la chaîne alimentaire, et conclurons avec une évaluation de leur effet cumulatif. Nous propo-

serons ensuite diverses possibilités permettant d'atténuer les impacts.

Changement climatique: tendances et perspectives

Si le changement climatique d'origine anthropique n'est considéré que depuis peu comme un fait établi, on observe déjà les impacts qu'il a sur l'environnement. L'effet de serre est indispensable au mécanisme de régulation de la température. Sans lui, la température moyenne de la surface de la terre ne serait pas de 15 °C mais de -6 °C. La terre renvoie l'énergie qu'elle reçoit du soleil vers l'espace en reflétant la lumière et en émettant de la chaleur. Ce flux thermique est en partie absorbé par les gaz dits à effet de serre, qui le piègent dans l'atmosphère. Il s'agit principalement de dioxyde de carbone (CO₂), de méthane (CH₄), d'oxyde nitreux (N₂O) et de chlorofluorocarbones. Depuis le début de la période industrielle, les émissions anthropiques ont engendré une augmentation de la concentration de ces gaz dans l'atmosphère, entraînant ainsi un réchauffement de la planète. La température moyenne de la surface de la terre a augmenté de 0,6 degré Celsius depuis la fin du XIX^e siècle.

D'après les récentes projections, la température moyenne pourrait encore augmenter de 1,4 à 5,8 °C d'ici 2100 (CCNUCC, 2005). Même avec le scénario le plus optimiste, l'augmentation de la température moyenne sera plus importante que toutes les tendances séculaires au cours des 10 000 dernières années de la période interglaciaire actuelle. Les statistiques climatiques basées sur l'étude de carottes glaciaires permettent de comparer la situation actuelle avec les périodes interglaciaires précédentes. La carotte glaciaire de Vostok (Antarctique) qui résume les 420 000 dernières années de l'histoire de la planète, fait apparaître une corrélation remarquable entre les gaz à effet de serre et le climat pour chacun des quatre cycles de périodes glaciaires et interglaciaires (qui se reproduisent naturellement environ tous les 100 000 ans). Ces conclusions ont récemment été confirmées par



Sol argileux craquelé – Tunisie 1970

l'analyse de la carotte glaciaire du Dôme C en Antarctique. Cette carotte glaciaire est la plus profonde jamais forée et révèle les secrets du climat des quelque 740 000 dernières années. Elle est la plus longue source de données continue sur les variations climatiques annuelles jamais extraite de la glace (EPICA community members, 2004). Son analyse confirme que les périodes d'accumulation de CO₂ ont très probablement contribué au profond réchauffement climatique de la surface de la planète. Les résultats ont également montré que les activités de l'homme sont à l'origine des concentrations actuelles de CO₂ et de NH₄, sans précédent au cours des 650 000 dernières années de l'histoire mondiale (Siegenthaler *et al.*, 2005).

Le réchauffement mondial risque de bouleverser les caractéristiques météorologiques et d'entraîner notamment une augmentation des précipitations ainsi que des événements extrêmes, tels qu'ouragans, inondations et sécheresses, plus sévères et plus fréquents.

L'évolution du climat va probablement avoir une incidence considérable sur l'environnement mondial. D'une façon générale, plus l'évolution sera rapide, plus les risques encourus augmenteront. Le niveau moyen de la mer devrait s'élever de 9 à 88 cm d'ici 2100 et provoquer l'inondation des zones de faible élévation ainsi que d'autres catastrophes. Les zones climatiques pourraient se déplacer vers les pôles, de même qu'en altitude

et déstabiliser les forêts, les déserts, les prairies et d'autres écosystèmes non exploités par l'homme. Nombre d'entre eux vont ainsi s'appauvrir ou se désagréger et certaines espèces risquent de disparaître (GIEC, 2001a).

Les niveaux et impacts de ces changements varieront considérablement d'une région à l'autre. L'humanité devra affronter à la fois de nouveaux risques et de nouvelles pressions. Il est peu probable que la sécurité alimentaire soit menacée à l'échelon planétaire, mais certaines régions pourraient voir le rendement de leurs récoltes baisser et d'autres faire l'expérience d'insuffisances alimentaires, voire connaître la famine. L'évolution mondiale de la répartition des précipitations et de l'évaporation affectera les ressources en eau. Les infrastructures subiront des dommages, en particulier du fait de l'élévation du niveau des mers et d'intempéries d'une grande ampleur. Les activités économiques ainsi que les lieux d'implantation humaine et la santé vont subir de nombreuses conséquences, directes et indirectes. Face aux incidences négatives de l'évolution du climat, les pauvres et les déshérités, et de manière générale les pays les moins avancés, sont les plus vulnérables, du fait de leur faible aptitude à développer des mécanismes d'adaptation.

Au cours des prochaines décennies, l'agriculture mondiale devra faire face à de nombreux défis qui seront aggravés par le changement climatique. Un réchauffement de plus de 2,5 °C pourrait réduire l'approvisionnement alimentaire dans le monde et entraîner une hausse des prix. L'impact sur les rendements des récoltes et sur la productivité sera très variable. Certaines régions agricoles, surtout dans les zones tropicales et subtropicales, seront menacées par le changement climatique alors que d'autres, principalement dans les zones situées sous les latitudes tempérées et plus élevées, pourraient en bénéficier.

Le secteur de l'élevage sera également touché. Une perturbation de l'agriculture qui provoquerait une augmentation du prix des céréales se répercuterait sur ceux des produits d'origine

animale. D'une manière générale, les systèmes d'élevage intensif s'adapteront plus facilement à l'évolution du climat que les systèmes de culture. Les systèmes pastoraux risquent quant à eux de rencontrer des difficultés. Les communautés pastorales prennent davantage de temps à adopter de nouvelles méthodes ou technologies et, dans de tels contextes, l'élevage est conditionné par la productivité et la qualité des parcours, susceptibles d'être compromises par le changement climatique. De plus, les systèmes d'élevage extensif sont plus vulnérables aux variations de la gravité et de la répartition des maladies animales et des parasites que le réchauffement de la planète peut entraîner.

A mesure qu'il est devenu évident que l'homme était à l'origine de l'effet de serre et que les gaz responsables ont été identifiés, des organismes internationaux ont été créés afin de comprendre et d'affronter le problème. En 1992, la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) a lancé un processus de négociations internationales visant à combattre l'effet de serre. Son objectif est de stabiliser les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère dans un délai qui soit acceptable d'un point de vue écologique et économique. La Convention encourage également la recherche et le suivi concernant les autres impacts possibles sur l'environnement et la chimie atmosphérique. En accord avec le Protocole de Kyoto, dont les engagements sont juridiquement contraignants, la CCNUCC met l'accent sur l'impact direct qu'exercent les émissions d'origine anthropique sur le réchauffement de la planète (voir encadré 3.1). Ce chapitre traite avant tout de la façon dont la production animale contribue à ces émissions. Parallèlement, il offre une évaluation critique des stratégies d'atténuation, telles que les mesures de réduction des émissions liées à l'évolution des pratiques d'élevage.

Le dioxyde de carbone a un impact direct plus élevé sur le réchauffement car il est plus concentré et est émis en quantités plus impor-

Encadré 3.1 Le Protocole de Kyoto

En 1995, les États signataires de la CCNUCC se sont réunis pour négocier un protocole – un accord international lié au traité existant. Le texte de ce qui a été désigné sous le nom de «Protocole de Kyoto» a été adopté à l'unanimité en 1997; il est entré en vigueur le 16 février 2005.

Le Protocole se caractérise par des objectifs contraignants, imposant une limitation des gaz à effets de serre aux grandes économies du monde qui sont parties prenantes. Ces objectifs se situent dans une fourchette allant de 8 pour cent au-dessous à 10 pour cent au-dessus du niveau d'émissions de chaque pays en 1990, dans le but de «réduire globalement les émissions de gaz à effet de serre d'au moins 5 pour cent par rapport aux niveaux de 1990 durant la période 2008-2012». Eu égard aux projections actuelles, ces limites impliquent dans pratiquement tous les cas – y compris pour ceux dont le taux a été fixé à 10 pour cent au-dessus de leur niveau de 1990 – une réduction considérable des émissions.

Pour adoucir la sévérité de la contrainte, l'accord demeure souple quant à la méthode employée. Les pays peuvent, par exemple, compenser leurs émissions industrielles, énergétiques et autres en augmentant les puits de carbone, tels que les forêts, qui éliminent le dioxyde de carbone de l'atmosphère, que ce soit sur leurs propres territoires ou hors de leurs frontières.

Ils peuvent même financer des projets étrangers qui visent à limiter les gaz à effet de serre. Plusieurs systèmes d'échanges de quotas d'émissions ont été mis en place. Le Protocole autorise les pays ayant une capacité excédentaire à vendre leurs unités de réduction d'émission à ceux qui ont dépassé leurs objectifs. Ce «marché du carbone»

est à la fois flexible et réaliste. Les pays qui n'accomplissent pas leurs engagements pourront ainsi «acheter» des droits d'émission et ainsi assurer leur conformité aux dispositions du Protocole mais à des prix qui risquent d'être élevés. Les ventes et les achats ne se limiteront pas aux gaz à effet de serre. Les pays pourront aussi se mettre en position de crédit s'ils réduisent le volume de leurs émissions de gaz à effet de serre en plantant ou en développant des forêts («unités d'élimination») et s'ils entreprennent des «projets de mise en œuvre commune» avec d'autres pays développés – en finançant des programmes visant à limiter les émissions d'autres pays industrialisés. Le crédit ainsi obtenu peut être acheté ou vendu sur le marché des émissions ou mis de côté pour le futur.

Le Protocole prévoit aussi un «mécanisme de développement propre» qui permet aux pays industrialisés de financer des projets visant à aider les nations plus pauvres à limiter ou éviter les émissions. Les crédits qui leur sont ensuite accordés peuvent leur servir à atteindre leurs propres objectifs d'émissions. Les pays bénéficiaires jouissent du transfert gratuit de technologies de pointe qui, entre autres, permettent à leurs usines ou à leurs centrales de production d'électricité de fonctionner de manière plus efficace et donc plus rentable. L'atmosphère y gagne car les émissions futures seront inférieures à ce qu'elles auraient été autrement.

Source: CCNUCC (2005).

tantes que les autres gaz. Le méthane est le deuxième gaz à effet de serre par ordre d'importance. Une fois émis, le méthane demeure dans l'atmosphère approximativement neuf à 15 ans. Ses capacités de réchauffement de l'atmosphère

sur une période de 100 ans sont environ 21 fois supérieures à celles du dioxyde de carbone. Les concentrations atmosphériques de CH₄ ont augmenté de 150 pour cent depuis la période préindustrielle (tableau 3.1), malgré une baisse

Tableau 3.1

Concentration actuelle et passée des principaux gaz à effet de serre

Gaz	Concentration préindustrielle (1750)	Concentration troposphérique actuelle	Potentiel de réchauffement de la planète*
Dioxyde de carbone (CO ₂)	277 ppm	382 ppm	1
Méthane (CH ₄)	600 ppM	1 728 ppM	23
Oxyde nitreux (N ₂ O)	270–290 ppM	318 ppM	296

Note: ppm = partie par million; ppM = partie par milliard; ppb = partie par billion;

*Potentiel de réchauffement de la planète (PRP) direct du CO₂ pour 100 ans. Les PRP sont un mode simple de comparaison de la puissance des différents gaz à effet de serre. Le PRP d'un gaz dépend non seulement de sa capacité d'absorption et de rejet des radiations mais également de sa durée de vie. Les molécules du gaz se dissocient peu à peu et réagissent avec d'autres composants de l'atmosphère pour former de nouvelles molécules à propriétés radiatives différentes.

Source: Institut des ressources mondiales (2005); CO₂: NOAA (2006); PRP: GIEC (2001b).

récente du taux d'accroissement. Il est émis par diverses sources, naturelles ou bien influencées par l'homme. Ces dernières comprennent les décharges, la production de gaz naturel et de pétrole, les activités agricoles, l'extraction du charbon, les systèmes de combustion fixes et mobiles, l'épuration des eaux usées et certains procédés industriels (EPA 2005b). D'après les estimations du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), un peu plus de la moitié des émissions actuelles de CH₄ dans l'atmosphère sont d'origine anthropique (GIEC, 2001b). On estime qu'à l'échelle planétaire, les activités humaines émettent une quantité annuelle de 320 millions de tonnes de CH₄ par an, soit 240 millions de tonnes de carbone par an (van Aardenne *et al.*, 2001). Ce chiffre est comparable au volume total que dégagent les sources naturelles (Olivier *et al.*, 2002).

L'oxyde nitreux est le troisième gaz à effet de serre par ordre d'importance et son potentiel de réchauffement est élevé. Il est présent dans l'atmosphère en quantités particulièrement faibles. Toutefois, il est 296 fois plus efficace que le dioxyde de carbone pour piéger la chaleur et sa durée de vie atmosphérique est très longue (114 ans).

Les activités liées à l'élevage émettent des quantités considérables de ces trois gaz. Les émissions directes sont issues du processus respiratoire du cheptel, et se dégagent sous forme de dioxyde de carbone. Les ruminants, et

dans une moindre mesure les espèces monogastriques, émettent du méthane au cours de leur digestion, au cours de laquelle intervient une fermentation microbienne des aliments fibreux. Selon le type de déjection (solide, liquide) et de gestion (collecte, stockage, épandage), les effluents d'élevage émettent également des gaz tels que le méthane, les oxydes nitreux, l'ammoniac et le dioxyde de carbone.

L'élevage influe de même sur les échanges de carbone au sein des prairies et des cultures fourragères, entraînant indirectement l'émission de vastes quantités de carbone dans l'atmosphère. Le même phénomène se produit lorsque l'on défriche des forêts pour créer des pâturages. De plus, des gaz à effet de serre se dégagent lorsqu'une combustion de carburants fossiles intervient aux divers stades du processus de production, de la culture d'aliments du bétail jusqu'à la transformation et la commercialisation des produits d'origine animale. Certains des effets indirects sont difficiles à estimer car les émissions liées à l'utilisation des terres varient largement en fonction des facteurs biophysiques, tels que le sol, la végétation et le climat, et selon les pratiques humaines.

Pollution de l'air: acidification et dépôt d'azote

Les activités industrielles et agricoles émettent de nombreuses autres substances dans l'atmosphère, dont beaucoup dégradent la qualité de l'air

pour la vie terrestre¹. Parmi les exemples importants de polluants atmosphériques, on trouve le monoxyde de carbone, les chlorofluorocarbures, l'ammoniac, les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre et les composés organiques volatils.

L'humidité de l'atmosphère et les oxydants transforment le dioxyde de soufre et les oxydes d'azote en acides sulfurique et nitrique. Ces acides atmosphériques sont toxiques pour les systèmes respiratoires et attaquent certaines matières. Ils retournent sur terre sous forme de pluie ou de neige acide et de dépôt sec de particules et de gaz qui peuvent endommager les cultures et les forêts et rendre les lacs et les cours d'eau impropres aux poissons et autres formes de vie végétale et animale. Bien que leur portée soit plus limitée que celle du changement climatique, les polluants atmosphériques portés par les vents peuvent toucher des zones éloignées de leur source d'émission, distantes de centaines de kilomètres, voire plus.

L'odeur piquante qui s'étend parfois sur des paysages entiers aux alentours de bâtiments d'élevage est due en partie à l'émission d'ammoniac². La volatilisation de l'ammoniac (nitrifié dans le sol après s'y être déposé) est l'une des causes principales de l'acidification des dépôts atmosphériques secs et mouillés. Elle provient partiellement des déjections d'animaux. Le dépôt d'azote (N) est plus élevé en Europe du Nord qu'ailleurs (Vitousek *et al.*, 1997). Les faibles augmentations de dépôt d'azote associées à la pollution de l'air ont eu une incidence sur les hausses de productivité des forêts dans de vastes régions. Les forêts boréales et tempérées, dont la quantité d'azote est depuis toujours limitée, semblent être

les plus touchées. Dans les zones saturées en azote, l'infiltration des autres nutriments entraîne le dépérissement des forêts – ce qui contrecarre, voire neutralise tout effet favorable de l'enrichissement en CO₂ sur la croissance. Les recherches montrent que sur 7 à 18 pour cent de la surface des écosystèmes naturels ou semi-naturels de la planète, le dépôt d'azote dépasse largement la charge critique et présente un risque d'eutrophisation et d'infiltration accru (Bouwman et van Vuuren, 1999). Bien que les impacts exercés par le dépôt d'azote à l'échelle mondiale soient encore méconnus, de nombreuses zones biologiquement riches risquent d'être affectées (Phoenix *et al.*, 2006). Le risque est particulièrement élevé dans de vastes régions d'Europe de l'Ouest, où plus de 90 pour cent des écosystèmes vulnérables reçoivent une charge d'azote supérieure au seuil critique. Le risque est moyennement élevé pour l'Europe de l'Est et l'Amérique du Nord. Les résultats des recherches laissent même supposer que plusieurs zones à faible densité de population, telles que l'Afrique et l'Amérique du Sud, les régions éloignées du Canada et la Fédération de Russie, risquent une eutrophisation par l'azote.

3.2 L'élevage et le cycle du carbone

L'élément carbone (C) est le fondement de la vie. La figure 3.1 fait apparaître les principaux puits de carbone et illustre également l'importance relative des grands flux. Le cycle mondial du carbone se décline selon deux typologies: le cycle géologique, qui opère sur une grande échelle de temps (des millions d'années), et le cycle biologique et physique, qui opère sur des échelles de temps plus courtes (de quelques jours à des milliers d'années).

La plus grande partie du dioxyde de carbone présent dans les écosystèmes provient de l'atmosphère. De nombreux organismes autotrophes³,

¹ Le terme pollution atmosphérique est utilisé pour définir l'apport dans l'atmosphère de substances susceptibles de provoquer des dégâts directs sur l'environnement, la santé humaine et la qualité de vie.

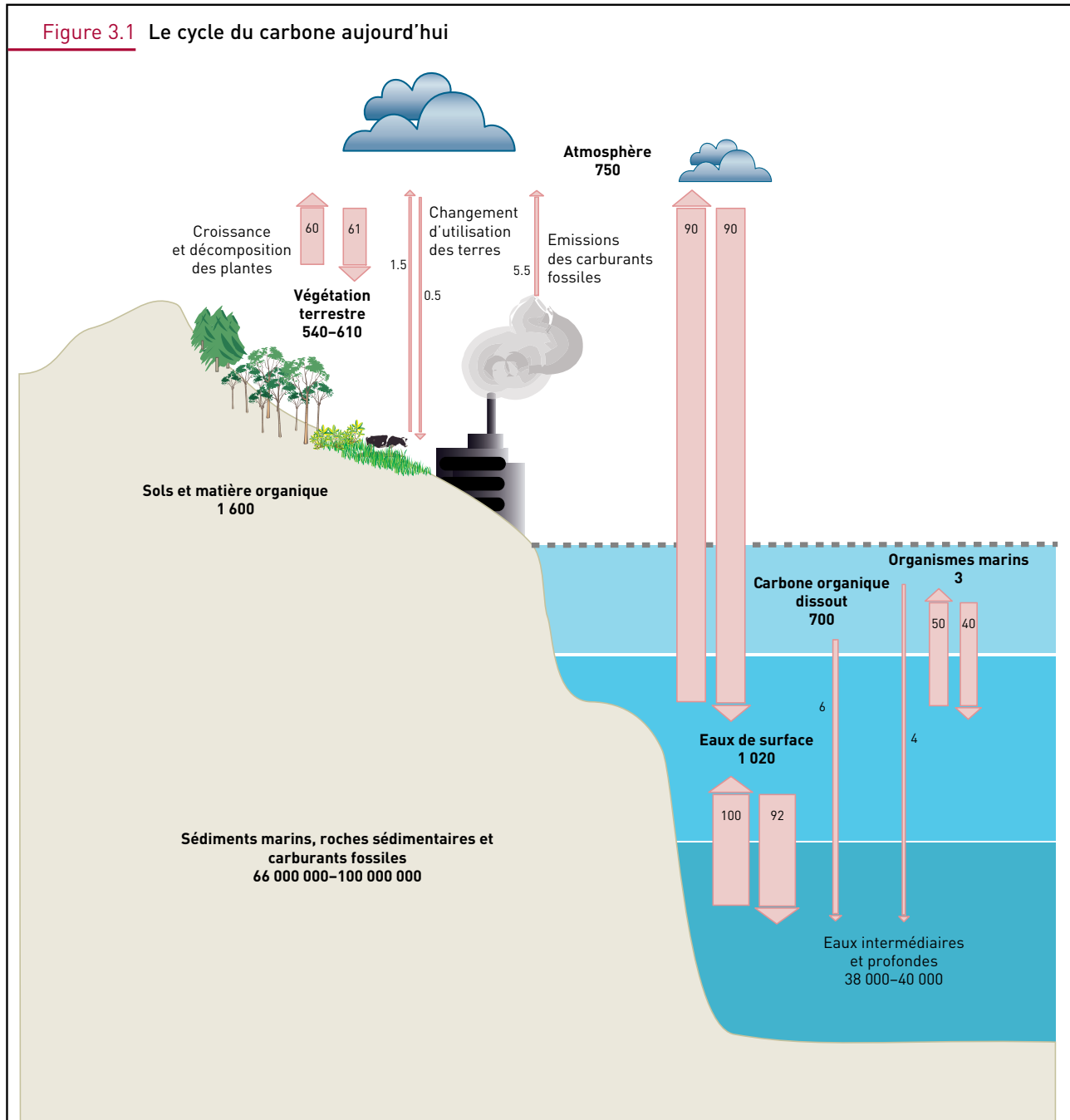
² Les principaux autres gaz odorants émis par le bétail sont les composés organiques volatils et le sulfure d'hydrogène. En réalité, les opérations liées à l'élevage impliquent plus d'une centaine de gaz (Burton et Turner, 2003; National Research Council, 2003).

³ Les organismes autotrophes sont autosuffisants en matière d'approvisionnement d'énergie, se distinguant ainsi des parasites et des saprophytes; pour se maintenir en vie, les organismes hétérotrophes ont besoin d'un apport d'énergie externe contenue dans des composants organiques complexes.

comme les plantes, comportent des mécanismes spécialisés qui permettent d'absorber ce gaz dans leurs cellules. Une partie du carbone des matières organiques produites par les plan-

tes est transmise aux animaux hétérotrophes qui les mangent puis les exhale dans l'atmosphère sous forme de dioxyde de carbone. Le CO₂ passe ensuite dans l'océan par simple diffusion.

Figure 3.1 Le cycle du carbone aujourd'hui



Note: Volumes et échanges exprimés en milliards de tonnes de carbone. Cette figure présente les moyennes annuelles pour la période allant de 1980 à 1989. Les cycles qui la composent sont simplifiés. On dispose de données de plus en plus nombreuses qui montrent que beaucoup de ces flux peuvent largement évoluer d'année en année. Si cette figure offre une vue statique, dans le monde réel, le système du carbone est dynamique et va de pair avec le système climatique sur diverses échelles de temps, saisonnière, interannuelle et décadaire.

Source: Adaptation des graphiques des changements climatiques vitaux présentés par le PNUE et la Base de données sur les ressources mondiales (GRID). Graphiques disponibles à l'adresse suivante: www.grida.no/climate/vital/13.htm.

Les écosystèmes dégagent du carbone sous forme de dioxyde de carbone et de méthane, issus de la respiration des plantes et des animaux. Les phénomènes de respiration et de décomposition (surtout la respiration des bactéries et des champignons qui consomment de la matière organique) entraînent l'émission dans l'atmosphère du carbone fixé biologiquement. La quantité annuelle de carbone absorbé par photosynthèse et renvoyé dans l'atmosphère par respiration est mille fois supérieure à la quantité annuelle de carbone qui se déplace à travers le cycle géologique.

La photosynthèse et la respiration jouent également un rôle important dans le cycle géologique du carbone à long terme. La présence de végétation sur le sol favorise la dégradation de la roche par les intempéries, ce qui entraîne l'absorption à long terme – bien que lente – du dioxyde de carbone issu de l'atmosphère. Dans les océans, une part du carbone absorbé par le phytoplancton se dépose sur le fond pour former des sédiments. Au cours des périodes géologiques, lorsque la photosynthèse prédominait sur la respiration, la matière organique s'est lentement constituée, mettant des millions d'années à former du charbon et des gisements de pétrole. Les quantités de carbone prélevées dans l'atmosphère par photosynthèse avant d'y être renvoyées par la respiration sont importantes et font fluctuer les concentrations de dioxyde de carbone. Sur un an, ces flux biologiques de carbone sont 10 fois supérieurs à la quantité de carbone que la combustion de carburant fossile libère dans l'atmosphère. Mais les flux anthropiques sont à sens unique et c'est cette caractéristique qui entraîne le déséquilibre de la balance globale des échanges de carbone. Ces émissions constituent des apports nets au cycle biologique, ou bien sont la conséquence de modifications des flux au sein du cycle.

Contribution de l'élevage à l'émission nette de carbone

Le tableau 3.2 donne un aperçu général des divers puits et sources de carbone. Les popu-

lations humaines, la croissance économique, la technologie et les besoins en énergie primaire sont les principaux éléments moteurs des émissions anthropiques de dioxyde de carbone (GIEC – Rapport spécial sur les scénarios d'émissions).

D'après les estimations, les émissions nettes de carbone dans l'atmosphère sont de l'ordre de 4,5 à 6,5 milliards de tonnes par an. Les principaux responsables sont la combustion des carburants fossiles et les changements d'affectation des terres qui détruisent le carbone dans le sol.

La respiration du bétail ne compte que pour une très faible part dans l'émission nette de carbone imputable au secteur de l'élevage. Des quantités de carbone bien plus importantes sont émises indirectement par d'autres biais, notamment:

- la combustion du carburant fossile utilisé pour la production des engrais minéraux et pour celle des aliments du bétail;
- l'émission de méthane due à la décomposition des engrais et aux effluents d'élevage;

Tableau 3.2

Puits et sources de carbone atmosphérique

Facteur	Flux de carbone (milliards de tonnes de carbone par an)	
	Entrant dans l'atmosphère	Sortant de l'atmosphère
Combustion de carburants fossiles	4-5	
Oxydation/érosion de la matière organique du sol	61-62	
Respiration d'organismes présents dans la biosphère	50	
Déforestation	2	
Incorporation dans la biosphère par photosynthèse		110
Diffusion dans les océans		2,5
Total net	117-119	112,5
Ensemble de l'augmentation annuelle nette de carbone atmosphérique	+4,5-6,5	

Source: www.oznet.ksu.edu/ctec/Outreach/science_ed2.htm.

- les changements d'affectation des terres pour la production fourragère et le pâturage;
- la dégradation des terres;
- l'utilisation de carburant fossile pour la production fourragère et animale;
- l'emploi de carburant fossile pour la production et le transport des produits d'origine animale transformés et réfrigérés.

Dans la section qui suit, nous allons nous pencher sur ces divers facteurs en les analysant aux différents stades de la production animale.

3.2.1 Emissions de carbone dues à la production d'aliments du bétail

Le carburant fossile utilisé dans la fabrication d'engrais émettrait 41 millions de tonnes de CO₂ par an

L'azote est indispensable à la vie végétale et animale. Seul un nombre limité de procédés, tels que la foudre ou la fixation par les rhizobiums, peut le transformer en une forme réactive directement utilisable par les plantes et les animaux. Ce manque d'azote fixé a depuis toujours imposé des limites naturelles à la production alimentaire et donc aux populations humaines.

Depuis les années 1930, le procédé Haber-Bosch a cependant apporté une solution à ce problème. Utilisant des pressions extrêmement élevées ainsi qu'un catalyseur composé surtout de fer et d'autres substances chimiques essentielles, ce procédé est devenu la principale méthode de fabrication d'engrais chimiques. De nos jours, grâce à lui, près de 100 millions de tonnes d'engrais azotés artificiels sont produits chaque année. Environ 1 pour cent de l'énergie mondiale est consommée à cet effet (Smith, 2002).

Comme nous l'avons expliqué dans le Chapitre 2, une grande part de la production agricole sert à nourrir le bétail, directement ou bien sous forme de sous-produits agroalimentaires. Les engrais minéraux azotés sont appliqués sur la plupart des terres cultivées dans ce but, surtout dans le cas de cultures très énergétiques

comme le maïs, utilisées pour la production d'aliments concentrés. Le secteur de l'élevage devrait donc être considéré comme largement responsable des émissions de gaz dues à la fabrication d'engrais.

Quelque 97 pour cent des engrais azotés proviennent de l'ammoniac produit synthétiquement selon le procédé Haber-Bosch. Pour des raisons économiques et environnementales, le carburant choisi actuellement pour ce processus de fabrication est le gaz naturel. Ce carburant devrait représenter près d'un tiers de l'énergie mondiale en 2020, contre un cinquième seulement au milieu des années 1990 (IFA – Association internationale de l'industrie des engrais, 2002). Durant cette même période, l'industrie de l'ammoniac est intervenue pour environ 5 pour cent dans la consommation de gaz naturel. La production d'ammoniac peut toutefois faire appel à d'autres sources d'énergie. Lorsque les approvisionnements de pétrole et de gaz finiront par s'épuiser, il sera possible d'utiliser le charbon, dont les réserves, eu égard au niveau actuel de production, sont suffisantes pour plus de 200 ans. C'est ce qui se passe déjà en Chine où 60 pour cent de la production d'engrais azotés dépendent du charbon (IFA, 2002). La Chine est cependant un cas atypique: non seulement sa production d'engrais azotés s'appuie sur le charbon mais elle se fait à partir d'usines petites et moyennes, peu efficaces sur le plan énergétique. Comparées à des usines plus récentes, celles-ci peuvent consommer de 20 à 25 pour cent d'énergie en plus par unité d'azote. D'après une étude menée par le Gouvernement chinois, la consommation d'énergie des petites usines par unité produite était de 76 pour cent supérieure à celle des grandes installations (Price *et al.*, 2000).

Pour estimer les émissions de CO₂ liées à cette consommation d'énergie, nous devons chercher à quantifier l'utilisation d'engrais dans la chaîne alimentaire animale. Si l'on allie l'utilisation d'engrais par récolte pour l'année 1997 (FAO, 2002) à la part de ces récoltes utilisée pour l'alimentation du bétail dans les pays ayant

une forte consommation d'engrais azotés (FAO, 2003a), on constate que la production animale représente une importante proportion de cette consommation. Le tableau 3.3 donne l'exemple de quelques pays⁴.

La production et la consommation d'engrais chimiques augmentent dans les pays considérés, à l'exception de ceux d'Europe de l'Ouest. Cette forte proportion d'engrais azoté liée à la production fourragère est largement due à la culture du maïs qui couvre de vastes zones des climats tempérés et tropicaux. Plus de la moitié de la totalité de la production de maïs sert à alimenter le bétail. De grandes quantités d'engrais azoté sont utilisées pour le maïs et d'autres aliments du bétail, surtout dans les zones qui manquent d'azote, comme l'Amérique du Nord, l'Asie du Sud-Est et l'Europe de l'Ouest. En réalité, le maïs est la culture qui consomme le plus d'engrais azotés dans 18 des 66 pays producteurs analysés (FAO, 2002). Dans 41 d'entre eux, il fait partie des trois premières cultures en termes de consommation d'engrais azoté. Les projections relatives à la production de maïs de ces pays révèlent que celle-ci progresse plus rapidement que la surface plantée, ce qui permet de penser que le rendement augmente grâce à l'utilisation accrue d'engrais.

D'autres cultures fourragères ont également une forte consommation d'engrais azotés chimiques. Les céréales comme l'orge et le sorgho reçoivent des quantités importantes d'engrais

azotés. Bien que certaines plantes oléagineuses soient associées d'elles-mêmes à des organismes fixateurs d'azote (voir section 3.3.1), il est fait recours aux engrais azotés dans le cadre de leur production intensive. Les cultures qui servent essentiellement à alimenter le bétail, notamment le colza, le soja et le tournesol, consomment de grandes quantités d'engrais azoté: ces cultures emploient 20 pour cent des engrais azotés consommés en Argentine; cela équivaut à 110 000 tonnes au Brésil (uniquement pour la culture du soja) et plus de 1,3 million de tonnes en Chine. Par ailleurs, dans certains pays, même les prairies reçoivent de fortes quantités d'engrais azotés.

La plus grande part des engrais azotés utilisés dans le monde pour la production fourragère se situe dans les pays qui apparaissent dans le tableau 3.3, ajoutant ainsi un total de 14 millions de tonnes d'engrais azotés par an à la filière alimentaire animale. Si l'on y ajoute la Communauté des États indépendants (CEI) et l'Océanie, le total correspond à près de 20 pour cent des

Tableau 3.3

Engrais chimiques azotés utilisés pour l'alimentation du bétail et les pâturages dans certains pays

Pays	Part de la consommation totale d'azote	Cantidad Quantité absolue
	(pourcentage)	(milliers de tonnes/an)
Etats-Unis d'Amérique	51	4 697
Chine	16	2 998
France*	52	1317
Allemagne*	62	1247
Canada	55	897
Royaume-Uni*	70	887
Brésil	40	678
Espagne	42	491
Mexique	20	263
Turquie	17	262
Argentine	29	126

* Pays comportant une surface considérable de prairies fertilisées à l'azote.

Source: D'après les données FAO (2002; 2003a).

⁴ Les estimations s'appuient sur l'hypothèse d'une répartition uniforme des zones fertilisées pour les productions alimentaires et fourragères. Les estimations obtenues sont prudentes, étant donné la production intensive et à grande échelle des cultures fourragères dans ces pays par rapport à l'importante contribution que la production à petite échelle apporte à l'approvisionnement alimentaire. De plus, il est à noter que ces estimations ne tiennent pas compte de l'utilisation importante de sous-produits autres que les tourteaux (sons, produits riches en amidon, mélasses, etc.). Ces sous-produits augmentent la valeur économique du produit primaire, ce qui justifie pourquoi une part des engrais appliqués sur les cultures devrait leur être attribuée.

80 millions de tonnes d'engrais azotés consommés chaque année dans le monde. Si l'on compte les engrais utilisés pour les sous-produits autres que les tourteaux, en particulier les sons, le total peut atteindre quelque 25 pour cent.

A partir de ces chiffres, il est possible d'estimer l'émission correspondante de dioxyde de carbone. Les besoins en énergie des systèmes modernes basés sur le gaz varient entre 33 et 44 gigajoules (GJ) par tonne d'ammoniac. L'énergie supplémentaire requise pour le conditionnement, le transport et l'application des engrais (qui, selon certaines estimations, représenterait un coût additionnel d'au moins 10 pour cent; Helsel, 1992) a été prise en compte et un plafond de 40 GJ par tonne a été appliqué. Comme nous l'avons mentionné auparavant, la Chine emploie 25 pour cent d'énergie en plus, soit 50 GJ par tonne d'ammoniac. Si l'on tient compte du coefficient d'émission du GIEC pour le carbone en Chine (26 tonnes de carbone par térajoule – TJ –) et pour le gaz naturel ailleurs (17 tonnes de carbone par TJ), si l'on considère que 100 pour cent

du carbone est oxydé (les estimations officielles varient entre 98 et 99 pour cent), et si l'on applique le rapport de la masse moléculaire CO₂/C, on aboutit à **une estimation selon laquelle plus de 40 millions de tonnes de CO₂ sont émis chaque année**, à ce stade initial de la chaîne alimentaire animale (tableau 3.4).

Les carburants fossiles utilisés au niveau des exploitations émettraient 90 millions de tonnes de CO₂ par an

La part d'énergie consommée aux différents stades de la production animale varie considérablement selon l'intensité de la production (Sainz, 2003). Dans les systèmes de production moderne, l'essentiel de l'énergie sert à la production d'aliments pour le bétail, qu'il s'agisse de fourrage pour les ruminants ou de concentrés pour la volaille ou les porcs. En plus de l'énergie utilisée pour les engrais, de grandes quantités sont également dépensées pour les graines, les herbicides/pesticides, le diesel servant aux machines (pour la préparation de la terre, la

Tableau 3.4

Emissions de CO₂ issues de la combustion de carburants fossiles lors de la production d'engrais azotés destinés aux cultures fourragères dans certains pays

Pays	Quantité absolue d'engrais azoté chimique	Utilisation énergétique par tonnes d'engrais	Facteur d'émission	CO ₂ émis
	(milliers de tonnes d'engrais N)	(GJ/tonnes d'engrais N)	(tonnes de C/TJ)	(milliers de tonnes/an)
Argentine	126	40	17	314
Brésil	678	40	17	1 690
Mexique	263	40	17	656
Turquie	262	40	17	653
Chine	2 998	50	26	14 290
Espagne	491	40	17	1 224
Royaume-Uni*	887	40	17	2 212
France*	1 317	40	17	3 284
Allemagne*	1 247	40	17	3 109
Canada	897	40	17	2 237
Etats-Unis d'Amérique	4 697	40	17	11 711
Total	14 millions de tonnes			41 millions de tonnes

* Pays comportant une surface considérable de prairies fertilisées à l'azote.
Source: FAO (2002; 2003a); GIEC (1997).

récolte, le transport) et l'électricité (pompes d'irrigation, séchage, chauffage, etc.). En utilisant des carburants fossiles, les systèmes intensifs émettent bien plus de CO₂ qu'en employant des engrais azotés pour leur production fourragère. D'après Sainz (2003), dans les années 1980, une ferme typique des Etats-Unis d'Amérique consommait en moyenne 35 mégajoules (MJ) d'énergie par kilogramme de carcasse de volaille, 46 MJ pour les porcs et 51 MJ pour les bovins, dont 80 à 87 pour cent servaient à la production⁵. Une grande partie de cette énergie est utilisée sous forme d'électricité, beaucoup moins polluante, et dont les émissions sont bien plus faibles que si elle avait été produite à partir de carburants fossiles. La production intensive d'espèces monogastriques consomme davantage d'électricité (principalement pour le chauffage, le refroidissement et la ventilation) mais aussi des quantités plus importantes de carburants fossiles pour le transport des aliments du bétail. Quoi qu'il en soit, plus de la moitié de l'énergie dépensée durant le processus de production animale sert à la production d'aliments du bétail (quasiment la totalité en ce qui concerne les opérations intensives liées au bovins). Nous avons déjà examiné la manière dont la production d'engrais contribue à la consommation d'énergie liée à l'alimentation des animaux: on constate que dans les systèmes intensifs, l'ensemble de l'énergie utilisée pour la production de graines et d'herbicides ou pesticides et par les carburants fossiles nécessaires aux machines, excède généralement l'énergie dépensée pour la production d'engrais.

Il arrive que la production fourragère ne soit pas le principal consommateur d'énergie fossile. Les fermes laitières en sont un exemple important, comme l'illustre le cas des opérateurs laitiers du Minnesota. L'électricité est leur prin-

cipale source d'énergie. En revanche, pour les fermiers qui pratiquent l'agriculture de base, le diesel est l'énergie dominante sur l'exploitation, donnant ainsi lieu à de plus fortes émissions de CO₂ (Ryan et Tiffany, 1998; données de 1995). Dans cet esprit, nous sommes en mesure d'affirmer que l'essentiel des émissions de CO₂ au niveau des exploitations du Minnesota sont également liées à la production fourragère et qu'elles dépassent les émissions dues à l'utilisation d'engrais N. Au Minnesota, l'application moyenne d'engrais pour le maïs (150 kg d'azote par hectare de maïs pour l'ensemble des Etats-Unis d'Amérique) entraîne des émissions de près d'un million de tonnes de CO₂, tandis que 1,26 million de tonnes de CO₂ sont émises par l'énergie utilisée pour le produire (voir tableau 3.5). Le secteur de l'élevage intensif au Minnesota peut être considéré comme responsable d'au moins la moitié des émissions de CO₂ qui émanent de la production des deux principaux produits de base, le maïs et le soja. La production fourragère et les opérations laitières et porcines réunies font du secteur de l'élevage la plus grande source d'émissions agricoles de CO₂ au Minnesota.

En l'absence d'estimations analogues représentatives d'autres régions du monde, il demeure impossible de donner une quantification exacte des émissions de CO₂ mondiales dues à l'utilisation des carburants fossiles par le secteur de l'élevage au niveau des exploitations. L'énergie de la production varie en intensité et ses sources sont très diverses. Il est toutefois possible d'évaluer approximativement les émissions dues à l'utilisation des carburants fossiles en supposant que le besoin en énergie, qui est très probablement inférieur dans les basses latitudes (le séchage du maïs requiert moins d'énergie par exemple), et le niveau plus faible de mécanisation ailleurs, sont d'une manière générale compensés par une moindre efficacité énergétique et une part moins importante de sources qui émettent relativement peu de CO₂ (gaz naturel et électricité). Une estimation prudente permet d'affirmer qu'en ayant recours à

⁵ Cette estimation n'inclut donc pas le traitement après récolte, le transport, l'entreposage et la préparation. Elle comprend par contre l'énergie consommée pour produire et transporter les aliments du bétail.

Tableau 3.5

Utilisation énergétique des exploitations agricoles du Minnesota, Etats-Unis d'Amérique

Produit	Rang du Minnesota dans le classement des Etats-Unis d'Amérique	Surfaces cultivées (10 ³ km ²) têtes (10 ⁶) tonnes (10 ⁶)	Diesel (1 000 m ³ ~ 2,65 - 10 ³ tonnes de CO ₂)	GPL (1 000 m ³ ~ 2,30 - 10 ³ tonnes de CO ₂)	Electricité (10 ⁶ kWh ~ 288 tonnes de CO ₂)	CO ₂ émis directement (103 tonnes)
Maïs	4	27,1	238	242	235	1 255
Soja	3	23,5	166	16	160	523
Blé	3	9,1	62	6,8	67	199
Produits laitiers (tonnes)	5	4,3 *	47	38	367	318
Porc	3	4,85	59	23	230	275
Bœuf	12	0,95	17	6	46	72
Dinde (tonnes)	2	40	14	76	50	226
Betteraves	1	1,7	46	6	45	149
Maïs doux/pois	1	0,9	9	-	5	25

Note: Les neuf produits présentés dominent la production agricole du Minnesota et, par extension, ils indiquent le bilan énergétique agricole de l'Etat. Le calcul des émissions de CO₂ s'appuie sur les paramètres d'efficacité et d'émission établis par le Format commun de rapport que les Etats-Unis d'Amérique ont soumis à la Convention-cadre sur les changements climatiques (CCNUCC) en 2005.

Source: Ryan et Tiffany (1998).

l'énergie fossile, la production fourragère risque d'émettre 50 pour cent de CO₂ de plus que la production d'engrais azoté pour le fourrage, soit 60 millions de tonnes de CO₂ à l'échelle planétaire. Il faut ajouter à cela les quantités émises par les fermes d'élevage intensif, que nous estimons aux alentours de 20 millions de CO₂ (ce calcul est obtenu en appliquant les chiffres du Minnesota à la totalité du cheptel mondial gérés de manière intensive en supposant cependant que l'utilisation énergétique plus faible en basse latitude est contrebalancée par une efficacité énergétique inférieure et par de plus grands besoins de ventilation).

Les émissions résultant de l'usage de carburants fossiles sur les exploitations extensives où le fourrage provient essentiellement des prairies naturelles ou des résidus de récolte devraient être faibles, voire négligeables, en regard de l'estimation précédente. Cela est confirmé par le fait qu'il existe de vastes zones dans les pays en développement, surtout en Afrique et en Asie, où les animaux sont une source majeure de puissance de traction, ce que l'on pourrait considérer comme une pratique visant à éviter

les émissions de CO₂. D'après les estimations, en 1992, près de la moitié de la surface cultivée des pays en développement l'a été au moyen de la traction animale (Delgado *et al.*, 1999). Il n'existe aucune estimation plus récente et l'on peut supposer que cette tendance diminue vite dans les zones où la mécanisation est rapide, comme la Chine ou certaines régions de l'Inde. La traction animale reste toutefois une forme majeure d'énergie qui remplace la combustion de carburants fossiles dans de nombreuses régions du monde et qui, par endroits, prend une importance accrue, particulièrement en Afrique de l'Ouest.

Les changements d'utilisation des terres liés à l'élevage seraient responsables de l'émission de 2,4 milliards de tonnes de CO₂ chaque année

A travers le monde, l'utilisation des terres change constamment, en général pour répondre à la demande concurrentielle entre les utilisateurs. Les changements d'usage des terres ont un impact sur les flux de carbone et nombre de ces changements concernent l'élevage, soit qu'ils se traduisent par l'occupation de nouvelles terres

(en tant que pâturages ou terres arables pour des cultures fourragères), soit qu'ils restituent à des fins différentes les terres utilisées par l'élevage, comme la conversion de pâturages marginaux en forêts.

Une forêt contient plus de carbone qu'un champ cultivé temporairement ou un pâturage. De ce fait, lorsque les forêts sont abattues ou brûlées, la végétation et le sol émettent de grandes quantités de carbone dans l'atmosphère. Une nette réduction des réserves de carbone ne correspond pas exactement au flux net de CO₂ qui se dégage de la zone défrichée. La réalité est plus compliquée: défricher une forêt peut créer un schéma complexe de flux nets qui changent de direction avec le temps (directives du GIEC). Le calcul des flux de carbone résultant de la conversion des forêts est à bien des égards l'élément le plus compliqué de l'inventaire des émissions. Les estimations des émissions provoquées par le défrichement des forêts varient du fait de multiples incertitudes: les taux annuels de défrichement des forêts, ce qu'il advient de la terre défrichée, les quantités de carbone que contiennent les différents écosystèmes, les modes selon lesquels le carbone est libéré (c'est-à-dire par combustion ou décomposition) et les quantités de carbone que les sols dégagent lorsqu'ils sont perturbés.

Les systèmes biologiques répondent de manières différentes selon les échelles de temps. Ainsi, la combustion de biomasse se produit en moins d'un an alors que la décomposition du bois peut prendre une décennie et que la perte du carbone dans le sol peut se poursuivre pendant plusieurs dizaines d'années, voire des siècles. D'après les estimations du GIEC (2001b), la déforestation tropicale qui s'est produite entre 1980 et 1989 a entraîné des émissions annuelles de carbone de l'ordre, en moyenne, de 1,6±1,0 milliards de tonnes de carbone C sous forme de CO₂ (CO₂-C). Seuls 50 à 60 pour cent du carbone libéré durant une année quelconque provenait de la conversion et du brûlage consécutif de la biomasse. Le reste correspondait à des émissions différées dues à



© FAO/10460/F. BOTTIS

Exemple de déforestation et de culture itinérante sur pente abrupte. La destruction des forêts provoque en quelques années une érosion désastreuse pour les sols – Thaïlande 1979

l'oxydation de la biomasse récoltée au cours des années précédentes (Houghton, 1991).

Il va de soi qu'il est bien moins simple d'estimer les émissions de CO₂ provoquées par l'utilisation des terres et ses changements que celles liées à la combustion de carburants fossiles. Il est même encore plus difficile d'attribuer ces émissions à un secteur particulier de la production tel que l'élevage. Néanmoins, il s'avère que ce dernier joue un rôle important dans la déforestation en Amérique latine, continent qui endure la plus importante perte nette de forêts et des flux de carbone qui en résultent. Dans le Chapitre 2, l'Amérique latine a été identifiée comme la région où l'extension des pâturages et des terres arables pour la culture fourragère est la plus forte, principalement aux dépens de la forêt. L'étude LEAD menée par certains auteurs (Wassenaar *et al.*, 2006) et le Chapitre 2 nous montrent que la majorité des superficies défrichées finissent en pâturage et que l'élevage en ranch est la cause principale de défrichement dans de vastes régions. Même si cette utilisation finale des terres n'était qu'une raison parmi tant d'autres causes du défrichement des forêts, la production animale est certainement l'un des éléments moteurs de la déforestation. La conversion des forêts en pâturages libère des quantités considérables de carbone dans l'atmosphère, surtout dans les zones qui ne sont pas exploitées mais simplement brûlées.

L'utilisation des parcelles défrichées risquent de changer plusieurs fois. On anticipe pour la période 2000-2010 une expansion des pâturages d'Amérique latine sur les forêts d'une moyenne annuelle de 2,4 millions d'hectares – soit l'équivalent de près de 65 pour cent de la déforestation prévue. Si nous partons du principe qu'en Bolivie et au Brésil, au moins la moitié de l'expansion des terres cultivées sur les forêts peut être imputée aux besoins en fourrage du secteur de l'élevage, on aboutit à une déforestation supplémentaire de plus de 0,5 million d'hectares – ce qui donne un total de pâturages et de terres de cultures fourragères de près de 3 millions d'hectares par an.

Partant de là, et au vu des tendances mondiales en matière de production animale extensive et d'extension des cultures fourragères (Chapitre 2), nous pouvons affirmer avec réalisme que les émissions provoquées par l'élevage à travers la déforestation s'élèvent approximativement à 2,4 milliards de tonnes de CO₂ par an. Cette estimation s'appuie sur l'hypothèse, quelque peu simplifiée, que les forêts sont totalement converties en pâturages et terres de cultures climatiquement équivalentes (GIEC, 2001b, p. 192), les changements de densité en carbone de la végétation et du sol⁶ se produisant durant la même année. Bien qu'incorrecte d'un point de vue physique (il faut bien plus d'un an pour atteindre le nouvel état, du fait de «l'héritage» des émissions tardives), l'estimation des émissions résultant du changement est juste, dans la mesure où le processus est continu.

D'autres déforestations importantes, mais non quantifiées, liées à l'élevage, comme celle de l'Argentine, ne sont pas prises en compte par cette estimation.

Non seulement la conversion des terres produit des émissions de CO₂, mais elle risque aussi

d'avoir une incidence négative sur d'autres types d'émissions. Certains auteurs (Mosier *et al.*, 2004) ont remarqué par exemple que lorsque la forêt est convertie en pâturages, l'oxydation du CH₄ par les microorganismes du sol est généralement fortement diminuée et que les prairies peuvent même devenir des sources nettes lorsque le compactage du sol par le bétail limite la diffusion des gaz.

Le total des émissions liées à l'impact de l'élevage sur les sols cultivés pourrait atteindre 28 milliards de tonnes de CO₂ par an

Les sols constituent le plus grand réservoir de carbone terrestre. D'après les estimations, la quantité totale de carbone stocké dans les sols est d'environ 1 100 à 1 600 milliards de tonnes (Sundquist, 1993), soit plus du double du carbone contenu dans la végétation (560 milliards de tonnes) ou dans l'atmosphère (750 milliards de tonnes). La moindre modification de teneur en carbone du sol peut donc avoir des conséquences considérables sur le bilan mondial (Rice, 1999).

La concentration de carbone dans le sol dépend de l'équilibre entre l'apport de débris végétaux et les pertes dues aux processus de décomposition et de minéralisation. En milieu aérobie, la majorité du carbone qui pénètre dans le sol se révèle instable et réintègre donc vite l'atmosphère. En général, moins de 1 pour cent des 55 milliards de tonnes de carbone absorbé annuellement se stabilise dans le sol pour de plus longues durées.

Les perturbations humaines peuvent accélérer la décomposition et la minéralisation. Sur les grandes plaines d'Amérique du Nord, il a été estimé qu'approximativement 50 pour cent du carbone organique du sol a disparu au cours de 50 à 100 dernières années de culture, au travers du brûlage, de la volatilisation, de l'érosion, de la récolte ou des pâturages (SCOPE 21, 1982). La déforestation des zones tropicales a provoqué des pertes similaires en moins de 10 ans (Nye et Greenland, 1964). La plupart ont lieu dès la

⁶ Les estimations les plus récentes fournies par cette source s'élèvent respectivement, pour les plantes et le sol, à 194 et 122 tonnes de carbone par hectare de forêt tropicale, à 29 et 90 tonnes pour les prairies tropicales, et à 3 et 122 tonnes pour les terres de culture.

première conversion de la couverture végétale naturelle en cultures.

Les méthodes d'exploitation peuvent entraîner des pertes supplémentaires de carbone du sol. Lorsqu'ils sont gérés selon des pratiques appropriées (telles que la technique du semis direct sur sol non travaillé), les sols agricoles peuvent servir de puits de carbone, et cette fonction risque de s'accroître dans le futur (voir section 3.5.1). Toutefois, leur rôle de réservoir de carbone est actuellement négligeable à l'échelle mondiale. Comme cela est décrit dans le Chapitre 2, une part très large de la production des cultures céréalières et oléagineuses des zones tempérées est destinée à l'alimentation du bétail.

La vaste majorité des zones correspondantes sont gérées de manière intensive, principalement selon des pratiques conventionnelles de travail du sol qui réduisent progressivement sa teneur en carbone organique et produisent d'importantes émissions de CO₂. Les émissions dues à l'utilisation des terres ainsi qu'au changement de leur affectation sont très complexes et il est impossible de faire une estimation mondiale d'une précision acceptable. On peut en donner un ordre de grandeur en s'appuyant sur les taux moyens de perte des sols situés sous des climats plutôt tempérés et dont la teneur en matière organique est modérée voire faible, pour lesquels les niveaux de pertes se situent à un niveau comparable à ceux enregistrés pour le semis direct et le travail conventionnel du sol. Si l'on suppose un taux de perte annuelle de 100 kg de CO₂ par hectare (Sauvé *et al.*, 2000 – tenant compte des pertes en CO₂ des sols bruns de climat tempéré et excluant les émissions qui proviennent des résidus de récolte), la surface approximative de 1,8 million de kilomètres carrés de terres arables cultivées en maïs, en blé et en soja et produisant quelque 18 millions de tonnes de matière fourragère, ajouterait un flux annuel de CO₂ au bilan de l'élevage.

Les sols tropicaux contiennent en moyenne moins de carbone (GIEC, 2001b, p. 192) et leurs émissions sont donc moins importantes. En

revanche, le développement considérable des cultures fourragères, non seulement dans les zones non cultivées mais également dans des anciens pâturages ou terres de cultures de subsistance, risque d'accroître les émissions de CO₂. De plus, des pratiques telles que le chaulage du sol contribuent à ces émissions. L'acidité du sol rend cette pratique commune dans les zones tropicales cultivées de manière plus intensive. Ainsi, d'après les estimations, le chaulage du sol au Brésil⁷ a provoqué des émissions de l'ordre de 8,99 millions de tonnes de CO₂ en 1994, qui ont dû probablement augmenter depuis. Dans la mesure où elles concernent les sols cultivés pour la production fourragère, elles devraient être attribuées au secteur de l'élevage. Souvent, seuls les résidus de récolte et les sous-produits sont utilisés pour l'alimentation du bétail, auquel cas c'est la part d'émissions qui correspond à cette fraction de la valeur du produit⁸ qui devrait être attribuée à l'élevage (Chapagain et Hoekstra, 2004). D'après les communications nationales que divers pays tropicaux ont présentées à la CCNUCC, la comparaison entre les émissions liées au chaulage et l'importance de la production fourragère dans ces pays montre que le volume mondial de ce type d'émissions imputables à l'élevage équivaut à celui des émissions produites par le Brésil (0,01 milliard de tonnes de CO₂).

Par ailleurs, l'élevage contribue également aux émissions de gaz à travers la culture du riz, reconnue comme une source importante de méthane au niveau mondial. Une grande partie des émissions de méthane issues des champs de riz sont d'origine animale, car les bactéries du sol «se nourrissent» en grande partie des effluents d'élevage, largement utilisés comme

⁷ Premières communications officielles du Brésil à la CCNUCC, 2004.

⁸ La fraction de la valeur d'un produit est égale au ratio de sa valeur marchande par rapport à la somme des valeurs marchandes de tous les produits obtenus à partir d'une même culture.

engrais (Verburg, Hugo et van der Gon, 2001). Le choix du mode de gestion de la submersion et celui des engrais sont les deux moyens les plus importants de contrôler le méthane émis par les zones de cultures de riz. Les engrais organiques provoquent davantage d'émissions que les engrais minéraux. Khalil et Shearer (2005) soutiennent qu'au cours des deux dernières décennies, la Chine est parvenue à réduire sensiblement ses émissions de méthane issues de la culture du riz – passant de près de 30 millions de tonnes par an à peut-être moins de 10 millions de tonnes –, principalement en remplaçant les engrais organiques par des engrais chimiques. Ce changement peut toutefois avoir une incidence négative sur d'autres émissions de gaz. En effet, lorsque les émissions d'oxyde nitreux issus des rizières augmentent avec l'utilisation des engrais azotés, on constate symétriquement une augmentation des émissions de dioxyde de carbone issues de la florissante industrie chinoise de production d'engrais azotés basée sur le charbon (voir la section précédente). Devant l'impossibilité d'évaluer, même approximativement, la contribution de l'élevage aux émissions de méthane liées à la culture du riz, cet aspect ne sera pas pris en compte dans la quantification mondiale.

Le total des émanations de gaz dues à la désertification des pâturages du fait de l'élevage pourrait atteindre 100 millions de tonnes par an

L'élevage joue également un rôle dans la désertification (voir Chapitres 2 et 4). Sous l'effet de celle-ci, la dégradation provoque souvent une baisse de productivité ou une réduction de la couverture végétale. Elle modifie donc les stocks et les cycles du carbone et des nutriments. Les stocks de carbone aériens baissent légèrement tandis que la fixation du carbone se restreint. En dépit de changements minimes, voire indétectables, de la biomasse aérienne, la quantité totale de carbone du sol diminue généralement. Une étude récente menée en Argentine par Asner, Borghi et Ojeda (2003), a également constaté

que si la désertification ne modifiait que peu la couverture ligneuse, la teneur en carbone organique des sols des zones pâturées à long terme baissait de 24 à 80 pour cent. Si cette perte résulte en partie de l'érosion des sols, elle est surtout due au non renouvellement des stocks de matière organique en décomposition. En d'autres termes, il y a une forte émission nette de CO₂.

Selon les estimations de Lal (2001), la perte de carbone est une conséquence de la désertification. Dans l'hypothèse d'une perte de 8 à 12 tonnes de carbone de sol par hectare (Swift *et al.*, 1994) sur une superficie de terres désertifiées de l'ordre du milliard d'hectares (PNUE, 1991), le total de la perte rétrospective en carbone de sol s'élèverait à 8-12 milliards de tonnes. De même, la dégradation de la végétation aérienne a entraîné une perte de carbone estimée à 10-16 tonnes par hectare – soit une perte rétrospective de 10 à 16 milliards de tonnes. La perte totale de carbone consécutive à la désertification pourrait donc atteindre 18 à 28 milliards de tonnes (FAO, 2004b). La contribution que l'élevage y a apporté est difficile à évaluer mais elle est indubitablement élevée: le secteur occupe environ les deux tiers de la surface de terres sèches de la planète et, d'après les estimations, le taux de désertification est plus élevé pour les pâturages que pour les autres utilisations des terres (3,2 millions d'hectares par an contre 2,5 millions d'hectare pour les terres cultivées, PNUE, 1991). Si l'on ne considère que la perte de carbone du sol (soit environ 10 tonnes de carbone par hectare), l'oxydation du carbone provoquée par la désertification des pâturages entraînerait des émissions de CO₂ de l'ordre de 100 millions de tonnes par an.

Un autre phénomène, largement méconnu, influe sur le devenir du carbone du sol, à savoir l'effet en retour du changement climatique. Le réchauffement de la planète est censé augmenter les rendements des cultures sous les plus hautes latitudes, grâce à des saisons de croissance plus longues et à la fertilisation par le CO₂

Encadré 3.2 Les nombreux aspects climatiques du brûlage de la savane tropicale

Le brûlage est pratiqué couramment à travers le monde pour établir et gérer les pâturages, les forêts tropicales ainsi que les prairies et zones de savane (Crutzen et Andreae, 1990; Reich *et al.*, 2001). Le feu détruit l'herbe non pâturable, la paille et les déchets, il stimule la nouvelle croissance et peut contrôler la densité des plantes ligneuses (arbres et buissons). De nombreuses graminées résistant au feu souvent bien mieux que les espèces d'arbres (notamment à un jeune âge), le brûlage représente un outil utile pour maintenir un équilibre entre la couverture d'herbes et la végétation ligneuse. Le brûlage contrôlé réduit les risques de feux de brousse violents et leur propagation, en éliminant le sous-bois combustible à un stade d'humidité approprié. Il engendre très peu de coûts, voire aucun. Il est également pratiqué à faible échelle dans les zones protégées pour en préserver la biodiversité (habitats de la faune sauvage).

Les conséquences environnementales des incendies dans les parcours et les prairies dépendent du contexte et des conditions d'application. Le brûlage contrôlé dans les savanes tropicales a un impact environnemental considérable, eu égard à la superficie de la zone concernée et le peu de surveillance. Dans les tropiques humides et subhumi-



Des chasseurs mettent le feu aux zones forestières dans le but d'attirer une espèce de rongeur qu'ils tuent et consomment. Cette pratique bénéficie à la fois aux éleveurs pastoraux et aux chasseurs.

des, de vastes zones de savane sont brûlées chaque année pour la gestion des parcours. En 2000, le brûlage a été pratiqué sur près de 4 millions de kilomètres carrés, dont plus des deux tiers dans les zones tropicales et subtropicales (Tansey *et al.*, 2004). Au niveau mondial, environ trois quarts de ce brûlage a eu lieu en dehors des forêts. En 2000, la savane représentait quelque 85 pour cent des zones brûlées en Amérique latine, 60 pour cent en Afrique et près de 80 pour cent en Australie.

En règle générale, on ne considère pas que le brûlage des savanes entraîne des émissions nettes de CO₂ car les quantités de dioxyde de carbone qui s'en dégagent sont à nouveau captées par la repousse des herbes. Indépendamment du CO₂, le brûlage des biomasses dégage d'autres gaz à prendre en considération au niveau mondial (NO_x, CO et CH₄) ainsi que des aérosols (Crutzen et Andreae, 1990; Scholes et Andreae, 2000). Les effets climatiques comprennent la formation de smog photochimique, d'hydrocarbures et de NO_x. Une grande partie des éléments émis produisent de l'ozone troposphérique (Vet, 1995; Crutzen et Goldammer, 1993), un autre gaz à effet de serre important qui influence la capacité oxydante de l'atmosphère alors que le brome, émis en grande quantité par les feux de savane, réduit l'ozone stratosphérique (Vet, 1995; BAsD, 2001).

Les volumes de fumée peuvent se répartir localement, se déplacer à travers la basse troposphère ou être emportés sur de longues distances dans la moyenne et haute troposphère. Les feux des zones de convection font souvent monter les éléments loin dans l'atmosphère et augmentent le potentiel de changement climatique. Des observations satellites ont relevé de vastes zones avec des niveaux élevés de O₃ et de CO à travers l'Afrique, l'Amérique du Sud et les océans Atlantique tropical et Indien (Thompson *et al.*, 2001).

Les aérosols produits par le brûlage des biomasses de pâturage dominent la concentration atmos-

Encadré 3.2 (suite)

phérique d'aérosols à travers le bassin amazonien et l'Afrique (Scholes et Andreae, 2000; Artaxo *et al.*, 2002). Les concentrations de particules aérosols varient considérablement selon les saisons. Il est évident qu'elles atteignent un sommet durant les saisons sèches (périodes de brûlage) et aident

alors à rafraîchir les températures, à la fois en diffusant davantage la lumière entrante et en alimentant le noyau de condensation des nuages. Les fortes concentrations de ce dernier stimulent les précipitations et affectent la dynamique climatique de grande échelle (Andreae et Crutzen, 1997).

(Cantagallo, Chimenti et Hall, 1997; Travasso *et al.*, 1999). Cependant, il devrait accélérer en même temps la décomposition du carbone déjà stocké dans les sols (Jenkinson, 1991; MacDonald, Randlett et Zak, 1999; Niklinska, Maryanski et Laskowski, 1999; Scholes *et al.*, 1999). Bien que l'on soit encore loin d'avoir totalement quantifié l'effet fertilisant du CO₂ sur les cultures, d'après les estimations de van Ginkel, Whitmore et Gorissen (1999), il correspondrait (selon le taux actuel d'augmentation de CO₂ dans l'atmosphère) à une absorption nette de 0,036 tonnes de carbone par hectare et par an dans les pâturages tempérés, même si l'on déduit l'effet de l'élévation de température sur la décomposition. De récentes recherches indiquent que l'accélération de la décomposition pourrait accentuer l'ampleur de la hausse de température et aggraver les pertes nettes qui se sont déjà manifestées au cours des dernières décennies dans les pays tempérés (Bellamy *et al.*, 2005; Schulze et Freibauer, 2005). Ces deux scénarios peuvent se révéler exacts et aboutir à un transfert du carbone des sols vers la végétation – c'est-à-dire vers les écosystèmes plus fragiles, comme cela a été récemment constaté dans les régions plus tropicales.

3.2.2 Emissions de carbone dues à la conduite de l'élevage

La respiration du bétail n'est pas une source nette de CO₂

Les hommes et le bétail représentent actuellement environ un quart de la totalité de la

biomasse animale de la planète⁹. D'après le nombre d'animaux et leur poids vif, la biomasse du bétail totalise près de 0,7 milliards de tonnes (tableau 3.6; FAO, 2005b).

Combien de ces animaux contribuent-ils aux émissions de gaz à effet de serre? D'après la fonction établie par Muller et Schneider (1985, citée par Ni *et al.*, 1999), qui s'applique aux stocks permanents par pays et par espèces (le poids vif étant adapté à chaque pays), le dioxyde de carbone issu du processus respiratoire du bétail s'élève à quelque 3 milliards de tonnes de CO₂ (voir tableau 3.6), soit 0,8 milliard de tonnes de carbone. En général, les taux d'exploitation étant plus bas et, de ce fait, les stocks plus importants, les ruminants produisent des émissions élevées par rapport à leur rendement. A eux seuls, les bovins sont responsables de plus de la moitié de la totalité des émissions de dioxyde de carbone liées à la respiration.

Toutefois les émissions issues de la respiration du bétail s'intègrent dans un cycle biologique rapide, où les substances des plantes consommées proviennent de la conversion du CO₂ de l'atmosphère en matières végétales. D'après le Protocole de Kyoto, les quantités émises et absorbées étant estimées équivalentes, la respiration du bétail n'est pas considérée comme une source nette. En effet, une partie du carbone consommé étant stocké dans les tissus vivants de l'animal en croissance, on pourrait

⁹ Calcul basé sur le Scope 13 (Bolin *et al.*, 1979) et la mise à jour de l'actuelle population humaine, qui compte près de 6,5 milliards d'habitants.

considérer le troupeau mondial comme un puits de carbone. La biomasse du cheptel permanent a considérablement augmenté au cours des dernières décennies (de 428 millions de tonnes en 1961 à environ 699 millions de tonnes en 2002). Cette croissance continue (voir Chapitre 1) pourrait être considérée comme un processus de séquestration du carbone (estimé approximativement à 1 ou 2 millions de tonnes de carbone par an). Cela dit, l'augmentation des émissions de méthane qui l'accompagne en anéantit les avantages.

L'équilibre du cycle biologique est perturbé en cas de surpâturage ou de mauvaise gestion des cultures fourragères. La dégradation des terres qui en résulte présage de l'affaiblissement de la réabsorption du CO₂ atmosphérique par la végétation qui repousse. Dans certaines régions, la perte nette de CO₂ peut être considérable.

Le méthane dégagé lors de la fermentation entérique peut totaliser 86 millions de tonnes par an

L'élevage est la plus importante source d'émissions anthropiques de méthane dans le monde. Parmi les animaux domestiqués, les ruminants (bovins, buffles, moutons, chèvres et chameaux) produisent des quantités considérables de méthane dans le cadre de leur processus normal de digestion. La fermentation microbienne

qui se produit dans ce large préestomac qu'est le rumen, convertit les aliments fibreux en produits que l'animal peut ensuite digérer ou utiliser. Ce processus de fermentation microbienne, dénommé fermentation entérique, forme du méthane, sous-produit de la digestion, qui est ensuite exhalé par l'animal. Le processus digestif d'autres animaux, notamment des hommes, produit également du méthane en plus petites quantités (EPA, 2004).

Les émissions de méthane issues de la fermentation entérique varient sensiblement selon les régions. Au Brésil, ces émissions totalisaient 9,4 millions de tonnes en 1994 – soit 93 pour cent des émissions agricoles et 72 pour cent de la totalité des émissions de méthane. Plus de 80 pour cent provenaient de bovins de viande (Ministério da Ciência e Tecnologia – rapport de l'EMBRAPA, 2002). Aux États-Unis d'Amérique, les émissions de méthane issues de la fermentation entérique s'élevaient à 5,5 millions de tonnes de méthane en 2002, et provenaient également massivement de bovins de viande et de vaches laitières. Ces volumes représentaient 71 pour cent des émissions agricoles et 19 pour cent des émissions du pays (EPA, 2004).

On comprend, d'après ces variations, que les niveaux de méthane émis sont déterminés par les systèmes de production et les caractéristi-

Tableau 3.6

Effectifs du cheptel (2002) et estimations des émissions de dioxyde de carbone dues à la respiration

Espèces	Total mondial	Biomasse	Emissions de dioxyde de carbone
	(millions de têtes)	(millions de tonnes de poids vif)	(million de tonnes de CO ₂)
Bovins et buffles	1 496	501	1906
Petits ruminants	1784	47,3	514
Chameaux	19	5,3	18
Chevaux	55	18,6	71
Porcs	933	92,8	590
Volaille ¹	17 437	33,0	61
Total²		699	3 161

¹ Poulets, canards, dindes et oies.

² Comprend également les lapins.

Source: FAO (2006b); calculs personnels.

ques régionales. Ils dépendent de l'apport énergétique ainsi que d'autres paramètres tenant aux animaux ou à leur alimentation (quantité et qualité des aliments du bétail, poids du corps de l'animal, âge et niveau d'exercice physique). Les émissions varient également entre les espèces ainsi que parmi les individus d'une même espèce. Ainsi, pour évaluer les émissions de méthane issues de la fermentation entérique pour un pays donné, il faut non seulement disposer d'une description détaillée du cheptel (espèces, âge et catégories de productivité) mais également connaître à la fois la ration alimentaire quotidienne et le taux de conversion en méthane des aliments (directives révisées du GIEC). De nombreux pays ne disposant pas d'indications aussi détaillées, l'approche habituelle consiste à se fonder sur les facteurs d'émissions standards.

Les émissions de méthane provoquées par la fermentation entérique évolueront à mesure que les systèmes de production se transformeront pour utiliser davantage de fourrage et améliorer la productivité. Nous avons tenté de faire une évaluation mondiale de ces émissions pour le secteur de l'élevage. Les conclusions détaillées, qui se trouvent à l'Annexe 3.2, comparent les facteurs d'émission par défaut du GIEC de niveau 1 avec les éléments spécifiques aux régions. L'application de ces facteurs d'émission au cheptel de chaque système de production permet d'estimer un total mondial des émissions de méthane dues à la fermentation entérique de l'ordre de 86 millions de tonnes de CH₄ par an. Cela correspond presque à l'estimation mondiale effectuée par l'Agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA, 2005b), à savoir 80 millions de tonnes de méthane par an. La carte 33 (Annexe 1) illustre la distribution régionale de ces émissions. Il s'agit d'une estimation actualisée, plus précise que les tentatives précédentes (Bowman *et al.*, 2000; carte des émissions de méthane publiée par le PNUE-GRID, Lerner, Matthews et Fung, 1988), qui offre également des évaluations spécifiques aux systèmes de production. Le tableau 3.7 est une



© FAO/15228/A. CONTI

Bovins laitiers nourris avec du fourrage en stabulation libre La Loma, Lerdo, Durango – Mexique 1990

synthèse de ces résultats. L'importance relative que les systèmes mixtes occupent à l'échelle mondiale, comparés aux systèmes de pâturage, reflète le fait que près des deux tiers des ruminants relèvent de ces systèmes.

La quantité de méthane dégagé par les effluents d'élevage pourrait atteindre 18 millions de tonnes par an

La décomposition anaérobie des matières organiques présentes dans les effluents d'élevage dégage également du méthane. Cela se produit lorsque les effluents sont gérés sous forme liquide, comme dans les lagunes ou dans les réservoirs de stockage. Les systèmes de lagune caractérisent la plupart des grands élevages de porcs pratiquement partout dans le monde (excepté en Europe). Ces systèmes sont également utilisés pour les grands élevages laitiers en Amérique du Nord et dans quelques pays en développement, tels que le Brésil. Le fumier déposé sur les champs et les pâtures, ou manipulé diversement sous forme sèche, ne produit pas de grandes quantités de méthane.

Les émissions de méthane provenant des effluents d'élevage sont influencées par plusieurs facteurs qui touchent la croissance des bactéries responsables de la formation de méthane, notamment la température ambiante,

Tableau 3.7

Emissions mondiales de méthane issues de la fermentation entérique en 2004

Région/pays	Emissions (millions de tonnes de CH ₄ par an et par source)					Total
	Bovins laitiers	Autres bovins	Buffles	Ovins et caprins	Porcins	
Afrique subsaharienne	2,30	7,47	0,00	1,82	0,02	11,61
Asie*	0,84	3,83	2,40	0,88	0,07	8,02
Inde	1,70	3,94	5,25	0,91	0,01	11,82
Chine	0,49	5,12	1,25	1,51	0,48	8,85
Amérique centrale et du Sud	3,36	17,09	0,06	0,58	0,08	21,17
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	0,98	1,16	0,24	1,20	0,00	3,58
Amérique du Nord	1,02	3,85	0,00	0,06	0,11	5,05
Europe de l'Ouest	2,19	2,31	0,01	0,98	0,20	5,70
Océanie et Japon	0,71	1,80	0,00	0,73	0,02	3,26
Europe de l'Est et CEI	1,99	2,96	0,02	0,59	0,10	5,66
Autres pays développés	0,11	0,62	0,00	0,18	0,00	0,91
Total	15,69	50,16	9,23	9,44	1,11	85,63
Système de production animale						
Pâturage	4,73	21,89	0,00	2,95	0,00	29,58
Mixte	10,96	27,53	9,23	6,50	0,80	55,02
Industriel	0,00	0,73	0,00	0,00	0,30	1,04

* Sans la Chine et l'Inde.

Source: Voir Annexe 3.2, calculs personnels.

l'humidité et la durée du stockage. La quantité de méthane produite dépend également du contenu énergétique du fumier, lui-même en grande partie déterminé par l'alimentation du bétail. D'une part, plus les quantités d'effluents sont importantes plus elles émettent du CH₄, d'autre part, des aliments à haute teneur énergétique produisent du fumier comportant des solides volatils, ce qui accroît le substrat à partir duquel le CH₄ se forme. Une meilleure digestibilité des aliments permettrait de compenser quelque peu cet impact et de gaspiller moins d'énergie (USDA, 2004).

D'après les estimations faites à l'échelle mondiale, les émissions de méthane provenant de la décomposition anaérobie des effluents totalisent un peu plus de 10 millions de tonnes, soit près de 4 pour cent des émissions anthropiques de méthane de la planète (EPA, 2005b). Bien qu'elles soient moins importantes que celles liées à la fermentation entérique, les émissions provenant

du fumier sont bien plus élevées que celles produites par le brûlis des résidus, et semblables à celles encore mal connues qui émanent de la culture du riz. Les Etats-Unis d'Amérique enregistrent les plus fortes émissions de gaz dues aux effluents d'élevage (près de 1,9 million de tonnes, inventaire 2004 des Etats-Unis d'Amérique), l'Europe venant en seconde place. Au niveau des espèces, c'est la production porcine qui contribue pour la plus grande part, suivie de la production laitière. Les pays en développement tels que la Chine et l'Inde ne sont pas loin derrière, cette dernière manifestant une très nette augmentation. Les facteurs d'émissions par défaut, actuellement utilisés par les pays qui relèvent de la CCNUCC, ne reflètent pas les profonds changements qu'a subi le secteur de l'élevage. Ainsi, le rapport que le Brésil a remis à la CCNUCC (Ministério da Ciência e Tecnologia, 2004) fait état d'une forte émission liée au fumier, évaluée à 0,38 million de tonnes en 1994, qui

proviendrait principalement des bovins laitiers et à viande. Le Brésil possède pourtant un secteur industriel de production porcine très important, et près de 95 pour cent des effluents issus de ce dernier sont stockés dans des cuves ouvertes pendant plusieurs mois avant d'être utilisés (EMBRAPA, communication personnelle).

Il était donc essentiel d'établir une nouvelle évaluation des facteurs d'émission, semblable à celle qui a été évoquée dans la section précédente et qui est présentée dans l'Annexe 3.3. En appliquant ces nouveaux facteurs d'émission aux chiffres du cheptel spécifiques à chaque système de production, nous parvenons à un total mondial d'émissions annuelles de méthane à partir de la décomposition de fumier de 17,5 millions de tonnes de CH₄, ce qui est sensiblement supérieur aux estimations actuelles.

Le tableau 3.8 résume les résultats par espèce, par région et par système d'exploitation. La répartition par espèces et système de produc-

tion est également illustrée dans les cartes 16, 17, 18 et 19 (Annexe 1). A l'échelle nationale, la Chine est le pays au monde qui émet le plus à partir des effluents d'élevage, principalement en provenance des porcins. Au niveau mondial, les émissions émanant du lisier de porc représentent près de la moitié des émissions dues aux effluents d'élevage. A peine plus d'un quart de toutes les émissions de méthane dues à l'exploitation des effluents proviennent des systèmes industriels.

3.2.3 Emissions de carbone liées à la transformation des produits de l'élevage et au transport réfrigéré

Plusieurs études ont été effectuées afin de calculer les coûts énergétiques de la transformation des animaux en viande et autres produits et pour identifier les champs susceptibles de permettre une économie d'énergie (Sainz, 2003). Les entreprises étant très différentes les unes



AVEC L'AUTORISATION DE USDA/NRCS - JEFF VANUGA

Système ultramoderne de gestion des résidus en bassins pour une exploitation porcine de 900 têtes. Les installations sont complètement automatisées et à température contrôlée.

Tableau 3.8

Emissions mondiales de méthane dues à l'exploitation des effluents d'élevage en 2004

Région/Pays	Emissions (millions de tonnes de CH ₄ par an et par source)						Total
	Bovins laitiers	Autres bovins	Buffles	Ovins et et caprins	Porcins	Volaille	
Afrique subsaharienne	0,10	0,32	0,00	0,08	0,03	0,04	0,57
Asie*	0,31	0,08	0,09	0,03	0,50	0,13	1,14
Inde	0,20	0,34	0,19	0,04	0,17	0,01	0,95
Chine	0,08	0,11	0,05	0,05	3,43	0,14	3,84
Amérique centrale et du Sud	0,10	0,36	0,00	0,02	0,74	0,19	1,41
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	0,06	0,09	0,01	0,05	0,00	0,11	0,32
Amérique du Nord	0,52	1,05	0,00	0,00	1,65	0,16	3,39
Europe de l'Ouest	1,16	1,29	0,00	0,02	1,52	0,09	4,08
Océanie et Japon	0,08	0,11	0,00	0,03	0,10	0,03	0,35
Europe de l'Est et CEI	0,46	0,65	0,00	0,01	0,19	0,06	1,38
Autres pays développés	0,01	0,03	0,00	0,01	0,04	0,02	0,11
Total mondial	3,08	4,41	0,34	0,34	8,38	0,97	17,52
Système de production animale							
Pâturage	0,15	0,50	0,00	0,12	0,00	0,00	0,77
Mixte	2,93	3,89	0,32	0,23	4,58	0,31	12,27
Industriel	0,00	0,02	0,00	0,00	3,80	0,67	4,48

* Sans la Chine et l'Inde.

Source: Voir Annexe 3.3, calculs personnels.

des autres, il est difficile de généraliser. Ainsi, d'après Ward, Konx et Hobson (1977), les coûts énergétiques de la transformation des bovins au Colorado sont compris entre 0,84 et 5,02 millions de joules par kilogramme de poids vif. Des valeurs indicatives en matière de coûts énergétiques, fournies par Sainz (2003), figurent dans le tableau 3.9.

Les émissions dues à la transformation des produits de l'élevage pourraient totaliser plusieurs dizaines de millions de tonnes par an

Pour évaluer à l'échelle mondiale les émissions émanant de la transformation, on pourrait envisager de combiner les paramètres indicatifs du coût énergétique avec des estimations de la production animale mondiale, dans les systèmes intensifs orientés vers la vente (Chapitre 2). Cette approche est cependant difficile, à la fois parce que la validité planétaire de ces indicateurs est sujette à caution, et parce que les données

sur l'origine de l'énergie utilisée et les variantes mondiales sont très aléatoires. La plupart des produits issus des systèmes intensifs étant transformés, le cas du Minnesota cité ci-dessus (section 3.2.1, partie consacrée à l'utilisation de carburants fossiles au niveau des exploitations, et tableau 3.5) constitue un exemple intéressant pour évaluer l'utilisation de l'énergie pour la transformation et pour ventiler la nature des sources d'énergie (tableau 3.10). Ici, le diesel sert surtout à transporter les produits vers les installations de transformation. Les émissions liées à l'acheminement du lait sont élevées, eu égard aux volumes considérables et au mauvais usage des capacités de transport. De grandes quantités d'énergie sont en outre consommées pour pasteuriser le lait et le transformer en fromage et en lait déshydraté. Il en résulte que ce secteur est le deuxième responsable des principales émissions de CO₂ issues de la transformation alimentaire au Minnesota. Les émissions

Tableau 3.9

Valeur indicative des coûts énergétiques de la transformation

Produit	Coût de l'énergie	fossile	Unités Source
Viande de volaille	2,59	MJ/kg de poids vif	Whitehead et Shupe, 1979
Œufs	6,12	MJ/douzaine	OCDE, 1982
Porc frais	3,76	MJ/kg de carcasse	Singh, 1986
Viande de porc transformée	6,30	MJ/kg de viande	Singh, 1986
Viande de mouton	10,4	MJ/kg de carcasse	McChesney et al., 1982
Viande de mouton surgelée	0,432	MJ/kg de viande	Unklesbay et Unklesbay, 1982
Bœuf	4,37	MJ/kg de carcasse	Poulsen, 1986
Bœuf surgelé	0,432	MJ/kg de viande	Unklesbay et Unklesbay, 1982
Lait	1,12	MJ/kg	Miller, 1986
Fromage, beurre, poudre de lactosérum	1,49	MJ/kg	Miller, 1986
Lait en poudre, beurre	2,62	MJ/kg	Miller, 1986

Source: Sainz (2003).

les plus importantes proviennent de la transformation du soja et sont dues aux méthodes physiques et chimiques utilisées pour séparer l'huile et les tourteaux de la graine brute. Si l'on se base sur la fraction de la valeur de ces deux produits (voir Chapagain et Hoekstra, 2004), on peut considérer que près des deux tiers des émissions issues de la transformation du soja peuvent être attribuées au secteur de l'élevage. On peut donc affirmer que ce dernier est responsable de la plupart des émissions de CO₂ liées à l'énergie consommée pour transformer la production agricole du Minnesota.

Le Minnesota peut être considéré comme une zone particulièrement sensible en termes d'émissions issues de la transformation de l'élevage. Au regard des remarques faites ci-dessus sur la variabilité de l'efficacité et des sources énergétiques, son exemple ne peut donc pas servir de base à une estimation mondiale. Pourtant d'après le tableau 3.10, aux États-Unis d'Amérique, l'ensemble des émissions de CO₂ liées à la transformation des produits d'origine animale et des aliments du bétail serait de l'ordre de quelques millions de tonnes. Il est donc fort probable qu'elles atteignent plusieurs dizaines de millions de tonnes à l'échelle planétaire.

Les émissions de CO₂ issues du transport des produits d'origine animale pourraient dépasser 0,8 million de tonnes par an

Le dernier élément de la chaîne alimentaire qui reste à examiner, dans cette analyse du cycle du carbone, est celui qui relie les divers éléments de la chaîne de production et permet de livrer le produit aux détaillants et aux consommateurs, à savoir le transport. Dans de nombreux cas, il s'agit de courts trajets, par exemple pour le ramassage du lait que nous avons mentionné précédemment. Mais les distances qui séparent les étapes sont de plus en plus longues (voir Chapitre 2), aussi le transport devient-il une source importante de gaz à effet de serre.

Le transport intervient principalement à deux stades clés: la livraison des aliments (transformés) du bétail sur les sites de production animale et la livraison des produits d'origine animale sur les marchés de consommation. De gros volumes d'ingrédients bruts destinés aux concentrés sont expédiés partout dans le monde (Chapitre 2). Ces mouvements sur de grandes distances aggravent considérablement le bilan des émissions liées à l'élevage. En plein essor, le soja est l'un des aliments les plus expédiés sur long courrier et ses volumes commercialisés sont les plus importants.

Tableau 3.10

Energie utilisée pour la transformation des produits agricoles dans l'Etat du Minnesota (Etats-Unis d'Amérique) en 1995

Produit	Production ¹ (10 ⁶ tonnes)	Diesel (1000 m ³)	Gaz naturel (10 ⁶ m ³)	Électricité (10 ⁶ kWh)	CO ₂ émis (10 ³ tonnes)
Maïs	22,2	41	54	48	226
Soja	6,4	23	278	196	648
Blé	2,7	19	-	125	86
Produits laitiers	4,3	36	207	162	537
Porcins	0,9	7	21	75	80
Bovins	0,7	2,5	15	55	51
Dindes	0,4	1,8	10	36	34
Betteraves ²	7,4	19	125	68	309
Maïs doux, petits pois	1,0	6	8	29	40

¹ Produits: épis de maïs entiers, lait, poids vif animal. En ce qui concerne le lait, 51 pour cent est transformé en fromage, 35 pour cent est déshydraté et 14 pour cent est mis en bouteille sous forme liquide.

² La transformation des betteraves a nécessité 440 000 tonnes supplémentaires de charbon.

1000 m³ de diesel ~ 2,65x10³ tonnes de CO₂; 10⁶ m³ de gaz naturel ~ 1,91x10³ tonnes de CO₂; 106 kWh ~ 228 tonnes de CO₂.

Source: Ryan et Tiffany (1998). Voir également le tableau 3.5. Le calcul des émissions de CO₂ s'appuie sur les paramètres d'efficacité et d'émission établis par le Format commun de rapport que les Etats-Unis d'Amérique ont soumis à la Convention-cadre sur les changements climatiques (CCNUCC) en 2005.

Le courant d'échange de soja (tourteaux) entre le Brésil et l'Europe est d'une ampleur considérable. Cederberg et Flysjö (2004) ont étudié le coût énergétique que représente le transport de tourteaux de soja depuis le Mato Grosso jusqu'aux fermes laitières de Suède: en expédier une tonne nécessite quelques 2 900 MJ, dont 70 pour cent sont consommés par le transport maritime. Si l'on applique ce besoin en énergie à la quantité de tourteaux de soja transportés chaque année entre le Brésil et l'Europe et si on le combine au facteur d'émission du GIEC pour les moteurs de navires océaniques, on obtient une émission totale de près 32 000 tonnes de CO₂.

Parmi les très nombreux courants d'échange, nous avons choisi les viandes de porc, de volaille et de bovins pour représenter les émissions provoquées par l'usage d'énergie fossile dans le transport de produits d'origine animale à travers le monde. Les chiffres qui apparaissent sur le tableau 15 de l'Annexe 2 ont été obtenus en combinant les volumes échangés (FAO, données de décembre 2005) avec les distances respectives,

les vitesses et capacités des navires, l'utilisation de carburant par le moteur principal et les groupes électrogènes auxiliaires pour la réfrigération, et leurs facteurs respectifs d'émission (GIEC, 1997).

Ces courants représentent près de 60 pour cent du commerce international de la viande. La plupart des échanges portent sur de longues distances et ils produisent chaque année quelque 500 000 tonnes de CO₂, ce qui équivaut à plus de 60 pour cent des émissions de CO₂ issues du transport maritime de la viande. En revanche, nous n'avons pas pris en compte le transport de surface à destination et en provenance du port. En supposant, pour plus de simplicité, que ses effets se compensent l'un l'autre, le transport de viande provoquerait des émissions de CO₂ de l'ordre de 800-850 000 tonnes par an.

3.3 L'élevage et le cycle de l'azote

L'azote représente une part essentielle de la vie et joue un rôle central dans l'organisation et le fonctionnement des écosystèmes de la planète. Dans de nombreux écosystèmes terrestres et

aquatiques, l'azote disponible est un facteur clé qui détermine la nature et la diversité de la vie végétale, la dynamique des populations herbivores comme de leurs prédateurs, ainsi que les processus écologiques tels que la productivité végétale et le cycle du carbone et des sols minéraux (Vitousek *et al.*, 1997).

Le cycle naturel du carbone se caractérise par de vastes réservoirs terrestres et aquatiques ainsi que par une forme atmosphérique facilement assimilée par les plantes. Le cycle de l'azote est nettement différent: l'azote diatomique (N_2) est en effet l'unique (et immense) réservoir stable de l'atmosphère, représentant environ 78 pour cent de celle-ci (voir figure 3.2).

Bien que l'azote soit indispensable à la survie et la croissance de tous les organismes, on ne le trouve presque pas à l'état naturel. La plupart des organismes obtiennent ce nutriment à travers les tissus d'autres organismes morts ou vivants, ce qui explique pourquoi tant d'écosystèmes de la planète sont tributaires de l'azote.

Les quelques organismes capables d'assimiler l'azote diatomique (N_2) de l'atmosphère constituent la base du cycle naturel de l'azote – dont l'intensité est modeste par rapport à celle du cycle du carbone; c'est ce qui permet la constitution de réservoirs dynamiques, sous forme de ressources aquatiques et de matière organique. D'une manière générale, l'azote est extrait de l'atmosphère par les microorganismes du sol, tels que les bactéries fixatrices d'azote qui colonisent les racines des plantes légumineuses. Ces bactéries le transforment en diverses formes (sous le terme d'azote réactif – N_r –, il s'agit essentiellement de composés d'azote autre que le N_2), telles que l'ammoniac, que les plantes peuvent ensuite utiliser. Ce processus s'appelle la fixation de l'azote. Par ailleurs, d'autres microorganismes extraient l'azote du sol et le rejettent dans l'atmosphère. C'est la dénitrification. Celle-ci libère l'azote dans l'atmosphère sous d'autres formes, principalement du N_2 . Elle produit en outre de l'oxyde nitreux (N_2O), qui est un gaz à effet de serre.

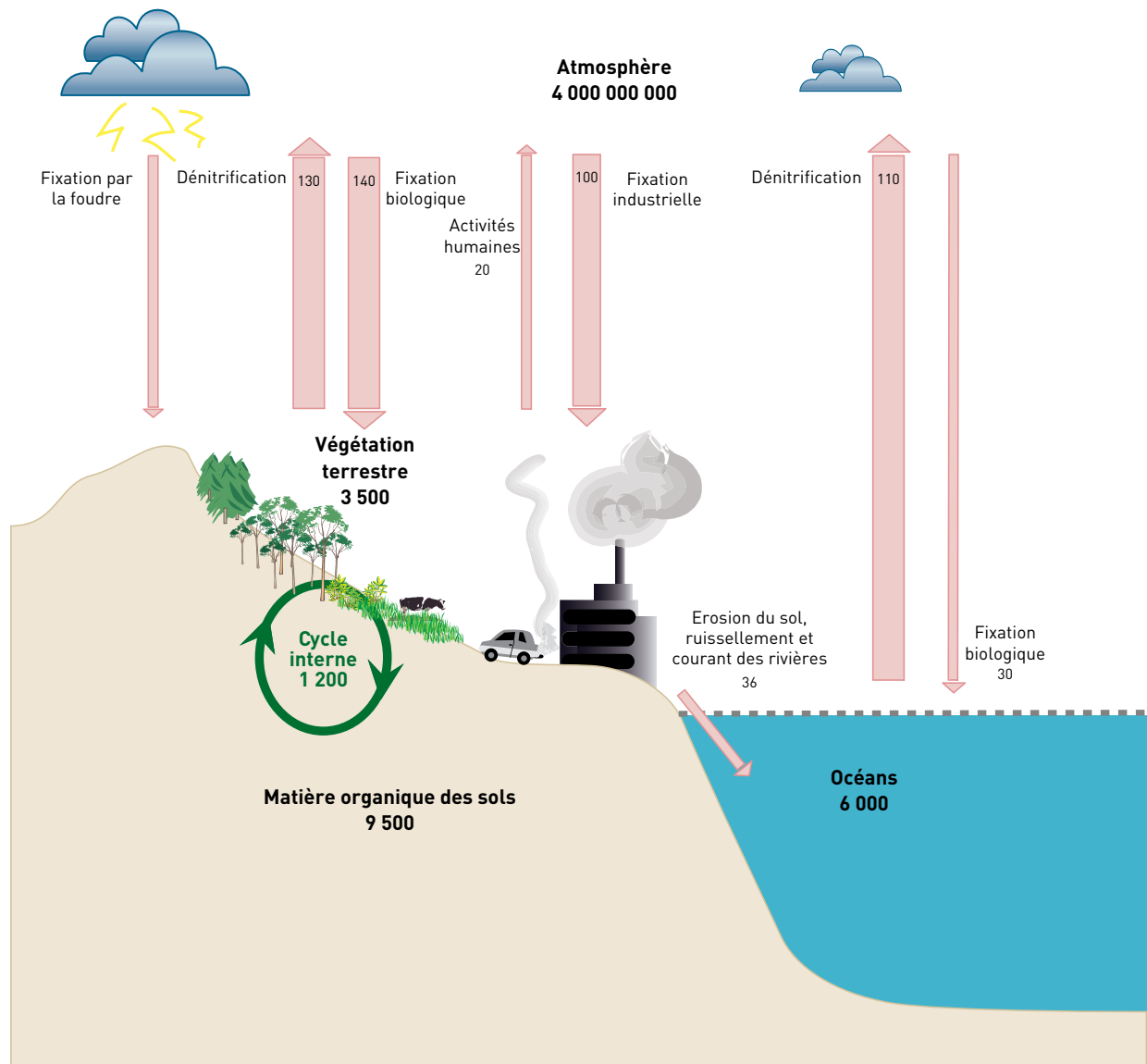
L'impact de l'homme sur le cycle de l'azote

La faible aptitude qu'ont les écosystèmes naturels à maîtriser le cycle de l'azote constitue un obstacle majeur pour subvenir aux besoins alimentaires des populations grandissantes (Galloway *et al.*, 2004). L'extension considérable de la culture des légumineuses, du riz et du soja a certes fait croître la fixation de l'azote, mais les besoins des populations n'ont pu être vraiment satisfaits que lorsque le procédé Haber-Bosch a été inventé dans les années 1990, permettant de transformer le N_2 en engrais minéral (voir section sur les sources d'approvisionnement en fourrage).

Etant donné la modeste intensité du cycle naturel de l'azote, les apports d'engrais azotés ont eu des conséquences dramatiques. On estime en effet que, sous l'action de l'homme, le taux d'azote qui pénètre naturellement dans le cycle de l'azote terrestre a déjà doublé, et il continue de croître (Vitousek *et al.*, 1997). Les engrais de synthèse fournissent désormais près de 40 pour cent de l'azote absorbé par les cultures (Smil, 2001). Malheureusement, les productions végétales et surtout animales n'utilisent cette ressource supplémentaire qu'avec une faible efficacité, de l'ordre de 50 pour cent environ. On estime que le reste intègre ce que l'on appelle la «cascade de l'azote» (Galloway *et al.*, 2003) et est emporté par l'eau ou le vent, là où l'azote a des répercussions multiples sur les écosystèmes et les hommes. Ajouter des quantités excessives d'azote peut polluer les écosystèmes et perturber à la fois leur fonctionnement écologique et les communautés vivantes qu'ils soutiennent.

Le problème pour l'atmosphère est qu'en intervenant dans le cycle de l'azote, l'homme perturbe l'équilibre des formes d'azote présentes dans l'atmosphère et dans d'autres réservoirs. L'azote moléculaire non réactif n'est ni un gaz à effet de serre ni un pollueur de l'air. En revanche, l'azote rejeté par les activités humaines l'est en grande partie sous forme d'un azote réactif qui constitue, pour sa part, soit un gaz à

Figure 3.2 Le cycle de l'azote



Source: Skinner, Porter et Botkin (1999).

effet de serre soit un pollueur de l'air. L'oxyde nitreux (N₂O) résiste longtemps dans l'atmosphère, où sa durée de vie peut atteindre 150 ans. Outre le rôle qu'il joue dans le réchauffement de la planète, le N₂O intervient également dans la réduction de la couche d'ozone qui protège la biosphère des effets nocifs des rayons solaires ultraviolets (Bolin *et al.*, 1981). Doubler la concentration de N₂O dans l'atmosphère provo-

querait une diminution de la couche d'ozone qui pourrait être de l'ordre de 10 pour cent, ce qui en retour augmenterait le rayonnement des ultraviolets atteignant la terre de 20 pour cent.

La concentration atmosphérique de N₂O est en constante augmentation depuis le début de l'ère industrielle, elle est désormais de 16 pour cent (46 ppM) supérieure à son niveau de 1750 (GIEC, 2001b). Les sources naturelles de N₂O émettent

approximativement 10 millions de tonnes d'azote par an, auxquelles les sols contribuent pour environ 65 pour cent et les océans pour près de 30 pour cent. Selon les récentes estimations, les émissions de N_2O provenant de sources anthropiques (agriculture, brûlage des biomasses, activités industrielles et élevage) approchent les 7-8 millions de tonnes d'azote par an (van Aardenne *et al.*, 2001; Mosier *et al.*, 2004). Toujours d'après les estimations, 70 pour cent de ces émissions résultent de l'agriculture ou de l'élevage. Les émissions anthropiques de monoxyde d'azote (NO) ont aussi fortement augmenté. Bien qu'il ne constitue pas un gaz à effet de serre (et donc n'entrera plus en considération dans cette section), le NO intervient dans le processus de formation de l'ozone, qui est lui-même un gaz à effet de serre.

S'il est vrai qu'elles se redéposent très vite (en quelques heures voire quelques jours), les émissions annuelles d'ammoniac (NH_3), qui polluent l'air ont augmenté, passant de quelque 18,8 millions de tonnes d'azote à la fin du XIX^e siècle à près de 56,7 millions de tonnes au début des années 90. On prévoit qu'elles atteindront 116 millions de tonnes par an d'ici 2050, ce qui aggravera considérablement la pollution de l'air dans de nombreuses régions du monde (Galloway *et al.*, 2004). Cela serait presque entièrement dû à la production alimentaire et plus particulièrement aux effluents du bétail.

Outre l'utilisation accrue d'engrais et la fixation de l'azote par l'agriculture, l'accroissement des émissions de N_2O par les écosystèmes agricoles et naturels est également dû aux dépôts accrus d'azote, principalement sous forme d'ammoniac. Alors que la disponibilité en azote est le facteur limitant des écosystèmes terrestres de l'hémisphère nord, la disponibilité en phosphore est souvent le facteur limitant des écosystèmes tropicaux, qui constituent actuellement une source importante de N_2O (et de NO). Les engrais azotés introduits dans ces écosystèmes produisent des flux de NO et N_2O qui sont 10 à 100 fois supérieurs à ceux issus des mêmes engrais utilisés

dans des systèmes dont le facteur limitant est l'azote (Hall et Matson, 1999).

Les émissions de N_2O par le sol dépendent également de l'humidité du sol et de la température, et risquent donc de répondre aux changements climatiques (Frolking *et al.*, 1998). En fait, les processus chimiques qui mettent en jeu les oxydes nitreux sont extrêmement complexes (Mosier *et al.*, 2004). La nitrification – l'oxydation de l'ammoniac en nitrite puis en nitrate – se produit dans pratiquement tous les écosystèmes terrestres, aquatiques et sédimentaires, elle est effectuée par des bactéries spécialisées. La dénitrification, c'est-à-dire la réduction microbienne des nitrates ou des nitrites en azote gazeux, avec le NO et le N_2O comme composants intermédiaires de réduction, est accomplie par une gamme variée et très largement répartie de bactéries hétérotrophes aérobies.

De nos jours, l'ammoniac est principalement utilisé comme engrais, et est produit à partir d'azote moléculaire non réactif, dont une partie se volatilise directement. D'une manière générale, l'émission d'ammoniac la plus importante dans l'atmosphère provient de la décomposition des matières organiques du sol. La quantité exacte d'ammoniac qui s'échappe des sols est incertaine, mais elle est estimée aux alentours de 50 millions de tonnes par an (Chameides et Perdu, 1997). Chaque année, les animaux domestiques produisent jusqu'à 23 millions de tonnes d'azote sous forme d'ammoniac, tandis que la contribution des animaux sauvages n'est que de 3 millions de tonnes d'azote par an environ, auxquelles s'ajoutent 2 millions de tonnes dues aux déchets humains.

L'ammoniac se dissout facilement dans l'eau et réagit aux composants acides. Une fois dans l'atmosphère, il est donc absorbé par l'eau et réagit aux acides pour former des sels. Ces sels sont redéposés sur le sol dans les heures ou les jours qui suivent (Galloway *et al.*, 2003) et peuvent avoir à leur tour un impact sur les écosystèmes.

3.3.1 Azote émis par les engrais liés à l'alimentation du bétail

L'estimation des pertes de NH_3 par volatilisation à partir des engrais azotés minéraux utilisés au milieu des années 90 est de l'ordre de 11 millions de tonnes d'azote par an environ. Sur ce total, 0,27 million de tonnes émanaient des prairies fertilisées, 8,7 millions des cultures pluviales et 2,3 millions des cultures de riz en zones humides (FAO/IFA, 2001, estimations des émissions en 1995). Ce phénomène se produit en grande partie dans les pays en développement (8,6 millions de tonnes de N), dont près de la moitié en Chine. La moyenne des pertes d'azote sous forme d'ammoniac dues à l'utilisation d'engrais de synthèse s'élève à plus du double (18 pour cent) de celles des pays développés ou en transition (7 pour cent). Cette différence de taux de pertes s'explique surtout par les températures plus élevées et l'usage dominant de l'urée et du bicarbonate d'ammonium dans le monde en développement.

Dans les pays en développement, on utilise près de 50 pour cent des engrais azotés sous forme d'urée (FAO/IFA, 2001). Certains auteurs (Bouwman *et al.*, 1997) estiment que les pertes de NH_3 émises par l'urée peuvent atteindre 25 pour cent dans les régions tropicales et 15 pour cent dans les climats tempérés. En outre, les émissions de NH_3 risquent d'être plus importantes pour les cultures de riz en zones humides que dans les champs des terres sèches. En Chine, 40 à 50 pour cent des engrais azotés sont utilisés sous forme de bicarbonate d'ammonium, qui est extrêmement volatil. Il peut perdre en moyenne 30 pour cent de NH_3 dans les zones tropicales et 20 pour cent dans les zones tempérées. En revanche, les pertes de NH_3 à partir de l'injection d'ammoniac anhydre, un procédé largement utilisé aux Etats-Unis d'Amérique, ne sont que de 4 pour cent (Bouwman *et al.*, 1997).

Quelle part des émissions directes dues aux engrais pouvons-nous attribuer au secteur de l'élevage? Comme nous l'avons vu, une grande partie de la production végétale dans le monde

sert à alimenter le bétail et la plupart des terres correspondantes sont fertilisées avec des engrais minéraux. Selon nos estimations de la section 3.2.1, 20 à 25 pour cent des engrais minéraux utilisés (environ 20 millions de tonnes d'azote) sont destinés à la production fourragère pour le secteur de l'élevage. En supposant que les taux de perte faibles que l'on observe dans un pays comme les Etats-Unis d'Amérique, grand utilisateur d'engrais pour la production d'aliments du bétail, sont compensés par des taux de perte élevés en Asie du Sud et de l'Est, on peut affirmer que les engrais minéraux perdent en moyenne 30 pour cent de NH_3 par volatilisation (FAO/IFA, 2001). Sur cette base, la production animale peut être considérée responsable, à partir des engrais minéraux, de la volatilisation de 3,1 millions de tonnes de $\text{NH}_3\text{-N}$ (tonnes d'azote sous forme d'ammoniac) par an dans le monde.

Passons maintenant au N_2O . Le niveau des émissions émanant des engrais minéraux azotés dépend du mode et du calendrier de leurs applications. Pour la plupart des régions du monde, on peut estimer les émissions de N_2O en utilisant le modèle FAO/IFA (2001). Les émissions d'oxyde nitreux s'élèvent à $1,25 \pm 1$ pour cent de l'azote appliqué. Cette estimation constitue une moyenne pour tous les types d'engrais, comme cela a été proposé par Bouwman (1995) et adopté par le GIEC (1997). Les taux d'émissions varient également d'un engrais à l'autre. Les calculs FAO/IFA (2001) ont montré que le taux de perte de $\text{N}_2\text{O-N}$ des engrais minéraux était de l'ordre de 1 pour cent. Selon la même hypothèse que précédemment, la production animale pourrait être responsable, à l'échelle mondiale, de l'émission de 0,2 million de tonnes de $\text{N}_2\text{O-N}$ par an, à partir des engrais minéraux.

Les émissions de N_2O émanent aussi de la culture des légumineuses fourragères, bien que celles-ci ne reçoivent généralement pas d'engrais azotés puisque le rhizobium présent dans les nodules de leurs racines fixe l'azote que la plante peut utiliser. Des études ont montré que ces cultures affichent des émissions d'un niveau

équivalent à celui des autres cultures fertilisées. Si l'on considère la superficie mondiale cultivée pour le soja et les légumineuses et la part de production qui sert à alimenter le bétail, on obtient un total de 75 millions d'hectares pour 2002 (FAO, 2006b). Cela correspondrait à 0,2 millions de tonnes supplémentaires de N_2O-N par an. Si l'on ajoutait la luzerne et le trèfle, il est probable que ce chiffre doublerait, bien que ces cultures n'aient fait l'objet d'aucune estimation mondiale. Russelle et Birr (2004) révèlent que, dans les bassins du fleuve Mississippi, le soja et la luzerne absorbent au total quelque 2,9 millions de tonnes d'azote fixé, le taux de fixation de la luzerne étant le double de celui du soja (voir également une étude dans Smil, 1999). Il semble donc probable que la production animale puisse être considérée comme étant à l'origine d'une émission de N_2O-N totalisant plus de 0,5 million de tonnes par an à partir des cultures de légumineuses, et plus de 0,7 million de tonnes à partir des cultures fourragères.

3.3.2 Emissions liées à l'utilisation d'engrais chimiques

Les émissions mentionnées ci-dessus, directement issues des terres agricoles, représentent 10 à 15 pour cent de l'azote réactif ajouté par l'homme (engrais minéral et fixation biologique de l'azote – FBA – causée par la culture). Malheureusement, une très grande part de l'azote restant n'intègre pas les tissus de la plante récoltée et n'est pas stockée dans le sol. Les variations nettes des réserves d'azote fixé sous forme organique dans les sols agricoles de la planète sont très faibles et peuvent être positives ou négatives (plus ou moins 4 millions de tonnes d'azote, voir Smil, 1999). Les sols de certaines régions bénéficient de gains significatifs, tandis que les sols mal gérés d'autres régions souffrent de pertes importantes.

Comme Von Liebig le remarquait déjà en 1840 (cité dans Smil, 2002), l'un des principaux objectifs de l'agriculture est de produire de l'azote digestible, aussi les cultures visent-elles à en

accumuler autant que possible dans le produit récolté. Mais même l'agriculture moderne provoque des pertes considérables – selon les estimations, l'efficacité d'utilisation de l'azote de la production végétale mondiale n'est que de 50 ou 60 pour cent (Smil, 1999; van der Hoek, 1998). Si l'on reprend ces données en prenant en considération le rapport entre la quantité d'azote récolté dans le monde et l'apport annuel d'azote¹⁰, on constate que l'efficacité est encore moindre, avec un résultat inférieur de 40 pour cent.

Les effluents d'élevage ont une incidence sur ce résultat car, comparés aux engrais minéraux, leur taux de perte est relativement élevé (voir la section suivante). L'engrais minéral est absorbé de façon plus complète, selon son taux d'application et son type. La combinaison la plus efficace qui ait été observée absorbe près de 70 pour cent. En général, le taux d'absorption d'engrais minéral dépasse 50 pour cent pour l'Europe, alors qu'en Asie il est de 30 à 35 pour cent pour la culture du riz (Smil, 1999).

Le reste de l'azote est perdu. La plupart de ces pertes ne sont pas émises directement dans l'atmosphère mais intègre la cascade de l'azote à travers l'eau. Il n'est pas facile d'identifier la part

¹⁰ Les cultures, selon la définition de van der Hoek, comprennent les pâturages et les cultures de graminées. En réduisant les apports et les rendements du bilan azoté pour ne refléter que le bilan des terres cultivées (azote du fumier animal, de l'ordre de 20 millions de tonnes selon certaines estimations – FAO/IFA, 2001; Smil, 1999 –, dont il faut soustraire le rendement de l'azote de l'herbe consommée), on aboutit à une efficacité d'assimilation du produit végétal de 38 pour cent. Smil a proposé une définition moins large des taux de récupération de l'azote des cultures mais qui inclut les cultures fourragères. Les cultures fourragères comprennent de nombreuses espèces légumineuses et améliorent donc l'efficacité globale. Leur soustraction du bilan ne semble avoir qu'un effet limité. Toutefois, Smil comprend cette récupération comme correspondant à l'azote présent dans tous les tissus de la plante. Une part importante de l'azote des plantes n'est pas récoltée (d'après ses estimations, les résidus de récolte contiennent 25 millions de tonnes d'azote): une partie disparaît donc par décomposition après la récolte et une autre réintègre le cycle de culture suivant. La soustraction des résidus de récolte du bilan donne une efficacité d'assimilation d'azote récolté de 60/155 millions de tonnes d'azote, soit 38 pour cent.

que perdent les cultures fertilisées. Smil (1999) a tenté de les évaluer à l'échelle planétaire. Il estime qu'au milieu des années 90, quelque 37 millions de tonnes d'azote ont été perdues par les terres cultivées à travers l'infiltration des nitrates (17 millions de tonnes d'azote) et l'érosion des sols (20 millions de tonnes). En outre, une fraction de l'ammoniac émis par l'engrais minéral azoté (11 millions de tonnes d'azote par an) finit par être rejetée dans les eaux superficielles (près de 3 millions de tonnes d'azote par an).

Cet azote se dénitrifie peu à peu dans les réservoirs qui résultent de la cascade de l'azote (Galloway *et al.*, 2003). Il en ressort un enrichissement des écosystèmes aquatiques en azote réactif, qui provoque des émissions non seulement de N_2 mais également d'oxyde nitreux. D'après certains auteurs (Galloway *et al.*, 2004), la totalité des émissions anthropiques de N_2O émanant des réservoirs aquatiques représente 1,5 million de tonnes d'azote, qui proviennent des quelque 59 millions de tonnes d'azote transporté vers les eaux intérieures et les zones côtières. Si l'on suppose que les pertes sont proportionnelles à la part de fertilisation azotée destinée à la production fourragère (quelque 20-25 pour cent du total mondial, voir la section sur le carbone), on peut estimer que la production fourragère transfère annuellement près de 8 à 10 millions de tonnes d'azote dans les sources aquatiques. Si l'on applique le taux global des émissions aquatiques et anthropiques de N_2O (1,5/59) aux pertes d'engrais minéral azoté causées par le bétail dans les réservoirs aquatiques, on trouve une évaluation des émissions causées par le bétail et émanant des sources aquatiques d'environ 0,2 million de tonnes d'azote ou de N_2O .

3.3.3 Perte de l'azote dans la chaîne de production animale

L'efficacité d'assimilation de l'azote par les cultures est relativement faible. Cela est en grande partie dû à des facteurs de gestion, tels que l'application de quantités d'engrais souvent

excessives ainsi que son mode et sa fréquence d'application. En optimisant ces paramètres, il est possible d'atteindre un niveau d'efficacité de 70 pour cent. Les 30 pour cent restants peuvent être considérés comme une perte intrinsèque (inévitable).

Le bétail a une efficacité d'assimilation de l'azote encore plus faible. Il existe deux différences essentielles entre l'utilisation de l'azote pour la production animale et l'usage qui en est fait pour les cultures:

- L'efficacité globale d'assimilation est bien plus faible.
- Le gaspillage provoqué par des apports incorrects est généralement inférieur.

Par conséquent, l'efficacité d'assimilation de l'azote inhérente des produits d'origine animale est faible et entraîne des pertes importantes d'azote, quelles que soient les conditions.

L'azote est intégré par les animaux à travers l'alimentation. Les aliments du bétail contiennent 10 à 40 grammes d'azote par kilogramme de matière sèche. Diverses évaluations montrent que le bétail fait preuve de peu d'efficacité pour assimiler l'azote contenu dans les aliments. Selon les estimations de Smil (1999), le bétail, toutes espèces confondues, a émis au milieu des années 90 quelque 75 millions de tonnes d'azote. D'après Van der Hoek (1998), en 1994, l'ensemble des produits d'origine animale de la planète contenait environ 12 millions de tonnes d'azote. Ces chiffres suggèrent une assimilation sous-jacente de seulement 14 pour cent. En considérant uniquement la production d'animaux nourris de cultures fourragères, Smil (2002) a calculé une efficacité moyenne équivalente de 15 pour cent (33 millions de tonnes d'azote contenus dans les aliments, fourrages et résidus produisent 5 millions de tonnes d'aliments du bétail azotés). Selon les estimations du National Research Council (2003), le secteur de l'élevage aux États-Unis d'Amérique a également une efficacité d'assimilation de l'azote de 15 pour cent (0,9 sur 5,9 millions de tonnes de N). D'après le

GIEC (1997), la rétention de l'azote dans les produits d'origine animale tels que le lait, la viande, la laine et les œufs, se situe généralement entre 5 et 20 pour cent de l'apport d'azote total. Cette homogénéité apparente des estimations pourrait très bien occulter une diversité des causes, comme l'alimentation animale de mauvaise qualité dans les systèmes de pâturages semi-arides et les régimes alimentaires trop riches en azote dans les systèmes intensifs.

L'efficacité varie considérablement selon les espèces et les produits d'origine animale. Selon les estimations de Van der Hoek (1998), l'efficacité mondiale de l'assimilation de l'azote se situe aux alentours de 20 pour cent pour les porcs et 34 pour cent pour la volaille. Pour les Etats-Unis d'Amérique, les calculs de Smil (2002) ont évalué l'efficacité de conversion des protéines des produits laitiers à 40 pour cent, alors que celle du bœuf est seulement de 5 pour cent. La faible efficacité que l'on observe chez les bovins à travers le monde est partiellement structurelle, car ce sont de grands animaux dont les périodes de gestation sont longues et le taux métabolique basal faible. Mais le cheptel bovin de la planète comprend également une grande population d'animaux de trait élevés pour leur énergie et non pour leurs protéines. Ainsi, il y a 10 ans, les bovins et les chevaux représentaient 25 pour cent de la consommation énergétique de l'agriculture chinoise (Mengjie et Yi, 1996). En outre, dans de nombreuses régions du monde, les animaux au pâturage sont nourris à un niveau de simple subsistance et consomment sans produire beaucoup.

En conséquence, une grande quantité d'azote est rendue à l'environnement à travers les excréments des animaux. Pour autant, l'azote excrété n'est pas totalement gaspillé. Qu'il serve d'engrais ou qu'il soit directement déposé sur les prairies ou les champs cultivés, l'azote réactif réintègre en partie le cycle de la production végétale. Cela s'applique particulièrement aux ruminants, qui fournissent en effet davantage d'azote par leurs déchets qu'ils n'en perdent.

Smil (2002) a également remarqué que «cette inefficacité [de l'assimilation de l'azote par les ruminants] est négligeable en termes de bilan azoté global lorsque les animaux sont nourris à l'herbe, ou exclusivement avec des résidus de cultures ou des aliments transformés (ceux-ci allant de la paille au son et des tourteaux à l'écorce de pamplemousse) que les espèces non ruminantes ne peuvent digérer ou consommer. Une telle alimentation du bétail ne nécessite pas, ou très peu – dans le cas de certains pâturages qui sont fertilisés –, d'apports supplémentaires d'engrais N. Toute communauté qui accorderait une grande importance à la réduction des pertes d'azote au sein des systèmes agroécologiques ne produirait donc que ces deux types de viande de bœuf. En revanche, la production de viande bovine a un impact des plus importants sur l'utilisation mondiale d'azote lorsque les animaux sont exclusivement nourris de concentrés, en général composés d'un mélange de graines de céréales (surtout du maïs) et de soja.»

D'importantes émissions de gaz à effet de serre résultent effectivement des pertes d'azote provenant de déchets animaux qui en contiennent en grande quantité et dont la composition chimique provoque des pertes notables. L'excrétion fécale des ovins et des bovins produit généralement 8 grammes d'azote par kilogramme de matière sèche consommée, quelle que soit la teneur en azote de l'aliment (Barrow et Lambourne, 1962). Le reste de l'azote est excrété dans l'urine et plus la teneur en azote de l'alimentation augmente, plus sa proportion dans l'urine s'accroît. Dans les systèmes de production animale où le bétail absorbe de grandes quantités d'azote, il en excrète plus de la moitié sous forme d'urine.

Les pertes provenant du fumier ont lieu à différentes étapes: pendant le stockage, peu après l'application ou le dépôt direct sur les terres et à des stades ultérieurs.

3.3.4 Emissions d'azote issues du stockage des effluents d'élevage

Au cours du stockage des excréments (y compris celles ayant eu lieu précédemment dans les stabulations), l'azote fixé sous forme organique présent dans les matières fécales et l'urine commence à se minéraliser en $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ et sert de support pour les nitrificateurs et les dénitrificateurs (et donc, à la production en fin de chaîne de N_2O). Pour la plus grande part, ces composants azotés excrétés se minéralisent rapidement. En ce qui concerne l'urine, plus de 70 pour cent de l'azote se trouve généralement sous forme d'urée (GIEC, 1997). L'acide urique est le composant azoté dominant dans les excréments de volaille. L'hydrolyse à la fois de l'urée et de l'acide urique en NH_3/NHA^+ est très rapide dans les flaques d'urine.

Si l'on considère les premières émissions de N_2O , seule une faible part de la totalité de l'azote excrété se transforme généralement en N_2O au cours de la manipulation et du stockage des déchets. Comme cela a été dit ci-dessus, la composition des déchets détermine le taux de son potentiel de minéralisation, alors que l'importance des émissions dépend des conditions environnementales. Le N_2O n'est émis que si les déchets sont manipulés en aérobiose, permettant ainsi à l'ammoniac ou à l'azote organique de se transformer en nitrates et nitrites (nitrification). Ils doivent être ensuite manipulés en anaérobiose afin que les nitrates et les nitrites se réduisent en N_2 après avoir produit le N_2O et l'acide nitrique (NO) (dénitrification). Ces émissions risquent fort de se produire dans les systèmes qui manient des déchets secs et possèdent des conditions aérobies, tout en contenant des parties anaérobies en raison de la saturation. Ainsi, les déchets dans les stabulations sont déposés sur le sol où ils sont oxydés en nitrite et nitrate et sont susceptibles d'être confrontés à des conditions saturées. Il existe un antagonisme entre les risques d'émission de méthane et d'oxyde nitreux pour les différents chemins du stockage de déchets – les tentatives

pour réduire les émissions de méthane risquent fort d'augmenter celles de N_2O .

La quantité de N_2O libéré lors du stockage et du traitement des déchets animaux dépend du système et de la durée de la gestion des excréments ainsi que de la température. Malheureusement, nous ne disposons pas de données suffisantes pour établir une relation entre le degré d'aération et les émissions de N_2O qui émanent du lisier lors du stockage et du traitement. En outre, les pertes ont fait l'objet d'un grand nombre d'estimations. Lorsqu'elles sont exprimées en $\text{N}_2\text{O-N/kg}$ d'azote présent dans les déchets (c'est-à-dire la proportion d'azote dans les déchets émise dans l'atmosphère sous forme d'oxyde nitreux), les pertes lors du stockage sont comprises entre moins de 0,0001 kg de $\text{N}_2\text{O-N/kg}$ d'azote pour les lisiers et plus de 0,15 kg de $\text{N}_2\text{O-N/kg}$ d'azote pour les déchets des porcs élevés dans des stabulations à litière accumulée. Toute estimation des émissions mondiales provenant des effluents d'élevage doit prendre en considération ces incertitudes. Un jugement expert, basé sur la gestion actuelle des effluents dans les différents systèmes et les facteurs d'émissions par défaut du GIEC (encadré 3.3)¹¹, affirme que les émissions de N_2O émanant des effluents d'élevage stockés produisent l'équivalent de 0,7 million de tonnes d'azote par an.

Si nous examinons l'ammoniac, la dégradation rapide de l'urée et de l'acide urique en ammonium provoque de très fortes pertes d'azote par volatilisation lors du stockage et du traitement des effluents. Alors que les émissions effectives sont régies par de nombreux facteurs, en particulier les systèmes de gestion du fumier et la

¹¹ Voir également l'Annexe 3.3. Les experts de l'élevage au niveau régional ont fourni des informations sur l'importance relative des différents types de gestion des déchets pour chacun des systèmes de la région au moyen d'un questionnaire. C'est sur cette base que les experts en gestion des déchets et émissions de gaz du Réseau de recyclage des résidus agricoles, urbains et industriels dans le secteur agricole (RAMIRAN; disponible sur www.ramiran.net) ont pu établir une estimation des émissions spécifiques selon les régions et les systèmes.

température, la plus grande partie de l'azote NH_3 se volatilise au cours du stockage (en général environ un tiers de l'azote préalablement éliminé par les animaux), avant d'être épandu ou jeté. Selon Smil (1999) (Galloway *et al.*, 2003, ont utilisé le document de Smil pour leurs estimations), au milieu des années 90 dans le monde entier, près de 10 millions de tonnes d'azote NH_3 ont été perdues dans l'atmosphère à partir d'opérations liées à l'alimentation du bétail en espace confiné. Pourtant, seule une partie du fumier collecté provient de systèmes industriels.

Si l'on considère le cheptel des systèmes industriels (Chapitre 2) et l'estimation des effluents produits par ce dernier (GIEC, 1997), on peut considérer qu'actuellement les déchets animaux contiennent 10 millions de tonnes d'azote et que le fumier stocké émet 2 millions de tonnes d'azote NH_3 .

Les pertes par volatilisation lors de la gestion des déchets animaux sont donc proches de celles qui résultent de l'utilisation actuelle d'engrais azotés synthétiques. D'une part, cette perte d'azote réduit les émissions du fumier une fois qu'il est épandu sur les champs, d'autre part, il provoque ensuite des émissions d'oxyde nitreux lors de la cascade de l'azote.

3.3.5 Emissions d'azote provenant des effluents d'élevage épandus ou déposés

Les excréments directement déposés sur les terres (répandues mécaniquement ou par le bétail) perdent une quantité d'azote élevée qui entraîne une volatilisation importante d'ammoniac. Il est difficile de quantifier les émissions d'azote qui émanent du fumier épandu car elles dépendent de la qualité des fourrages consommés par les ruminants de même que des conditions environnementales, ces deux facteurs étant fort variables. Selon les estimations FAO/IFA (2001), la volatilisation du NH_3 à partir du fumier animal, après application, entraîne une perte nette d'azote de 23 pour cent à travers le monde. Smil (1999) estime que cette perte est d'au moins 15 à 20 pour cent.

Le GIEC propose 20 pour cent comme moyenne de perte habituelle d'azote due à la volatilisation de l'ammoniac. Si l'on considère la perte importante qui a lieu lors du stockage (voir section précédente), la totalité de la volatilisation d'ammoniac après excrétion peut être estimée à environ 40 pour cent. Il semble raisonnable de considérer ce taux pour le fumier appliqué directement (un maximum de 60 voire de 70 pour cent a été enregistré), en supposant que la proportion inférieure d'urine dans les systèmes traditionnels des zones tropicales est compensée par la température plus élevée. Nous pensons qu'au milieu des années 90, les animaux des systèmes plus intensifs ont déposé directement sur les terres près de 30 millions de tonnes de N, et que 12 millions de tonnes d'azote ont ensuite été perdues par volatilisation du NH_3 ¹².

Il faut ajouter à cela, selon la FAO/IFA (2001), la perte d'azote après épandage des effluents d'élevage par l'homme (fumier auparavant stocké avant d'être appliqué), qui s'élève à environ 8 millions de tonnes, ce qui aboutit à une perte totale d'azote par volatilisation de l'ammoniac d'environ 20 millions de tonnes.

Ces chiffres ont augmenté au cours de ces 10 dernières années. Même en suivant l'estimation prudente du GIEC de 20 pour cent, et sans compter le fumier utilisé comme combustible, on obtient une estimation de perte par volatilisation du NH_3 après application/dépôt du fumier de quelque 25 millions de tonnes d'azote en 2004.

Passons maintenant au N_2O . Les émissions du sol qui émanent du surplus d'apport externe d'azote (et dont on a soustrait la volatilisation de l'ammoniac) dépendent de nombreux facteurs, dont les principaux sont les espaces remplis

¹²Nous avons estimé que, sur un total de 75 millions de tonnes d'azote excrétées par le bétail, 33 millions de tonnes ont été appliquées sur les prairies intensives, sur les cultures de montagne et sur le riz des zones humides (FAO/IFA, 2001), et que, par ailleurs, 10 millions de tonnes d'ammoniac ont été perdues pendant le stockage. L'utilisation des effluents d'élevage comme combustible a été ignorée.

d'eau dans le sol, la disponibilité du carbone organique, le pH, la température du sol, le taux d'absorption des plantes et cultures et la pluviométrie (Mosier *et al.*, 2004). Toutefois, en raison de la complexité des interactions et de la forte incertitude quant au flux de N_2O qui en résulte, les directives révisées du GIEC ne s'appuient que sur les apports d'azote et ne tiennent pas compte des caractéristiques des sols. En dépit de cette incertitude, les gaz qui se dégagent du sol à cause du fumier représentent manifestement la principale source de N_2O liée à l'élevage. Les émissions que dégagent les animaux au pâturage (déchets non gérés, émission directe) et le fumier qui sert d'engrais sur les terres cultivées sont d'un niveau comparable. Les émissions de N_2O dues au pacage sont de l'ordre de 0,002-0,098 kg de N_2O -N/kg d'azote excrété alors que le facteur d'émission par défaut pour l'utilisation d'engrais est fixé à 0,0125 kg de N_2O -N/kg d'azote. La quasi-totalité des données concerne les zones tempérées et les prairies intensives. Ici, la teneur en azote des déjections et surtout de l'urine est supérieure à celles des prairies gérées de façon moins intensive dans les régions tropicales et subtropicales. On ne sait dans quelle mesure cela compense les émissions accrues des écosystèmes tropicaux, plus limités en phosphore.

Les émissions qui émanent du fumier épandu doivent être calculées séparément de celles provenant des déchets excrétés par les animaux. D'après les estimations de l'étude menée par la FAO/IFA (2001), le taux de perte de N_2O à partir du fumier appliqué est de 0,6 pour cent¹³, c'est-à-dire inférieur à la plupart des engrais azotés minéraux, ce qui s'est traduit au milieu des années 90 par une perte de N_2O , à partir du sol recouvert par du fumier animal, de 0,2 million de tonnes d'azote. Si l'on employait la méthodologie

du GIEC, ce résultat s'élèverait à 0,3 million de tonnes d'azote.

En ce qui concerne les déchets animaux excrétés sur les pâturages, on estime qu'au milieu des années 90, les terres des systèmes les plus extensifs ont reçu approximativement un total de 30 millions de tonnes d'azote. Si l'on applique le «facteur raisonnable d'émission moyenne globale» (0,02 kg N_2O -N/kg d'azote excrété) à ce total, on obtient une perte du fumier au sol de 0,6 million de tonnes d'azote, ce qui donne un total d'émission d'environ 0,9 million de tonnes d'azote pour cette période.

En appliquant la méthodologie du GIEC aux estimations actuelles des systèmes de production animale ainsi qu'au cheptel, on obtient une perte de N_2O à partir du fumier au sol de 1,7 million de tonnes d'azote par an. Sur ce total, 0,6 million de tonnes proviennent des systèmes de pâturages, 1,0 million de tonnes des systèmes mixtes et 0,1 million de tonnes des systèmes de production industrielle (voir encadré 3.3).

3.3.6 Emissions dues aux pertes d'azote du fumier après épandage ou dépôt direct.

Au milieu des années 90, le fumier animal de la planète disposait encore chaque année, après avoir perdu une partie de son azote lors de son stockage et une fois épandu et déposé directement, de quelque 25 millions de tonnes d'azote prêtes à être absorbées par les plantes sur les terres cultivées et les pâturages intensifs. L'assimilation dépend de la couverture du sol: les mélanges légumineuses/graminées peuvent absorber de grandes quantités d'azote ajouté, alors que les pertes des cultures en lignes¹⁴ sont généralement élevées et que celles des sols nus ou labourés sont encore supérieures.

Si l'on considère comme négligeables les quantités d'azote perdues dans les prairies par l'infiltration et l'érosion et si l'on applique le

¹³ Exprimé en tant que part de la quantité appliquée au départ, sans déduire l'ammoniac volatilisé sur place, ce qui peut expliquer pourquoi la valeur par défaut donnée par le GIEC est plus élevée.

¹⁴ Cultures agricoles telles que le maïs et le soja, qui sont cultivés en lignes.

Encadré 3.3 Évaluation des émissions d'oxyde nitreux dérivant des effluents d'élevage, par système de production, espèce et région

Les chiffres mondiaux que nous avons mentionnés reflètent l'importance des émissions d'oxyde nitreux issues de la production animale. Toutefois, afin d'établir des priorités et de faire face au problème, il nous faut comprendre de façon plus détaillée l'origine de ces émissions et donc examiner la contribution des différents systèmes de production, espèces et régions du monde.

S'appuyant sur les données actuelles relatives à l'élevage, notre évaluation, détaillée ci-dessous, nous a permis d'obtenir une estimation bien meilleure que tous les documents récemment publiés, dont les sources datent du milieu des années 90. Le secteur de l'élevage a sensiblement évolué au cours des 10 dernières années. D'après nos estimations, un total mondial de 125 millions

d'azote est excrété chaque année, alors que des publications récentes (Galloway *et al.*, 2003) font encore état de 75 millions de tonnes par an à partir des données du milieu des années 90.

Pour estimer les quantités de N₂O émises par les effluents d'élevage, nous avons combiné les données actuelles en matière de production animale et de population (Groenewold, 2005) avec la méthodologie du GIEC (GIEC, 1997).

Pour calculer des émissions de N₂O dérivant de la gestion des effluents, il faut connaître:

- l'azote (N) excrété par type d'élevage;
- la proportion de fumier manipulée dans chacun des différents systèmes de gestion des effluents;
- un facteur d'émission (par kg d'azote excrété) pour chacun de ces systèmes.

Tableau 3.11

Estimation de la quantité totale de N₂O émise par les déjections animales en 2004

Région/pays	Emissions de N ₂ O dues à la gestion des effluents d'élevage, après épandage/dépôt sur le sol et émissions directes.						Total
	Bovins laitiers	Autres bovins	Buffles	Ovins et caprins	Porcins	Volaille	
	<i>(.....millions de tonnes par an.....)</i>						
Afrique subsaharienne	0,06	0,21	0,00	0,13	0,01	0,02	0,43
Asie, sans la Chine et l'Inde	0,02	0,14	0,06	0,05	0,03	0,05	0,36
Inde	0,03	0,15	0,06	0,05	0,01	0,01	0,32
Chine	0,01	0,14	0,03	0,10	0,19	0,10	0,58
Amérique centrale et du Sud	0,08	0,41	0,00	0,04	0,04	0,05	0,61
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	0,02	0,03	0,00	0,09	0,00	0,03	0,17
Amérique du Nord	0,03	0,20	0,00	0,00	0,04	0,04	0,30
Europe de l'Ouest	0,06	0,14	0,00	0,07	0,07	0,03	0,36
Océanie et Japon	0,02	0,08	0,00	0,09	0,01	0,01	0,21
Europe de l'Est et CEI	0,08	0,10	0,00	0,03	0,04	0,02	0,28
Autre pays développés	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,00	0,06
Total	0,41	1,64	0,17	0,68	0,44	0,36	3,69
Système de production animale							
Pâturage	0,11	0,54	0,00	0,25	0,00	0,00	0,90
Mixte	0,30	1,02	0,17	0,43	0,33	0,27	2,52
Industriel	0,00	0,08	0,00	0,00	0,11	0,09	0,27

Source: calculs personnels.

Encadré 3.3 (suite)

Les résultats sont additionnés pour chaque espèce de bétail au sein d'une région du monde / système de production (voir Chapitre 2), puis multipliés par l'azote excrété par ce type de bétail et l'on obtient un facteur d'émission de N_2O par tête.

Les émissions directes qui résultent de l'épandage (ou des dépôts lors de la pâture) des effluents d'élevage sur les sols ont été calculées en utilisant le facteur d'émission par défaut pour l'azote appliqué sur les terres (0,0125 kg N_2O-N/kg d'azote). Pour estimer la quantité d'azote appliqué, on a soustrait de l'azote présent dans les excréments par type de bétail la part de perte estimée, sous forme d'ammoniac et d'oxyde nitreux, dans les stabulations et lors de l'entreposage, la part déposée directement par le bétail et la part utilisée comme combustible.

Les résultats de ces calculs (tableau 3.11) révèlent que de toutes les émissions de N_2O dont

l'élevage est responsable, celles qui proviennent des effluents d'élevage sont les plus élevées. Que ce soit dans les systèmes extensifs ou intensifs, la part la plus importante des émissions issues des effluents est celle qui résulte de leur épandage sur le sol. A ce niveau, ce sont les émissions qui résultent de la gestion de ces effluents qui sont les plus importantes. Les caractéristiques des différents systèmes de production n'ont que peu d'influence. La forte prédominance des émissions de N_2O émanant des systèmes de production mixte est liée de façon plutôt linéaire au nombre d'animaux correspondants. Les grands ruminants sont responsables d'environ la moitié du volume total des émissions de fumier.

La carte 33 (Annexe 1) représente la répartition, parmi les régions du monde, des émissions de N_2O des différents systèmes de production.

taux de 40 pour cent d'efficacité d'utilisation au reste de l'azote du fumier animal épandu sur les cultures¹⁵, il ne nous reste alors, au milieu des années 90, que 9 ou 10 millions de tonnes d'azote qui sont en grande partie intégrées dans la cascade de l'azote en passant dans l'eau. L'application du taux de perte de N_2O aux émissions successives (section 3.3.2) nous montre, par le même biais, une émission additionnelle de près de 0,2 million de tonnes de $N-N_2O$. Il est fort possible qu'au milieu des années 90, des émissions de cette ampleur aient été provoquées par une fraction du NH_3 dégagé du fumier qui s'est ensuite redéposé et a atteint les réservoirs aquatiques¹⁶. Les émissions dues à la perte

d'azote auraient donc été dans l'ensemble, pour cette période, de l'ordre de 0,3 à 0,4 millions de tonnes de $N-N_2O$ par an.

Nous avons mis ces chiffres à jour pour les estimations actuelles des systèmes de production animale, en utilisant la méthodologie du GIEC relative aux émissions indirectes. La totalité des émissions indirectes de N_2O qui émanent actuellement des effluents d'élevage après la volatilisation et le l'infiltration s'élèverait donc à environ 1,3 million de tonnes d'azote par an. Cette approche est entourée de grandes incertitudes et pourrait engendrer une surestimation car elle tient compte du fumier déposé lors du pacage. La majorité des émissions de N_2O , soit

¹⁵ Données FAO/IFA (2001) relatives à l'épandage de fumier animal sur les terres cultivées, dont il faut soustraire les estimations (FAO/IFA) de volatilisation et d'émission d'azote.

¹⁶ Cette estimation s'obtient en appliquant un même taux de perte de N_2O lors des émissions successives aux quelque

6 millions de tonnes d'azote qui atteignent les réservoirs aquatiques et qui proviennent de la quantité totale de 22 millions de tonnes d'azote de fumier qui, au milieu des années 90, s'est volatilisé sous forme de NH_3 (d'après les publications).

près de 0,9 million de tonnes d'azote, proviendrait tout de même des systèmes mixtes.

3.4 Récapitulatif de l'impact de l'élevage

On estime que, globalement, les activités liées à l'élevage contribuent pour 18 pour cent aux émissions anthropiques de gaz à effet de serre provenant des cinq principaux secteurs responsables de ces émissions, à savoir l'énergie, l'industrie, les déchets, l'agriculture et l'ensemble constitué par l'utilisation des terres, le changement d'affectation des terres et la foresterie (ensemble désigné en anglais par le sigle LULUCF).

Si l'on ne considère que les deux derniers secteurs, la part de l'élevage atteint 50 pour cent. Pour l'agriculture seule, l'élevage est responsable de près de 80 pour cent des émissions. Le tableau 3.12 résume l'impact global de l'élevage sur le changement climatique en fonction des principaux gaz, des sources et du type de système de production.

Nous récapitulerons ici l'impact des trois principaux gaz à effet de serre.

Dioxyde de carbone

L'élevage est à l'origine de 9 pour cent des émissions anthropiques mondiales

Si l'on tient compte de la déforestation pour la conversion en pâturages et en cultures fourragères et de la dégradation des parcours, les émissions liées à l'élevage constituent une part importante du total mondial (environ 9 pour cent). Or, d'après les nombreuses hypothèses que nous avons exposées dans les sections précédentes, ces volumes sont très aléatoires. Il est particulièrement difficile de quantifier les émissions émanant du secteur LULUCF, et les valeurs signalées à la CCNUCC sont reconnues comme étant peu fiables. Ce secteur est donc souvent exclu des inventaires des émissions, bien que l'on pense que sa contribution soit importante.

Quoique modestement en comparaison du LULUCF, la chaîne alimentaire du secteur de l'élevage consomme de plus en plus de carburants fossiles, et les émissions de dioxyde de carbone liées à la production animale sont appelées à s'accroître. A mesure que l'élevage de ruminants (basé sur les ressources de fourrage traditionnelles) évolue vers la production intensive de monogastriques (basée sur le transport à longue distance des aliments), l'énergie solaire utilisée par la photosynthèse est délaissée au profit des carburants fossiles.

Méthane

L'élevage est à l'origine de 35 à 40 pour cent des émissions anthropiques mondiales

L'élevage est reconnu depuis longtemps comme l'un des principaux émetteurs de méthane. La fermentation entérique et les effluents sont responsables à eux seuls d'environ 80 pour cent des émissions agricoles de méthane et de près de 35 à 40 pour cent de la totalité des émissions anthropiques de méthane.

Etant donné le déclin, en termes relatifs, de l'élevage des ruminants et la tendance globale vers une intensification de leur production, il est peu probable que la fermentation entérique gagne davantage en importance. Néanmoins, même si elles sont plus faibles en termes absolus, les émissions de méthane qui se dégagent des effluents d'élevage sont considérables et augmentent rapidement.

Oxyde nitreux

L'élevage est à l'origine de 65 pour cent des émissions anthropiques mondiales

Les activités liées à l'élevage contribuent largement aux émissions d'oxyde nitreux, le plus puissant des trois principaux gaz à effet de serre. Elles comptent pour près des deux tiers des émissions anthropiques de N₂O et pour 75 à 80 pour cent des émissions agricoles. D'après les tendances actuelles, ce niveau augmentera considérablement au cours des prochaines décennies.

Tableau 3.12

Rôle de l'élevage dans les émissions de dioxyde de carbone, de méthane et d'oxyde nitreux

Gaz	Source	Surtout liées aux systèmes extensifs (10 ⁹ tonnes d'éq. CO ₂)	Surtout liées aux systèmes intensifs (10 ⁹ tonnes d'éq. CO ₂)	Contribution aux émissions de GES liées à l'alimentation animale (pourcentage)
CO₂	Volume total d'émissions anthropiques de CO₂	24 (~31)		
	Volume total lié aux activités de l'élevage	-0,16 (~-2,7)		
	production d'engrais azoté		0,04	0,6
	carburants fossiles sur l'exploitation, aliments du bétail		-0,06	0,8
	carburants fossiles sur l'exploitation, en rapport avec l'élevage		-0,03	0,4
	déforestation	(~1,7)	(-0,7)	34
	sols cultivés, labour		(-0,02)	0,3
	sols cultivés, chaulage		(-0,01)	0,1
	désertification des pâturages	(-0,1)		1,4
	transformation		0,01 – 0,05	0,4
	transport		-0,001	
CH₄	Volume total d'émissions anthropiques de CH₄	5,9		
	Volume total lié aux activités de l'élevage	2,2		
	fermentation entérique	1,6	0,20	25
	gestion des effluents d'élevage	0,17	0,20	5,2
N₂O	Volume total d'émissions anthropiques de N₂O	3,4		
	Volume total lié aux activités de l'élevage	2,2		
	application d'engrais azoté		-0,1	1,4
	émissions indirectes des engrais		-0,1	1,4
	cultures de légumineuses fourragères		-0,2	2,8
	gestion des effluents d'élevage	0,24	0,09	4,6
	épandage/dépôt des effluents	0,67	0,17	12
	émission indirecte d'effluents	-0,48	-0,14	8,7
Total général des émissions anthropiques		33 (~40)		
Volume total des émissions liées aux activités de l'élevage		-4,6 (~-7,1)		
Rapport total entre les émissions issues des systèmes intensifs et extensifs		3,2 (~5,0)	1,4 (~2,1)	
Pourcentage du volume total d'émissions anthropiques		10 (~13%)	4 (~5%)	

Note: Toutes les valeurs sont exprimées en milliards de tonnes d'équivalent CO₂; les valeurs entre parenthèses représentent ou font partie des émissions liées à l'utilisation des terres, au changement de leur affectation ou à la foresterie; les estimations relativement peu précises sont précédées d'un tilde.

Source des sommes mondiales: CAIT, WRI, consultés en 02/06. De tous les gaz à effet de serre, seules les émissions de CO₂, CH₄ et N₂O ont été considérés.

Les émissions dues à l'élevage sont analysées dans ce chapitre en les attribuant, d'où qu'elles proviennent, aux composantes de tous les systèmes de production (depuis l'extensif jusqu'à l'intensif/industriel).

Ammoniac

L'élevage est à l'origine de 64 pour cent des émissions anthropiques mondiales

Selon de récentes estimations, l'homme est responsable de l'émission atmosphérique de près de 47 millions de tonnes d'azote sous forme d'ammoniac (Galloway *et al.*, 2004). Quelque 94 pour cent de ces émissions proviennent du secteur agricole. L'élevage contribue environ pour 68 pour cent de la part agricole, la cause principale en étant le fumier épandu ou déposé.

La pollution de l'air et de l'environnement qui en résulte (surtout l'eutrophisation et les odeurs) est un problème de dimension locale et régionale plus que mondiale. En effet, des niveaux semblables de dépôt d'azote peuvent avoir des conséquences environnementales tout à fait différentes selon les types d'écosystèmes. Le schéma de la répartition des niveaux de dépôts atmosphériques d'azote (figure 3.3) indique plus clairement l'impact environnemental que les chiffres mondiaux. Il fait apparaître une très nette corrélation avec les zones de production animale intensive (comparer avec la carte 13).

Les chiffres présentés sont des estimations mondiales relatives aux émissions globales des gaz à effet de serre. Toutefois, ils ne reflètent pas entièrement l'impact de l'élevage sur le changement climatique. Pour pouvoir prendre les décisions nécessaires, il est indispensable de comprendre le niveau et la nature des émissions dans un contexte local. Au Brésil, par exemple, les émissions de dioxyde de carbone dues au changement d'affectation des terres (conversion des forêts et perte de la matière organique des sols) seraient bien plus élevées que celles émanant du secteur de l'énergie. Parallèlement, la fermentation entérique est la source dominante d'émissions de méthane en raison du nombre considérable de bovins à viande. C'est pour cette même raison qu'au Brésil, les pâturages, auxquels s'ajoute la contribution du fumier, constituent la plus importante source d'émission d'oxyde nitreux. Si l'on tient compte du rôle qu'il

joue dans le changement d'affectation des terres, on peut estimer que, dans ce pays immense, le secteur de l'élevage contribue pour 60 pour cent aux émissions de gaz à effet de serre, ce qui est bien plus élevé que le niveau mondial de 18 pour cent (tableau 3.12).

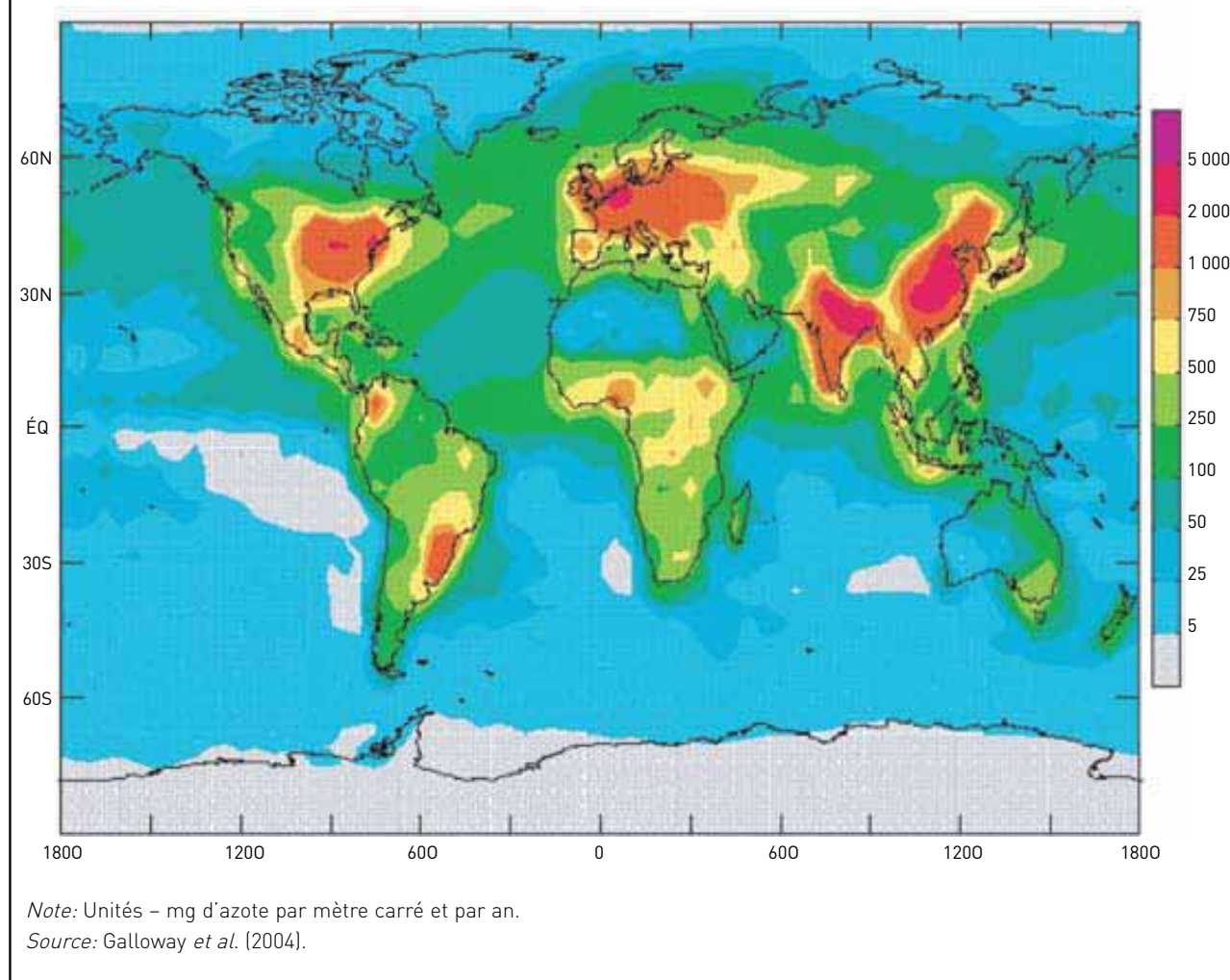
3.5 Options d'atténuation

Autant il est vrai que le rôle de l'élevage dans le changement climatique et la pollution de l'air est important et multiple, autant il existe de nombreux moyens, variés et efficaces, pour le limiter. Beaucoup de mesures peuvent être prises mais un véritable engagement de la part des pouvoirs politiques sera nécessaire pour créer une nouvelle dynamique. La plupart de ces options ont un coût – une simple prise de conscience ne suffira pas à motiver les producteurs. Par ailleurs, les principales émissions proviennent des systèmes plus extensifs au sein desquels les éleveurs pauvres tentent d'assurer leur existence en puisant sur des ressources en diminution, et manquent de capitaux pour investir dans le changement. Ce changement est une question de priorité et de vision, qui implique des dépenses à court terme (pour la compensation et la création de solutions alternatives) alors que les bénéfices sont à long terme.

Nous examinerons les aspects politiques dans le Chapitre 6. Nous explorons pour l'instant les principales options techniques, notamment les solutions aptes à réduire de façon importante les principales émissions actuelles ainsi que celles qui permettront la création ou le développement de puits importants.

Le changement climatique de la planète est étroitement lié aux émissions de dioxyde de carbone, qui représentent plus ou moins les trois quarts de la totalité des émissions anthropiques. Du fait que près des trois quarts des émissions anthropiques de CO₂ émanent du secteur de l'énergie, peu d'importance a été accordée à la réduction des autres gaz provenant d'autres secteurs. Cette attitude est injustifiée lorsque l'on se situe dans une perspective de dévelop-

Figure 3.3 Configuration spatiale du dépôt total d'azote inorganique au début des années 90



pement global. Si les pays en développement sont responsables de seulement 36 pour cent des émissions de CO₂, ils produisent, par contre, plus de la moitié du N₂O et près des deux tiers du CH₄. Il est donc surprenant de constater que dans un vaste pays comme le Brésil, la plupart des efforts de réduction se concentrent surtout sur le secteur de l'énergie.

3.5.1 Séquestrer le carbone et réduire les émissions de CO₂

La chaîne alimentaire provoque beaucoup moins d'émissions de carbone que le changement d'affectation des terres et leur dégradation. C'est donc sur ces deux facteurs que l'approche environnementale en matière de CO₂ doit se

concentrer. Le secteur de l'élevage est doté d'un remarquable potentiel de piégeage du carbone, notamment grâce aux pâturages améliorés.

Freiner la déforestation grâce à l'intensification agricole

Lorsqu'il s'agit de changer l'affectation des terres, le défi consiste à ralentir la déforestation pour finalement l'interrompre et l'inverser. Il est urgent que ce processus – que l'on est encore loin de contrôler – soit planifié de manière délibérée, sur la base de compromis entre les bénéfices et les coûts à différentes échelles spatiales et temporelles. Il a été montré que la déforestation de l'Amazonie liée à l'expansion de l'agriculture pour l'élevage contribue largement

aux émissions anthropiques de dioxyde de carbone dans le monde. Il serait possible de limiter l'augmentation prévue de ces émissions en mettant en oeuvre des stratégies de développement qui contrôlent l'expansion de la mise en culture des terres et offrent des solutions de substitution (Carvalho *et al.*, 2004).

La création de mesures qui favorisent la préservation des forêts et freinent la déforestation en Amazonie et dans les autres zones tropicales peut offrir une occasion exceptionnelle de ralentir le changement climatique à des coûts relativement faibles, tout en bénéficiant d'avantages annexes (voir le Chapitre 6 sur les politiques). Tout programme visant à garder des terres en réserve dans le but de piéger le carbone doit être fait sans pour autant menacer la sécurité alimentaire de la région. Certains auteurs (Vlek *et al.*, 2004) considèrent que le seul moyen d'avoir davantage de terres destinées à piéger le carbone serait d'intensifier la production agricole sur une partie des terres de meilleure qualité, par exemple en augmentant les apports d'engrais. Ils montrent que l'augmentation d'émissions de dioxyde de carbone qui en résulterait serait largement compensée par le gain de carbone organique piégé et par le volume des émissions liées à la déforestation qui seraient évitées. Cela dit, l'intensification peut se faire autrement que par l'apport accru d'engrais. On peut augmenter le rendement en cultivant des variétés mieux adaptées et par une meilleure gestion des terres et de l'eau. Bien qu'il soit objectivement attirant, le modèle du «piégeage à travers l'intensification» pourrait ne pas se révéler performant dans tous les contextes sociopolitiques, d'autant plus que son cadre réglementaire et son application sont soumis à des conditions strictes. Là où la déforestation a lieu et là où c'est accepté, il faudrait veiller à transformer au plus vite la zone en surface agricole durable, par exemple en appliquant des pratiques telles que les systèmes sylvopastoraux (voir encadré 6.2, Chapitre 6) et l'agriculture de conservation, pour éviter ainsi des dégâts irréversibles.

Régénérer le carbone organique des sols cultivés

Les quantités de dioxyde de carbone émises par les terres arables sont trop faibles pour permettre une atténuation significative. Les sols cultivés possèdent par contre, un énorme potentiel de séquestration nette du carbone. Les sols agricoles dégradés de la planète, par exemple, sont capables d'absorber 50 à 66 pour cent du carbone perdu jusqu'à présent, - et qui est de l'ordre de 42 à 78 gigatonnes (Lal, 2004a). Par ailleurs, le piégeage du carbone permet de renforcer la sécurité alimentaire et de compenser les émissions dues aux carburants fossiles.

En matière de carbone, la dynamique des sols se caractérise par l'équilibre dynamique des entrées (photosynthèse) et des sorties (oxydation). Dans les pratiques culturales traditionnelles, la conversion des systèmes naturels en cultures entraîne des pertes de carbone organique du sol (COS) de l'ordre de 20 à 50 pour cent des stocks qui, avant la mise en culture sont présents dans la couche superficielle jusqu'à une profondeur de un mètre (Paustian *et al.*, 1997; Lal et Bruce, 1999).

La modification des conditions environnementales et de la gestion des terres peut provoquer un changement d'équilibre que l'on peut considérer comme stable, sans intervention. Il existe désormais de nouvelles pratiques reconnues qui peuvent améliorer la qualité du sol et en accroître la teneur en carbone organique. On connaît mal tout le potentiel de séquestration terrestre du carbone car on ne dispose pas de données suffisantes sur les dynamiques du COS à tous les échelons, notamment aux niveaux des molécules, des paysages, des régions et de la planète (Metting *et al.*, 1999). D'après le GIEC (2000b), l'amélioration des pratiques permet d'augmenter la teneur en carbone du sol à un taux annuel d'environ 0,3 tonnes par hectare. Si ces pratiques étaient adoptées sur 60 pour cent des terres arables disponibles à travers le monde, elles permettraient de capturer près de 270 millions de tonnes de carbone par an au

cours des prochaines décennies (Lal, 1997). Rien ne prouve cependant que ce taux soit durable: les recherches révèlent en effet une augmentation relativement rapide de la séquestration du carbone sur une période d'environ 25 ans, et une stabilisation progressive par la suite (Lal *et al.*, 1998).

Les pratiques non conventionnelles peuvent être regroupées selon trois catégories: l'intensification agricole, le labour de conservation et la réduction de l'érosion. Parmi les pratiques d'intensification, on peut citer l'usage de variétés améliorées, l'irrigation, l'apport d'engrais organiques et inorganiques, la gestion de l'acidité des sols, le contrôle intégré des organismes nuisibles, les associations de cultures et la rotation des cultures avec un recours à l'engrais vert et aux cultures de couverture. L'augmentation du rendement des cultures entraîne une accumulation accrue du carbone dans leurs biomasses ou encore une modification de l'indice de récolte. L'accroissement de résidus de récolte qui accompagne parfois l'augmentation des rendements favorise le renforcement de la teneur en carbone du sol (Paustian *et al.*, 1997).

Le GIEC (2000b) a fourni une indication du «taux de gain de carbone» auquel certaines pratiques peuvent aboutir.

Le labour de conservation consiste en un type de travail du sol et un mode de plantation qui permettent à 30 pour cent au moins des résidus de récolte de demeurer sur la surface du sol après l'ensemencement. Cette pratique nécessite généralement moins d'intervention mécanique pendant la saison culturale. Elle peut comporter des formes de travail du sol plus spécifiques, comme les systèmes de semis direct, de labour en billons, de paillage et de labour par bandes ou par zones que les fermiers peuvent choisir en fonction du type de sol, des cultures, du matériel disponible et des pratiques locales. Bien qu'à l'origine ces systèmes aient été développés pour faire face à des problèmes de qualité d'eau, d'érosion et de durabilité agricole, ils ont un effet positif sur les réserves

de carbone organique du sol et ils augmentent l'efficacité énergétique (grâce à un besoin réduit de machines pour cultiver le sol). Ce faisant, ils augmentent en même temps les réserves de carbone et en réduisent les émissions.

Le labour de conservation a été largement adopté à travers le monde. En 2001, une étude menée par l'Association américaine du soja (ASA) a démontré que, parmi les 500 producteurs de soja aux Etats-Unis d'Amérique, la majorité a adopté cette pratique après l'introduction du soja résistant aux herbicides (Nill, 2005). En regard des méthodes conventionnelles, cette pratique a entraîné une augmentation du carbone dans la couche arable, permettant ainsi aux sols d'absorber des quantités accrues d'eau de pluie tout en diminuant les ruissellements et en renforçant leur résistance à la sécheresse.

D'après le GIEC (2000b), le labour de conservation peut séquestrer de 0,1 à 0,3 tonne de carbone par hectare et par an, et pourrait facilement être adopté sur près de 60 pour cent des terres arables. Ce labour n'est avantageux que s'il est pratiqué de façon continue. Un retour vers le labour intensif et l'usage de la charrue à soc verseur peut en effet réduire à néant et neutraliser tous ses effets positifs, et rejeter le carbone séquestré dans l'atmosphère. Il est possible de séquestrer encore davantage le carbone du sol en alliant les cultures de couverture au labour de conservation.

Des résultats semblables ont été enregistrés pour les cultures biologiques¹⁷, qui ont évolué

¹⁷Les cultures biologiques sont le résultat d'une théorie et d'une pratique qui existent depuis le début du XXe siècle et qui impliquent une série de méthodes alternatives de production agricole pratiquées principalement dans le nord de l'Europe. On distingue trois grandes tendances: l'agriculture biodynamique, apparue en Allemagne, les cultures organiques, qui proviennent d'Angleterre, et l'agriculture biologique, qui a été développée en Suisse. En dépit de leurs différences de priorités, ces expériences ont en commun de se concentrer sur le lien essentiel qui unit l'agriculture et la nature et de préconiser le respect de l'équilibre naturel. Ils diffèrent de l'approche conventionnelle de l'agriculture qui maximise les profits en utilisant divers types de produits de synthèse.

depuis le tout début du XX^e siècle. Ces cultures augmentent la teneur en carbone du sol. Elles permettent également d'inverser le processus de dégradation des terres et d'améliorer la fertilité et la santé des sols. Des tentatives de cultures biologiques de maïs et de soja rapportées par Vasilikiotis (2001) ont montré que ces systèmes peuvent réaliser des rendements comparables à ceux des systèmes intensifs conventionnels, tout en améliorant la fertilité à long terme et la résistance à la sécheresse du sol.

Ces pratiques culturales améliorées sont aussi les composants majeurs d'une agriculture et d'un développement rural durables, comme cela est souligné dans l'Agenda 21 de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement – CNUED – (Chapitre 14). Même si ces pratiques présentent des avantages pour les exploitations, notamment en améliorant le rendement des cultures, les agriculteurs ne les appliquent à grande échelle que lorsqu'ils sont confrontés aux conséquences de leurs pratiques du moment sur l'environnement. Par ailleurs, l'investissement dans de telles pratiques requiert généralement l'acquisition de connaissances nouvelles et la mobilisation de ressources additionnelles. Les agriculteurs effectueront donc leur choix en fonction des gains nets escomptés dans le contexte de l'agriculture et des politiques environnementales existantes.

Supprimer les pertes de carbone organique du sol des pâturages dégradés

On estimait, en 1991, que 71 pour cent des pâturages de la planète étaient dégradés à divers degrés (Dregne *et al.*, 1991), que ce soit par le surpâturage, la salinisation, l'alcalinisation, l'acidification ou d'autres processus.

Une meilleure gestion des prairies, grâce au recours aux arbres, aux espèces améliorées, à la fertilisation et à d'autres mesures, est un moyen privilégié pour stopper les pertes de carbone et aboutir à une séquestration nette du carbone. Les pâturages représentant la plus grande utilisation anthropique des terres, leur meilleure

Tableau 3.13

Potentiel mondial de séquestration du carbone terrestre à partir d'une gestion améliorée des ressources

Puits de carbone	Potentiel de séquestration (milliards de tonnes de carbone par an)
Terres arables	0,85 – 0,90
Cultures de biomasses pour le biocarburant	0,5 – 0,8
Prairies et parcours	1,7
Forêts	1–2

Source: Adapté de Rice (1999).

gestion pourrait permettre de séquestrer plus de carbone que n'importe quelle autre pratique (tableau 4-1, GIEC, 2000b). Cette approche pourrait aussi offrir d'autres avantages comme la préservation et la restauration de la biodiversité, et ce dans bien des écosystèmes.

Dans les zones tropicales humides, la mise en place de systèmes sylvopastoraux (évoqués dans le Chapitre 6, encadré 6.2) est une façon de séquestrer du carbone et d'améliorer les pâturages.

Dans les pâturages des zones sèches, les sols sont exposés à la dégradation et à la désertification, qui entraînent des réductions dramatiques du COS (voir la section 3.2.1 relative aux émissions de carbone émanant des sols cultivés) (Dregne, 2002). Toutefois, certains aspects des sols des zones sèches peuvent aider à séquestrer le carbone. Les sols secs sont moins susceptibles de perdre du carbone que les sols humides car le manque d'eau limite la minéralisation du sol et donc le flux de carbone dans l'atmosphère. La durée de la présence du carbone dans les sols secs est ainsi parfois plus longue que dans les sols forestiers. Bien que le taux de séquestration du carbone risque d'être faible dans les régions sèches, l'opération peut se révéler rentable, surtout si l'on tient compte de tous les effets positifs que cela entraîne en matière d'amélioration et de restauration du sol

(FAO, 2004b). L'amélioration de la qualité du sol engendrée par l'augmentation du carbone aura un impact social et économique important sur les moyens de subsistance des habitants de ces régions. Par ailleurs, le potentiel de séquestration du carbone des terres sèches est considérable en raison de l'étendue de ces terres. De plus, les grandes quantités de carbone perdues jusqu'à présent laissent supposer que les sols des terres sèches sont loin d'être saturés.

La désertification a eu pour conséquence la perte de près de 18 à 28 milliards de tonnes de carbone (voir la section relative aux sources d'approvisionnement en produits fourragers). En supposant que les deux tiers de cette perte puissent être récupérés grâce au contrôle de la désertification et à la restauration de la végétation (GIEC, 1997), le potentiel de séquestration de carbone qui résulterait de ces deux mesures s'élèverait à 12-18 milliards de tonnes sur une période de 50 ans (Lal, 2001, 2004b). Lal (2004b) estime que les écosystèmes des terres sèches ont le potentiel «écotechnologique» (ce concept correspondant au maximum faisable) pour séquestrer environ 1 milliard de tonnes de carbone par an. L'auteur affirme cependant que la réalisation de ce potentiel nécessiterait «d'accomplir un effort vigoureux et coordonné de dimension mondiale en faveur du contrôle de la désertification, de la restauration des écosystèmes dégradés, de la conversion des terres à des usages appropriés et de l'adoption de pratiques recommandées de gestion des terres cultivées et des pâturages». En ne considérant que les prairies d'Afrique, si les réserves de carbone du sol augmentaient bel et bien, comme cela peut se produire d'un point de vue technique grâce à une gestion améliorée, ne serait-ce que sur 10 pour cent des zones concernées, on pourrait obtenir un gain annuel de COS de 1 328 millions de tonnes sur une période de 25 ans (Batjes, 2004). En ce qui concerne les parcours australiens, qui occupent 70 pour cent de la masse terrestre du pays, le taux de séquestration obtenu grâce à une meilleure gestion a été évalué à

70 millions de tonnes de carbone par an (Baker, Barnet et Howden, 2000).

Le surpâturage constitue à la fois la cause principale de dégradation des pâturages et le facteur anthropique majeur ayant une incidence sur les niveaux de carbone du sol. Ainsi, dans de nombreux systèmes, une meilleure conduite du pâturage, comme l'optimisation de la charge animale et une rotation des pâturages, pourrait entraîner des augmentations sensibles des réserves de carbone (tableau 4-6, GIEC, 2000b).

Bien d'autres options techniques existent, comme la gestion par le feu, la protection des terres, la mise en jachère et le renforcement de la production des prairies (notamment par la fertilisation ou l'introduction de légumineuses et d'espèces à enracinement profond). Il existe des modèles offrant une indication sur les effets respectifs de ces pratiques dans des situations particulières. Pour les terres souffrant de dégradation plus sévère, une réhabilitation des paysages et un contrôle de l'érosion s'imposent. C'est à la fois plus difficile et plus coûteux, mais la recherche australienne a réhabilité la fonction paysagère avec grand succès en favorisant la reconstitution de bocages (Baker, Barnet et Howden, 2000).

Les conditions des terres sèches n'offrant que peu d'incitations économiques pour investir dans la réhabilitation des terres à des fins d'exploitation, des mesures de compensation peuvent s'avérer nécessaires pour faire pencher la balance en faveur de la séquestration du carbone. Plusieurs mécanismes promus par la CCNUCC sont désormais opérationnels (voir Chapitre 6). Ils sont très prometteurs pour les terres pastorales sèches où chaque foyer élève du bétail sur de vastes espaces. En général, les densités de population des zones pastorales sont de 10 habitants par km², soit une personne pour 10 hectares. En évaluant le carbone à 10 USD par tonne, si grâce à de modestes améliorations de gestion on pouvait gagner 0,5 tonnes de carbone par hectare et par an, le carbone séquestré pourrait rapporter 50 USD par an aux

individus. Près de la moitié des éleveurs pasteurs d'Afrique gagnent moins de 1 USD par jour, soit 360 USD par an. La moindre amélioration de gestion pourrait donc augmenter les salaires individuels de 15 pour cent, ce qui constituerait un progrès considérable (Reid *et al.*, 2004). Des améliorations en matière de carbone pourraient aussi s'accompagner d'augmentations de la production, et offriraient donc un double avantage.

La séquestration du carbone grâce à l'agroforesterie

Dans bien des cas, les pratiques d'agroforesterie offrent également un potentiel excellent et économiquement viable pour réhabiliter les terres dégradées et séquestrer le carbone (GIEC, 2000b; FAO, 2000b). Si les gains de carbone obtenus grâce à l'agroforesterie sont plus élevés, certains auteurs (Reid *et al.*, 2004) estiment que le rendement par personne dans ces systèmes pourrait être inférieur. On les trouve surtout, en effet, dans les zones pastorales à potentiel élevé, où les densités de populations humaines sont 3 à 10 fois supérieures que celles des zones pastorales plus sèches. Les régimes de paiement pour la séquestration du carbone dans le cadre des systèmes sylvopastoraux ont déjà montré leur viabilité dans les pays d'Amérique latine (voir encadré 6.2, Chapitre 6).

On est encore loin d'avoir tiré profit du potentiel des programmes de crédit pour le carbone qui, non seulement exigent un effort vigoureux et coordonné à l'échelle mondiale, mais doivent également surmonter de nombreux obstacles locaux. Comme certains auteurs (Reid *et al.*, 2004) l'ont illustré, les programmes de crédit pour le carbone nécessiteront une communication entre des groupes souvent éloignés les uns des autres, or les zones pastorales possèdent souvent moins d'infrastructures et se caractérisent par une densité de population inférieure à celles des zones à potentiel plus élevé. Si les valeurs culturelles des régions pastorales peuvent constituer des contraintes, elles offrent aussi parfois des avantages. Enfin, il est fréquent

que les institutions gouvernementales des pays et régions qui ont le plus besoin de tels programmes ne disposent pas des moyens ni des capacités requises pour les mettre en œuvre.

3.5.2 Améliorer l'efficacité et l'alimentation afin de réduire les émissions de CH₄ dues à la fermentation entérique

Les émissions de méthane produites par les ruminants ne constituent pas seulement un danger environnemental mais également une perte de productivité, car le méthane représente une perte de carbone à partir du rumen et donc une utilisation improductive de l'énergie alimentaire (EPA, 2005b). L'émission moyenne par animal et par unité de produit est plus élevée lorsque l'alimentation est pauvre.

Le meilleur moyen de réduire les émissions de méthane produites par le bétail est d'améliorer la productivité et l'efficacité de l'élevage, grâce à une meilleure alimentation et à la génétique. Une plus grande efficacité implique qu'une part accrue de l'énergie présente dans les aliments du bétail soit orientée vers la création de produits utiles (lait, viande, pouvoir de traction), dans le but de réduire les émissions de méthane par unité de produit. La tendance vers les animaux à haute performance et les monogastriques, en particulier la volaille, est d'autant plus bénéfique que ceux-ci émettent moins de méthane. L'augmentation de l'efficacité de la production se traduit également par une réduction de la taille du troupeau nécessaire pour obtenir un niveau donné de produit. Eu égard aux efforts accomplis par de nombreux pays en développement pour tenter d'augmenter la production issue de leurs ruminants (lait et viande principalement), il est urgent d'améliorer l'efficacité de l'élevage à cet effet, tout en évitant d'accroître la taille des troupeaux et les émissions de méthane correspondantes.

Il existe de nombreuses technologies réduisant les pertes de méthane issues de la fermentation entérique. Le principe de base consiste

à augmenter la digestibilité des aliments, en modifiant les aliments ou en agissant sur la digestion. La plupart des ruminants des pays en développement, surtout en Afrique et en Asie du Sud, ont un régime très fibreux. Du point de vue technique, il est relativement facile d'améliorer cette alimentation grâce à des additifs ou des compléments. Toutefois, ces techniques sont souvent difficiles à adopter par les petits éleveurs, qui peuvent manquer des moyens financiers et des connaissances nécessaires.

Dans bien des cas, ces améliorations peuvent ne pas se révéler économiquement intéressantes, par exemple, lorsque la demande et l'infrastructure sont insuffisantes. Même dans un pays comme l'Australie, la production laitière à faible coût se concentre surtout sur la productivité par hectare, plutôt que sur celle par vache, ce qui rend de nombreuses options de réduction des émissions peu attractives (Eckard *et al.*, 2000). Une autre technique possible serait d'augmenter le taux d'amidon et de glucides à fermentation rapide des aliments, afin de réduire l'excédent d'hydrogène et la formation de méthane. Ici aussi, les systèmes extensifs à faibles coûts de production risquent de ne pas trouver cette technique viable, et donc de l'écarter. Des stratégies de planification nationales pourraient néanmoins amorcer de tels changements. Ainsi, comme le font observer certains auteurs (Eckard *et al.*, 2000), concentrer la production laitière dans les zones tempérées d'Australie pourrait potentiellement diminuer les émissions de méthane car les pâturages tempérés pourraient avoir une teneur plus élevée en glucides solubles et en composants cellulaires facilement digestibles.

Pour les Etats-Unis d'Amérique, il a été constaté (EPA, 2005b) qu'une meilleure efficacité de l'élevage a déjà engendré un accroissement de la production de lait et que les émissions de méthane ont diminué au cours des dernières décennies. Le potentiel de gains en efficacité (et donc de réduction du méthane) est encore plus élevé pour la production de viande de bœuf et d'autres ruminants, dont la gestion, et notam-

ment l'alimentation, laissent en général à désirer. L'EPA (2005b) a établi une liste de mesures de gestion propres à améliorer l'efficacité d'une unité de production animale ainsi qu'à réduire les émissions de gaz à effet de serre, à savoir:

- amélioration de la gestion du pâturage;
- analyse du sol, suivie de l'application des amendements et fertilisants adéquats;
- supplémentation de la ration du bétail avec les nutriments nécessaires;
- élaboration d'un programme de prévention sanitaire pour le troupeau;
- approvisionnement hydrique adéquat et protection de la qualité de l'eau;
- amélioration de la génétique et des performances de reproduction.

Lorsque l'on évalue les techniques visant à la réduction des émissions, il est important de reconnaître que la production d'aliments du bétail et de compléments alimentaires utilisés pour renforcer la productivité pourraient très bien entraîner des émissions considérables de gaz à effet de serre, ce qui rendrait le bilan négatif. Si ce type de production devait sensiblement s'accroître, il faudrait donc aussi envisager des méthodes aptes à réduire les émissions qui y sont associées.

Bien qu'elles ne soient pas encore opérationnelles, des technologies plus avancées ont également été mises à l'étude. Elles comprennent notamment:

- la réduction de la production d'hydrogène par stimulation des acétobactéries;
- la défaunation (élimination de certains protozoaires du rumen);
- la vaccination (pour réduire les méthanogènes).

Ces options auraient l'avantage d'être également valables pour les ruminants élevés en libre parcours, bien que la vaccination risque d'être confrontée à la résistance des consommateurs (Monteny *et al.*, 2006). La défaunation a révélé qu'elle pouvait réduire les émissions de

méthane de 20 pour cent en moyenne (Hegarty, 1998) mais l'administration régulière d'agents défaunants relève encore du défi.

3.5.3 Limiter les émissions de CH₄ grâce à une meilleure gestion des effluents et à la production de biogaz

Les technologies existantes peuvent réduire sans difficulté les émissions de méthane dues à la gestion des effluents en conditions anaérobies. Ces émissions proviennent de systèmes intensifs mixtes et industriels; il s'agit d'exploitations à vocation commerciale qui ont en général les moyens d'investir dans de telles technologies.

Le potentiel de réduction des émissions dues à la gestion des effluents est considérable et il existe des solutions multiples. La première option, évidente, consiste en une alimentation équilibrée, celle-ci influençant également les autres émissions de gaz à effet de serre. Des aliments dont les rapports carbone-azote sont faibles provoqueront des émissions de méthane de plus en plus importantes, et ce de façon exponentielle. Les effluents à haute teneur d'azote émettront des taux plus élevés de méthane que ceux à plus faible teneur. On peut donc réduire les émissions en augmentant le rapport carbone-azote dans les aliments.

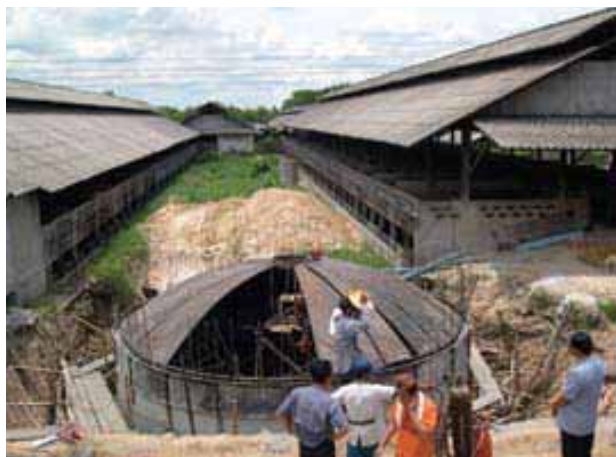
La température de stockage des effluents peut avoir des incidences considérables sur la production de méthane. Dans les systèmes d'exploitation qui stockent les effluents dans les stabulations (par exemple dans les exploitations porcines où ils sont entreposés dans un puits situé dans les hangars d'élevage), les émissions peuvent être plus importantes que si elles étaient stockées à l'extérieur, à des températures ambiantes inférieures. Evacuer fréquemment et entièrement les effluents des puits de stockage internes permet de limiter les émissions de méthane de manière efficace dans les climats tempérés, mais seulement là où la capacité d'entreposage à l'extérieur est suffisante (de même que des mesures de prévention contre l'émission de CH₄ à l'extérieur). Il est

aussi possible de réduire la production de gaz en refroidissant le fumier (jusqu'à moins de 10 °C), mais cela requiert d'importants investissements et une forte consommation d'énergie, susceptible d'augmenter les émissions de dioxyde de carbone. Le refroidissement du lisier de porc peut réduire de 21 pour cent les émissions de CH₄ (et de N₂O), en comparaison du lisier non refroidi (Sommer *et al.*, 2004).

D'autres mesures concernent la digestion anaérobie (qui a l'avantage supplémentaire de produire des biogaz), le brûlage (oxydation chimique; combustion), les biofiltres spéciaux (oxydation biologique) (Monteny *et al.*, 2006; Melse et van der Werf, 2005), le compostage et le traitement aérobie. Les biogaz sont produits par la digestion anaérobie contrôlée – la fermentation bactérienne de la matière organique dans des conditions contrôlées en vase clos. Le biogaz se compose généralement de 65 pour cent de méthane et de 35 pour cent de dioxyde de carbone. Ce gaz peut être brûlé directement pour le chauffage ou la lumière ou dans des chaudières à gaz modifiées pour faire fonctionner des moteurs à combustion interne ou des générateurs.

On suppose que dans les climats frais, les biodigesteurs peuvent parvenir à réduire de 50 pour cent les émissions des effluents qui seraient sinon entreposés sous forme de lisier liquide (et produiraient donc des émissions relativement élevées de méthane). Pour les climats plus chauds, où l'on estime que la quantité de méthane émis par les systèmes de stockage de lisier liquide est trois fois plus élevée (GIEC, 1997), on peut espérer un potentiel de réduction de l'ordre de 75 pour cent (Martinez, communication personnelle).

Divers systèmes sont aptes à exploiter ce considérable potentiel, comme les bassins couverts, les puits, les cuves et autres structures de stockage de liquides. Ils sont en mesure de s'adapter aux systèmes de biogaz de petite ou grande échelle, à l'aide de nombreuses options technologiques plus ou moins sophistiquées. En outre, les bassins



© LEAD/PIERRE GERBER

Digesteur anaérobie pour la production de biogaz dans une exploitation de production porcine – Centre de la Thaïlande, 2005

couverts et les dispositifs de biogaz produisent un effluent qui peut être épandu sur les champs de riz à la place du fumier non traité, ce qui réduirait les émissions de méthane (Mendis et Openshaw, 2004). Ces systèmes sont pratique courante dans une grande partie de l'Asie et particulièrement en Chine. Les biogaz sont également largement utilisés au Viet Nam, en Thaïlande et aux Philippines. Dans les climats chauds, l'usage de biogaz constitue un nouveau moyen d'alimenter les systèmes modernes de refroidissement (par exemple le système EVAP), tout en faisant d'importantes économies d'énergie.

Toutefois, le développement du biogaz dans la plupart de ces pays est le résultat de mécanismes de subvention et d'autres formes de promotion. L'utilisation de ces technologies de biogaz est limitée dans de nombreux pays en raison de cadres réglementaires insuffisants et de l'absence d'incitation financière adéquate. Le recours aux systèmes de biogaz (pour l'usage de l'exploitation ou pour fournir de l'électricité au réseau public) dépend du prix relatif des autres sources d'énergie. En général, s'ils ne sont pas subventionnés, les systèmes de biogaz ne sont compétitifs que dans les zones éloignées où l'électricité et les autres formes d'énergie sont indisponibles ou peu fiables. La productivité des biogaz dépend aussi du niveau de développement de technologies pour mieux co-digérer les

déchets et ainsi augmenter la production de gaz (voir Nielsen et Hjort-Gregersen, 2005).

Le perfectionnement et la promotion de la digestion anaérobie contrôlée auront une influence positive sur les problèmes environnementaux causés par les déchets animaux et/ou sur la promotion de sources d'énergies renouvelables. Ainsi, la digestion anaérobie offre des avantages sur le plan de la réduction des odeurs et des agents pathogènes.

Bien que cela représente pour les agriculteurs un plus grand investissement en temps, une réorientation vers la gestion de fumier solide constitue aussi une manière possible de réduire les émissions de méthane. C'est également le cas des traitements anaérobies, susceptibles en outre de limiter les odeurs. En pratique, ils sont appliqués aux effluents liquides à travers l'aération et au fumier solide à travers le compostage, et ils ont souvent des répercussions positives sur la teneur en agents pathogènes.

3.5.4 Options techniques pour réduire les émissions de N₂O et la volatilisation de NH₃

Le meilleur moyen de gérer l'interférence permanente des hommes dans le cycle de l'azote est de maximiser l'efficacité de l'usage qu'ils font de ce dernier (Smil, 1999).

Comme nous l'avons laissé entendre ci-dessus, réduire la teneur en azote des effluents d'élevage peut également réduire les émissions de N₂O qui se dégagent des stabulations durant l'entreposage et après l'épandage des effluents sur les sols.

Une importante stratégie de réduction des gaz à effet de serre consiste à accroître la faible efficacité qu'ont les animaux à assimiler l'azote (14 pour cent, contre près de 50 pour cent pour les cultures – voir sections 3.3.2 et 3.3.3), en leur assurant une alimentation plus équilibrée (c'est-à-dire en optimisant les protéines et les acides aminés afin qu'ils soient conformes aux besoins particuliers de chaque animal et de chaque troupeau). De meilleures pratiques d'alimentation du bétail comprennent aussi le regroupement

des animaux par sexe et par stade de production, et l'amélioration de l'indice de conversion des aliments en les adaptant mieux aux besoins physiologiques. Cependant, même en cas de gestion efficace, de grandes quantités d'azote demeurent dans le fumier.

Il est aussi possible d'intervenir immédiatement après l'utilisation de l'azote réactif (par exemple pour la digestion des aliments) mais avant que celui-ci ne soit rejeté dans l'environnement. La production intensive peut perdre beaucoup d'azote au moment du stockage, surtout par volatilisation de l'ammoniac. On peut éviter cette perte en ayant recours à des cuves fermées. Il est tout aussi efficace et moins coûteux de maintenir une croûte naturelle sur la surface du fumier à l'intérieur d'une cuve ouverte. Pour autant, la première option offre une importante synergie potentielle en ce qui concerne la réduction des émissions de méthane.

Les émissions de N_2O issues de l'épandage du lisier sur les prairies étaient plus faibles lorsqu'il était auparavant stocké pour 6 mois ou qu'il passait préalablement à travers un digesteur anaérobie (Amon *et al.*, 2002). On peut en déduire qu'au cours du stockage et de la digestion anaérobie, le carbone facilement disponible (qui alimenterait autrement la dénitrification et augmenterait les pertes d'azote gazeux) est incorporé dans la biomasse microbienne ou est perdu sous forme de CO_2 ou de CH_4 . Ainsi, lors de l'épandage, le lisier contient moins de carbone pour alimenter la dénitrification. En conséquence, la digestion anaérobie, par exemple pour la production de biogaz, peut considérablement limiter les émissions de dioxyde de carbone et de méthane (à condition que le biogaz soit utilisé et non rejeté). Par ailleurs, cela pourrait générer de l'électricité et les émissions de N_2O se dégageant de l'épandage du lisier (digéré) pourraient aussi diminuer.

L'identification et la sélection d'autres options visant à limiter les émissions de N_2O , est complexe, d'autant plus que le choix est aussi limité par les contraintes et coûts pour les exploitations

et pour l'environnement. Il existe d'importantes compensations entre les émissions de méthane et celles d'oxyde nitreux: les technologies aptes à réduire les émissions d'oxyde nitreux augmentent souvent celles de méthane et inversement. Passer d'un système fondé sur la paille à un système fondé sur le lisier pourrait par exemple engendrer une baisse des émissions de N_2O mais également augmenter celles de CH_4 . De même, le compactage des tas de fumier solide visant à réduire les infiltrations d'oxygène et à maintenir les conditions anaérobies n'a que partiellement réussi à limiter les émissions de N_2O (Monteny *et al.*, 2006) et pourrait augmenter celles de CH_4 .

Le défi de réduire les émissions de NH_3 et de N_2O incombe en grande partie aux agriculteurs. Les méthodes d'incorporation rapide et d'injection superficielle des effluents d'élevage réduisent la perte d'azote dans l'atmosphère d'au moins 50 pour cent, tandis que l'injection profonde dans le sol élimine l'essentiel de cette perte (Rotz, 2004) – les pertes par infiltration risquent toutefois d'augmenter. La pratique de rotation des cultures, qui permet de recycler les nutriments de façon efficace, et l'application d'azote peu avant que les cultures n'en aient besoin, réduisent le risque de pertes supplémentaires. En termes plus génériques, pour réduire les émissions d'oxyde nitreux avec une garantie de succès, il faut ajuster avec précision l'application des effluents sur les terres aux conditions environnementales, et adapter ainsi le calendrier, les quantités et le mode d'application à la physiologie des cultures et au climat.

Une autre option technologique qui pourrait réduire les émissions lors de la phase d'application ou de dépôt consiste à utiliser des inhibiteurs de nitrification (IN), susceptibles d'être ajoutés à l'urée ou aux composés d'ammonium. Certains auteurs (Monteny *et al.*, 2006) citent à cet égard des exemples de réduction considérable des émissions. Certaines de ces substances pourraient être utilisées sur les pâturages, où elles réagissent sur l'azote de l'urine, comme c'est le

cas en Nouvelle-Zélande (Di et Cameron, 2003). Les coûts des inhibiteurs de nitrification peuvent être compensés par l'efficacité accrue avec laquelle les pâturages ou les cultures absorbent l'azote. Le degré d'adoption des inhibiteurs de nitrification dépend des attitudes collectives vis-à-vis de l'introduction, dans l'environnement, d'un produit chimique nouveau (Monteny *et al.*, 2006).

Les options pour réduire les émissions émanant des modes de pâturage sont d'autant plus importantes que celles-ci constituent l'essentiel des émissions d'oxyde nitreux. Il est possible de supprimer une part considérable des pertes dues au fumier des animaux au pâturage en prenant garde de ne pas surcharger les prairies et en évitant le pacage de fin d'automne et d'hiver.

Enfin, le drainage agricole constitue une alternative possible pour limiter les émissions d'oxyde nitreux avant que l'azote n'entre dans la phase suivante de la cascade de l'azote. Améliorer les conditions physiques afin de réduire l'hu-

midité du sol des environnements plus humides, et surtout des systèmes de prairies, peut réduire considérablement les émissions de N₂O. Le sol compacté par le passage des animaux, le labour et le piétinement du bétail à l'herbe peut augmenter les conditions anaérobies du sol et renforcer les conditions de dénitrification.

Cette section a examiné les options techniques qui disposent du plus grand potentiel de réduction et qui présentent un intérêt mondial. Nous aurions pu présenter de nombreuses autres options et analyser leur potentiel¹⁸ mais la plupart ne présentaient qu'un intérêt modéré et ne pouvaient s'appliquer qu'à un nombre limité de systèmes et de régions. Parmi les options exposées, celles qui contribuent à limiter plusieurs gaz à la fois (digestion anaérobie des effluents d'élevage), de même que celles fournissant en parallèle d'autres avantages environnementaux (comme la gestion de pâturages), méritent une attention particulière.

¹⁸Bien qu'elles entrent en ligne de compte ici, les options de réduction visant surtout à limiter l'infiltration des nitrates dans les ressources en eau sont présentées dans le chapitre suivant.