

# CASCADE DE L'AZOTE : ENJEUX POUR LA FERTILISATION

---

Pierre CELLIER

UMR INRA-AgroParisTech Environnement et Grandes Cultures, Thiverval-Grignon

## Introduction : une évolution drastique des flux d'azote depuis le 19<sup>e</sup> siècle

L'azote est un élément indispensable à la vie car il est constitutif de tout être vivant (ADN, protéines, ...). C'est en conséquence un élément essentiel de la production végétale et animale sous toutes ses formes, depuis les organismes microbiens jusqu'aux organismes les plus évolués et les plus complexes. Cependant, même s'il est très abondant à la surface du globe (il y a plus d'azote que de carbone, d'hydrogène et de phosphore réunis dans les compartiments de l'environnement où se développe la vie : biosphère, hydrosphère, atmosphère) les êtres vivants ne peuvent que très marginalement tirer profit de cette abondance : plus de 99% de cet azote est présent sous une forme inerte, le diazote (N<sub>2</sub>), que plus de 99% des êtres vivants sont incapables d'utiliser. Seuls des microorganismes tels que les *Rhizobia* impliqués dans la fixation symbiotique d'azote par les légumineuses, sont capables d'utiliser cette forme d'azote et de la transformer en azote ammoniacal puis organique (Cleveland, 1999), qui pourra à son tour être utilisé par d'autres êtres vivants et transformé en d'autres formes d'azote réactives<sup>1</sup> (notées Nr). D'autres processus, les éclairs produits lors des orages et la combustion de biomasse, produisent naturellement des formes oxydées d'azote (NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, HONO, HNO<sub>3</sub>, ...) utilisables par les êtres vivants. Mais ces sources sont beaucoup plus faibles que la source biologique qui est restée la source d'azote réactif essentielle jusqu'au début du 20<sup>e</sup> siècle (Galloway et al. 2004).

En aval de cette formation primaire d'azote réactif se produit toute une cascade de transformations opérées par voie chimique et surtout biochimique par une large gamme d'êtres vivants, des microorganismes aux végétaux et animaux supérieurs, conduisant à différentes formes minérales. Le retour à la forme N<sub>2</sub>, seule transformation qui évite une accumulation d'azote réactif dans l'environnement, se faisait presque exclusivement par dénitrification biologique. Jusqu'au 19<sup>e</sup> siècle, le cycle de l'azote dans l'environnement, incluant les activités agricoles, était donc largement dominé par deux processus biologiques, la fixation symbiotique et la dénitrification avec, entre les deux, tout un ensemble de transformations et transferts de formes réactive entre compartiments de l'environnement (Galloway et al., 2003).

Pour répondre à une demande accrue en azote réactif pour la production alimentaire à la fin du 19<sup>e</sup> siècle, des ressources en azote ont commencé à être exploitées telles que les dépôts de salpêtre et de guano au Chili, mais aussi l'azote présent dans le charbon et la tourbe. A partir de la révolution industrielle, à la fin du 19<sup>e</sup> siècle, deux processus principaux sont venus modifier drastiquement ce paysage de l'azote réactif. Tout d'abord, l'utilisation de plus en plus massive de combustibles fossiles (charbon, pétrole, gaz naturel, ...) pour la production d'énergie, les transports, l'industrie et les activités domestiques est venue augmenter fortement les quantités d'azote oxydé présentes dans l'environnement. Le deuxième processus a été le plus déterminant : il s'agit du procédé Haber-Bosch faisant la synthèse d'ammoniac à partir de diazote et de dihydrogène (H<sub>2</sub>) à l'échelle industrielle (Erisman et al. 2008). La production d'azote réactif par ce procédé a dépassé quantitativement la fixation symbiotique depuis la fin du 20<sup>e</sup> siècle à l'échelle globale. Le procédé Haber-Bosch a été une révolution majeure, qui a permis une croissance importante de la production agricole, et, en conséquence a soutenu la croissance démographique mondiale (Erisman et al., 2008).

Ce qui n'avait toutefois pas été anticipé est que cette augmentation massive de la production d'azote réactif allait conduire à tout un ensemble de problèmes environnementaux dans de nombreux domaines (sol, air, eaux, santé) et sur une large gamme d'échelles. C'est en effet un cycle global et local de l'azote profondément perturbé par les activités humaines que nous connaissons aujourd'hui, ce qui soulève tout un ensemble de questions sur l'impact des activités humaines, et plus particulièrement agricoles, sur l'environnement et la santé, par le biais de l'azote.

---

<sup>1</sup> L'azote réactif (Nr) inclut tous les composés azotés biologiquement, photochimiquement ou radiativement actifs dans l'atmosphère et la biosphère terrestre. Nr inclut donc les formes réduites inorganiques de l'azote (e.g., ammoniac [NH<sub>3</sub>] et ammonium [NH<sub>4</sub><sup>+</sup>]), les formes oxydées inorganiques (e.g., oxyde d'azote [NO<sub>x</sub>], acide nitrique [HNO<sub>3</sub>], protoxyde d'azote [N<sub>2</sub>O], et nitrate [NO<sub>3</sub><sup>-</sup>]), et les composés organiques (e.g., urée, amines, protéines et acides nucléiques).

C'est dans cette perspective de la dualité de l'azote, élément indispensable à la vie, mais aussi source d'impacts environnementaux qu'a été conduit l'European Nitrogen Assessment (ENA) (Sutton et al., 2011). Dans le contexte d'une action européenne largement collaborative, rassemblant des experts de nombreuses disciplines touchant aux problématiques liées à l'azote, il s'est donné pour but d'établir une revue actualisée des connaissances sur les sources et les impacts de l'azote, prenant en compte les multiples interactions, les politiques environnementales et énergétiques, les coûts et les bénéfices sociétaux, en vue de servir de support pour des politiques publiques futures de l'échelle locale à l'échelle globale. De nombreux concepts et résultats présentés dans ce texte proviennent de cette revue réalisée par l'ENA.

## La cascade de l'azote : concept et conséquences

### Les fuites d'azote dans le système agricole

L'utilisation d'azote en agriculture et élevage a généralement une efficacité assez faible, entre 30 et 60% pour les productions végétales, entre 5 et 40% pour les productions animales (Jarvis et al. 2011). Dès que les formes réactives d'azote sont présentes sous une forme mobile, soit en phase gazeuse ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , ...) soit en phase liquide (nitrate, azote organique dissous), elles peuvent s'échapper de la chaîne allant des intrants aux produits. La figure 1 met en évidence les fuites qui peuvent se produire depuis l'engrais organique ou minéral apporté sur une culture ou une prairie jusqu'au produit végétal ou animal final.

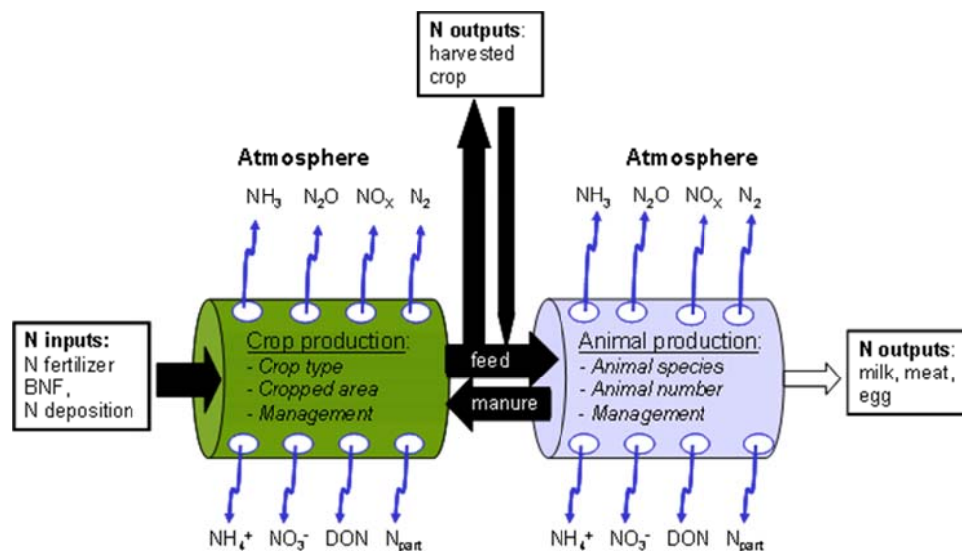


Figure 1 : Circulation de l'azote dans le système de production agricole (d'après Oenema et al., 2009)

Ces émissions se produisent essentiellement lors des applications d'engrais minéraux et organiques au champ (Sommer et al., 2003) et à partir des déjections animales sur toute la chaîne de production, dans les bâtiments d'élevage, les installations et les zones de stockage, lors du pâturage des animaux (Gac et al., 2007). L'élevage est très directement concerné par les émissions d'ammoniac, puisqu'on estime qu'il représente plus de 80% de la source agricole. Ceci s'explique par l'importance des quantités d'azote excrétées par les animaux, par une grande disponibilité de l'azote ammoniacal et par la multiplicité des étapes jusqu'à l'épandage au champ.

### Importance des activités agricoles dans le cycle général de l'azote

Ces fuites sont très significatives lorsqu'on réalise des bilans à l'échelle nationale et qu'on les compare aux autres activités anthropiques (transport, production d'énergie, secteur résidentiel, ...). Selon les procédures d'évaluation proposées dans le cadre du protocole de Göteborg, l'agriculture serait ainsi responsable de plus de 95% des émissions d'ammoniac, d'environ 75% des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ , 5-10% des émissions de  $\text{NO}$  (Citepa, 2011) et 55% des pertes de nitrate en France.

A l'échelle européenne, la production agricole et l'élevage occupent une place centrale dans le cycle de l'azote (Figure 2 ; Sutton et al., 2011). Les apports d'azote sur les sols agricoles se monteraient à

27.5 Mt N (11.2 Mt sous forme d'engrais de synthèse, 7,1 Mt sous forme d'effluents d'élevage, 2,4 Mt par dépôts atmosphériques, 1,0 Mt par fixation symbiotique et 5,8 Mt depuis les résidus de culture) (Leip et al., 2011). Ils dépassent de 9,9 Mt les besoins des cultures, ce surplus contribuant au lessivage de nitrate vers les nappes superficielles et profondes (6 Mt), à la dénitrification sous forme de  $N_2$  (4,5 Mt), volatilisation d'ammoniac (1,6 Mt) et aux émissions de  $N_2O$  et  $NO$  (0,5 Mt). La figure 2 montre aussi que, dans les flux d'azote au sein de la production agricole, la part des activités d'élevage est majeure puisqu'elles consomment une grande partie de l'azote contenu dans les récoltes en Europe. De même, presque 90% des importations de produits agricoles en Europe sont utilisées pour nourrir les animaux d'élevage.

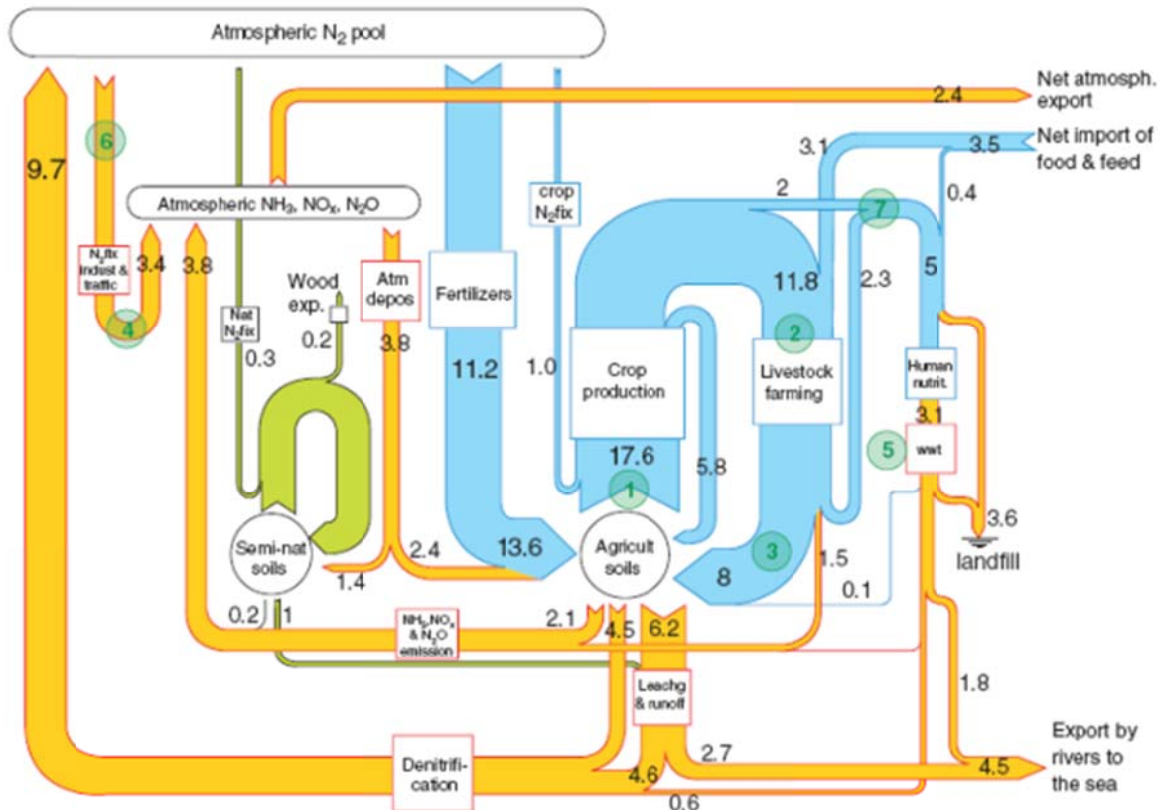


Figure 2 : Le cycle de l'azote à l'échelle de l'Europe des 27 pour l'année 2000. Les flux en vert font référence aux flux naturels (toutefois altérés par les dépôts atmosphériques), ceux en bleu aux flux anthropiques intentionnels (exclusivement en agriculture) et ceux en orange aux flux anthropiques non-intentionnels. Les numéros sur des disques verts font référence à des mesures proposées dans le cadre de l'European Nitrogen Assessment (Sutton et al., 2011a).

### La cascade de l'azote : circulation de l'azote dans l'environnement et impacts

La contrepartie de la forte augmentation de la production d'azote réactif est qu'on est passé, entre la fin du 19<sup>e</sup> siècle à nos jours, d'une situation de relative pénurie et de limitation de la production alimentaire par l'azote à une situation d'excès. L'azote se transforme, au cours de sa circulation dans l'environnement, en diverses formes qui ont des impacts divers sur la santé, les écosystèmes et le climat, ce qui a amené Galloway et al. (2003) à introduire le concept de cascade de l'azote qu'il définit comme le transfert séquentiel de l'azote dans les systèmes environnementaux et ses conséquences en termes d'impacts.

La figure 3 (Sutton et al., 2011a) illustre la cascade de l'azote en mettant en évidence la multiplicité des transferts, transformations et impacts dans les différents milieux (écosystèmes, atmosphère, hydrosphère, homme). Galloway et al. (2003) donnent quelques exemples, que nous reprenons sous une forme différente ici, pour illustrer cette chaîne de processus. Au départ, une molécule d'azote atmosphérique ( $N_2$ ) est convertie en ammoniac ( $NH_3$ ) par le processus Haber-Bosch pour produire de l'engrais. La moitié de l'azote apporté aux cultures se retrouve dans les récoltes utilisées comme aliment pour l'homme ou le bétail. L'autre moitié s'échappe vers l'atmosphère ( $NH_3, NO_x, N_2O, N_2$ ) ou

vers l'eau ( $\text{NO}_3^-$ , azote organique dissous) ou encore est stockée dans le sol sous forme de matières organiques plus ou moins labiles. L'ammoniac émis à cette occasion peut participer à la pollution atmosphérique en intervenant dans la formation de particules fines dommageables pour la santé, ou être déposée par la pluie sur un écosystème naturel qu'elle va contribuer à acidifier et/ou à eutrophiser. Le sol de cet écosystème saturé en azote, tout comme celui de la parcelle agricole initiale, produit aussi du  $\text{NO}_x$  émis vers l'atmosphère où il contribue à la formation d'ozone troposphérique, impactant la santé humaine et celle des écosystèmes. Il peut aussi transformer l'azote déposé en nitrate qui peut migrer vers les eaux et les écosystèmes aquatiques, produisant là encore des désordres trophiques ou des toxicités. Ce nitrate peut aussi être dénitrifié en  $\text{N}_2\text{O}$  (qui contribue alors au réchauffement global et à la dégradation de la couche d'ozone stratosphérique) ou en  $\text{N}_2$  (dénitrification complète), bouclant ainsi le cycle. Les chaînes de transformations et d'impacts illustrées ici concernent aussi bien les engrais agricoles que les effluents d'élevage ou les déchets produits par l'homme (ordures ménagères, boues de stations d'épuration).

La cascade de l'azote est donc une vision dynamique qui suit l'azote dans les compartiments de l'environnement et qui permet de traduire la complexité du devenir et des impacts de l'azote dans l'environnement. Elle procure un cadre conceptuel dans lequel le rôle de l'azote dans la production alimentaire est relié à ses impacts environnementaux qui deviennent des motivations importantes de l'étude de l'azote. Elle illustre également la nécessité de dépasser l'échelle du lieu où est utilisé l'azote minéral ou organique (parcelle cultivée, prairie, bâtiment d'élevage) afin de resituer les flux induits dans le contexte plus général de l'environnement, à des échelles pouvant aller du très local (écosystème voisin) jusqu'à des échelles régionales (transferts de nitrate ou d'ammoniac) voire nationale ou globale (effet de serre et émission de  $\text{N}_2\text{O}$ ). Par les liens multiples et complexes entre les différentes formes d'azote réactifs, d'impacts et d'échelles spatiales, elle montre aussi la nécessité de traiter les différentes questions sous-jacentes de manière concertée, voire intégrée (Sutton et al., 2011).

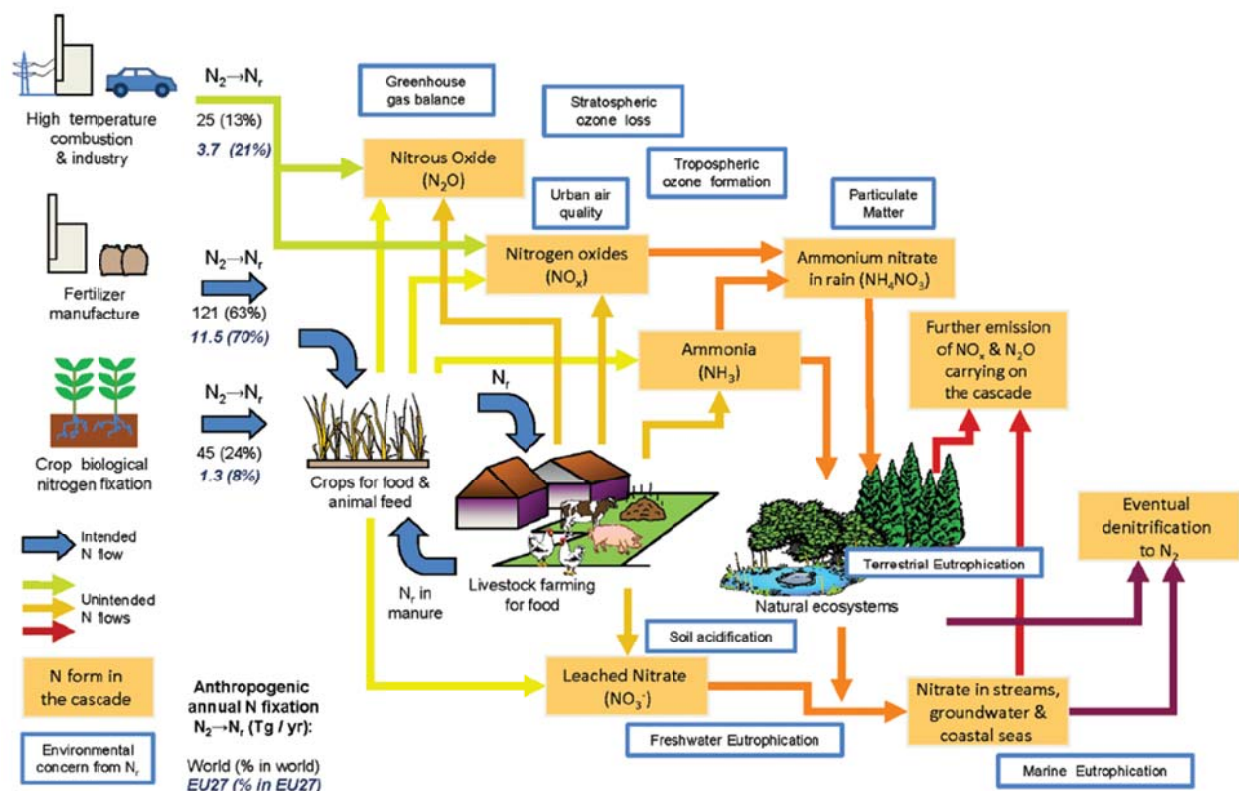


Figure 2 : Schéma simplifié de la cascade de l'azote, mettant en évidence la fabrication d'azote réactif (procédé Haber-Bosch), les principales formes d'azote réactif utilisées ou produites dans l'environnement et les impacts environnementaux. Les flèches bleues représentent les flux intentionnels et les autres, les flux non intentionnels (d'après Sutton et al., 2011)

## De nouveaux enjeux pour l'agriculture

### *Une multiplicité d'impacts sur tous les compartiments de l'environnement*

Dans le cycle de transferts et transformations d'azote, les impacts environnementaux de l'azote sont essentiellement la conséquence des fuites d'azote réactif vers les compartiments environnementaux que sont l'atmosphère, l'hydrosphère, et les écosystèmes, en particulier des écosystèmes oligotrophes récepteurs. Les impacts de l'azote sont caractérisés par leur grande diversité (voir figure 3), touchant la plupart des grandes problématiques du changement global et tous les compartiments environnementaux, une grande diversité d'échelles d'espace (du très local au global) et de temps. Ainsi, les questions en termes d'impacts et d'actions se posent à l'échelle du bassin versant ou de la zone de captage pour les nitrates, de l'échelle locale (dépôts secs) à continentale (transport à longue distance et dépôts humides) pour l'ammoniac et les  $\text{NO}_x$ , et globale pour les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ . A noter aussi que le même composé azoté peut être concerné par plusieurs impacts. C'est ainsi que l'ammoniac a tout d'abord été une préoccupation pour son rôle dans l'acidification et l'eutrophisation des milieux dans le cadre des transferts de la pollution de l'air à longue distance, alors qu'il connaît aujourd'hui un intérêt renouvelé compte tenu de son implication dans la formation de particules atmosphériques. Ces impacts ont déterminé la mise en place d'un certain nombre de politiques publiques (directive Nitrates, protocole de Göteborg, directive sur les plafonds d'émission, etc.) qui concernent de près ou de loin l'azote et l'agriculture.

### *Changement climatique*

L'azote y est impliqué de multiples façons (Butterbach-Bahl et al., 2011). La plus directe est l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  par les sols qui contribue pour 4% aux émissions totales de gaz à effet de serre à l'échelle globale, 9% à l'échelle française (Citepa, 2011). Pour faire une évaluation complète de l'impact de l'azote sur l'effet de serre, il faut également considérer d'une part, dans le domaine des sources de gaz à effet de serre, son rôle dans la formation d'ozone troposphérique, d'autre part, dans le domaine de l'atténuation de l'effet de serre, son rôle dans la formation de particules secondaires à partir d'ammoniac et l'impact de l'azote sur le stockage de carbone dans les sols et les forêts. Butterbach-Bahl et al. (2011) ont évalué ces différentes contributions à l'échelle de l'Europe. Le principal effet « réchauffant » lié à l'azote est l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  (15-19  $\text{mW/m}^2$ ) et la formation d'ozone troposphérique (+0.3 à +5.5  $\text{mW/m}^2$ ), alors que les principaux effets « refroidissant » sont l'augmentation du puits de  $\text{CO}_2$  dans la biosphère en réponse aux dépôts atmosphériques d'azote (-30 à -8  $\text{mW/m}^2$ ), le pouvoir diffusant des aérosols (-27,5 à -5,5  $\text{mW/m}^2$ ) produits à partir des émissions de  $\text{NH}_3$  et  $\text{NO}_x$  et l'impact de l'ozone sur le puits de  $\text{CO}_2$  de la biosphère (2,3-6,6  $\text{mW/m}^2$ ) (Sitch et al., 2007). Les différentes contributions positives et négatives s'équilibrent presque et, en tenant compte des incertitudes on considère que l'effet net de l'azote est légèrement refroidissant. Mais il faut garder à l'esprit que les effets « refroidissant » des particules s'accompagnent d'effets significatifs sur la santé.

Un autre effet, sans doute majeur, qui n'est pas quantifié ici est le fait que la production industrielle d'azote réactif a permis un accroissement considérable de la population mondiale (Erisman et al., 2008) et donc des sources de gaz à effet de serre. Il faut également se rappeler que la production d'engrais azotés consomme des quantités importantes d'énergie, essentiellement sous forme de gaz naturel. De ce fait, la fertilisation est un poste important du bilan énergétique d'une exploitation agricole, devant le carburant utilisé et la production de produits phytosanitaires, et souvent du même ordre que les émissions directes de gaz à effet de serre au champ sous forme de  $\text{N}_2\text{O}$  (Lehuger et al., 2010). Souvent, ce poste n'est pas comptabilisé comme une contribution de l'agriculture au pouvoir de réchauffement global car cette activité est dans la catégories « Industries ».

### *Transferts et dépôts atmosphériques à longue distance*

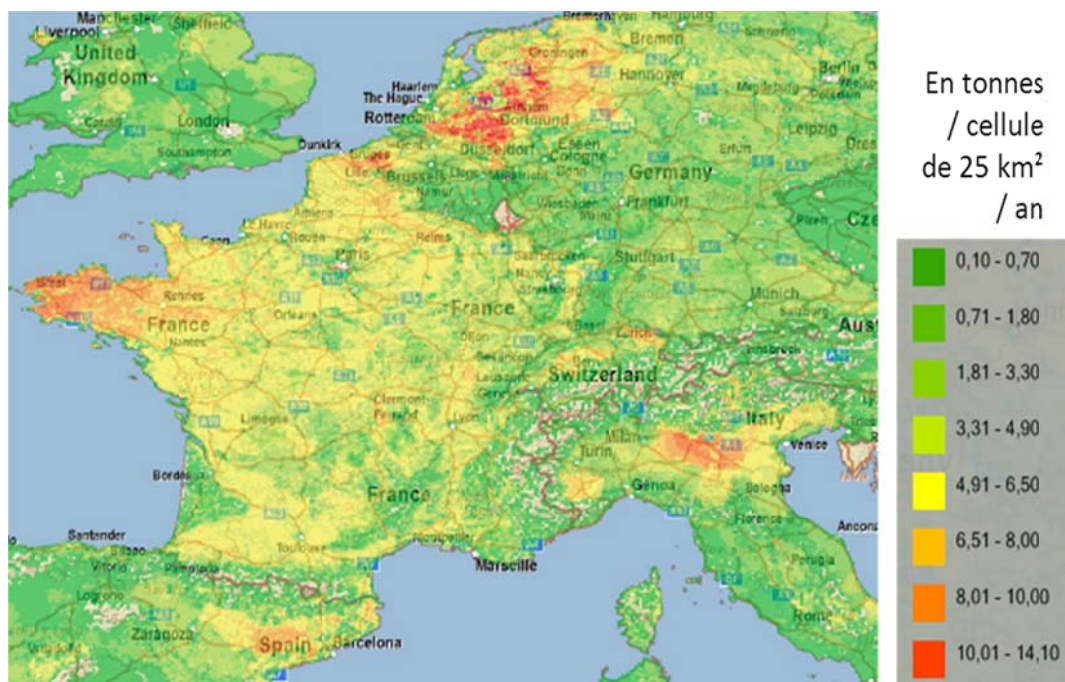
Les études menées suite aux dépérissements forestiers des années 1980 observés dans les Vosges, les Ardennes et dans l'est de l'Europe ont mis en évidence les effets négatifs des dépôts atmosphériques acidifiants sur le fonctionnement des forêts. Les liens ont été faits entre les rejets industriels de soufre et l'acidification des sols et des eaux dans les années 1970. Dans les années qui ont suivi, le rôle des composés azotés a été identifié : les dépôts d'azote ammoniacal contribuent à l'acidification des sols et des eaux de surface par le biais de deux processus : la nitrification, qui libère des protons, et la présence d'ions nitrates dans les eaux de drainage, qui entraînent avec eux les cations alcalins du complexe d'échange des sols (Durand et al., 2011). Par ailleurs, le rôle de fertilisant des nitrates sur les milieux naturels ou semi-naturels comme les forêts n'est pas toujours

bénéfique car il conduit à la prolifération de certaines espèces aux dépens d'autres moins communes (processus d'eutrophisation) et à une perte de biodiversité qui concernent une grande partie de l'Europe (Bobbink et al., 2010).

Au niveau européen la lutte contre ce type de pollution a été organisée au sein de la convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière, mise en place à partir de la fin des années 1970. C'est l'un des premiers protocoles internationaux qui bénéficie d'un support scientifique fort par le biais de groupes de travail sur la modélisation, la stratégie, les effets, etc. et d'une structure internationale de modélisation en support des évaluations environnementales et des processus de négociation (voir <http://www.emep.int/>).

#### Qualité de l'air

L'azote est fortement impliqué dans les deux problématiques majeures en terme de qualité de l'air, l'ozone troposphérique et les particules. Pour la première, ce sont les oxydes d'azote ( $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ) qui sont en cause en contribuant au processus principal de formation de l'ozone par réaction avec des composés organiques volatils. L'agriculture et l'élevage ne sont pas en première ligne, ici, mais les émissions naturelles de  $\text{NO}$  par les sols pourraient contribuer très significativement à l'augmentation régulière du bruit de fond en ozone. Pour le deuxième, c'est l'ammoniac qui est en cause, et donc très directement l'agriculture et l'élevage, en formant des particules très fines par réaction avec les acides atmosphériques. Les particules à base d'ammonium et de nitrate constituent une fraction importante (fréquemment supérieure à 25-30%) des particules atmosphériques  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  et  $\text{PM}_1$ , pouvant donner lieu à des concentrations totales élevées dans les zones rurales (Figure 4).



**Figure 4 : Concentrations de l'air en particules ( $\text{PM}_{10}$ ) issues des activités agricoles en 2008. Une fraction importante est due aux émissions d'ammoniac, précurseur de particules fines (source : Agence européenne de l'environnement <http://prtr.ec.europa.eu/DiffuseSourcesAir.aspx>).**

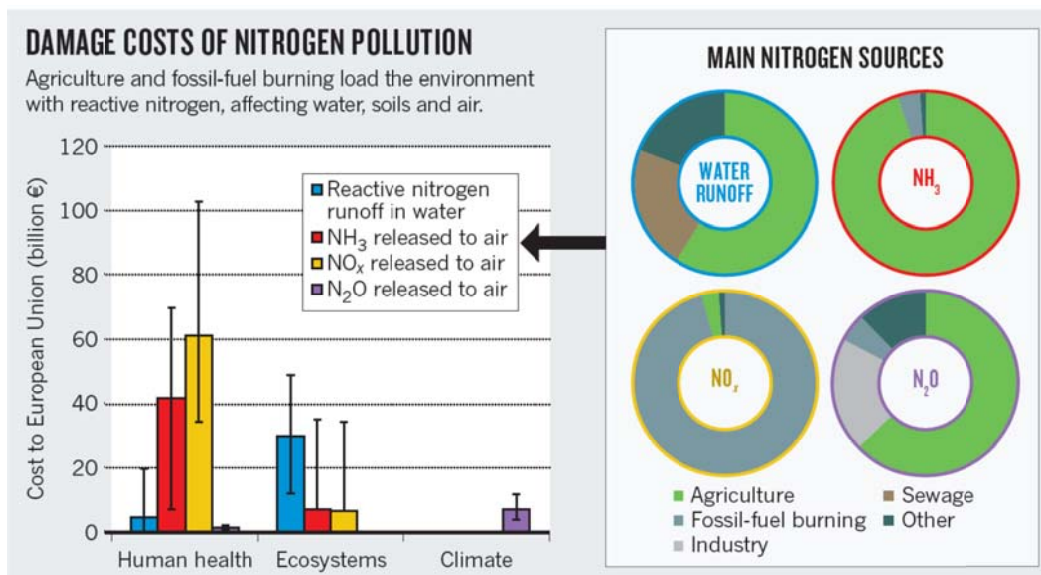
Le contrôle de ces particules d'origine agricole est important pour le respect des seuils de concentration. Depuis le printemps 2007, où des épisodes de pollution aux particules ont été observés au moment des apports d'engrais en agriculture, un réseau de mesure des particules en zone rurale a été mis en place (projet Particul'Air, réseau CARA). Il a montré que la part des particules azotées était en moyenne de 25% et pouvait dépasser 40% lors des épisodes de fortes concentrations en particules ( $\text{PM}_{10} > 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Alors que la problématique concernant l'ozone est ancienne et a déjà donné lieu à des protocoles visant à réduire les émissions de précurseurs, la deuxième, concernant les particules et l'ammoniac, est émergente, mais donne lieu à de nouvelles actions volontaristes dans la sphère publique. Par exemple, le Plan particules, publié à l'été 2010, envisage des mesures relatives aux émissions d'ammoniac et de particules dans le domaine de l'agriculture et de l'élevage

## Contamination des eaux et conséquences

L'accroissement des teneurs en azote réactif dans les bassins d'alimentation des eaux et dans les eaux elles mêmes a de multiples impacts sur leur qualité, sur les services rendus par les écosystèmes aquatiques et sur leur bon fonctionnement. Dans les régions semi-naturelles sensibles, les dépôts azotés entraînent une acidification des eaux pouvant provoquer mortalité, baisse de productivité et perte de biodiversité (Durand et al., 2011). Dans les régions plus anthropisées, le principal effet des hausses de teneur en azote dans l'eau est l'eutrophisation. Pour les eaux douces, on a longtemps considéré que le phosphore était le facteur limitant principal et donc le déterminant essentiel de l'eutrophisation des eaux continentales. Des études récentes montrent que, dans de nombreux cas, azote et phosphore sont co-limitants, soit simultanément soit en relais temporel. Pour les eaux salées, l'azote est très souvent cité comme responsable majeur, du fait de la richesse en phosphore des sédiments et des concentrations en azote relativement faible résultants de la dénitrification dans les fleuves et leurs estuaires. Les conséquences de cette eutrophisation continentale ou marine sont bien connues, parfois spectaculaires et souvent coûteuses. Les conséquences sanitaires directes de l'augmentation des concentrations en composés azotés des eaux d'alimentation font quant à elles l'objet d'une controverse depuis de nombreuses années. Si les connaissances scientifiques actuelles ne permettent pas de démontrer les risques sanitaires liés à la consommation d'eaux riches en azote, les risques et dommages liés aux désordres que ces dernières provoquent dans les écosystèmes aquatiques justifient largement les politiques de lutte contre cette pollution et ceci d'autant plus que les teneurs en nitrate critiques pour les écosystèmes sont largement inférieures aux teneurs réglementaires pour les eaux de consommation.

### **Une nécessaire mais difficile évaluation économique des impacts environnementaux de l'azote**

Une évaluation économique des coûts liés aux bénéfices et impacts de l'azote est importante car elle permet de mettre sur le même plan des impacts positifs ou négatifs de natures très diverses et d'identifier des voies prioritaires d'action, en hiérarchisant les coûts pour la société et en donnant les bases de l'évaluation de l'efficacité des mesures possibles. Cette évaluation est cependant très contingente des hypothèses faites, qui induisent de fortes incertitudes. Sont considérés à la fois des éléments relativement objectifs, tels que les coûts mobilisés par le systèmes de santé (impact de la pollution de l'air, par exemple), certains coûts de traitement ou de remédiation (par exemple épuration des eaux usées, traitement des déchets, enlèvement des algues vertes sur les plages) et des coûts plus subjectifs dépendant de la valeur attribuée par exemple aux écosystèmes et aux services qu'ils peuvent rendre (stockage de carbone, épuration, agrément, ...).



**Figure 5 : Estimations des dommages occasionnés par les émissions de différentes formes d'azote réactif vers les eaux et l'atmosphère, au sein de l'Europe des 27 en 2000. La figure de droite donne la proportion des émissions des différents composés azotés pour les différents secteurs d'activité, dont l'agriculture (en vert). D'après Sutton et al. (2011b).**

Une estimation récente réalisée dans le cadre de l'European Nitrogen Assessment, montre que les coûts les plus importants portent sur la santé humaine, avec une contribution principalement liée à la qualité de l'air (ozone et particules), alors que les coûts pour les écosystèmes se partagent entre l'atmosphère et l'hydrosphère (Figure 5). Les coûts liés à l'impact sur le climat seraient très inférieurs. Cette évaluation permet donc de hiérarchiser les coûts, notamment dans la perspective d'orienter les politiques publiques, mais elle illustre aussi leur forte incertitude

### ***Vers une approche plus intégrée du cycle de l'azote et de ses impacts***

La diversité des composés et processus concernés, ainsi que des problématiques environnementales relatives à l'azote et à l'environnement, a des conséquences fortes en terme de visibilité de la problématique « azote » dans l'opinion publique, mais aussi et peut-être surtout dans l'identification d'actions techniques, de priorités et de proposition de mesures réglementaires visant à limiter les impacts. La décision doit en effet prendre en compte les interactions entre composés et impacts, ainsi que les différentes échelles concernées. Oenema et al. (2009) ont par exemple montré que les mesures relatives au contrôle des émissions d'ammoniac pouvaient être antinomiques des mesures relatives à la qualité des eaux (lessivage des nitrates) ou au changement climatique (émission de N<sub>2</sub>O), ces deux dernières étant plutôt en phase. Les options de contrôle les plus intéressantes sont celles qui offrent simultanément des réductions simultanées des polluants azotés de tous types, dans tous les secteurs d'émissions et tous les compartiments environnementaux. Il est donc important d'arriver à une approche intégrative de la gestion de l'azote réactif afin de réduire les risques d'incohérence, d'inefficacité des politiques (relatives à l'air, à l'eau, au changement climatique, aux écosystèmes, etc.) et de transfert des pollutions. Les efforts pour une intégration devraient prendre en compte les niveaux variables de succès des politiques sur relatives à l'azote pour s'assurer d'un équilibre entre les secteurs dans les efforts de contrôle. Une telle intégration exige la mise en place d'une interdisciplinarité et l'élaboration de consensus entre science, politiques publiques et acteurs. Des politiques intégratives sont justifiées au sein même des secteurs, comme l'agriculture par exemple, à cause du nombre important d'acteurs et de la connexion entre sources, secteurs et impacts.

## **Conclusions**

En conclusion, on peut reprendre les actions-clefs proposées par l'European Nitrogen Assessment, au nombre de sept, dans quatre secteurs et qui visent à jeter les bases de la construction de futures approches intégratives pour la gestion de l'azote. Elles sont reprises dans l'encadré ci-dessous dans leur traduction littérale. Les actions 1 à 3 et 7 interrogent très directement les activités agricoles. Les autres les concernent au même titre que les autres secteurs d'activité, soit parce que l'agriculture utilise aussi des combustibles fossiles et des systèmes énergétiques (actions 4 et 6), soit parce qu'elles peuvent être le réceptacle des produits résultant du traitement des eaux usées (action 5).

Les orientations proposées reposent sur trois grands principes auxquels il faudra sans doute être attentif dans les années à venir pour produire dans des conditions durables. Tout d'abord rechercher des voies pour continuer à améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote. Cela passe par des systèmes plus économes en intrants azotés mais aussi un meilleur recyclage de l'azote dans les systèmes agricoles, en particulier les systèmes associant cultures et élevage. Ensuite chercher à valoriser au maximum l'azote réactif existant. Sa production sous forme d'engrais minéraux est en effet très consommatrice d'énergie et l'éliminer en retournant par exemple à la forme N<sub>2</sub> par dénitrification apparaît aujourd'hui comme un gâchis d'énergie. Ceci étant, cela peut être une meilleure solution que de laisser l'azote se disperser dans l'environnement, mais à condition d'être sûr d'aller jusqu'à la forme N<sub>2</sub>. Là encore, cette valorisation passe par une maîtrise de l'azote et l'optimisation de son recyclage. Enfin des actions sur les comportements individuels apparaissent de plus en plus nécessaires. Au-delà des économies d'énergie qui concernent tous les secteurs d'activité, la diminution de la consommation de protéines animales est de plus en plus souvent avancée dans le débat public comme une solution potentiellement efficace. Son efficacité s'appuie sur le fait que les filières animales consomment l'essentiel de l'azote réactif utilisé en agriculture.



## **Sept actions-clefs pour une meilleure gestion de la cascade de l'azote**

### **(European Nitrogen Assessment, résumé pour les décideurs)**

#### Agriculture

(1) Améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote en grandes cultures : Ceci implique l'amélioration des pratiques culturales, des potentialités génétiques et du rendement par N<sub>r</sub> apporté, ainsi que la capacité à réduire les pertes par unité de produit, réduisant ainsi le risque de transfert de pollutions.

(2) Améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote en production animale : De même que pour les cultures, ceci inclut des pratiques de gestion de l'élevage et le potentiel génétique, en particulier l'amélioration de la conversion des aliments et la diminution des coûts de maintenance, ce qui conduira à réduire les pertes par unité produite et limiter les transferts de pollution.

(3) Améliorer la valeur azotée fertilisante des déjections animales : Améliorer la valeur fertilisante nécessite de conserver l'N<sub>r</sub> des déjections pendant le stockage et l'application au champ (en particulier de réduire les émissions d'NH<sub>3</sub>, source majeure de pertes d'N<sub>r</sub>), tout en ajustant les doses et dates d'application aux besoins des cultures.

#### Transport et Industrie

(4) Combustion à bas niveau d'émission et systèmes énergétiques plus efficaces : Ceci inclut d'améliorer des technologies, que ce soit les sources fixes de combustion et les véhicules, en améliorant l'efficacité d'utilisation de l'énergie et l'utilisation de sources d'énergie alternatives ayant moins d'émissions, en s'appuyant sur les démarches actuelles.

#### Traitement des eaux usées

(5) Recycler l'azote (et le phosphore) des circuits de collecte des eaux usées : Les efforts actuels réalisés en traitement des eaux usées pour l'N<sub>r</sub> en Europe se concentrent sur la dénitrification en N<sub>2</sub>. Alors que les politiques ont eu des résultats plutôt satisfaisants, cette approche représente la perte de l'énergie consommée pour produire l'N<sub>r</sub>. Un ambitieux objectif à long-terme serait de recycler l'N<sub>r</sub> des eaux usées, en utilisant de nouvelles technologies de traitement.

#### Modes de consommation

(6) Economies d'énergie et de transport : Malgré le succès des mesures techniques pour la réduction des émissions de NO<sub>x</sub> par unité consommée, la distance parcourue par les véhicules et leur utilisation d'énergie ont toutes les deux substantiellement augmenté au cours des dernières décennies. Limiter l'utilisation de véhicules polluants ou éviter de passer ses vacances à grande distance, ainsi que promouvoir des habitations et des modes de consommation à basse consommation énergétique peut grandement contribuer à la réduction des émissions de NO<sub>x</sub>.

(7) Réduire la consommation humaine de protéines animales : La consommation de protéines animales excède, dans de nombreux endroits en Europe, le niveau recommandé par individu. Réduire la part de protéines animales dans les régimes alimentaires jusqu'aux niveaux recommandés (et déplacer la consommation vers des produits d'origine animale à meilleure efficacité d'utilisation de l'azote) peut réduire les émissions d'N<sub>r</sub> et générer des co-bénéfices pour la santé humaine, alors que la consommation actuelle est au-delà de l'optimum.

## Références

- Bobbink, R., K. Hicks, J. Galloway, T. Spranger, R. Alkemade, M. Ashmore, M. Bustamante, S. Cinderby, E. Davidson, F. Dentener, B. Emmett, J-W. Erisman, M. Fenn, F. Gilliam, A. Nordin, L. Pardo, and W. De Vries. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20:30–59. [doi:10.1890/08-1140.1]
- Butterbach-Bahl, K., E. Nemitz, et al., 2011. Nitrogen as a threat to the European greenhouse balance. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erisman, et al., Cambridge University Press, 434-462.
- Citepa, 2011. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France. Séries sectorielles et analyses étendues. Format Secten. 328 pages, Document téléchargeable à <http://www.citepa.org/publications/Inventaires.htm#inv1>
- Durand, P., Breuer L., et al., 2011. Nitrogen processes in aquatic ecosystems. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erisman, et al., Cambridge University Press, 126-145.
- Erisman J. W. , Sutton , M. A. , Galloway , J. N. , Klimont , Z. and Winiwarter , W., 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* , 1 , 636 –639.
- Gac, A., F. Beline, et al., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science* 112(3): 252-260.
- Galloway, J. N., J. D. Aber, et al., 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience* 53(4): 341-356.
- Galloway, J. N., F. J. Dentener, et al., 2004. "Nitrogen cycles: past, present, and future." *Biogeochemistry* 70(2): 153-226.
- Jarvis , S. , Hutchings , N. , Brentrup , F. , Olesen , J. and van der Hoek , K., 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. M. A. Sutton , C. M. Howard, J. W. Erisman et al. Cambridge University Press, 211-228.
- Lehuger S., Gabrielle B., Laville P., Lamboni M., Loubet B., Cellier P., 2011. Predicting and mitigating the net greenhouse gas emissions of crop rotations in Western Europe. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151, 12, 1654-1671.
- Leip , A. , Achermann , B. , Billen , G. et al. , 2011. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. M. A. Sutton , C. M. Howard , J. W. Erisman et al. Cambridge University Press, 345-376.
- Oenema , O. , Witzke , H. P. , Klimont , Z. , Lesschen , J. P. and Velthof , G. L., 2009. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27 . *Agriculture, Ecosystems and Environment* , 133 , 280 –288.
- Sommer, S. G., S. Genermont, et al. (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy* 19(4): 465-486.
- Sutton , M. A. , Howard , C. M. , Erisman J. W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., van Grinsven H., Grizzetti B., 2011. *The European Nitrogen Assessment* , Cambridge University Press, 612 pages.
- UNEP and WHRC, 2007. *Reactive Nitrogen in the Environment: Too Much or Too Little of a Good Thing*. United Nations Environment Programme, Paris, 2007, 56 pages.