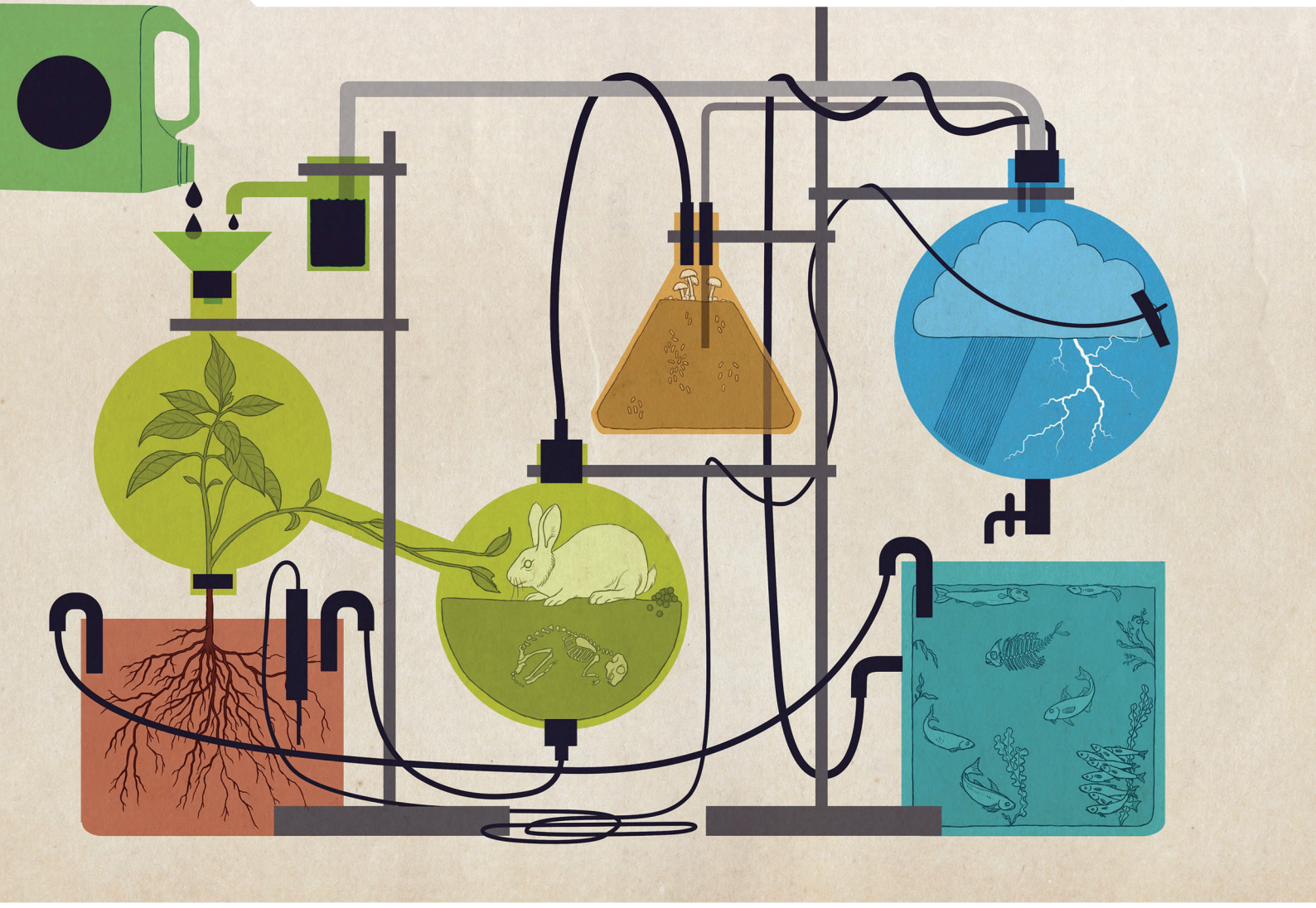
Accélération anthropique du cycle de l'azote

GÉRER LES RISQUES ET L'INCERTITUDE



OCDE

Accélération anthropique du cycle de l'azote

GÉRER LES RISQUES ET L'INCERTITUDE

OCDE
DES POLITIQUES MEILLEURES
POUR UNE VIE MEILLEURE

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les arguments exprimés ici ne reflètent pas nécessairement les vues officielles des pays membres de l'OCDE.

Ce document, ainsi que les données et cartes qu'il peut comprendre, sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.

Merci de citer cet ouvrage comme suit :
OCDE (2019), *Accélération anthropique du cycle de l'azote : Gérer les risques et l'incertitude*, Éditions OCDE, Paris, *https://doi.org/10.1787/cf7ae81b-fr*.

ISBN 978-92-64-62882-3 (imprimé)
ISBN 978-92-64-67595-7 (pdf)

Les données statistiques concernant Israël sont fournies par et sous la responsabilité des autorités israéliennes compétentes. L'utilisation de ces données par l'OCDE est sans préjudice du statut des hauteurs du Golan, de Jérusalem-Est et des colonies de peuplement israéliennes en Cisjordanie aux termes du droit international.

Crédits photo : Cover Illustration © Richard Wilkinson

Les corrigenda des publications de l'OCDE sont disponibles sur : *www.oecd.org/about/publishing/corrigenda.htm*.

© OCDE 2019

La copie, le téléchargement ou l'impression du contenu OCDE pour une utilisation personnelle sont autorisés. Il est possible d'inclure des extraits de publications, de bases de données et de produits multimédia de l'OCDE dans des documents, présentations, blogs, sites internet et matériel pédagogique, sous réserve de faire mention de la source et du copyright. Toute demande en vue d'un usage public ou commercial ou concernant les droits de traduction devra être adressée à *rights@oecd.org*. Toute demande d'autorisation de photocopier une partie de ce contenu à des fins publiques ou commerciales devra être soumise au Copyright Clearance Center (CCC), *info@copyright.com*, ou au Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC), *contact@cfcopies.com*.

Avant-propos

L'azote est l'un des éléments les plus importants pour la vie sur terre. Il est indispensable à l'ADN, l'ARN et la photosynthèse, de même qu'aux acides aminés, éléments constitutifs fondamentaux des protéines. Il est également essentiel à la croissance des végétaux, y compris des plantes cultivées dont dépend l'alimentation humaine et animale. La moitié environ de la population de la planète est tributaire des engrais azotés pour se nourrir, ce qui fait de l'azote l'un des piliers de la sécurité alimentaire mondiale.

Depuis le début du XXe siècle, les apports d'origine humaine d'azote réactif dans l'environnement ont doublé. Le recours aux engrais contenant de l'azote et la production de cultures qui le fixent se sont rapidement développés en réponse aux besoins alimentaires de la population mondiale en expansion. L'azote a aussi de nombreux usages industriels, et il est rejeté dans l'atmosphère par la combustion d'énergies fossiles.

Si l'insuffisance de ses apports est un frein pour la productivité agricole et industrielle, l'utilisation excessive d'azote a des effets complexes et lourds de conséquences – mais souvent ignorés. Elle fait peser des risques sur la santé humaine et l'environnement et peut compromettre les efforts visant à atteindre un certain nombre d'Objectifs de développement durable, dont ceux relatifs à la biodiversité et au climat. Une fois dans l'environnement, l'azote change facilement de forme chimique et se déplace entre l'air, le sol, l'eau et les écosystèmes, causant au passage une cascade d'effets dommageables. La résilience des écosystèmes soumis à des excédents d'azote n'est pas encore pleinement comprise, et il en va de même des effets des charges d'azote sur différents services écosystémiques, ce qui souligne la nécessité d'une surveillance et d'une gestion plus rigoureuses.

Ce rapport, Accélération anthropique du cycle de l'azote : gérer les risques et l'incertitude, a été produit par l'OCDE en collaboration avec l'Équipe spéciale de l'azote réactif (TFRN) de la CEE ONU. Il propose un cadre d'action pour répondre aux enjeux environnementaux et sanitaires de l'azote. Afin de gérer les risques connus de l'azote et les incertitudes liées à sa présence en trop grande quantité dans l'environnement, il prône une démarche en trois volets : (i) analyser les chemins suivis par l'azote afin de mieux gérer les risques environnementaux ; (ii) prendre en compte les émissions d'hémioxyde d'azote dans les politiques de lutte contre le changement climatique ; et (iii) surveiller et gérer l'azote résiduel en mesurant l'effet des mesures précédentes sur le bilan azote national. Le rapport donne des orientations pour mettre en œuvre ces trois volets et veiller à la nécessaire cohérence entre les politiques sectorielles et environnementales.

Je suis fier que l'OCDE collabore étroitement avec la communauté scientifique pour contribuer à informer les concepteurs de l'action publique, les gouvernements, les entreprises et la société civile qu'il est important de gérer les effets de l'activité humaine sur le cycle de l'azote et de promouvoir, en la matière, des politiques meilleures pour une vie meilleure.

Angel Gurria

Secrétaire général

OCDE

Remerciements

Le cadre général et l'approche suivis pour préparer le présent rapport ont été établis conjointement par Gérard Bonnis, de la Direction de l'environnement, et Simon Buckle, Chef de la Division climat, biodiversité et eau de la Direction de l'environnement, qui ont pu s'appuyer pour ce faire sur de nombreux échanges de vues avec des spécialistes de l'action publique et des experts universitaires travaillant sur ces questions. Le rapport a bénéficié de contributions de fond de Gérard Bonnis (chapitres 1, 2, 3, 5 et annexe A) ; Marc Ribaudo, Economic Research Service, Ministère de l'Agriculture des États Unis, Washington (chapitre 4) ; et Paul Drummond, Paul Ekins et Paolo Agnolucci, University College London (UCL) Institute for Sustainable Resources, Londres, Royaume-Uni (chapitre 6). Simon Upton, aujourd'hui Commissaire parlementaire à l'environnement de la Nouvelle-Zélande, a été à l'origine de ce projet lorsqu'il dirigeait la Direction de l'environnement de l'OCDE.

Le rapport a aussi été nourri par les exposés et les réflexions auxquels a donné lieu l'atelier « Cascade de l'azote et politiques publiques : vers des solutions intégrées », organisé conjointement par l'OCDE et l'Équipe spéciale de l'azote réactif (TFRN) de la CEE ONU les 9 et 10 mai 2016 à Paris, ainsi que par un échange de vues tenu lors de la réunion du Comité des politiques d'environnement (EPOC) de l'OCDE au niveau ministériel (les 28 et 29 septembre 2016). Le Groupe de spécialistes de l'azote de l'OCDE, informel et à vocation consultative, a répondu aux demandes d'avis tout au long du processus de rédaction de l'ouvrage.

Nassera Belkhiter a prêté son concours à la mise en forme du document en vue de sa publication.

Le rapport a bénéficié de contributions volontaires de la Corée, de la Nouvelle-Zélande et de la Suisse.

Table des matières

Avant-propos **3**

Remerciements **5**

Abréviations **13**

Résumé **17**

Chapitre 1. Pourquoi l'azote est-il important ? **19**

1.1 La fixation de l'azote a été multipliée par deux au niveau mondial depuis l'ère préindustrielle 20
1.2 L'azote, élément nutritif essentiel mais aussi polluant potentiel 21
1.3 Multiplicité des sources d'azote 22
1.4 Multiplicité des voies de transfert 25
1.4.1 Air 25
1.4.2 Effet de serre et couche d'ozone 26
1.4.3 Eau 27
1.4.4 Écosystèmes et biodiversité 29
1.4.5 Sols 30
1.5 Multiplicité des impacts 32
1.5.1 Qualité de l'air 32
1.5.2 Effet de serre et couche d'ozone 32
1.5.3 Qualité de l'eau 33
1.5.4 Écosystèmes et biodiversité 33
1.5.5 Qualité des sols 34
1.6 La « cascade de l'azote » 35
Notes 37
Références 40

Chapitre 2. Démarche proposée pour lutter contre la pollution par l'azote **43**

2.1 Démarche fondée sur les risques 45
2.1.1 Les différents risques liés à l'azote 45
2.1.2 Approfondir l'analyse des voies de transfert pour mieux lutter contre les risques de pollution azotée 46
2.1.3 Critère de faisabilité de la démarche fondée sur le risque 57
2.1.4 Le cas de l'hémioxyde d'azote (N_2O) 58
2.2 La démarche « de précaution » 60
Notes 70
Références 72

Chapitre 3. Exemples d'analyses voies de transfert-impact et de leur traduction sur le plan de l'action publique 77

3.1 Étude de cas n° 1 : l'analyse voies de transfert-impact (AVTI) au service de la lutte contre la pollution de l'air 79
3.1.1 Pollution atmosphérique urbaine 79
3.1.2 Eutrophisation des écosystèmes terrestres 80
3.1.3 Utilité des AVTI pour l'action publique en matière de gestion des risques de pollution de l'air 82
3.2 Étude de cas n° 2 : l'analyse voies de transfert-impact (AVTI) au service de la lutte contre la pollution de l'eau 87
3.2.1 Pollution des eaux côtières 87
3.2.2 Pollution des eaux lacustres 92
3.2.3 Contamination des eaux souterraines 94
3.2.4 Utilité des AVTI pour l'action publique en matière de gestion des risques de pollution de l'eau 97
Notes 102
Références 104

Chapitre 4. Conséquences imprévues des pratiques de conservation utilisées en agriculture pour le cycle de l'azote 107

4.1 Gestion de l'azote au service de l'agriculture et de l'environnement 108
4.2 Voies de transfert de l'azote dans le cadre des productions végétales 109
4.3 Voies de transfert de l'azote dans la production animale 111
4.4 Pratiques de conservation et cycle de l'azote 111
4.4.1 Gestion des éléments nutritifs 112
4.4.2 Travail du sol 114
4.4.3 Cultures de couverture 114
4.4.4 Bandes filtrantes 115
4.4.5 Zones humides remises en état 115
4.4.6 Drainage des champs 115
4.4.7 Ajout de substances chimiques aux effluents d'élevage 116
4.4.8 Couvercles de cuve 116
4.4.9 Couverture des bassins de décantation 116
4.4.10 Enfouissement et injection d'effluents d'élevage 116
4.5 Les changements de gestion des éléments nutritifs sur les terres cultivées peuvent entraîner des effets de compensation sur le plan environnemental 117
4.5.1 Projet d'évaluation des effets de la conservation du NRCS 118
4.6 Effets de compensation eau-air dans la gestion des effluents d'élevage 120
4.7 Pratiques de gestion de l'hémioxyde d'azote (N_2O) 121
4.8 Résumé, conclusions et points à approfondir 122
Notes 125
Références 126

Chapitre 5. Critères pouvant guider l'élaboration de la politique relative à l'azote 133

5.1 Cohérence des politiques 134
5.2 L'efficacité, l'efficience et la faisabilité des instruments d'action 138
5.2.1 Typologie des instruments d'action 138
5.2.2 Critères de l'efficacité, de l'efficience et de la faisabilité 140
5.3 Effets non désirés liés à la cascade de l'azote 144

Notes 148
Références 150

Chapitre 6. Évaluation de l'efficacité, de l'efficience et de la faisabilité des instruments d'action visant la gestion de l'azote 153

6.1 Principaux résultats 154
6.2 Instruments d'action : études de cas 164
6.2.1 Restitution de la taxe sur les émissions d'oxydes d'azote (NOx) en Suède : une taxe liée à l'environnement conjuguée à un soutien financier public 164
6.2.2 Combinaisons d'instruments en rapport avec la pollution azotée 165
6.2.3 Programme d'échange du Greater Miami Watershed : exemple de système de permis négociables 170
6.2.4 Loi sur les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) des automobiles au Japon : exemple de réglementation directe dans le domaine de l'environnement 172
6.2.5 Le programme de valorisation et de protection des ressources de Pennsylvanie : un exemple de soutien financier public 173
6.2.6 Le programme agriculture-environnement de Vittel : un exemple de paiement au titre de services écosystémiques 174
6.2.7 Le programme australien FERTCARE : un exemple d'action passant par l'information 175
6.2.8 Le programme Chesapeake 2000 : un exemple de dispositif volontaire 177
Notes 179
Références 181

Annexe A. Informations générales sur l'azote 185

A.1 Le cycle de l'azote 185
A.2 Le problème de l'azote en bref 186
A.3 Informations complémentaires sur les répercussions de l'azote 187
A.3.1 Qualité de l'air 187
A.3.2 Effet de serre 189
A.3.3 Qualité de l'eau 190
A.3.4 Écosystèmes et biodiversité 190
Notes 192
Références 193

Tableaux

Tableau 1.1 Ventilation de la fixation d'azote annuelle mondiale 21
Tableau 1.2 Principales menaces imputables aux rejets excessifs d'azote dans l'environnement 22
Tableau 1.3 Sources anthropiques d'azote 23
Tableau 2.1 Démarche en trois volets pour lutter contre la pollution azotée 45
Tableau 2.2 Limites planétaires pour la fixation de l'azote anthropique 66
Tableau 3.1 Dépôts directs estimés d'azote dans la zone intertidale de la baie de Chesapeake 91
Tableau 3.2 Estimation des charges en azote dans la baie de Chesapeake 91
Tableau 3.3 Origine de l'azote exporté vers les eaux côtières par les cours d'eau 101

Tableau 4.1 Pourcentage des terres cultivées respectant des critères de taux, méthode et calendrier d'épandage de l'azote compatibles avec une « bonne » gestion dans le bassin du Mississippi, 2003-06 109
Tableau 4.2 Variation des pertes atmosphériques d'azote sous l'effet de l'adoption de pratiques de gestion des éléments nutritifs, par grand bassin hydrographique..... 119
Tableau 4.3 Actions visant à réduire les émissions d'hémioxyde d'azote (N_2O)..... 122
Tableau 5.1 Subventions en faveur des engrais dans quelques-uns des BRIICS 135
Tableau 5.2 Émissions de gaz à effet de serre (GES) liées à la production et à l'utilisation d'engrais azotés..... 135
Tableau 6.1 Efficacité, efficience et faisabilité des instruments d'action 156
Tableau 6.2 Efficacité, efficience et faisabilité des combinaisons d'instruments d'action 159

Graphiques

Graphique 1.1 Nourrir le monde en s'appuyant sur les engrais industriels..... 21
Graphique 1.2 Voies d'émission et de dépôt de l'azote 26
Graphique 1.3 Sources d'oxydes d'azote (NO_x) stratosphériques..... 27
Graphique 1.4 Voies de transfert des éléments nutritifs dans l'eau douce..... 28
Graphique 1.5 Voies de transfert des éléments nutritifs dans les eaux marines..... 29
Graphique 1.6 Voies de transfert de l'azote dans le sol 31
Graphique 1.7 La cascade de l'azote..... 35
Graphique 1.8 Exemple des impacts en série sur la santé et l'environnement pouvant être provoqués par un atome d'azote 36
Graphique 2.1 Zones émettrices d'azote intervenant dans différents risques de pollution . 48
Graphique 2.2 Sources et voies de transfert de l'azote dans le sud et le centre du Puget Sound..... 49
Graphique 2.3 État des lieux de la réglementation relative à l'azote dans les zones d'émission..... 51
Graphique 2.4 Flux d'azote et coûts des dommages en cascade dans le bassin hydrographique de la baie de Chesapeake..... 53
Graphique 2.5 Coût des dommages et coût de réduction de différentes formes et sources d'azote dans la vallée du San Joaquin, en Californie..... 54
Graphique 2.6 Concentrations atmosphériques moyennes mondiales d'hémioxyde d'azote (N_2O)..... 60
Graphique 2.7 Systèmes aquatiques menacés de pollution azotée dans le centre de la Californie 63
Graphique 3.1. Dépassement du seuil d'alerte aux particules à Paris en mars 2014..... 79
Graphique 3.2. Dépôts d'azote dans le Bade-Wurtemberg, 2009 81
Graphique 3.3 Les concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) dépassent la limite légale dans beaucoup de grandes villes de l'UE, bien que les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) aient baissé au niveau national 83
Graphique 3.4. Les concentrations de particules dépassent les limites légales et devraient continuer de les dépasser en cas de politiques inchangées 84
Graphique 3.5 L'exposition de la population urbaine à l'ozone troposphérique est problématique et devrait le rester en cas de politiques inchangées..... 86
Graphique 3.6 Critères relatifs à l'oxygène dissous retenus pour la baie de Chesapeake 87
Graphique 3.7 Bassins d'air de la baie de Chesapeake pour les oxydes d'azote (NO_x) et l'ammoniac (NH_3)..... 89
Graphique 3.8 Cadre de modélisation du programme de la baie de Chesapeake..... 90

Graphique 3.9 Temps de migration de l'azote dans le bassin du lac Rotorua 93
Graphique 3.10 Hydrologie du bassin de la Willamette 96
Graphique 3.11 Répartition des zones mortes océaniques 98
Graphique 3.12 Azote agricole dans la zone OCDE : moins d'excédents et une utilisation plus efficiente 100
Graphique 5.1 Critères d'évaluation de l'action publique 134
Graphique 5.2 Émissions de gaz à effet de serre (GES) des cultures par types de sol 136
Graphique 5.3 Chine et OCDE : évolution du niveau et de la structure du soutien à l'agriculture 137
Graphique 5.4 Système d'échange d'émissions de gaz à effet de serre (GES) de la Nouvelle-Zélande 138
Graphique 6.1 Conception d'un instrument de type « bonus-malus » et d'une taxe/redevance 168

Graphique A.1 Le cycle de l'azote : processus principaux 185

Encadrés

Encadré 2.1 Les coûts sociaux d'un kilogramme d'engrais azoté 56
Encadré 2.2 Distinguo entre risque et incertitude 61
Encadré 2.3 Estimation des limites pour différentes formes d'azote 65
Encadré 2.4 Le système international de gestion de l'azote 68
Encadré 3.1 Voies de recharge des eaux souterraines dans le bassin de la Willamette (Oregon) 96
Encadré 3.2 Il est largement établi que les zones mortes océaniques connaissent une extension rapide 97
Encadré 4.1 Les pratiques de conservation sont souvent combinées 112
Encadré 5.1 Exemple de retombées positives de mesures environnementales destinées avant tout à réduire la pollution azotée 143
Encadré 5.2 Effet de synergie, sur les émissions d'hémioxyde d'azote (N_2O), des pratiques d'élimination du nitrate (NO_3^-) des eaux usées 146

Suivez les publications de l'OCDE sur :

http://twitter.com/OECD_Pubs
http://www.facebook.com/OECDPublications
http://www.linkedin.com/groups/OECD-Publications-4645871
http://www.youtube.com/oecdilibrary
http://www.oecd.org/oecddirect/

Abréviations

AGREV	Programme agriculture-environnement de Vittel
Anammox	Oxydation anaérobie de l'ammonium
AVTI	Analyse voies de transfert-impact
Azote	Formes réactives de l'azote (ne comprend pas le N_2)
BRIICS	Brésil, Russie, Inde, Indonésie, Chine et Afrique du Sud
CEAP	Conservation Effects Assessment Project
CJMT	Charge journalière maximale totale
CMAQ	Community Multi-scale Air Quality (modèle)
CO_2	Dioxyde de carbone
Cycle de l'azote	Cycle biogéochimique de l'azote
DCE	Directive-cadre sur l'eau (UE)
ERS	Economic Research Service (ministère de l'Agriculture des États-Unis)
EUR	Euro
FEM	Fonds pour l'environnement mondial
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GMWTP	Greater Miami Watershed Trading Programme
GPNM	Partenariat mondial sur la gestion des nutriments (PNUE)
GWAVA	Modèle de calcul de vulnérabilité et d'évaluation des eaux souterraines
GWh	Gigawattheure
HNO_3	Acide nitrique
IFA	International Fertiliser Association
InMAP	Intervention Model for Air Pollution
INMS	Système international de gestion de l'azote
KWh	Kilowattheure
LRTAP	Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance

MPG	Meilleures pratiques de gestion
N_2	Diazote (la forme inerte de l'azote)
N_2O	Hémioxyde d'azote
N_2O_5	Hémipentoxyde d'azote
NH_3	Ammoniac
NH_4^+	Ammonium
NH_4NO_3	Nitrate d'ammonium
NH_x	Formes d'azote réduites (comprend l'ammoniac et l'ammonium)
NLEAP	Nitrogen Loss and Environmental Assessment Package (modèle)
NO	Oxyde nitrique
NO_2	Dioxyde d'azote
NO_2^-	Nitrite
NO_3^-	Nitrate
NOD	Azote organique dissous
NO_x	Oxydes d'azote (comprend l'oxyde nitrique et le dioxyde d'azote)
NO_y	Formes d'azote oxydées (comprend les oxydes d'azote, l'acide nitrique et l'hémipentoxyde d'azote)
NRCS	Natural Resource Conservation Service (ministère de l'Agriculture des États-Unis)
O_3	Ozone
OMC	Organisation mondiale du commerce
OMS	Organisation mondiale de la santé (ONU)
ONU	Organisation des Nations Unies
P	Phosphore
PAN	Nitrate de péroxyacétyle
PAS	Approche intégrée de l'azote (Pays-Bas)
PIB	Produit intérieur brut
PM	Particules
PM_{10}	Particules grossières (1-10 micromètres de diamètre)
$PM_{2.5}$	Particules fines (1-2.5 micromètres de diamètre)
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
PON	Azote organique particulaire
PRG	Potentiel de réchauffement global

PRMS	Precipitation-Runoff Modelling System (modèle)
QAM	Quotas d'azote millésimés (Nouvelle-Zélande)
RDNA	Réduction dissimilatrice du nitrate en ammonium
REAP	Programme de valorisation et de protection des ressources
SEK	Couronne suédoise
SWV-GWMA	Southern Willamette Valley groundwater management area (Oregon, États-Unis)
TFRN	Équipe spéciale de l'azote réactif (Commission économique de l'ONU pour l'Europe)
UE	Union européenne
USD	Dollar des États-Unis
Voies de transfert	Voies de transfert biogéochimiques
WQSTM	Water Quality and Sediment Transport Model (modèle)

Résumé

L'azote est souvent l'élément nutritif qui détermine la croissance des végétaux dont se nourrissent les humains et les animaux. L'augmentation rapide de la consommation d'engrais fait partie des facteurs qui ont contribué à la hausse du rendement des cultures. Les aliments nécessaires à environ la moitié de la population mondiale sont produits avec des engrais azotés. À ce titre, l'azote est essentiel à la sécurité alimentaire mondiale et ce sera d'autant plus le cas à l'avenir que la population devrait se hisser à 9.7 milliards de personnes d'ici à 2050.

Les humains ont multiplié par deux le flux annuel d'azote depuis l'invention, il y a un siècle, du procédé Haber-Bosch, lequel permet de convertir l'azote moléculaire de l'air en azote utilisable dans l'agriculture sous forme d'engrais (80 %) et dans l'industrie (20 %). L'agrandissement des surfaces consacrées aux légumineuses qui fixent l'azote et la combustion à grande échelle d'énergies fossiles accroissent également les quantités d'azote fixé. La modification du cycle de l'azote imputable à l'activité humaine est, comparativement, d'une ampleur nettement plus grande que celle du cycle du carbone.

L'azote se déplace de milieu en milieu et prend de multiples formes, ce qui fait peser sur l'environnement de nombreux risques. Les émissions d'oxydes d'azote détériorent la qualité de l'air en créant de l'ozone troposphérique et, conjuguées à l'ammoniac, en engendrant des particules, ce qui accroît les risques de maladies respiratoires et de cancer chez les humains. Les nitrates contribuent à l'eutrophisation des lacs et des eaux côtières, ce qui nuit à la pêche et dégrade la qualité de l'eau destinée à la consommation. De même, l'azote peut porter atteinte aux écosystèmes sous l'effet de l'acidification des sols et des mers.

Il est par ailleurs intimement lié au changement climatique du fait de son influence sur le niveau de l'activité biologique et sur l'absorption de dioxyde de carbone par les écosystèmes, ce qui se répercute sur l'« effet fertilisant du CO_2 ». En outre, l'hémioxyde d'azote est en soi un gaz à effet de serre important et, dans la stratosphère, il est très néfaste à la couche d'ozone.

Chacune de ces formes d'azote concourt à des répercussions en série sur la santé humaine et l'environnement. Ce phénomène est appelé la « cascade de l'azote ». Les incertitudes abondent à ce sujet. Nous n'avons qu'une connaissance partielle de la résilience des écosystèmes face à l'accroissement de la charge azotée. À bien des égards, nous ignorons de quels services écosystémiques nous risquons d'être privés si nous ne prêtons pas suffisamment attention à toutes les conséquences de l'accélération du cycle de l'azote due à l'homme.

Conjuguées à la nécessité de gérer les risques de pollution par l'azote et de suivre et maîtriser la hausse régulière de la concentration d'hémioxyde d'azote dans l'atmosphère, ces incertitudes appellent une démarche en trois volets.

- Premièrement, il faut gérer les risques de pollution à l'échelle locale, en approfondissant l'étude des chemins que suit l'azote entre ses sources et ses impacts (« démarche visant les risques ciblée géographiquement »).
- Deuxièmement, il faut prendre en compte la hausse observée de la concentration d'hémioxyde d'azote dans l'atmosphère à l'échelle mondiale, laquelle a des incidences sur le changement climatique et sur la formation d'ozone stratosphérique (« démarche visant les risques à l'échelle mondiale »).
- Troisièmement, il faut éviter que des quantités « excessives » d'azote ne pénètrent dans l'environnement en élaborant des stratégies qui visent les différentes sources (en s'appuyant sur les moyens les plus efficaces eu égard à leur coût), de manière à les réduire (« démarche de précaution »).

Quelle que soit l'approche (fondée sur le risque ou de précaution), des critères d'évaluation sont nécessaires afin de sélectionner le bon instrument d'action concernant l'azote. Pour commencer, il faut évaluer et gérer les effets non désirés sur les émissions d'azote des mesures qui visent au premier chef des objectifs économiques (production agricole, approvisionnement en énergie) ou bien des objectifs environnementaux autres que la pollution par l'azote (comme le changement climatique). Les instruments d'action concernant l'azote peuvent ensuite être sélectionnés en fonction de leur rapport coût-efficacité et à condition que la « faisabilité » de leur mise en œuvre ne soit pas problématique.

Pour être efficaces, les mesures relatives à l'azote doivent par ailleurs prendre en compte les effets indésirables éventuels de la cascade de l'azote. Il faut notamment veiller à ce que les efforts déployés pour réduire les impacts de l'azote dans un domaine n'aient pas de répercussions non souhaitées dans d'autres (remplacement d'une pollution par une autre) et exploitent autant que faire se peut les occasions de réduire d'autres impacts dus à l'azote (effets de « synergie »).

Chapitre 1. Pourquoi l'azote est-il important ?

Ce chapitre explique pourquoi le cycle de l'azote est un enjeu important de la politique de l'environnement. Il présente les principales sources d'azote, les voies normalement empruntées par l'azote libéré dans l'environnement et les risques pour la santé et l'environnement qui sont associés aux excédents d'azote dans les écosystèmes récepteurs. Il décrit la notion de « cascade de l'azote », qui désigne une séquence imprévisible d'effets à l'intérieur du cycle de l'azote.

Trois éléments, à savoir le carbone, l'oxygène et l'hydrogène, constituent plus de 90 % de la masse de notre organisme. Le carbone provient du dioxyde de carbone (CO_2), que les végétaux absorbent par photosynthèse et transforment en aliments. L'oxygène présent dans l'atmosphère est absorbé en respirant et passe ensuite dans notre sang, et l'hydrogène nous parvient par l'intermédiaire de l'eau. Mais l'élément le plus important à bien des égards pour l'être humain, qui occupe la quatrième place des éléments les plus présents dans notre organisme et qui est le plus difficile à trouver dans la nature sous des formes assimilables, est l'azote[1]. Tous les êtres vivants en ont besoin. L'azote est par exemple un constituant essentiel de la chlorophylle, principal pigment nécessaire à la photosynthèse. Il est indispensable à tout l'ADN et tout l'ARN de nos cellules, de même qu'aux acides aminés, éléments constitutifs fondamentaux des protéines.

L'air que nous inhalons est composé à 78 % de diazote[2]. Cependant, si nous n'avions que ce corps simple à notre disposition, nous serions comme des naufragés qui meurent de soif alors qu'ils dérivent sur l'océan (Hager, 2009). En effet, dans l'atmosphère, les molécules de diazote se caractérisent par une (triple) liaison chimique très forte et n'ont aucune utilité sous cette forme pour les êtres vivants. La conversion du diazote en azote biologiquement disponible (« réactif »), appelée « fixation », met en jeu plusieurs processus dans le cadre du cycle de l'azote (annexe A).

1.1. La fixation de l'azote a été multipliée par deux au niveau mondial depuis l'ère préindustrielle

Jusqu'à la fin du XIXe siècle, le manque d'azote a considérablement limité la productivité agricole et industrielle[3]. Au début du XXe siècle, plusieurs procédés industriels ont été mis au point pour fixer l'azote contenu dans le diazote. Le plus déterminant d'entre eux a été le procédé Haber–Bosch[4]. Avant sa découverte en 1913, la fixation de l'azote était en quasi-totalité tributaire de bactéries (voir l'annexe A). En ajoutant la performance industrielle à l'activité des micro-organismes, les humains ont sensiblement accru la quantité d'azote fixée chaque année sur la terre ferme (The Economist, 2011), doublant l'apport annuel d'azote (Tableau 1.1)[5]. À titre de comparaison, notre intervention dans le cycle du carbone a ajouté 10 % environ au flux naturel préindustriel entre les terres et l'atmosphère (Prentice et al., 2015).

Tableau 1.1. Ventilation de la fixation d'azote annuelle mondiale

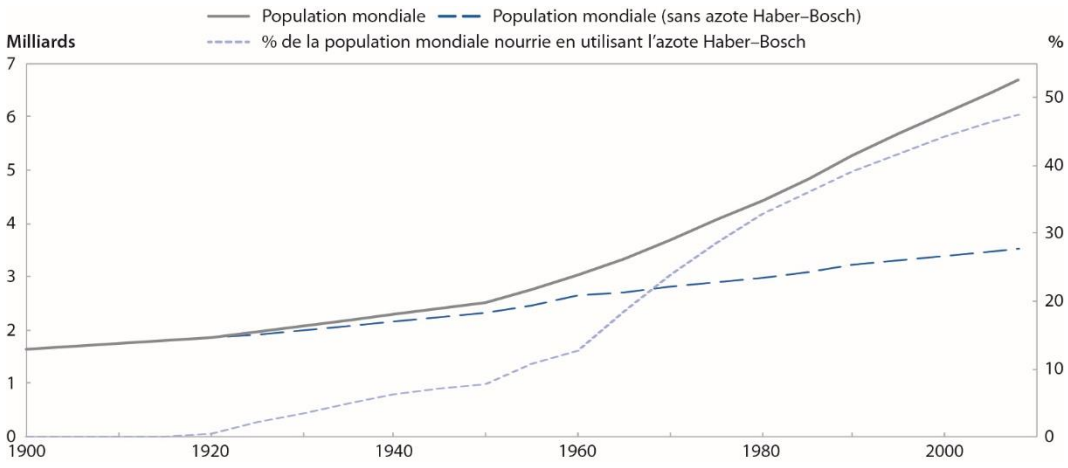
Mécanisme	Volume[1] (N en millions de tonnes par an)
Fixation biologique terrestre préindustrielle	58
Fixation biologique dans les océans	140
Fixation biologique par les éclairs	5
Sous-total fixation « naturelle »	203
Fixation biologique dans les sols cultivés	60
Combustion	30
Engrais et produits de base industriels	120
Engrais	*96*
Produits de base industriels[2]	*24*
Sous-total fixation « anthropique »	210
Fixation totale	413

1. Beaucoup d'incertitudes subsistent au sujet des stocks d'azote dans l'air, les sols, les eaux douces et les océans, et au sujet des flux entre ceux-ci. Ainsi, une incertitude « particulièrement notable » demeure quant à l'ampleur de la fixation biologique de l'azote (Stocker et al., 2016), et des études récentes montrent que plus d'un quart de l'azote utilisé par les végétaux provient du substratum rocheux de la Terre (Houlton et al., 2018).
2. Dont le nylon, les plastiques, les résines, les colles, la mélamine, les compléments alimentaires pour animaux/poissons/crevettes et les explosifs.
Source: Fowler et al. (2013).

1.2. L'azote, élément nutritif essentiel mais aussi polluant potentiel

Le procédé Haber–Bosch est le principal procédé industriel de production d'azote. La majeure partie de la production (80 %) sert à fabriquer des engrais, et les 20 % restants, des explosifs, des colorants, des produits ménagers et du nylon. D'après les estimations figurant dans Erisman et al. (2008), environ la moitié de l'azote contenu dans les protéines que les humains ingèrent aujourd'hui doit sa présence dans les aliments à l'utilisation d'engrais synthétiques (graphique 1.1), ce qui montre que le monde est de plus en plus tributaire des engrais.

Graphique 1.1. Nourrir le monde en s'appuyant sur les engrais industriels



Note : Le procédé Haber–Bosch a été découvert en 1913.
Source : Erisman et al. (2008).

Aujourd'hui, près des trois quarts de l'azote d'origine anthropique sont introduits intentionnellement dans les sols du fait de la culture de plantes qui fixent l'azote et de l'épandage d'engrais chimiques. Dix pour cent supplémentaires sont fixés volontairement pour produire des produits industriels de base et les 15 % restants, présents dans l'air sous la forme d'oxydes d'azote (NO_x), résultent involontairement de la combustion d'énergie[6]. Malgré d'immenses avantages du point de vue de la sécurité alimentaire et énergétique, les rejets d'azote dans l'environnement imputables à la fertilisation et à la combustion ont de nombreux effets secondaires importants sur la santé humaine et le milieu, comme l'ont montré diverses études récentes (Sutton et al., 2011 ; USEPA-SAB, 2011 ; SRU, 2015 ; Tomich et al., 2016 ; Abrol et al., 2017 ; Hellsten et al., 2017). Les cinq principales menaces imputables aux rejets excessifs d'azote dans l'environnement concernent : la qualité de l'eau ; la qualité de l'air ; l'effet de serre et la couche d'ozone ; les écosystèmes et la biodiversité ; et la qualité des sols (Sutton et al., 2011) (Tableau 1.2).

Tableau 1.2. Principales menaces imputables aux rejets excessifs d'azote dans l'environnement

Domaine	Effet négatif sur la santé et l'environnement	Principale forme de l'azote concernée
Eau	Contamination des eaux souterraines et de l'eau potable par le nitrate	Nitrate (NO_3^-)
Air	Effets sur la santé humaine et sur la végétation Effets sur les matériaux et les monuments	Oxydes d'azote (NO_x), ammoniac (NH_3), particules (PM)[a], ozone troposphérique Acide nitrique (HNO_3), PM[1], ozone troposphérique
Effet de serre et couche d'ozone	Réchauffement de la planète et appauvrissement de la couche d'ozone	Hémioxyde d'azote (N_2O)
Écosystèmes et biodiversité	Eutrophisation et acidification des écosystèmes terrestres Eutrophisation des écosystèmes d'eau douce et marins	NO_3^-, ammonium (NH_4^+) NO_3^-, azote organique[2]
Sols	Acidification	Azote organique[2]

1. Particules grossières (1-10 micromètres de diamètre, ou PM_{10}) et particules fines (1-2.5 micromètres de diamètre, ou $PM_{2.5}$).
2. Azote organique dissous et particulaire.
Source : D'après Geupel (2015) et Sutton et al. (2011).

1.3. Multiplicité des sources d'azote

Les principales formes réactives de l'azote sont récapitulées dans le tableau 1.2. Leurs émissions proviennent souvent pour une part significative des activités humaines (Tableau 1.3).

Tableau 1.3. Sources anthropiques d'azote

Impact environnemental	Part des émissions anthropiques dans les émissions totales	Activités
Qualité de l'eau	NO_3^- (?)	Agriculture, eaux usées urbaines et industrielles, dépôts atmosphériques
Qualité de l'air	NO_x (~ 70 %)	Combustion d'énergies fossiles et, à un degré moindre, combustion de biomasse (la seconde étant principalement imputable à l'agriculture sur brûlis)
	NH_3 (~ 90-100 %)	Agriculture (volatilisation à la suite de l'épandage d'effluents d'élevage ou d'engrais à base d'urée)
	PM (?)	Formées dans l'atmosphère par les gaz précurseurs NO_x et NH_3
	Ozone troposphérique (~ 80 %)	Formé par des processus photochimiques à partir du gaz précurseur NO_x
Effet de serre et couche d'ozone	N_2O (~ 40 %)	Agriculture et, à un degré moindre, combustion d'énergies fossiles et de biomasse, procédés industriels, dépôts atmosphériques et eaux usées
Écosystèmes et biodiversité	NH_3 et NH_4^+ (~ 90-100 %)	Agriculture (volatilisation à la suite de l'épandage d'effluents d'élevage ou d'engrais à base d'urée)
	NO_3^- et azote organique (?)	Agriculture, eaux usées urbaines et industrielles, dépôts atmosphériques
Qualité des sols	NH_4^+ (~ 90-100 %) ; NO_3^- et azote organique (?)	Agriculture et, à un degré moindre, dépôts atmosphériques

Source : Secrétariat de l'OCDE.

Les activités humaines, à commencer par la combustion d'énergies fossiles, sont une source majeure d'émissions de NO_x dans la troposphère[7]. Dans ces processus de combustion, l'azote contenu dans le combustible ou le diazote contenu dans l'air s'associe avec des atomes d'oxygène pour former de l'oxyde nitrique (NO). Celui-ci réagit à son tour avec l'ozone (O_3) pour produire du dioxyde d'azote (NO_2). La réaction primaire entre le NO et l'O_3 pour former le NO_2 est relativement rapide de jour, avec un temps de réaction de l'ordre des minutes. Étant donné la proximité entre le NO et le NO_2, et leur interconversion facile, ces formes sont souvent regroupées dans la catégorie des NO_x. La plupart des émissions de NO_x sont du NO. Par exemple, au moins 90 % des émissions de NO_x des tuyaux d'échappement sont en fait du NO (Richmond-Bryant et al., 2016). De fait, seule une petite partie des émissions de NO_x des véhicules provient de l'oxydation d'azote organique dans l'essence ou le gazole[8]. Les NO_x rejetés par les véhicules proviennent principalement de l'air entrant qui se mélange avec le carburant à l'intérieur du moteur[9].

L'activité humaine est aussi une source majeure d'émissions de NH_3. Partout dans le monde, les émissions atmosphériques de NH_3 sont principalement le fait des pratiques agricoles (par exemple, en Europe occidentale et aux États Unis, 90 à 100% de ces émissions sont imputables à l'agriculture)[10]. Ces émissions agricoles proviennent surtout de la production, du stockage et de l'épandage des effluents d'élevage, et dans une moindre mesure de la volatilisation des engrais minéraux après épandage, notamment en présence de températures douces et de sols chauds et humides.

Diverses formes d'azote sont produites dans l'atmosphère à partir de l'oxydation du NO et du NO_2[11]. La voie de transfert principale est l'oxydation en acide nitrique (HNO_3)[12]. Le HNO_3 peut réagir avec le NH_3 pour former du nitrate d'ammonium

(NH_4NO_3), une particule secondaire appelée « aérosol fin de nitrate »[13], ou être absorbé par une particule primaire PM_{10} (de la poussière, du sel marin, par exemple) pour former des « aérosols grossiers de nitrate ». Le NH_4NO_3 est aussi formé par réaction en phase liquide (des gouttelettes, par exemple) du HNO_3 avec le NH_4+ suivie de l'évaporation de l'eau. Dans l'atmosphère, le NH_3 réagit non seulement avec le HNO_3, mais aussi avec d'autres gaz acides comme l'acide sulfurique, pour former des aérosols de sulfate d'ammonium, ou comme l'acide chlorhydrique pour former des aérosols de chlorure d'ammonium.

L'ozone troposphérique n'est pas directement émis sous cette forme. Il s'agit d'un polluant secondaire (nouveau) qui est formé sous l'effet du soleil par des réactions chimiques dans l'atmosphère faisant intervenir du monoxyde de carbone (CO), des composés organiques volatils (COV), dont le méthane (CH_4), et des NO_x. Il existe une forte pollution de fond par l'ozone troposphérique, ce qui n'est pas le cas avec les NO_x. Aux États-Unis, cette pollution de fond, qui correspond aux transferts entre stratosphère et troposphère[14], aux importations d'ozone troposphérique et à l'ozone troposphérique émis par des sources naturelles[15], représente une grande partie de l'ozone troposphérique total estimé (Lefohn et al., 2014).

Quant aux émissions de N_2O, elles proviennent pour environ 60 % de sources naturelles, en particulier de la dénitrification par les micro-organismes des sols sous végétation naturelle et des océans (Denman et al., 2007). Les sources anthropiques, dont environ les deux tiers sont agricoles, ne représentent que 40 % des émissions totales (ibid.). Le N_2O d'origine agricole provient directement des sols cultivés enrichis en engrais et des effluents d'élevage (environ 60 %) et indirectement du ruissellement et du lessivage des engrais azotés (les 40 % restants). Les autres sources anthropiques comprennent la combustion d'énergies fossiles, les procédés industriels, le brûlage de la biomasse, les dépôts atmosphériques et, dans une moindre mesure, l'assainissement des eaux usées. Le N_2O est un sous-produit de la combustion d'énergies fossiles dans des sources mobiles ou fixes. Les procédés industriels en émettent aussi, en particulier lors de la production d'acide nitrique (ingrédient essentiel des engrais de synthèse) et d'acide adipique (principalement utilisé dans la production de fibres synthétiques). Lorsque la biomasse est brûlée (afin de détruire des résidus de récolte ou de défricher des terres pour pouvoir les affecter à des usages agricoles ou autres), une partie de l'azote qu'elle contient et qui est présent dans l'air de combustion est oxydé, ce qui engendre des émissions de N_2O. Les dépôts atmosphériques apportent de l'azote supplémentaire aux écosystèmes terrestres et aquatiques, ce qui stimule la dénitrification microbienne. Le N_2O est aussi libéré lors du traitement bactériologique (dénitrification) des eaux usées.

Aux côtés de l'agriculture et des eaux usées (urbaines et industrielles), les dépôts atmosphériques contribuent également dans une mesure importante aux apports d'azote dans l'eau. Selon Seitzinger et al. (2010), les principales sources d'exportation d'azote vers les océans sont l'agriculture (50 %), la fixation biologique naturelle (25 %), les dépôts atmosphériques (20 %) et les eaux usées (5 %). Ces données sont des moyennes mondiales, les pourcentages varient selon les zones côtières.

Les formes courantes d'azote inorganique dans l'eau sont le NO_3^-, le nitrite (NO_2^-), le NH_4^+ et le NH_3. Le NO_3^- est stable : très soluble, il est facilement emporté dans les cours d'eau et les eaux souterraines. Le NO_2^- a une durée de vie relativement

courte puisqu'il est rapidement transformé en NO_3^- par les micro-organismes. Le NH_3 est la forme la moins stable sous laquelle l'azote est présent dans l'eau : il est aisément transformé en NO_3^- dans les eaux contenant de l'oxygène et peut être transformé en gaz azote dans les eaux à faible teneur en oxygène. Le pH et la température de l'eau déterminent si la forme dominante est le NH_4^+ ou le NH_3. Une part non négligeable de la charge en azote contenue dans les eaux de surface se présente sous la forme d'azote organique, notamment d'azote organique dissous et d'azote organique particulaire (NOP), y compris dans les cours d'eau enrichis en NO_3^-. On ne sait pas avec certitude à quel rythme l'azote organique (dissous et particulaire) est recyclé dans le réseau trophique. Ainsi, l'azote organique dissous est généralement stocké beaucoup plus longtemps (jusqu'à 200 ans) dans les écosystèmes lacustres d'altitude (Goldberg et al., 2015)[16].

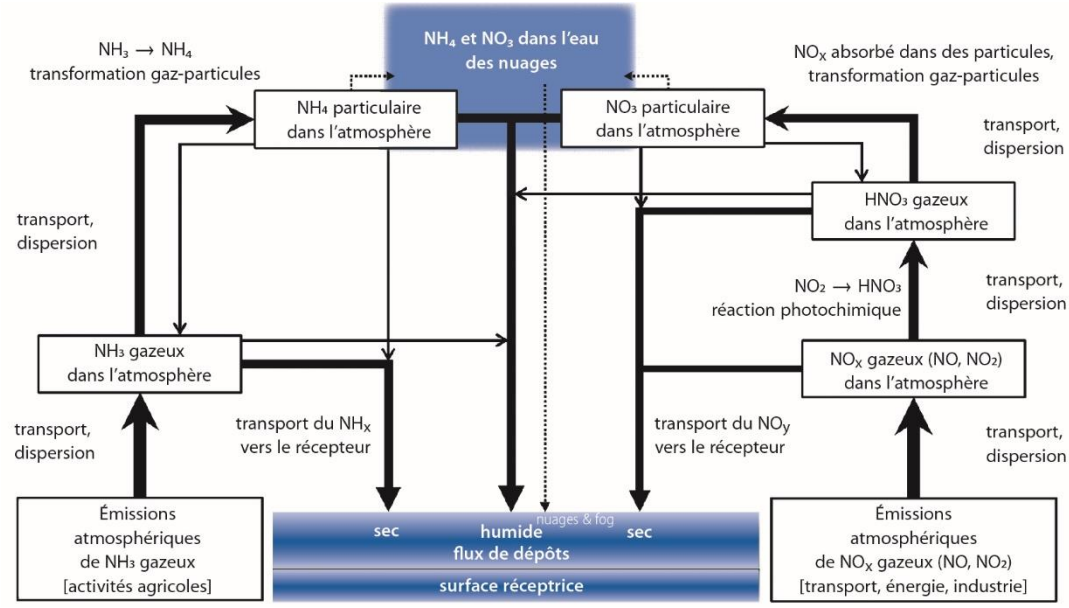
1.4. Multiplicité des voies de transfert

1.4.1. Air

En dehors du N_2O, qui est une molécule très stable dans la troposphère[17], où elle contribue à l'effet de serre, d'autres formes d'azote rejetées dans l'air peuvent se transformer rapidement et engendrer des risques sanitaires dans la troposphère. Elles sont ensuite déposées à la surface terrestre, après quelques heures ou jours, ce qui représente un risque pour les écosystèmes[18] (Salomon et al., 2016). Leur impact se manifeste en partie à proximité de leur point de rejet, mais certaines émissions azotées peuvent migrer sur de longues distances avant de se déposer et d'avoir des effets nuisibles. Cela tient à la capacité du NH_3 et des NO_x à réagir entre eux ou avec des composants atmosphériques et à former ou rejoindre des particules (aérosols) qui voyagent sur des milliers de kilomètres avant d'être éliminées de l'atmosphère par un processus appelé dépôt humide, c'est-à-dire principalement les précipitations (Hertel et al., 2011).

Les NO_x et le NH_3 peuvent subir une transformation chimique et physique après avoir été rejetés et donner naissance à différentes formes de dépôts (Graphique 1.2). Dans le cas des azotes oxydés[19], il peut s'agir de dépôts secs de NO_x gazeux et de dépôts humides de NO_3^-, alors que dans celui des azotes réduits, il peut s'agir de dépôts de NH_3 gazeux et de dépôts humides de NH_4^+. Les dépôts secs de particules et d'aérosols de nitrate et d'ammonium peuvent également jouer un rôle.

Graphique 1.2. Voies d'émission et de dépôt de l'azote



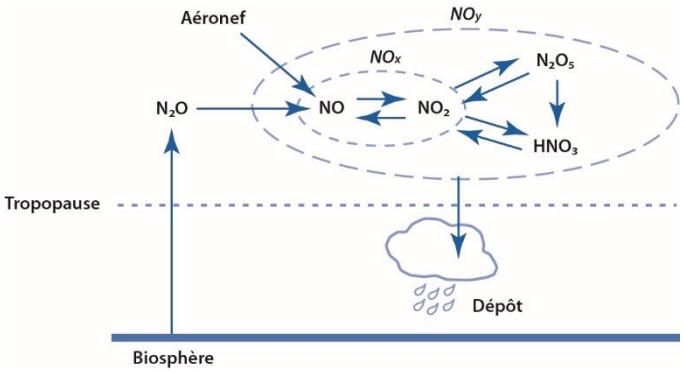
Note : Le graphique ignore le N_2O, dont le rôle dans les dépôts d'azote n'est pas significatif. Par souci de simplicité, les espèces réservoirs comme le HONO, le HO_2NO_2, le nitrate de peroxyacétyle (PAN) et les espèces similaires au PAN ont également été ignorées.
Source : Adapté par Th. Gauger de Hertel et al. (2006).

1.4.2. Effet de serre et couche d'ozone

S'agissant du risque d'effet de serre, le N_2O, le CO_2 et le CH_4 demeurent suffisamment longtemps dans l'atmosphère pour se mélanger largement, de sorte que la quantité mesurée dans l'atmosphère est en gros la même partout dans le monde, indépendamment de la source des émissions. Le diazote et le N_2O sont les deux produits finals les plus importants du cycle de l'azote, le premier étant en général plus présent que le second. Selon Portmann et al. (2012), le N_2O est relativement inerte dans la troposphère. Il est ensuite transporté dans la stratosphère, où la majeure partie (90 %) finit par se décomposer sous l'effet du rayonnement solaire très énergétique (photolyse) en diazote, lequel prend successivement différentes formes d'azote oxydé. Dans la troposphère, le N_2O est un polluant-stock, en ce sens qu'il y a une longue durée de vie (plus d'un siècle) et que seuls 7 % sont redéposés au sol[20].

Le N_2O est une source naturelle et le principal pourvoyeur de NO_x dans la stratosphère, via l'oxydation en NO (Graphique 1.3)[21]. La durée du séjour des NO_x dans la stratosphère est de un à deux ans. Dans la stratosphère, le NO réagit rapidement avec l'O_3 pour produire du NO_2, qui libère de l'O_3 par photolyse (« cycle nul ») ou réagit avec O, ce qui conduit à une perte nette en O_3 (« cycle négatif »)[22].

Graphique 1.3. Sources d'oxydes d'azote (NO_x) stratosphériques

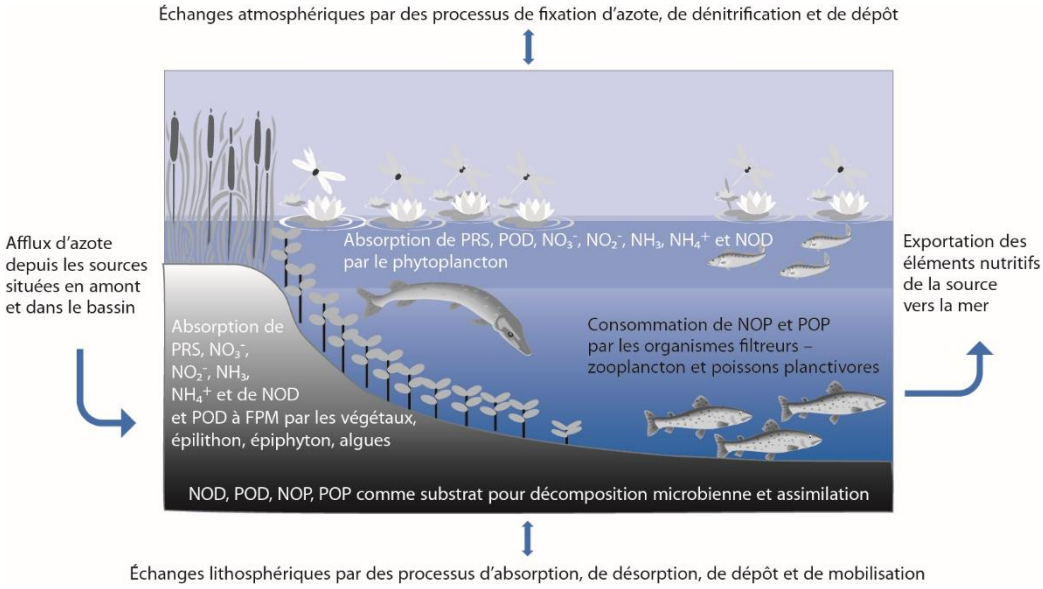


Notes:
NO_y est la somme de toutes les formes d'azote oxydé.
L'oxyde nitrique (NO) est aussi produit par les avions (par oxydation du diazote à haute température dans le moteur de l'appareil).
La tropopause est la lisière entre la troposphère et la stratosphère.
Source : Jacob (1999).

1.4.3. Eau

Les voies de transfert de l'azote dans l'eau douce sont notamment la fixation du diazote, la dénitrification et le dépôt de l'azote, l'exportation vers la mer et l'échange avec les sédiments (Graphique 1.4). En plus d'être rejeté directement par les activités industrielles et les stations d'épuration, l'azote parvient dans les eaux de surface principalement du fait des activités agricoles, après avoir cheminé par exemple dans les eaux souterraines, les eaux de drainage et les eaux de ruissellement. Les entrées de NO_3^- dans les eaux souterraines (c'est-à-dire du NO_3^- non utilisé par les cultures ni dénitrifié par les bactéries du sol) sont en général la conséquence d'un lessivage depuis les sols (Durand et al., 2011). Le potentiel de lessivage dépend du type de sol, du type de culture, du climat, des modes de travail du sol, de la gestion des engrais et de celle de l'irrigation et du drainage (USEPA, 2003). Le risque de lessivage est plus élevé en présence de sols à texture grossière et de cultures à faible efficacité d'utilisation de l'azote (ibid.). L'exportation de l'azote des eaux de surface vers les estuaires en aval (par les cours d'eau et les flux souterrains) varie normalement selon les bassins hydrographiques ; elle est en général plus limitée dans les bassins peu aménagés et très boisés que dans ceux comptant de nombreux aménagements urbains. Les dépôts atmosphériques d'azote dans les lacs, les zones humides et les eaux marines s'ajoutent aux quantités charriées dans les cours d'eau (Swackhamer, 2004).

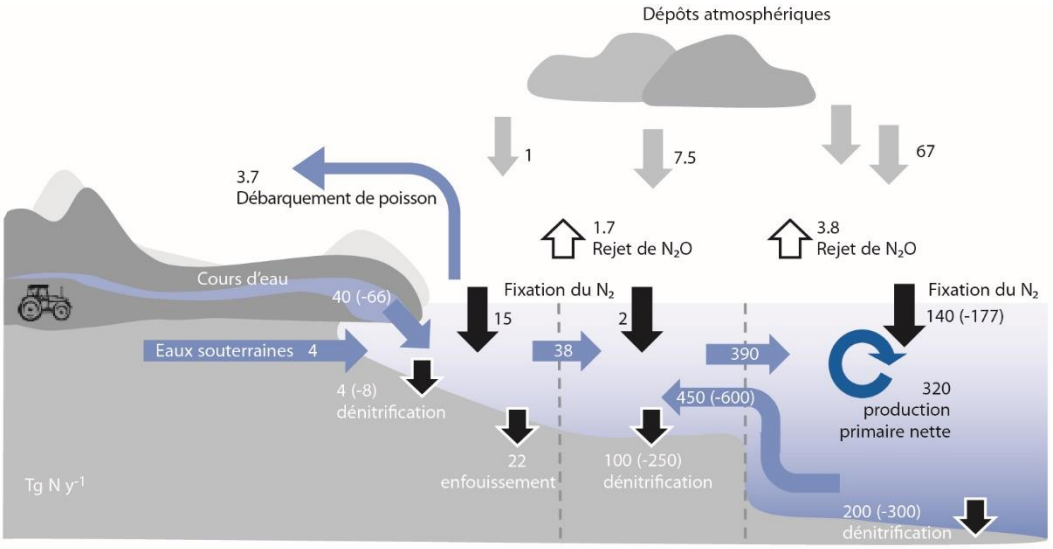
Graphique 1.4 Voies de transfert des éléments nutritifs dans l'eau douce



NOD, NOP = Azote organique dissous, azote organique particulaire
POD, POP = Phosphore organique dissous, phosphore organique particulaire
PRS = Phosphore réactif soluble
FPM = faible poids moléculaire
Source : Johnes (2016).

Les voies de transfert de l'azote dans les eaux marines comprennent les importations d'azote provenant des cours d'eau et des précipitations, la fixation du diazote par des cyanobactéries, la reminéralisation de biomasse particulaire morte dans les sédiments par des micro-organismes et la dénitrification. Le bilan azoté des systèmes du plateau continental est régi principalement par les échanges avec le milieu marin (Graphique 1.5).

Graphique 1.5. Voies de transfert des éléments nutritifs dans les eaux marines



Tg N y^{-1}	Proximal	Distal	Pleine mer
∑ entrée	60	497	597
∑ sortie	69	492	654

Source : Voss et al. (2013).

Les courants océaniques ont aussi un rôle dans les échanges d'azote à l'intérieur des mers et dans la resuspension de l'azote des sédiments. Ils peuvent déplacer les incidences très loin des sources des éléments nutritifs. Par exemple, comme l'ont montré des études scientifiques récentes menées à cause des impacts sur le tourisme, les éléments nutritifs issus du bassin de l'Amazone, où la déforestation et l'agriculture intensive font que les sols sont « emportés » par les pluies, contribuent grandement à la prolifération des algues dans les zones côtières des Caraïbes[23]. Il peut aussi arriver que des eaux riches en éléments nutritifs remplacent des eaux qui en contiennent peu sur certaines côtes océaniques et dans certains grands lacs (par exemple, les Grands Lacs nord-américains). De fait, l'eau étant un fluide continu, il existe une continuité physique à l'intérieur des océans et des grands lacs, de sorte qu'un changement de distribution de l'eau à un endroit s'accompagne d'un changement de la distribution de l'eau en contrepartie à un autre endroit.

1.4.4. Écosystèmes et biodiversité

Si l'on excepte les pluies acides, les conséquences environnementales des dépôts atmosphériques secs ou humides d'éléments nutritifs (et de substances toxiques) sur les écosystèmes terrestres et aquatiques n'ont guère retenu l'attention (Swackhamer et al., 2004). Les dépôts de NH_4^+ et de NO_3^- sur les écosystèmes terrestres favorisent pourtant certaines espèces au détriment d'autres (voir annexe A). Ils entraînent l'accumulation d'azote organique dans les sols, et tout porte à croire que les communautés écologiques réagissent à l'accumulation d'azote disponible dans le sol, même si les conséquences à long terme ne sont pas claires. Il est très probable que les dépôts d'azote agissent en synergie avec d'autres facteurs de perturbation, notamment le changement climatique, les dépôts acides et l'ozone troposphérique, mais ces synergies ne sont pas bien comprises. La nature et le

rythme du rétablissement de la biodiversité à la suite d'une pollution azotée sont mal connus. En tout état de cause, même en cas de baisse future notable des dépôts d'azote, les habitats ne se rétablissent que lentement (Plantlife and Plant Link UK, 2017).

Les pluies acides constituent un problème cumulatif pour les sols non alcalins : à mesure que la capacité de neutralisation des acides des sols diminue, la sensibilité des écosystèmes aux apports acides supplémentaires augmente. À l'inverse, les pluies acides qui s'abattent sur les océans sont rapidement neutralisées grâce à la grande disponibilité d'ion carbonate. Dans les régions aux sols alcalins aussi, les acides sont neutralisés rapidement lorsqu'ils se déposent au sol.

1.4.5. Sols

La plupart des transformations qui interviennent dans le cycle biogéochimique de l'azote sont le fait de micro-organismes présents dans l'eau et dans les sols (voir notamment Söderlund et Rosswall, 1982). Dans les sols non alcalins, le NH_3 tend à être converti en NH_4^+. En conditions aérobies (présence d'oxygène), certaines bactéries autotrophes, les bactéries nitrifiantes, peuvent utiliser l'oxydation du NH_4^+ pour produire de l'énergie. Elles sont capables d'oxyder le NH_4^+ en NO_2^- et en NO_3^- [24]. La nitrification libère de l'hydrogène, ce qui contribue aussi à l'acidification des sols[25].

En conditions anaérobies (absence d'oxygène), certaines bactéries aérobies, les bactéries dénitrifiantes, peuvent utiliser le NO_3^- et le NO_2 au lieu de l'oxygène et les réduire en diazote. Au cours de ce processus, la dénitrification génère du N_2O et du NO[26].

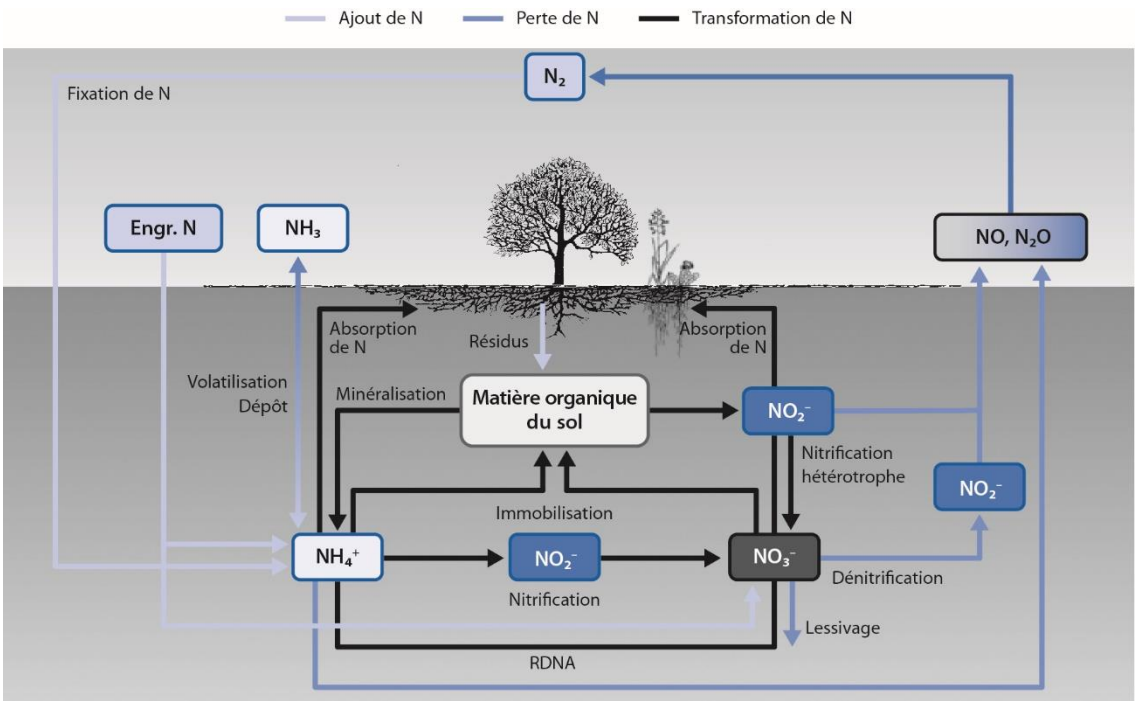
Les interactions entre les végétaux et le sol sont régies principalement par les interactions entre les cycles du carbone et de l'azote (voir notamment Müller et Clough, 2014). L'activité microbienne dans les sols est stimulée par la « rhizodéposition »[27]. Dans ces conditions, le cycle de l'azote est étroitement lié à la productivité des végétaux. Les conditions qui favorisent l'assimilation du carbone par les végétaux peuvent également renforcer la rhizodéposition. En revanche, en cas de forte demande d'azote des végétaux (températures favorables à la croissance, par exemple), il y a une concurrence accrue pour l'accès à l'azote entre les végétaux et les micro-organismes, qui peut se répercuter sur la vie microbienne. Cependant, les liens entre le cycle de l'azote, l'activité végétale et les modifications associées de la diversité microbienne n'ont guère été étudiés.

Les végétaux utilisent de l'azote minéral (NH_4^+ ou NO_3^-) et de l'azote organique qui parvient dans les sols par rhizodéposition ou minéralisation microbienne (NOD). L'absorption de NOD est semble-t-il plus significative en conditions de limitation de l'azote et de faible pH. Malgré l'importance de l'azote organique dissous dans les écosystèmes agricoles, on ne connaît pas encore bien sa dynamique dans les sols. De même, le rôle du NOD dans les voies de transfert des pertes d'azote sous forme gazeuse n'a pas été suffisamment étudié. Il n'existe pas d'évaluation des diverses transformations de l'azote intervenant simultanément dans les systèmes formés par les végétaux et les sols qui entraînent la minéralisation et l'immobilisation de l'azote dans la rhizosphère.

L'azote peut être rejeté à partir des sols sous forme de NO_3^- – par lessivage – ou sous forme gazeuse : NH_3, NO, N_2O, diazote (Graphique 1.6). La dénitrification est

une voie de transfert qui joue un rôle clé dans le cycle de l'azote dans le sol, mais qui reste mal connue. Par exemple, les émissions de NO à partir des sols restent incertaines ; elles s'accroissent probablement avec l'augmentation des sources anthropiques d'azote, mais dans des proportions très variables. Des recherches sont également nécessaires pour mieux cerner l'importance de la « réduction dissimilatrice du NO_3^- en NH_4^+ », ou RDNA. Si le carbone organique et l'oxygène disponibles ont un fort impact sur la dénitrification totale, c'est principalement le pH du sol qui influence le ratio N_2O/diazote (ce ratio augmente généralement à mesure que le pH diminue). On manque toutefois de méthodes pratiques pour quantifier le ratio N_2O/diazote *in situ*.

Graphique 1.6. Voies de transfert de l'azote dans le sol



Engr. N = engrais azoté
RDNA = réduction dissimilatrice du nitrate (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+)
Source : Müller et Clough (2014).

Le ratio N_2O/diazote de la dénitrification est très vraisemblablement déterminé par les communautés microbiennes existantes. Ces communautés sont pour leur part influencées par les conditions du milieu (oxygène, température, pH), la disponibilité de substrats carbonés et la possibilité de réactions d'oxydoréduction[28]. Les interactions entre ces facteurs ne sont toutefois pas pleinement connues. Dans les sols fertilisés, c'est la disponibilité de carbone plutôt que de NO_3^- qui limite la dénitrification totale. Le substrat carboné détermine l'efficience de la réduction des oxydes d'azote (NO_3^-, NO_2^-).

1.5. Multiplicité des impacts

1.5.1. Qualité de l'air

Le NO_2 présent dans l'atmosphère nuit directement à la santé humaine en augmentant la probabilité de problèmes respiratoires (voir annexe A). L'azote contribue aussi aux formes de pollution de l'air qui menacent le plus la santé humaine, à savoir les particules en suspension et, dans une mesure moindre, l'ozone troposphérique (OCDE, 2012). Il est un précurseur des unes comme de l'autre : NH_3/NH_4^+ et NO_x pour les particules secondaires[29], NO_x pour l'ozone troposphérique[30]. Les effets des particules vont de l'irritation des yeux et des voies respiratoires aux maladies cardiovasculaires, en passant par le cancer du poumon[31] et les décès prématurés qui en résultent. Les principaux problèmes sont posés par les petites particules (PM_{10}) et surtout par les particules fines ($PM_{2.5}$), car ces dernières peuvent pénétrer profondément dans les poumons. Dans le monde, 8 % des décès par cancer du poumon, 5 % des décès dus aux maladies cardiopulmonaires et environ 3 % des décès provoqués par des infections respiratoires peuvent être attribués entièrement à l'exposition aux $PM_{2.5}$ (OMS, 2009). D'après les estimations de Huang et al. (2017), les aérosols de NO_3^- et NH_4^+ représentaient 30 % des émissions de $PM_{2.5}$ mesurées à Beijing entre juin 2014 et avril 2015. Une exposition à des niveaux élevés d'ozone troposphérique accroît aussi le risque de décès prématuré des suites d'une pneumopathie. L'ozone troposphérique a également des effets préjudiciables sur les végétaux, dont elle endommage le feuillage et réduit la croissance : une exposition pendant la période de croissance, même à des concentrations modestes, peut avoir des répercussions sur tout l'écosystème, mais aussi un coût économique pour les cultivateurs[32].

1.5.2. Effet de serre et couche d'ozone

En tant que gaz à effet de serre (GES), le N_2O produit un forçage radiatif positif, c'est-à-dire un effet de réchauffement mondial. En l'occurrence, il a un plus fort pouvoir de réchauffement que le CO_2. Les deux plus importants déterminants de l'impact climatique d'un GES sont son pouvoir d'absorption de l'énergie de la lumière (directement ou après qu'elle a été réfléchie par la surface de la Terre) et sa durée de séjour dans l'atmosphère[33]. Le potentiel de réchauffement global (PRG) est une mesure de l'énergie totale qu'une unité de masse d'un gaz absorbe au cours d'une période définie (généralement 100 ans). Un gaz provoque un réchauffement d'autant plus important que son PRG est élevé. Le CO_2 a un PRG de 1, par rapport auquel est étalonné le potentiel de réchauffement global des autres GES. Le N_2O est un GES plus puissant que le CO_2, dont le PRG sur 100 ans est 265 fois plus élevé et qui est responsable de 6 % environ de l'effet de serre anthropique. Cela étant, le PRG n'est pas un indicateur parfait des incidences climatiques. Le N_2O persiste dans l'atmosphère durant un siècle environ, alors que le CO_2 y demeure des milliers d'années et que la durée de vie moyenne du CH_4 tourne autour de 12 ans (Allen et al., 2016). Dans le cas des GES à longue durée de vie, la contribution au réchauffement dépend bien plus du cumul des émissions que de leur volume au cours d'une année donnée. La hausse ininterrompue de la concentration de N_2O dans l'atmosphère est donc préoccupante au regard des objectifs climatiques ambitieux définis dans l'Accord de Paris.

Les aérosols qui contiennent de l'azote ont pour effet de compenser en partie l'effet de serre (voir annexe A). Cependant, comme le N_2O demeure bien plus longtemps dans l'atmosphère que les aérosols (plus de 120 ans contre quelques semaines ou quelques mois), si ces aérosols diminuent mais que la concentration de N_2O reste stable ou augmente, on passe d'un effet net légèrement négatif à un effet net largement positif. L'effet de serre du N_2O est aussi en partie compensé par l'absorption accrue de CO_2 par les écosystèmes terrestres sous l'effet des dépôts atmosphériques d'azote (voir annexe A).

Par ailleurs, le N_2O contribue notablement à l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique (O_3), qui protège la vie sur Terre en absorbant une partie des rayons ultraviolets du soleil. De fait, le N_2O est une source naturelle de NO_x dans la stratosphère, et depuis l'élimination des chlorofluorocarbones (CFC), les NO_x figurent parmi les principaux composés qui menacent l'ozone stratosphérique d'appauvrissement (Ravishankara et al., 2009), bien qu'ils ne soient pas réglementés par le Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone (protocole à la Convention de Vienne pour la protection de la couche d'ozone).

1.5.3. Qualité de l'eau

La présence de nitrate (NO_3^-) dans l'eau nuit directement à la santé humaine, des concentrations élevées dans l'eau potable pouvant causer des troubles sanguins chez les nourrissons (voir annexe A). La consommation d'eau contenant du NO_3^- peut aussi augmenter le risque de cancer colorectal du fait de sa transformation endogène en nitrosamines cancérogènes (Schullehner et al., 2018).

Une forte concentration d'éléments nutritifs (NO_3^- et phosphore) dans les masses d'eau douce et marine entraîne la croissance du phytoplancton (algues microscopiques), processus connu sous le nom d'« eutrophisation ». La densification du phytoplancton réduit la transparence de l'eau et fait ainsi obstacle à la pénétration de la lumière, ce qui limite la profondeur à laquelle les macrophytes et les herbes marines peuvent se développer. L'un des effets les plus frappants des excédents d'éléments nutritifs est la formation de zones dans les couches d'eau profondes où l'oxygène est rare (hypoxiques), voire absent (anoxiques), et où les organismes supérieurs ne peuvent pas survivre ; c'est ce qu'on appelle les « zones mortes » (Breitburg et al., 2018 ; voir aussi chapitre 3). Il convient de distinguer la situation des eaux marines de celle des eaux douces. Dans les secondes, l'eutrophisation est souvent provoquée par le phosphore, alors que dans les premières, elle est le fait du NO_3^-.

1.5.4. Écosystèmes et biodiversité

Les excédents d'azote imputables aux sources aériennes et terrestres sont l'une des principales causes du recul de la biodiversité en Europe (Sutton et al., 2011). L'azote a des effets sur la diversité végétale du fait des dommages causés directement au feuillage, de l'eutrophisation, de l'acidification et de la sensibilité au stress secondaire. L'accumulation d'excédents d'éléments nutritifs et la diminution du pH des sols ont des effets dommageables sur les habitats naturels et semi-naturels dont la riche biodiversité est la conséquence directe de faibles concentrations d'éléments nutritifs (Plantlife and Plant Link UK, 2017). Les dépôts d'azote contribuent au recul de la biodiversité en permettant aux espèces nitrophiles

– friandes d'azote – de prendre le dessus sur les autres. Si leur ampleur, leur composition et leurs effets sur la biodiversité florale en Europe et en Amérique du Nord ont été très largement documentés, il existe en revanche un déficit d'informations criant en ce qui concerne les incidences sur la faune souterraine et terrestre et l'ensemble des répercussions exercées ailleurs dans le monde, et il manque une vue d'ensemble claire de la façon dont les différents éléments d'information disponibles s'articulent les uns avec les autres (Sutton et al., 2014).

On ignore pour l'instant si les différentes formes d'azote déposées par voie humide (NO_3^- et NH_4^+, par exemple) ont des effets différents sur la biodiversité. Cependant, le NH_3 peut être particulièrement nocif pour la végétation, en particulier pour les plantes inférieures, car il attaque directement leurs tissus (Sutton et al., 2011). Par exemple, un essai au long cours mené sur le terrain a montré qu'à charge d'azote identique, les dépôts de NH_3 étaient plus dommageables pour la végétation des marécages que ceux d'aérosols d'ammonium, eux-mêmes plus dommageables que les dépôts d'aérosols de nitrate (Phoenix et al., 2012). Cela étant, les réactions à la forme de l'azote sont complexes et dépendent des habitats, les conversions entre les différentes formes résultant des activités des micro-organismes du sol (Plantlife and Plant Link UK, 2017).

Les dépôts de NO_2, de NH_3 et de dioxyde de soufre (SO_2) acidifient les écosystèmes terrestres et d'eau douce (« pluies acides »)[34]. Les pluies acides restent un problème (y compris dans la zone OCDE) essentiellement parce que la baisse des émissions de NO_x n'a pas été à la hauteur de celle des émissions de SO_2. L'eutrophisation est une conséquence de l'apport excessif d'éléments nutritifs azotés (NH_3, NO_x), les apports atmosphériques d'autres éléments nutritifs étant négligeables.

Les pluies acides se répercutent défavorablement sur les écosystèmes d'eau douce. Une hausse de l'acidité d'un lac ou d'un cours d'eau nuit directement aux poissons, car elle provoque la corrosion de la matière organique des branchies et attaque le squelette de carbonate de calcium. De plus, l'acidité dissout des métaux toxiques tels que l'aluminium des sédiments. Les pluies acides sont aussi toxiques pour la végétation terrestre qui a une faible capacité de neutralisation des acides[35], principalement parce qu'elles causent un lessivage des éléments nutritifs tels que le potassium et leur permettent de s'échapper de l'écosystème par ruissellement. En plus de leur action acidifiante, les dépôts de NH_4^+ et de NO_3^- contribuent fortement à l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques (en leur apportant de l'azote directement assimilable qui s'ajoute à celui provenant des sources terrestres). Les dépôts acidifiants peuvent aussi abîmer les bâtiments et les monuments.

1.5.5. Qualité des sols

Les principales menaces que l'azote fait peser sur la qualité des sols agricoles et naturels sont liées à la modification de leur acidité et à la diminution de leur diversité (Sutton et al., 2011). L'acidification des sols peut conduire à une baisse de la croissance des végétaux cultivés et des forêts, ainsi qu'au lessivage de substances préjudiciables à la qualité de l'eau, dont des métaux lourds.

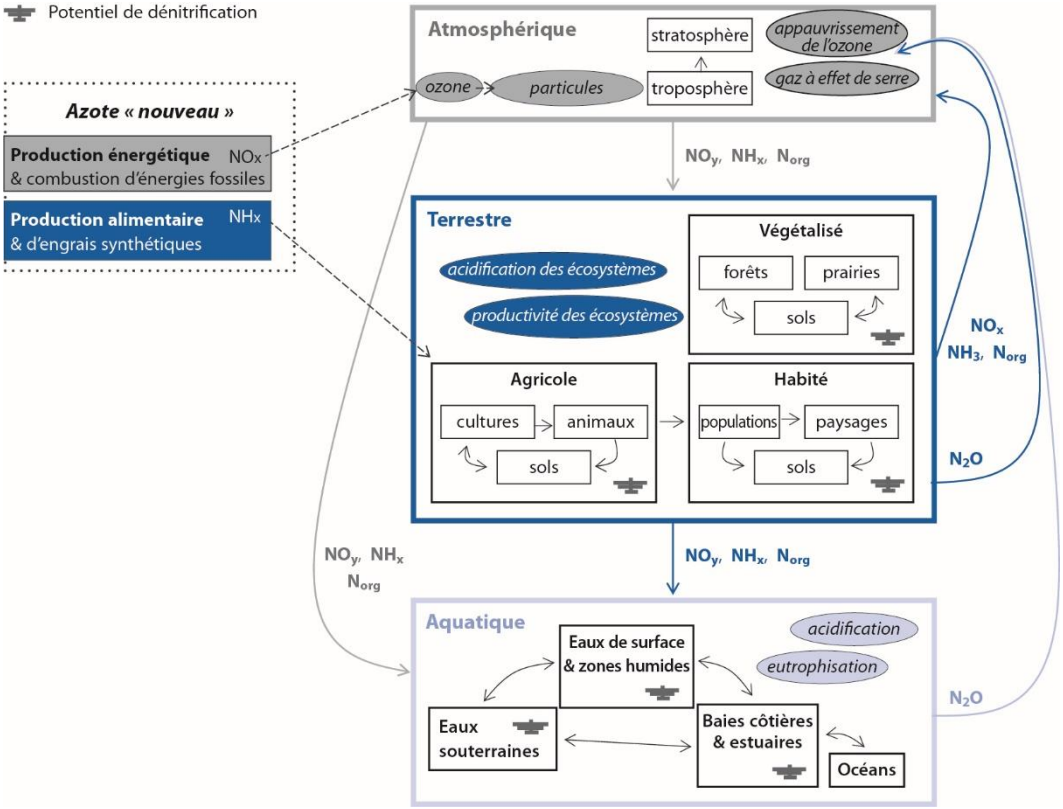
Les répercussions de l'azote sur la teneur du sol en matière organique sont incertaines. Il reste aussi à cerner pleinement son incidence sur la diversité des (micro-)organismes du sol et les conséquences de modifications de la biodiversité

des sols sur la fertilité de ceux-ci, sur la production végétale et sur les émissions d'azote dans l'environnement.

1.6. La « cascade de l'azote »

Outre le fait que sa production a doublé depuis l'ère préindustrielle, l'azote présente une autre caractéristique qui le distingue des autres polluants : il peut parcourir beaucoup de chemin après avoir été rejeté dans l'environnement. À mesure de son cheminement sur les voies de transfert biogéochimiques, un même atome d'azote peut exercer de multiples effets dans l'atmosphère, dans les écosystèmes terrestres, dans les systèmes d'eau douce et marins ainsi que sur le climat. Cette séquence d'incidences est ce que Galloway et al. (2003) appellent la « cascade de l'azote » (Graphique 1.7).

Graphique 1.7. La cascade de l'azote



Note : Infographie illustrant le concept de cascade de l'azote, depuis l'origine et à mesure du cheminement sur les voies de transfert biogéochimiques, ainsi que les impacts associés.
Source : USEPA Science Advisory Board (sans date), nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs143_008785.pdf.

À titre d'exemple, le parcours biogéochimique d'un atome d'azote à partir de son point de formation pourrait être le suivant. Le NO_x formé lors de la combustion d'énergies fossiles peut tout d'abord contribuer à la présence d'ozone troposphérique, élément du smog[36], puis être converti en HNO_3, un élément clé des dépôts acides, ou être transformé en aérosol dans l'atmosphère, qui diminuera la diffusion de la lumière[37] et favorisera la formation de gouttes nuageuses. Après

avoir quitté l'atmosphère, le HNO_3 et les aérosols de nitrate peuvent à la fois fertiliser et acidifier les sols, puis (via le lessivage du NO_3^-) provoquer l'acidification et la fertilisation des eaux douces faiblement alcalines. Après avoir été transporté vers une région côtière ou un lac, le même atome d'azote (poursuivant la cascade) peut contribuer à l'eutrophisation et à la perte de biodiversité dans les eaux douces et le milieu marin qu'elle entraîne. Dernière étape, l'atome d'azote qui se trouve dans le sol ou dans l'eau peut être converti en N_2O et contribuer ainsi à l'effet de serre dans la troposphère et à la destruction de la couche d'ozone dans la stratosphère. Le Graphique 1.8 illustre une autre succession d'effets possibles à mesure qu'un atome d'azote passe de milieu de l'environnement en milieu de l'environnement.

Graphique 1.8. Exemple des impacts en série sur la santé et l'environnement pouvant être provoqués par un atome d'azote

Source: Townsend et Howarth (2010).

Notes

[1]« Azote » désigne ici les formes réactives de l'élément chimique (contrairement à « diazote » – N_2 – qui désigne la forme inerte).

[2] Le diazote représente 78 % des molécules de l'air (Holloway et Wayne, 2015).

[3] Il y a un siècle, le salpêtre du Chili (venu remplacer le guano du Pérou) était encore la principale source d'azote pour l'agriculture et l'industrie mondiales.

[4] Du nom de ses inventeurs, les chimistes allemands Fritz Haber et Carl Bosch. Ce procédé transforme le diazote en ammoniac (NH_3) moyennant une réaction avec l'hydrogène (H_2) – $N_2 + 3\ H_2 \rightarrow 2\ NH_3$ – en présence d'un catalyseur métallique, à des températures et pressions élevées.

[5] Ce constat concorde avec les estimations de Vitousek et al. (2013) et d'Erisman et Larsen (2013), d'après lesquelles la production humaine d'azote est à peu près équivalente à la production naturelle totale (sur la terre ferme et dans les océans).

[6] Les pourcentages sont calculés à partir des chiffres du tableau 1.1 et arrondis. Ils concordent globalement avec les chiffres de Sutton et al. (2011), qui estimaient que, pendant les années 2000, la production alimentaire (utilisation d'engrais et d'effluents d'élevage et culture de légumineuses) représentait les trois quarts de l'azote produit par les humains, la combustion d'énergies fossiles et les processus industriels se partageant le solde à parts égales.

[7] Selon les estimations de Jacob (1999), la part des émissions de NO_x provenant de sources naturelles s'établit à 28 %. Ces sources comprennent la dénitrification par les micro-organismes du sol (13 %), l'oxydation du NH_3 émis par la biosphère (7 %), les éclairs (7 %) et les transferts depuis la stratosphère (1 %).

[8] Aussi paradoxal que cela puisse paraître, l'utilisation d'un carburant enrichi en azote peut se traduire par des émissions de NO_x moindres au kilomètre. Elle peut certes légèrement augmenter les émissions de NO_x par litre de carburant consommé, mais l'azote contribue à accroître le rendement du carburant en éliminant les dépôts de carbone sur les parties mobiles des moteurs (diminution de la quantité de carburant consommée).

[9] Les NO_x sont produits lorsque le diazote réagit avec l'oxygène dans des conditions de haute température et haute pression dans la chambre de combustion du véhicule. Cependant, les processus chimiques qui régissent la formation et la destruction des NO_x lors de la combustion restent difficiles à cerner (Glarborg et al., 2018).

[10] Les autres sources de NH_3 comprennent les installations industrielles, les décharges, les produits ménagers, la combustion de biomasse, les véhicules à moteur et les déjections des animaux sauvages.

[11] On trouve par exemple les radicaux nitrate (NO_3), l'acide nitreux (HONO), l'acide nitrique (HNO_3), l'hémipentoxyde d'azote (N_2O_5), le chlorure de nitrile ($ClNO_2$), l'acide pernitrique (HNO_4), le nitrate de peroxyacétyle et sa famille de composés (PAN) et d'autres nitrates organiques tels que les nitrates d'alkyle (par exemple, les isoprènes nitrates).

[12] Le HNO_3 est produit par oxydation atmosphérique du NO_x pendant la journée et à partir de l'O_3 pendant la nuit.

[13] Un aérosol est une suspension d'une PM solide ou liquide dans l'air.

[14] Globalement, plus de 80 % de l'ozone troposphérique résultent de la production chimique au sein de la troposphère et moins de 20 % sont transférés à la troposphère par la stratosphère.

[15] Émissions d'isoprène de la végétation naturelle, par exemple (l'isoprène est un coproduit de la photosynthèse).

[16] Peut-être parce que le déficit de phosphore empêche la vie aquatique de s'épanouir.

[17] Le N_2O est un gaz pratiquement inerte et donc capable de flotter dans la troposphère sans être détruit par les autres gaz atmosphériques.

[18] Les dépôts de HNO_3 (pluies acides) peuvent aussi endommager les bâtiments (en dissolvant la calcite du marbre et du calcaire).

[19] La majeure partie de l'azote atmosphérique relève de deux grandes catégories : l'azote oxydé et l'azote réduit. La forme oxydée est dominée par les oxydes d'azote (NO_x), et la forme réduite, par les espèces ammoniaquées (NH_3 et NH_4^+, notées NH_x).

[20] Une proportion de 10 % environ est oxydée dans la stratosphère pour produire des NO_x, dont 30 % sont convertis en diazote et 70 % sont déposés au sol (Portmann et al., 2012). D'où le fait que seuls 7 % du N_2O sont redéposés au sol.

[21] Dans la stratosphère, le N_2O est en contact avec de fortes concentrations d'oxygène, ce qui permet une oxydation en NO.

[22] $NO_2 + h\nu \xrightarrow{O_2} NO + O_3$ (O_3 cycle nul) ou $NO_2 + O \rightarrow NO + O_2$ (O_3 cycle négatif).

[23] On observe le même phénomène d'accumulation de Sargasse (algues brunes) au large du Bénin et de la Sierra Leone, à distance de l'embouchure du fleuve Congo.

[24] Après la première description des bactéries nitrifiantes il y a plus d'un siècle, on a longtemps cru que la nitrification était due à l'activité conjointe de deux groupes de bactéries, capables pour les unes d'oxyder l'ammoniaque et pour les autres d'oxyder les nitrites. Daims et al. (2015) ont découvert qu'il existait des bactéries nitrifiantes capables d'oxyder seules le NH_4^+ en NO_3^-.

[25] L'adsorption du NH_4^+ au lieu de l'hydrogène sur le complexe argilo-humique provoque une acidification du sol par l'hydrogène libéré.

[26] Les principales étapes de la dénitrification sont les suivantes : $NO_3^- > NO_2^- > NO > N_2O > N_2$.

[27] Au cours de leur vie, les plantes libèrent par leurs racines du carbone et de l'azote organiques (des aminoacides, par exemple) dans leur environnement proche, processus appelé « rhizodéposition ».

[28] Ou « réactions redox » (c'est-à-dire la disponibilité de capteurs d'électrons comme les oxydes d'azote).

[29] On distingue les particules primaires, qui sont émises telles quelles dans l'atmosphère, comme le carbone noir, et les particules secondaires, qui sont formées dans l'atmosphère par des gaz précurseurs.

[30] Les autres précurseurs de l'ozone troposphérique sont les COV, dont le CH_4, et à un degré moindre le CO.

[31] Souvent, des polluants toxiques et cancérogènes comme des métaux lourds et des hydrocarbures aromatiques polycycliques sont liés aux particules.

[32] L'ozone troposphérique est toxique pour les humains et pour les végétaux parce qu'il provoque une oxydation des tissus biologiques.

[33] Voir notamment epa.gov/climateleadership/atmospheric-lifetime-and-global-warming-potential-defined, consulté le 2 février 2018.

[34] Le HNO_3 participe aussi à la formation de pluies acides, en se dissociant dans l'eau de pluie pour libérer du H^+.

[35] Par exemple, en Amérique du Nord, les régions sensibles aux pluies acides sont notamment la Nouvelle-Angleterre, l'Est du Canada et les régions montagneuses, aux sols peu épais et au soubassement granitique.

[36] Le terme « smog » est apparu autour de 1950 pour qualifier le mélange de fumée (*smoke*) et de brouillard (*fog*) alors observé à Londres. Aujourd'hui, il est employé pour désigner des mélanges de polluants dominés par l'ozone troposphérique (https://www.epa.gov/air-pollution-transportation/smog-soot-and-local-air-pollution, consulté le 17 mars 2018).

[37] Il peut aussi renvoyer une partie des rayonnements solaires vers l'espace et compenser ainsi partiellement l'effet de réchauffement des GES.

Références

Abrol, Y. et al. (2017), The Indian Nitrogen Assessment, Sources of Reactive Nitrogen, Environmental and Climate Effects, Management Options, and Policies, Elsevier.

Allen, M. et al. (2016), « New Use of Global Warming Potentials to Compare Cumulative and Short-lived Climate Pollutants », Nature Climate Change, vol. 6, n° 8.

Breitburg, D. et al. (2018), « Declining Oxygen in the Global Ocean and Coastal Waters », Science, vol. 359, n° 6371.

Daims, H. et al. (2015), « Complete Nitrification by Nitrospira Bacteria », Nature, vol. 528.

Denman, K. et al. (2007), « Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry », in Climate Change 2007: The Physical Science Basis, contribution du Groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), Cambridge University Press.

Durand, P. et al. (2011), « Nitrogen Processes in Aquatic Ecosystems », in The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives, Sutton, M.A. et al. (dir. pub.), Cambridge University Press.

Erisman, J. et al. (2008), « How a Century of Ammonia Synthesis Changed the World », Nature Geoscience, vol. 1, octobre 2008.

Erisman, J. et T. Larsen (2013), « Nitrogen Economy of the 21st Century », in Source Separation and Decentralisation for Wastewater Management, Larsen, T. et al. (dir. pub.), IWA Publishing, Londres.

Fowler, D. et al. (2013), « The Global Nitrogen Cycle in the Twenty-first Century, Phil. Trans. R. Soc. B, vol. 368, n° 1621.

Galloway, J. et al. (2003), « The Nitrogen Cascade », BioScience, vol. 53, n° 4.

Gauger, T. (2018), « Modelling and Mapping Air Concentration and Atmospheric Deposition of Reactive Nitrogen Species in Baden-Württemberg for 2012 to 2016 », Institute of Navigation, Université de Stuttgart.

Geupel, M. (2015), « Towards a National Nitrogen Strategy for Germany », exposé à destination du Comité des politiques d'environnement de l'OCDE (EPOC), 6-8 octobre 2015, Agence fédérale pour l'environnement d'Allemagne, Section II 4.3 Contrôle de la qualité de l'air et des écosystèmes terrestres.

Glarborg, P. et al. (2018), « Modeling Nitrogen Chemistry in Combustion », Progress in Energy and Combustion Science, vol. 67.

Goldberg, S. et al. (2015), « Refractory Dissolved Organic Nitrogen Accumulation in High-elevation Lakes », Nature Communications, vol. 6, n° 6347.

Hager, T. (2009), The Alchemy of Air, Broadway Books.

Hellsten, S. et al. (2017), *Nordic Nitrogen and Agriculture, Policy, Measures and Recommendations to Reduce Environmental Impact*, Nordic Council of Ministers, TemaNord, n° 2017:547, doi.org/10.6027/TN2017-547.

Hertel, O. et al. (2011), « Nitrogen Processes in the Atmosphere », in *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*, Sutton, M. et al. (dir. pub.), Cambridge University Press.

Hertel, O. et al. (2006), « Modelling Nitrogen Deposition on a Local Scale: a Review of the Current State of the Art », *Environmental Chemistry*, vol. 3, n° 5.

Holloway, A. et R. Wayne (2015), *Atmospheric Chemistry*, Royal Society of Chemistry.

Houlton, B. et al. (2018), « Convergent Evidence for Widespread Rock Nitrogen Sources in Earth's Surface Environment », *Science*, vol. 360, n° 6384.

Huang, X. et al. (2017), « Chemical Characterization and Synergetic Source Apportionment of PM2.5 at Multiple Sites in the Beijing–Tianjin–Hebei Region, China », Atmos. Chem. Phys. Discuss., 17.

Jacob, D. (1999), *Introduction to Atmospheric Chemistry*, Princeton University Press.

Johnes, P. (2016), « Nitrogen Pollution of Inland and Coastal Waters: Sources, Impacts and Opportunities », exposé présenté au cours de l'atelier mixte OCDE/Équipe spéciale de l'azote réactif *Cascade de l'azote et politiques publiques : vers des solutions intégrées*, OCDE, Paris, 9-10 mai 2016.

Lefohn, A. et al. (2014), « Estimates of Background Surface Ozone Concentrations in the United States Based on Model-derived Source Apportionment », *Atmospheric Environment*, vol. 84.

Müller, C et T. Clough (2014), « Advances in Understanding Nitrogen Flows and Transformations: Gaps and Research Pathways », *Journal of Agricultural Science*, Édition spéciale à l'occasion du 17e Atelier international sur l'azote, vol. 152, n° S1.

OCDE (2012), *Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2050 : Les conséquences de l'inaction*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/env_outlook-2012-fr.

OMS (2009), *Global Health Risks: Mortality and Burden of Disease Attributable to Selected Major Risks*, Organisation mondiale de la santé, Genève, who.int/healthinfo/global_burden_disease/GlobalHealthRisks_report_full.pdf.

Phoenix, G. et al. (2012), « Impacts of Atmospheric Nitrogen Deposition: Responses of Multiple Plant and Soil Parameters Across Contrasting Ecosystems in Long-term Field Experiments », *Global Change Biology*, vol. 18, n° 4.

Plantlife and Plant Link UK (2017), « We Need to Talk About Nitrogen, The Impact of Atmospheric Nitrogen Deposition on the UK's Wild Flora and Fungi », janvier 2017.

Portmann, R. et al. (2012), « Stratospheric Ozone Depletion due to Nitrous Oxide: Influences of Other Gases », *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.*, vol. 367, n° 1593.

Prentice, I. et al. (2015), « Biosphere Feedbacks and Climate Change », Grantham Institute, Briefing Paper 12, Imperial College London.

Ravishankara, A. et al. (2009), « Nitrous Oxide (N_2O): the Dominant Ozone-depleting Substance Emitted in the 21st Century », *Science*, vol. 326, n° 5949.

Richmond-Bryant, J. et al. (2016), « Estimation of On-road NO_2 Concentrations, NO_2/ NO_x Ratios, and Related Roadway Gradients from Near-road Monitoring Data », travaux présentés à la revue *Air Quality, Atmosphere and Health*.

Schullehner, J. et al. (2018), « Nitrate in Drinking Water and Colorectal Cancer Risk: A Nationwide Population-based Cohort Study », *International Journal of Cancer*, 23 février (prépublication au format ePub).

Seitzinger, S. et al. (2010), « Global River Nutrient Export: A Scenario Analysis of Past and Future Trends », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 24, n° 4, doi.org/10.1029/2009GB003587.

Söderlund, R. et T. Rosswall (1982), « The Nitrogen Cycles », in *The Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 1, part. B (The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles), Hutzinger, O. (dir. pub.), Springler-Verlag, Berlin Heidelberg GmbH.

SRU (2015), *Nitrogen: Strategies for Resolving an Urgent Environmental Problem*, Conseil consultatif allemand sur l'environnement, Berlin.

Stocker, B. et al. (2016), « Terrestrial Nitrogen Cycling in Earth System Models Revisited », *New Phytologist*, vol. 210, n° 4, doi.org/10.1111/nph.13997.

Sutton, M. et al. (2011), *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, Cambridge University Press.

Sutton, M. et al. (2014), *Nitrogen Deposition, Critical Loads and Biodiversity*, Springer.

Swackhamer, D. et al. (2004), « Impacts of Atmospheric Pollutants on Aquatic Ecosystems », *Issues in Ecology*, n° 12.

The Economist (2011), « The Anthropocene, a Man-made World », *The Economist*, 26 mai 2011.

Tomich, T. et al. (2016), *The California Nitrogen Assessment: Challenges and Solutions for People, Agriculture, and the Environment*, University of California Press.

Townsend, A. et R. Howarth (2010), « Fixing the Global Nitrogen Problem », *Scientific American*, février 2010.

USEPA (2003), *National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture*, Agence américaine pour la protection de l'environnement, Office of Water, EPA 841-B-03-004.

USEPA-SAB (2011), *Reactive Nitrogen in the United States: An Analysis of Inputs, Flows, Consequences and Management Options*, Conseil consultatif scientifique de l'Agence américaine pour la protection de l'environnement, EPA-SAB-11-013, USEPA, Washington D.C., yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/WebBOARD/INCFullReport/$File/Final%20INC%20Report_8_19_11(without%20signatures).pdf.

Vitousek, P. et al. (2013), « Biological Nitrogen Fixation: Rates, Patterns and Ecological Controls in Terrestrial Ecosystems », *Phil. Trans. R. Soc. B*, vol. 368, n° 1621.

Voss, M. et al. (2013), « The Marine Nitrogen Cycle: Recent Discoveries, Uncertainties and the Potential Relevance of Climate Change », *Phil. Trans. R. Soc. B*, vol. 368, n° 1621.

Chapitre 2. Démarche proposée pour lutter contre la pollution par l'azote

Le chapitre suivant propose une démarche en trois volets permettant de faire face à la pollution azotée en préservant un rapport coût-efficacité raisonnable. Il s'agit en premier lieu de mieux maîtriser les risques de pollution de l'air, des sols et de l'eau et les risques menaçant les écosystèmes connexes au moyen d'une analyse détaillée des voies de transfert de l'azote, selon une « démarche visant les risques ciblée géographiquement ». Dans un deuxième temps, il s'agit de lutter contre l'augmentation constante des concentrations d'hémioxyde d'azote dans l'atmosphère selon une « démarche visant les risques à l'échelle mondiale ». En troisième lieu, il s'agit de prendre en considération les incertitudes qui entourent les effets de cascade et d'anticiper les impacts à long terme parfois considérables à l'aide d'une « démarche de précaution ».

Comme nous l'avons vu au chapitre 1, il existe des voies de transfert de l'azote propres à chaque milieu environnemental et à chaque impact relatif sur la qualité de l'eau, la qualité de l'air, l'effet de serre et la couche d'ozone, les écosystèmes et la biodiversité ainsi que la qualité des sols. La cascade de l'azote décrite au chapitre 1 « superpose » ces voies de transfert spécifiques à chaque milieu en tenant compte de la possibilité qu'un atome d'azote passe d'un milieu à l'autre et d'un impact à l'autre. Comment la politique environnementale doit-elle aborder cette problématique ?

- Doit-elle aborder les impacts de manière distincte pour chaque milieu[1] comme elle le fait dans la lutte contre les risques environnementaux ?
- Doit-elle davantage s'appuyer sur le principe de « précaution », une dimension qui tient compte du risque et des incertitudes qui entourent le phénomène de cascade d'un milieu à l'autre et s'efforce d'anticiper les impacts parfois importants à long terme ?

Une seule forme d'azote présente une incidence mondiale, l'hémioxyde d'azote (N_2O), qui influe à la fois sur l'évolution du climat et sur la couche d'ozone stratosphérique. Les effets de l'accumulation de N_2O sont variables selon les régions mais cet enjeu ne peut être traité qu'à l'échelle mondiale, car le N_2O est un gaz persistant et réparti de manière homogène dans l'atmosphère. Les autres formes d'azote sont labiles : elles se déplacent, changent de forme et se combinent facilement avec d'autres polluants. Leurs impacts sur la qualité de l'air, des sols et de l'eau sont donc en général plus locaux ou régionaux. Il est donc nécessaire d'appliquer des politiques visant toutes ces échelles d'impact. Comme nous le verrons dans la présente section, il est nécessaire d'agir à l'échelle mondiale pour gérer le N_2O, dont les impacts se produisent sur l'ensemble de la planète, tandis que les autres risques liés à l'azote appellent davantage à être abordés dans le cadre d'une démarche ciblée géographiquement.

D'un autre côté, les incertitudes qui entourent le phénomène de cascade engagent à prendre des mesures complémentaires (voir notamment OCDE, 2016). Cependant, pour être assortie d'un bon rapport coût-efficacité, la politique environnementale doit chercher à lutter contre les risques bien établis avant que de gérer ces incertitudes (Tableau 2.1). En premier lieu, il est nécessaire de maîtriser les risques en acquérant une meilleure connaissance des voies de transfert de l'azote dans le schéma reliant les sources aux impacts, ainsi que du rôle joué par certaines sources à diverses échelles et divers moments. En second lieu, en l'absence d'éléments probants sur les voies de transfert, il faut empêcher la libération d'azote dans l'environnement en élaborant des stratégies universelles destinées à réduire les émissions de toutes les sources (par les moyens les plus performants et économiques). Ce qui distingue ces deux approches, c'est que l'une s'applique lorsque les voies de transfert de l'azote provoquant des impacts particuliers sont suffisamment bien connues (ou prévisibles) et l'autre s'applique dans les cas où ces voies de transfert sont pour le moins incertaines.

Tableau 2.1. Démarche en trois volets pour lutter contre la pollution azotée

Démarche fondée sur les risques ciblée géographiquement	Démarche fondée sur les risques à l'échelle mondiale	Démarche de précaution
Formes d'azote		
Toutes hors N_2O	N_2O	Toutes formes
Voies de transfert		
Analyse voies de transfert-impact (AVTI)[1]	Exposition mondiale	Cascade de l'azote
Axe retenu		
Approche spécifique (air, sols, eau)	Effet de serre, couche d'ozone	Approche « systémique » (tous milieux)
Points d'intervention (échelle)		
Spécifique au risque	National	National (selon le suivi de la charge azotée totale du pays)
Efficacité de l'action publique		
Élevée (adaptée au risque)	Élevée (adaptée au risque)	Faible (ne cible que la charge azotée)
Priorité de l'action publique		
Selon les objectifs de l'action publique	Selon les objectifs de l'action publique	Lorsque l'AVTI n'est pas réalisable

1. L'analyse voies de transfert-impact (AVTI) consiste à évaluer les voies de transfert qui génèrent un impact (y compris par modélisation) afin d'estimer les avantages que l'on peut attendre de l'éventuelle modification des émissions.
Source : Secrétariat de l'OCDE.

La section 2.1 proposera une méthode permettant de mettre en œuvre la gestion ciblée géographiquement des risques environnementaux liés aux autres formes d'azote que le N_2O ainsi qu'une démarche de gestion du N_2O à l'échelle mondiale. La section 2.2 examinera la manière d'aborder, dans une démarche de précaution, la gestion de l'incertitude liée à la cascade de l'azote.

2.1 Démarche fondée sur les risques

2.1.1 Les différents risques liés à l'azote

Des pays ont défini des niveaux de risque sanitaire acceptables pour les concentrations en dioxyde d'azote (NO_2) et en nitrate (NO_3^-) dans l'air et dans l'eau, respectivement, ainsi que pour les concentrations en ozone troposphérique et en particules (dont l'azote est un précurseur). Toutes les réductions d'émissions ou les pratiques mises en place pour y parvenir découlent de ces niveaux de risque acceptables[2].

Pour faire face aux risques qui pèsent sur les écosystèmes, des seuils de charge et critiques ont été estimés pour les écosystèmes terrestres (forêts, zones humides) et ont utilisés pour réglementer les émissions d'oxydes d'azote (NO_x), d'ammoniac (NH_3) et d'ozone troposphérique, conformément à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (LTRAP). Certains pays utilisent par exemple la charge journalière maximale totale (CJMT) pour calculer la quantité maximale d'azote autorisée à entrer dans les écosystèmes aquatiques (lacs, zones côtières) dont l'eau ne respecte pas le niveau de qualité acceptable.

Sur le front du changement climatique, l'Accord de Paris a fixé un plafond de réchauffement climatique mondial[3] acceptable pour les parties, ce qui revient indirectement à fixer un niveau acceptable de forçage du système climatique dû aux gaz à effet de serre (GES), N_2O compris. Toutes choses égales par ailleurs, pour arrêter la hausse mondiale des températures, le bilan des émissions et des pertes de GES à longue durée de vie doit devenir nul à terme. Le Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone a fixé un risque acceptable d'appauvrissement de la couche d'ozone, sans toutefois inclure le N_2O dans les substances concernées à l'heure actuelle.

En dehors de ces risques réglementés, il faut également faire face au risque de compromettre la résilience (autrement dit de dépasser la capacité d'adaptation) des puits d'azote comme la biomasse terrestre et les sédiments marins. À titre d'illustration, si les puits terrestres étaient saturés, le risque de migration de l'azote depuis les bassins hydrographiques vers les eaux côtières serait multiplié, de même que les impacts de ce mécanisme. Nous ne savons pas exactement encore quelle est la résilience des écosystèmes face à une augmentation de la charge en azote. Bien que les données offrent peu de certitudes, il semblerait que le stockage d'azote dans les sols et les arbres[4] ne représente qu'une faible part des apports annuels en azote dans les puits terrestres, lesquels semblent être dénitrifiés (USEPA-SAB, 2011)[5] et contribueraient pour certains (autrement dit pour le N_2O) aux risques de réchauffement climatique et de dégradation de la couche d'ozone. Les données concernant les sédiments marins sont entachées d'une plus grande incertitude encore. En particulier, il existe tant de mécanismes de cyclisation qu'il est difficile de quantifier la transformation et la dégradation de la matière organique marine ainsi que son taux de renouvellement (Walker et al., 2016).

L'analyse coûts-avantages (ACA) définit les risques auxquels il convient de faire face en priorité (voir notamment OCDE, 2008). La gestion des risques liés à l'azote peut contribuer de manière significative au bien-être social (par exemple en protégeant les bases naturelles des activités de production et en améliorant la santé humaine). Elle peut toutefois aussi représenter un coût économique considérable. Il est donc important de déterminer avec soin si les avantages supplémentaires procurés par les améliorations environnementales se justifient au regard des coûts supplémentaires supportés par la société afin de conduire à ces améliorations.

2.1.2 Approfondir l'analyse des voies de transfert pour mieux lutter contre les risques de pollution azotée

Bon nombre des politiques actuelles de gestion de l'azote se concentrent sur un impact particulier sans tenir compte des voies de transfert biogéochimiques[6] qui y contribuent (USEPA-SAB, 2011). Pourtant, une meilleure connaissance de ces voies de transfert peut améliorer le rapport coût-efficacité de la gestion des risques en aidant à mieux circonscrire les points d'intervention des pouvoirs publics (autrement dit en répartissant mieux les efforts de réduction des émissions entre les diverses sources d'azote). Par exemple, la réduction des incidences de l'azote dans les estuaires pourrait être largement servie par un encadrement plus strict des dépôts atmosphériques dans le bassin atmosphérique[7] et du ruissellement vers le bassin hydrographique. C'est la raison pour laquelle d'importants moyens ont été déployés pour mettre en place une gestion coordonnée de l'air et de l'eau dans la région de la baie de Chesapeake (Linker et al., 2013).

L'analyse voies de transfert-impact (AVTI) consiste à évaluer les voies de transfert qui génèrent un impact (y compris par modélisation) afin d'estimer les avantages que l'on peut attendre de l'éventuelle évolution des émissions (voir notamment OCDE, 2018). L'AVTI se distingue de l'évaluation des dommages, qui consiste à évaluer un impact à un moment donné dans le temps, sans tenir compte explicitement de la manière dont cet impact a été généré (ibid.). Elle tient compte du fait que l'azote peut passer d'un milieu environnemental à l'autre (air, eau, sols et biotes) en cheminant au long d'une voie de transfert d'une ou de plusieurs sources vers un récepteur.

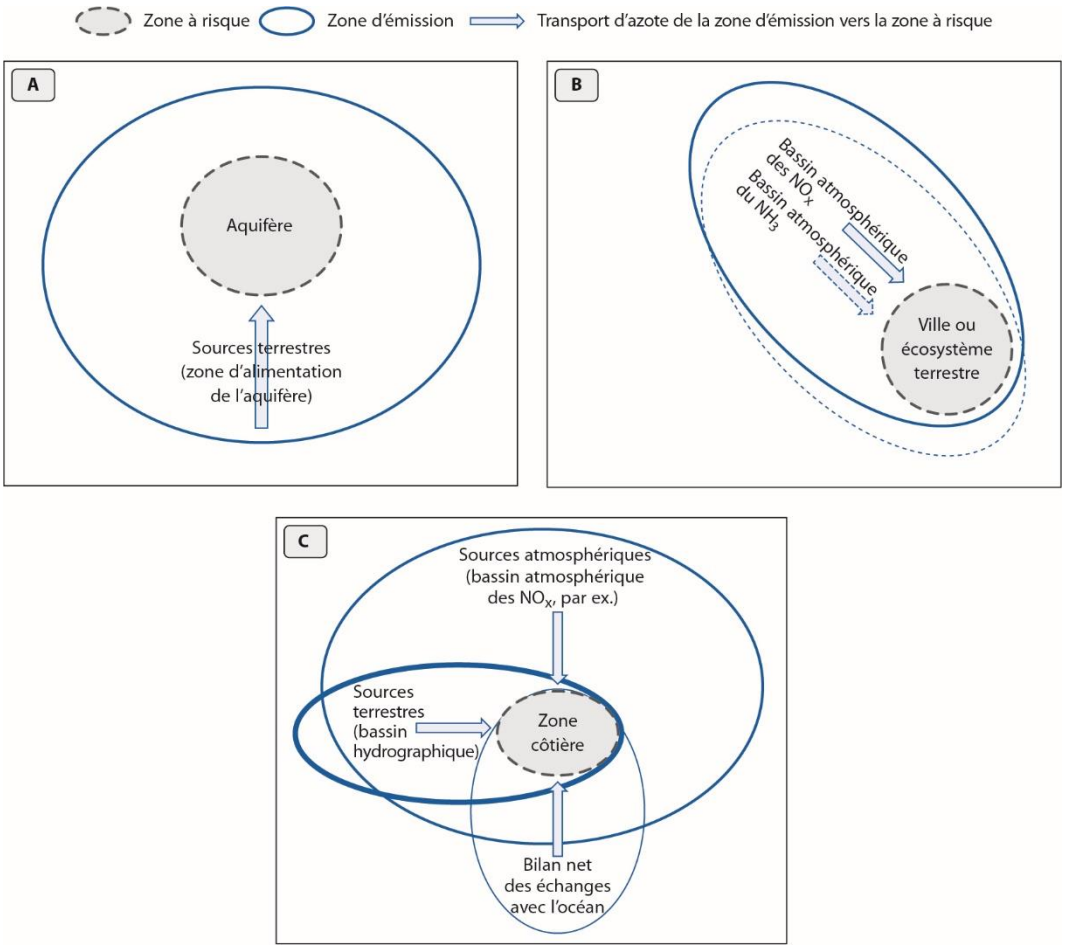
La présente section revient sur l'importance d'approfondir l'analyse des « voies de transfert » pour adapter la gestion des risques aux spécificités de la pollution azotée. Le chapitre 3 étudie des cas d'utilisation de l'AVTI et d'application pratique de cette méthode dans l'élaboration des politiques.

La méthode proposée pour réaliser l'AVTI comporte quatre étapes.

- La première consiste à recenser les sources d'azote contribuant à l'impact ciblé et à circonscrire les diverses zones émettrices d'azote qui convergent vers la zone à risque.
- La deuxième étape consiste à calculer le coût marginal de réduction des émissions d'azote sous ses diverses formes, ce qui implique d'estimer le potentiel d'amorçage ou d'intensification des réductions dans chaque zone d'émission.
- La troisième étape consiste à comparer le rapport coût-efficacité des réductions d'émissions de l'ensemble des sources de risque dans les diverses zones d'émission.
- À la quatrième étape, il s'agit d'estimer les avantages secondaires marginaux d'une réduction des émissions d'azote dans les différentes zones d'émission (autrement dit les dommages évités tout au long des voies de transfert de l'azote vers la zone à risque).

La première étape consiste à cartographier les différentes zones émettrices d'azote qui convergent vers la zone à risque (Graphique 2.1). Une meilleure connaissance des voies de transfert permettra de tenir compte de nouvelles sources d'azote (situées par exemple plus en amont de ces voies) qui ne sont pas envisagées en l'absence d'AVTI car les seuls points sur lesquels ont intervient alors pour lutter contre le risque de pollution sont les sources dont le lien avec l'impact a déjà été clairement établi.

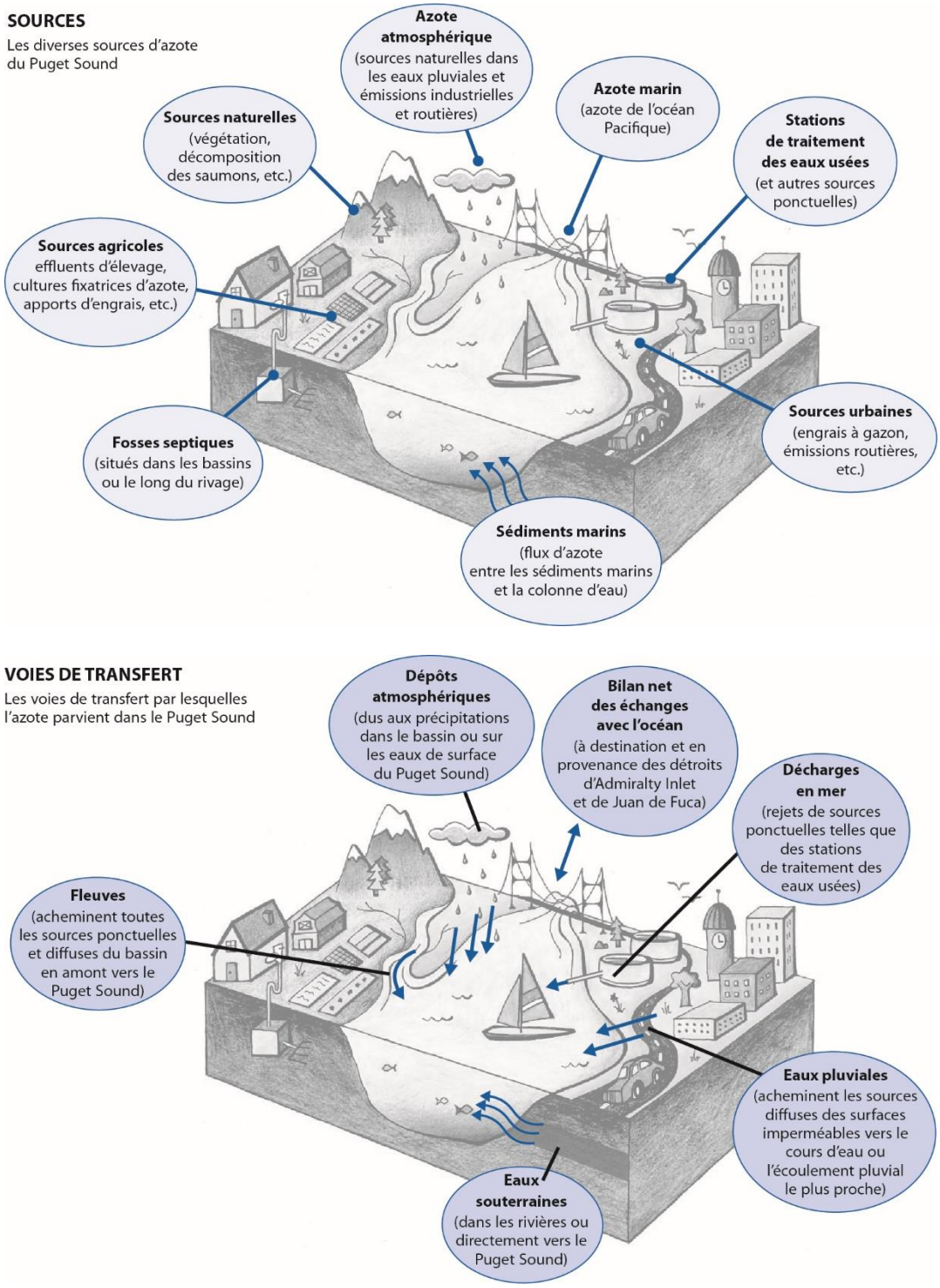
Graphique 2.1. Zones émettrices d'azote intervenant dans différents risques de pollution



Les trois encadrés représentent trois types de risques :
(A) contamination d'un aquifère par du nitrate (NO_3^-)
(B) pollution atmosphérique en ville ou dans un écosystème terrestre.
(C) pollution azotée en zone côtière.
Source : Secrétariat de l'OCDE.

L'étude de l'oxygène dissous dans le fjord de Puget Sound offre un bon exemple de cartographie des zones émettrices d'azote dans le cas d'une pollution azotée en zone côtière. Cette étude a mis en lumière les différentes sources d'azote susceptibles de contribuer à la faible teneur en oxygène dissous du fjord et a évalué leurs contributions relatives à l'aide d'une analyse des voies de transfert (Graphique 2.2).

Graphique 2.2. Sources et voies de transfert de l'azote dans le sud et le centre du Puget Sound



Source: Roberts et Kolosseus (2014).

Un autre exemple illustre un cas de pollution de l'air en milieu urbain. En mars 2014, la ville de Paris a connu un pic exceptionnel de pollution particulaire.

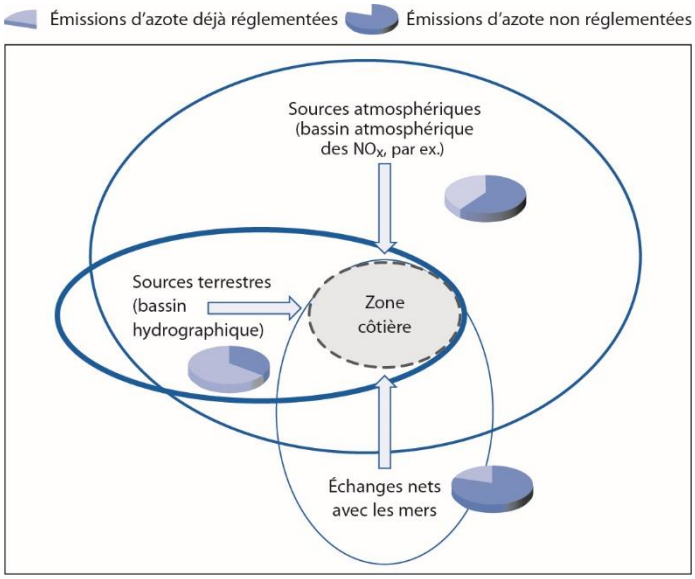
L'évaluation scientifique a révélé que la moitié des PM_{10} étaient des particules de nitrate d'ammonium formées par l'association de NO_x et de NH_3. Le bassin atmosphérique des NO_x correspond à l'agglomération (la principale source d'émission étant la circulation routière). Le bassin atmosphérique de NH_3 est quant à lui bien plus vaste car ce composé émane des activités agricoles pratiquées dans le nord-ouest de la France et au-delà (voir la première étude de cas du chapitre 3).

La gestion du risque de pollution atmosphérique dans la région métropolitaine de Santiago, au Chili, offre un autre bon exemple de politique tenant compte, au moins en partie, des zones émettrices des différents polluants impliqués[8]. En janvier 2017, le Chili a instauré une taxe sur les émissions de dioxyde de carbone (CO_2), de particules, de NO_x et de dioxyde de soufre (SO_2), à laquelle sont assujetties les grandes sources fixes d'émission, en particulier les centrales électriques à combustible fossile. Elle présente la caractéristique bienvenue de tenir compte de la taille de la population touchée par la pollution. Contrairement au projet d'origine, toutefois, le calcul ne prend en considération que la population de la municipalité abritant la source de l'émission et non la population de l'ensemble du bassin d'air concerné. Les polluants atmosphériques pouvant être transportés et déposés sur des distances relativement vastes, il aurait été préférable de tenir compte de l'effet de dispersion atmosphérique (et de l'ensemble de la population exposée) dans le calcul de la taxe imposable à chaque pollueur (OCDE/CEPALC, 2016). Dans l'idéal, il aurait aussi fallu tenir compte d'autres impacts liés aux dépôts, comme les écosystèmes du bassin d'air exposés.

L'AVTI est également utile pour délimiter la zone à risque. Dans le Land allemand du Bade-Wurtemberg, par exemple, une analyse haute-résolution des dépôts et une surveillance réalisée sur le terrain ont révélé des dépassements de charges critiques d'eutrophisation sur de vastes étendues du territoire, ce que l'analyse précédente (à plus faible résolution et par modélisation) n'avait pas mis en lumière (voir la première étude de cas du chapitre 3).

La deuxième étape consiste à estimer le potentiel d'amorçage ou d'intensification d'une réduction des émissions dans chaque zone émettrice, en prenant en compte les mesures de réduction déjà en place pour éviter les doublons (graphique 2.3). L'analyse coût-efficacité doit permettre de décider s'il faut poursuivre (ou renforcer) une mesure donnée de réduction des émissions ou s'il faut plutôt intervenir sur d'autres sources d'émissions. Le Danemark offre un bon exemple d'application de l'analyse coût-efficacité dans la gestion du risque d'eutrophisation des eaux côtières, des lacs et des cours d'eau provoqué par l'azote d'origine agricole. L'évaluation comporte non seulement une analyse des mesures en amont de leur mise en œuvre, mais aussi une évaluation à mi-parcours et une évaluation finale (*ex post*) (Jacobsen, 2012). À titre d'exemple, les mesures du second plan d'action du Danemark en faveur de l'environnement aquatique (1998-2003) qui ont offert le meilleur rapport coût-efficacité sont l'obligation d'aménager des cultures dérobées et des zones humides, l'utilisation accrue des effluents d'élevage et l'amélioration des pratiques d'alimentation animale (Jacobsen, 2004). Les mesures ayant présenté le moins bon rapport coût-efficacité sont à l'inverse le gel des terres et l'augmentation des surfaces en herbe ainsi que l'obligation de diminution du chargement en bétail (ibid.)[9].

Graphique 2.3. État des lieux de la réglementation relative à l'azote dans les zones d'émission



Note : La proportion des émissions réglementées et non réglementées qui ressort des diagrammes circulaires n'a qu'une valeur d'illustration.
Source : Secrétariat de l'OCDE.

La troisième étape de l'AVTI consiste à comparer le rapport coût-efficacité des réductions d'émissions de l'ensemble des sources de risque (y compris les sources déjà réglementées) dans les diverses zones d'émission. Cette étape, essentielle pour assurer la cohérence des interventions, n'est encore pas répandue dans les processus de mise en œuvre de politiques relatives à l'azote. L'exemple qui précède montre que les autres sources d'émission d'azote que l'agriculture – industrie, eaux usées, sources atmosphériques et échanges nets d'azote avec les eaux marines – n'ont pas été prises en compte dans l'évaluation du rapport coût-efficacité des mesures de gestion du risque d'eutrophisation au Danemark.

L'objectif de l'AVTI est d'établir un lien entre le risque de pollution et ses sources et de garantir la cohérence avec les politiques en vigueur pour réduire les émissions de chaque source. Par exemple, il faudrait envisager de déployer les moyens destinés à réduire les émissions de NO_x à l'échelle nationale dans les zones à risque sujettes aux dépôts de NO_x. L'objectif est de sélectionner les sources d'émission pouvant faire l'objet des mesures de réduction les plus efficaces et économes, ce qui peut passer par une nouvelle réduction des sources d'azote déjà réglementées.

Dans une certaine mesure, le Plan d'action pour la mer Baltique illustre bien la recherche de cohérence des interventions dans la lutte contre les risques d'eutrophisation. Avis scientifiques à l'appui, on fixe dans le plan d'action un apport en azote maximum admissible jugé tolérable par la mer Baltique. Chaque partie se voit ensuite assigner un objectif de réduction des émissions déterminé en fonction de ce paramètre et de son bassin hydrographique. Pour finir, les mesures de réduction de l'azote atmosphérique mises en œuvre conformément au Protocole à la Convention LRTAP (protocole de Göteborg) sont déduites des objectifs de chaque partie.

Le rapport coût-efficacité de la réduction des émissions dépend non seulement de leur source et de la forme sous laquelle l'azote est émis, mais aussi du lieu d'émission (au sein de la zone d'émission) et de la manière dont l'azote est transporté vers la zone à risque. Il convient d'estimer le volume d'azote qui contribue effectivement au risque. Dans les faits, seule une partie de l'azote émis dans une zone d'émission peut arriver jusqu'à la zone à risque.

En règle générale (si l'on se réfère à la définition de l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis), environ 75 % des émissions arrivant dans le bassin d'air d'un bassin hydrographique se redéposent dans le bassin hydrographique, qu'il s'agisse de NO_x ou de NH_3. S'agissant des sources terrestres, l'analyse des flux d'azote au niveau d'un bassin hydrographique (Billen et al., 2013) fait apparaître que seuls quelque 30 % des apports nets d'azote imputables aux activités humaines[10] arrivent jusqu'aux eaux côtières. Les 70 % restants sont soit retenus par la biosphère terrestre, soit dénitrifiés en cours de chemin, dans des proportions déterminées en partie par les conditions climatiques (Howarth et al., 2012)[11].

L'utilisation de modèles de transport de l'azote dans l'air, les sols et l'eau peut être indéniablement utile pour évaluer les rapports coût-efficacité et élaborer les politiques. À titre d'exemple, l'institut d'études géologiques des États-Unis a mis au point un modèle de calcul de vulnérabilité et d'évaluation des eaux souterraines (GWAVA) pour établir des liens entre les concentrations en NO_3^- observées dans les eaux souterraines et des attributs géographiques qui modélise les sources d'azote et les facteurs de transport et d'atténuation du NO_3^-. Ce modèle a prédit les concentrations de NO_3^- dans les eaux souterraines de l'ensemble des États-Unis[12].

Au Danemark, TargetEconN modélise l'atténuation des pertes d'azote de la zone source jusqu'à la côte dans le but de mieux gérer la pollution diffuse de l'eau par l'azote. Le phénomène d'atténuation dépend de l'hydrologie, des types de terrains, de la déclivité, de la végétation et des conditions météorologiques. Le modèle a été mis au point comme outil destiné à la prise de décision à l'échelle des bassins hydrographiques. Il intègre une modélisation biophysique et économique. Les résultats font clairement apparaître de grandes différences de rentabilité selon que les mesures de réduction sont uniformes ou ciblées et montrent qu'une réglementation plus ciblée tenant compte de l'hétérogénéité des coûts de réduction des émissions et des voies de transfert peut améliorer le rapport coût-efficacité de la maîtrise du risque de pollution azotée (Hasler, 2016).

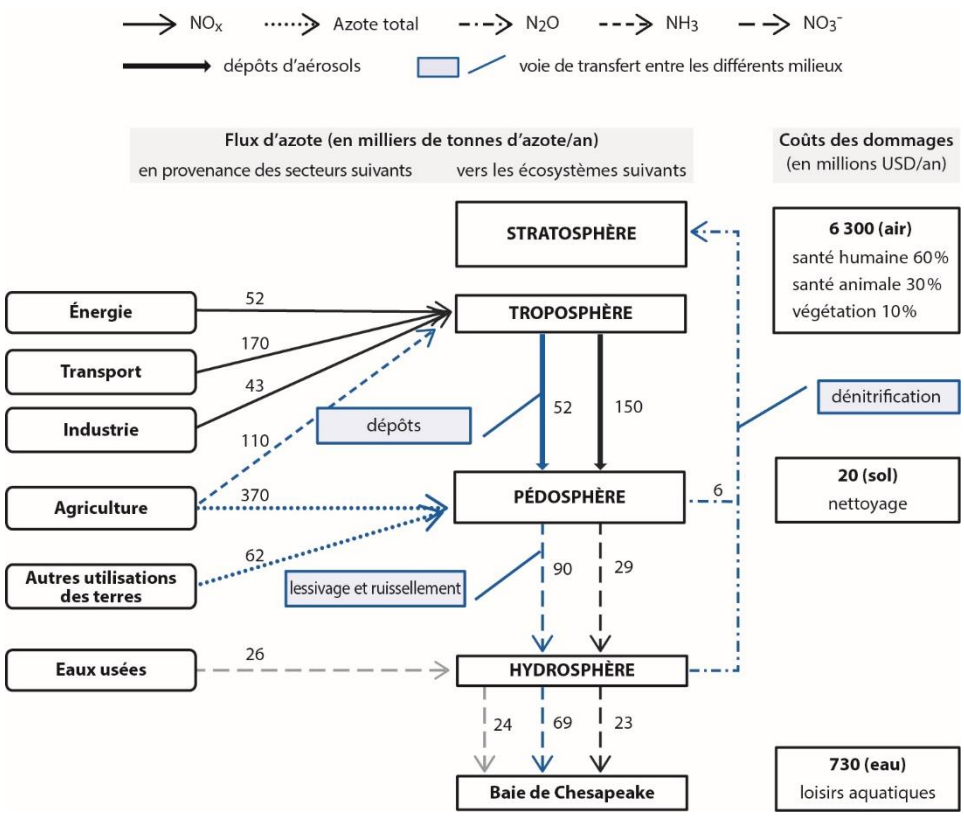
Troisième exemple de modèle, NTRADER, élaboré en Nouvelle-Zélande, a pour objectif de modéliser le transport de l'azote depuis les terres agricoles jusqu'aux lacs en tenant compte des temps de latence des eaux souterraines. Ce modèle intègre les résultats de plusieurs modèles, aussi bien à l'échelle de l'exploitation (modèle de lessivage et d'atténuation consacré à l'azote, modèle économique) qu'à l'échelle d'un bassin hydrographique (modèle de transport de l'azote). Il modélise à la fois la production et le transport d'azote et les aspects économiques des systèmes de plafonnement et d'échange d'émissions. NTRADER s'est révélé utile pour gérer le risque de pollution azotée des eaux lacustres de Nouvelle-Zélande imputable aux pâtures (Cox et al., 2013).

La deuxième étude de cas du chapitre 3 analyse le mode de gestion de la pollution par l'azote dans le lac Rotorua (Nouvelle-Zélande). Elle examine aussi les divers modèles utilisés dans le cadre du programme de la baie de Chesapeake, comme le

CMAQ (système communautaire de modélisation multi-échelle de la qualité de l'air qui mesure les dépôts atmosphériques), un modèle de migration dans le bassin hydrographique et, pour le transport des sédiments, le WQSTM, qui modélise la qualité de l'eau et le transport solide.

La dernière étape de l'AVTI consiste à estimer les avantages secondaires (dommages évités) procurés par une réduction des émissions d'azote dans les différentes zones d'émission (autrement dit en tenant compte des voies de transfert de l'azote vers la zone à risque). En effet, pour évaluer les avantages procurés par une réduction d'une tonne des rejets d'azote, il est nécessaire de tenir compte des dommages évités dans l'ensemble des écosystèmes touchés par la cascade de cette tonne de rejets (Moomaw et Birch, 2005). Le Graphique 2.4 illustre cette « cascade économique » dans le bassin hydrographique de la baie de Chesapeake.

Graphique 2.4. Flux d'azote et coûts des dommages en cascade dans le bassin hydrographique de la baie de Chesapeake

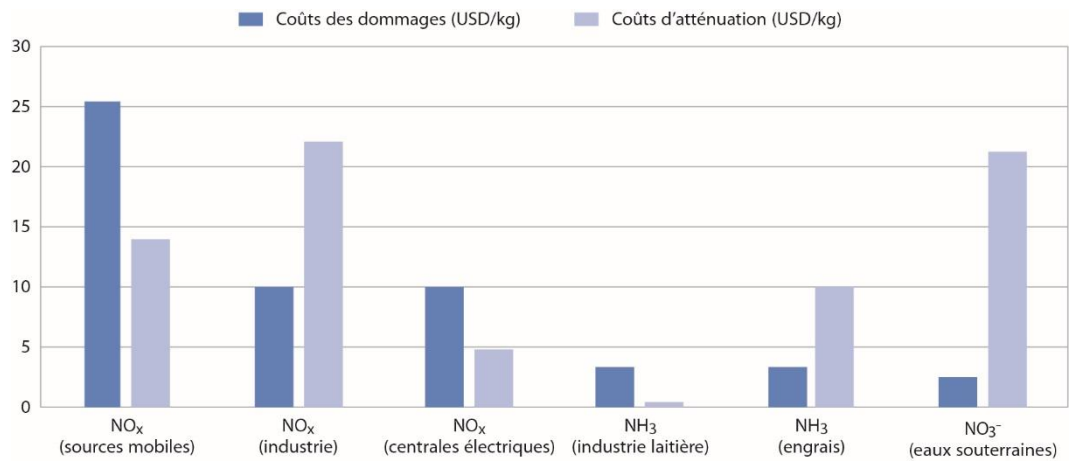


Note : La couleur des flèches indique l'origine des flux d'azote : noir pour l'air, bleu pour les sols et gris pour les eaux usées. Les données ne servent qu'à des fins d'illustration. Selon des estimations récentes, l'agriculture est responsable de 42 % de la masse d'azote rejetée dans le bassin hydrographique de la baie de Chesapeake, suivie par les rejets imputables aux eaux usées (34 %), et les dépôts atmosphériques dus à la combustion d'énergies fossiles (24 %). Ces estimations reposent sur le suivi des émissions imputables (i) à l'agriculture, (ii) au ruissellement urbain, aux eaux usées et surverses de réseau unitaire, et (iii) aux dépôts atmosphériques dans les forêts et les eaux côtières et autres (www.chesapeakebay.net/indicators/indicator/reducing_nitrogen_pollution, consulté le 20 mars 2016).
Source : D'après Birch et al. (2011).

Comme on peut le constater au Graphique 2.4, à l'échelle du bassin hydrographique, les coûts des dommages dus aux émissions atmosphériques sont bien supérieurs à ceux engendrés par la totalité des émissions imputables aux sols et à l'eau (bien que les flux d'azote soient inférieurs). Ce constat tient aux avantages qu'une réduction de la pollution atmosphérique procure en termes de santé humaine. En outre, les coûts sont d'autant plus élevés qu'une part de l'azote atmosphérique se retrouve dans les sols et l'eau. Ainsi, la réduction des dommages dus à l'azote dans la baie de Chesapeake (y compris ses incidences sur les eaux douces et le milieu estuarien) pourrait être mieux servie par un encadrement plus strict de la pollution atmosphérique plutôt que de la pollution de l'eau. De fait, d'importants moyens ont été déployés pour mettre en place une gestion coordonnée de l'air et de l'eau dans cette région (Linker et al., 2013).

Sachant que les avantages estimés pour la santé d'une meilleure qualité de l'air surpassent de loin les bienfaits sanitaires et environnementaux estimés d'une meilleure qualité de l'eau, la réduction des émissions de NO_x et de NH_3 sera très souvent plus efficace que la baisse des émissions d'autres formes d'azote. Ce point a été démontré récemment, pour les NO_x, dans une étude des flux d'azote dans la vallée du San Joaquin, en Californie (Graphique 2.5). Cette étude ne tient toutefois pas compte du rôle du NH_3 dans la formation des particules secondaires ($PM_{2.5}$), dont l'impact sur la santé humaine est important.

Graphique 2.5. Coût des dommages et coût de réduction de différentes formes et sources d'azote dans la vallée du San Joaquin, en Californie



Source : Horowitz et al., 2016.

Afin d'évaluer les dommages évités dans les zones d'émission, il est possible de tenir compte du consentement à payer pour améliorer la santé, ainsi que du coût social du carbone. C'est ce qu'ont fait Keeler et al., 2016 pour estimer les coûts sociaux qu'entraîne l'apport de 1 kg d'engrais dans le Minnesota (Encadré 2.1). Les hypothèses de départ importantes dans le cadre de cette évaluation sont les valeurs d'une vie statistique retenues (pour les décès prématurés dus à la formation de particules fines ($PM_{2.5}$), par exemple) et le coût social du carbone (pour les dommages liés au climat). Il faut aussi tenir compte du consentement à payer d'un point de vue rétrospectif (et non seulement préventif) car il sera probablement plus

élevé chez les personnes ayant consommé de l'eau contaminée ou respiré un air pollué à leur insu.

On peut supposer que chaque écosystème réagit différemment à la variation de la charge en azote selon sa nature et les conditions locales, et que le temps de latence entre l'émission et son impact est propre à chacun d'entre eux. On peut se demander s'il convient d'appliquer un coefficient d'actualisation pour tenir compte de ces temps de latence, puisqu'ils peuvent considérablement influer sur les coûts des dommages dans l'AVTI (voir notamment OCDE, 2018). Les avantages exprimés en termes monétaires pourraient être bien inférieurs selon le délai d'inertie et le coefficient d'actualisation retenu. À l'inverse, si l'on part du principe qu'il n'y a pas de temps de latence, les avantages procurés par la réduction de l'azote seront généralement surestimés, parfois de manière considérable (et dans une mesure critique au regard de l'analyse coûts-avantages). Par exemple, Cox et al., 2013, estiment que, selon la distance entre la source d'émission et le lac, il faut entre 0 et 127 ans à l'azote rejeté dans le bassin hydrographique du lac Rotorua pour atteindre le lac lui-même à travers les eaux souterraines (voir la deuxième étude de cas du chapitre 3).

Encadré 2.1. Les coûts sociaux d'un kilogramme d'engrais azoté

Une étude récente a permis de démontrer que le coût social de l'utilisation d'un kilogramme d'engrais azoté au Minnesota varie entre moins d'un dixième de cent et plus de 10 USD en fonction de l'emplacement, de la forme d'azote et des « critères observés » – autrement dit selon que l'on mesure les émissions de GES (N_2O), la pollution de l'air (les $PM_{2.5}$ et indirectement leurs précurseurs NO_x et NH_3), ou la contamination des eaux souterraines (NO_3^-) (Keeler et al., 2016).

En reprenant Keeler et al., 2016, il est possible d'estimer le coût social de la contamination des eaux souterraines par le NO_3^- provoquée par les engrais azotés. Ce coût est obtenu en multipliant le nombre de puits contaminés connus ou escomptés par le nombre d'individus utilisant ces puits et par le coût moyen de la contamination des puits par ménage. Cette dernière valeur est estimée à partir d'une enquête auprès des propriétaires de puits affichant des teneurs excessives en azote ; elle comprend le coût de construction d'un nouveau puits, l'achat d'eau conditionnée ou l'investissement dans un système d'élimination du NO_3^-. Les auteurs ont cartographié les risques de contamination au NO_3^- dans chaque comté du Minnesota en agrégeant, pour chacun, les données de trois facteurs de risque : expansion agricole (probabilité), caractéristiques des sols (vulnérabilité) et population utilisant les eaux souterraines (exposition).

Keeler et al., 2016, ont aussi évalué le coût social associé aux émissions de NH_3 et de NO_x imputables aux engrais azotés en s'appuyant sur leur contribution à la mortalité prématurée due à la formation de particules $PM_{2.5}$. Le coût est calculé en multipliant le nombre de décès dus aux $PM_{2.5}$ sous le vent des émissions de NH_3 et de NO_x par le coût moyen d'un décès prématuré. Un modèle de l'impact des émissions de $PM_{2.5}$ sur la santé baptisé InMAP (*Intervention Model for Air Pollution*) permet de calculer le premier facteur, tandis que le second correspond au consentement à payer observé aux États-Unis pour une réduction du risque de mortalité. Le modèle InMAP simule le transport, la transformation et l'élimination des émissions, puis calcule la mortalité en fonction de la concentration en $PM_{2.5}$ obtenue, d'informations épidémiologiques et des statistiques issues des recensements. Les émissions de NH_3 et de NO_x sont obtenues en appliquant un facteur d'émission (0.08 pour le NH_3 et 0.005 pour le NO_x) à l'apport en azote déclaré par les agriculteurs dans chaque comté. Les auteurs ont cartographié les risques liés aux émissions de NH_3 et de NO_x en modélisant les dommages engendrés sous leur vent, même au-delà des frontières du Minnesota, puis en imputant ces dommages au comté d'origine des émissions de NH_3 et de NO_x.

Pour finir, Keeler et al., 2016, ont évalué le coût social des émissions de N_2O dues aux engrais azotés en s'appuyant sur les dommages liés au climat. Ce coût a été calculé en convertissant les émissions de N_2O en équivalent CO_2 et en les multipliant par une estimation du coût social du carbone. Cela revient à multiplier le coût social du carbone (CO_2) estimé par 395 (la différence de forçage radiatif à long terme entre le CO_2 et le N_2O). Les

émissions de N_2O ont été obtenues en multipliant par 0.01 les apports agricoles en azote dans chaque comté. Pour toutes les formes d'azote (NO_3^-, NH_3, NO_x et N_2O), le coût social par unité d'azote a été calculé en divisant son coût social total par l'apport en azote agricole dans chaque comté.

Au-delà de l'AVTI, il est important de déterminer si la pollution azotée à combattre est le fait d'un ou de plusieurs polluants afin de gérer le risque de pollution efficacement et à moindre coût. Bon nombre des impacts liés à l'azote appartiennent à la seconde catégorie et la gestion des polluants non azotés peut être prioritaire dans certains cas. Il est par exemple possible que, pour lutter contre la prolifération des algues, les pouvoirs publics doivent agir en première intention sur les concentrations en phosphore (P) dans les lacs d'eau douce, où le facteur limitant est généralement le phosphore. Dans ces milieux, il est plus efficace de commencer par agir sur le facteur limitant de la croissance algale (l'apport en phosphore) plutôt que de chercher à réduire les rejets excessifs d'azote. Le phénomène est inverse dans les systèmes côtiers, où c'est l'azote et non le phosphore qui est en général le facteur limitant. Ces zones se caractérisent en effet par une importante dénitrification qui conduit souvent à un excédent de phosphore. Il peut parfois être nécessaire d'agir sur les deux nutriments. C'est le cas dans les lacs d'eau douce, par exemple, lorsque la diminution des apports en azote améliore la composition des communautés phytoplanctoniques en réduisant les populations de cyanobactéries nocives. À l'inverse, diminuer les apports azotés dans les lacs d'eau douce n'est pas une démarche efficace lorsqu'elle entraîne une prolifération des organismes fixateurs d'azote (tels que les cyanobactéries). La décision d'agir sur l'un des nutriments ou sur les deux à la fois doit donc être prise au cas par cas.

En se concentrant exclusivement sur la pollution par l'azote, les autorités risquent d'émettre des recommandations d'action inadaptées. L'AVTI est spécifique à chaque polluant. Elle n'a pas pour but d'établir un ordre de priorité entre les mesures relatives à l'azote et celles ciblant d'aux autres polluants ou précurseurs. Cet ordre doit idéalement être établi après évaluation des voies de transfert des autres polluants ou précurseurs. En revanche, l'AVTI aide à classer les politiques environnementales, par exemple la politique relative à l'eau ou à l'air dans la lutte contre la pollution azotée dans les eaux côtières (voir la section 3.2.1 du chapitre 3).

2.1.3 Critère de faisabilité de la démarche fondée sur le risque

Au-delà du critère d'efficience économique, il est naturellement essentiel que l'AVTI ne pose pas de problème de « faisabilité » pour que la démarche fondée sur le risque puisse être mise en œuvre et fonctionner correctement (voir le chapitre 5 pour une analyse détaillée du critère de faisabilité). C'est tout particulièrement vrai en ce qui concerne l'acceptabilité publique, entre autres le fait que les parties prenantes s'accordent à délimiter les zones à risque et les zones d'émission. Aux États-Unis, par exemple, la logique aurait voulu que le risque de contamination des eaux souterraines du bassin de la Willamette par le NO_3^- soit géré à l'échelle de l'ensemble de la vallée de la rivière Willamette (en tant qu'entité hydrogéologique) étant donné les échanges intenses entre la rivière et les eaux souterraines peu profondes. Dans la pratique, toutefois, seule la partie méridionale de la vallée a pu être classée comme zone à risque dans l'intérêt commun (zone utilisée par les

systèmes publics de prélèvement d'eau de consommation) (voir la seconde étude de cas au chapitre 3).

Des problèmes de faisabilité administrative peuvent aussi se poser. En effet, les voies de transfert de l'azote sont très loin de suivre les frontières administratives. Les pays sont par exemple peu nombreux à avoir mis en place un système de gestion administrative à l'échelle du bassin atmosphérique (c'est plus souvent le cas pour les bassins hydrographiques). Il peut donc être difficile de gérer les émissions dans des bassins d'air dont les frontières ont été déterminées à partir d'études scientifiques, comme l'illustre le cas de la taxe chilienne sur les émissions de CO_2, particules, NO_x et SO_2 évoqué plus haut. Cette taxe prend en considération la population de la municipalité abritant la source de l'émission et non l'ensemble de la population touchée par la pollution (autrement dit la population du bassin atmosphérique).

La pollution de l'air et de l'eau peut dépasser les frontières nationales. Dans ce cas, la gestion des émissions à l'échelle des bassins atmosphériques ou hydrographiques peut être complexe en l'absence de conventions ou d'accords internationaux régissant la pollution transfrontière, comme la Convention LTRAP, par exemple. L'AVTI peut se révéler être un outil de première importance pour faciliter l'adoption de nouvelles dispositions internationales de gestion de la pollution transfrontière liée à l'azote. En délimitant les zones d'émission et à risque, l'AVTI pourrait en effet permettre de mieux cerner les responsabilités et les risques de chaque partie.

Le critère de faisabilité de l'AVTI soulève également la question de son coût. Pour préparer une AVTI, il est parfois nécessaire d'effectuer des analyses complexes et d'établir une collaboration entre de nombreux acteurs et administrations publiques, ce qui peut se révéler extrêmement coûteux. De manière générale, le degré d'approfondissement de l'AVTI doit être en rapport avec le risque de pollution azotée attendu. Devant le spectre de lourdes conséquences, une AVTI précise et détaillée est nécessaire. Lorsque le risque est faible, en revanche, il est possible de s'en remettre à une AVTI élémentaire.

2.1.4 Le cas de l'hémioxyde d'azote (N_2O)

L'AVTI ne peut être utilisée dans le cas du N_2O. Comme nous l'avons vu, pour un risque donné (une zone de risque), l'AVTI met en lumière les sources d'émission contre lesquelles lutter en priorité parmi une panoplie de sources situées dans les zones d'émission. Dans le cas du N_2O, la zone de risque (qu'il s'agisse du risque d'effet de serre ou du risque d'appauvrissement de la couche d'ozone) est planétaire[13] et, quand bien même ce serait possible, il ne serait d'aucune utilité à une analyse coût-efficacité (ou une analyse coûts-avantages) de déterminer les zones d'émission. En effet, plus le nombre de sources à comparer est élevé, plus on a de chances de trouver celle dont une réduction des émissions aura le meilleur rapport coût-efficacité. En d'autres termes, l'idéal serait de recenser le plus grand nombre de sources de N_2O possible sur l'ensemble du territoire de façon à les surveiller et à comparer les coûts de réduction de leurs émissions ainsi que, si faire se peut, les éventuels avantages secondaires. Il faut pour cela impérativement raisonner à l'échelle mondiale.

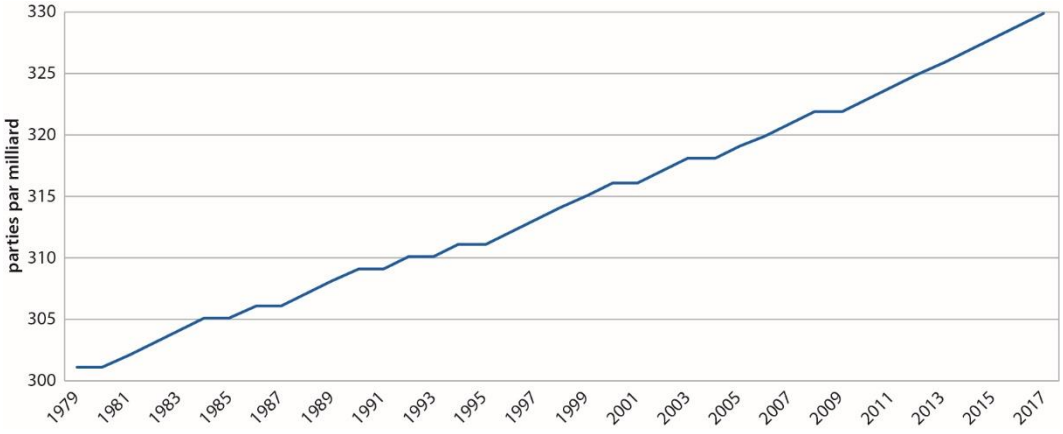
L'objectif d'une telle démarche d'envergure planétaire ne vise que les sources de N_2O, à l'inverse de la démarche de précaution décrite à la section 2.2, laquelle

couvre toutes les formes d'azote. Comme nous l'avons vu (chapitre 1), l'agriculture est responsable de la majeure partie (les 2/3 environ) des émissions de N_2O d'origine anthropique et l'on dispose de données sur les émissions de ce gaz ventilées par source (voir FAOSTAT, par exemple). Cependant, étant donné la complexité des systèmes biologiques et de gestion des exploitations agricoles, la précision des données d'émissions de N_2O est limitée (PCE, 2016). Par exemple, des études en cours en Nouvelle-Zélande visent à améliorer un outil de modélisation[14] pour permettre de mesurer plus précisément les émissions de chaque exploitation agricole et donc de mieux estimer les incidences des différentes pratiques de gestion des exploitations en matière d'émissions de N_2O (ibid.).

Il est donc indispensable de mieux appréhender les voies de transfert de l'azote dans le sol afin de mieux cerner les sources de N_2O et les quantités d'émissions dont elles sont responsables[15]. Il faut pour cela estimer la part des réactions de dénitrification incomplètes (autrement dit les rapports N_2O/diazote) (voir section 1.4.5). Il est difficile d'obtenir des données précises sur les émissions de N_2O, en partie à cause de la complexité des systèmes biologiques en jeu. Le processus de dénitrification fait intervenir plus de 150 espèces connues de bactéries (voir annexe A). Il est reconnu que les sols sont la principale source de N_2O. Cependant, les chercheurs n'ont pas encore pleinement cerné les mécanismes sous-jacents complexes de production et de consommation microbiennes (Butterbach-Bahl et al., 2013)[16]. Les processus de formation du N_2O dans les océans ne sont pas moins complexes. Une étude récente a par exemple révélé que de grandes quantités de N_2O sont produites dans les régions de l'océan Atlantique peu oxygénées[17] (Grundle et al., 2017).

Adopter une démarche à l'échelle mondiale n'implique pas nécessairement que les pays doivent se fixer un objectif de réduction des émissions de N_2O. La politique d'atténuation du changement climatique ne fixe pas d'objectif de réduction pour chaque GES pris individuellement. Le N_2O est au contraire intégré dans un panier de GES dans la Convention-Cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) et chaque pays peut établir des priorités dans la réduction des émissions de ces GES dans ses contributions déterminées au niveau national. Pour atteindre les objectifs de hausse des températures de l'Accord de Paris, les émissions nettes de GES à longue durée de vie devront être nulles (ou négatives) dans la deuxième moitié du siècle (voir par exemple Rogelj et al., 2015). On ignore encore précisément ce que cela implique en matière d'atténuation des émissions de N_2O, un domaine dans lequel, comme pour d'autres GES, le potentiel de séquestration artificielle et naturelle du carbone sera aussi déterminant. En attendant, les concentrations de N_2O dans l'atmosphère continuent de s'accroître (Graphique 2.6).

Graphique 2.6. Concentrations atmosphériques moyennes mondiales d'hémioxyde d'azote (N_2O)



Source : Indice annuel d'accumulation des GES de l'Administration océanique et atmosphérique américaine (NOOA), Printemps 2018, https://www.esrl.noaa.gov/gmd/aggi/aggi.html, consulté le 9 juillet 2018.

2.2 La démarche « de précaution »

La quantité croissante d'azote sur Terre a accéléré le cycle de l'azote dans l'environnement. Autrement dit, les ajouts mais aussi les pertes d'azote dans l'environnement sont de plus en plus rapides (Müller et Clough, 2014). Les incertitudes que soulève cette accélération et leurs incidences sur les voies de cascade de l'azote conduisent à envisager le principe de précaution.

Aucune définition du principe de précaution n'a été définitivement arrêtée mais l'on s'accorde assez généralement sur ce qu'il recouvre, du moins parmi ses défenseurs (voir notamment Saunders, 2010). Lorsqu'une activité est susceptible de menacer la santé humaine ou l'environnement, il convient de prendre des mesures de précaution, quand bien même certaines relations de cause à effet ne seraient pas démontrées avec toute la rigueur scientifique possible. En d'autres termes, ce principe doit s'appliquer dans des circonstances où (a) les éléments scientifiques donnent à penser que l'environnement ou la santé seraient menacés, mais (b) ces éléments, bien que valables, ne seraient pas irréfutables. Selon la Commission européenne, le principe de précaution s'applique dans « les cas où [...] une évaluation scientifique préliminaire montre qu'on peut raisonnablement craindre [...] des dangers potentiels » (CE, 2000). Dans les cas d'application du principe de précaution, les éléments scientifiques sont (d'une certaine façon) jugés insuffisants pour réaliser une AVTI. Ce qui est incontournable, en revanche, c'est que la science délivre des indices sérieux évoquant une menace. Dans le cas contraire, l'application de ce principe ne se justifie d'aucune manière[18].

Selon Battye et al., 2017, l'augmentation rapide de la production d'azote d'origine humaine, qui a presque quintuplé au cours des cinquante dernières années, « a levé toute incertitude quant à l'importance de l'azote d'origine anthropique sur le cycle de l'azote dans son ensemble ». Battye et al., 2017, se demandent si la dénitrification peut suivre le rythme de cette augmentation, ce qui semble être le cas jusqu'à présent. Par exemple, si les habitats des bactéries dénitrifiantes tels que les marais et les zones humides venaient à se réduire, cette perte pourrait gravement

déséquilibrer le cycle de l'azote. Une modification du processus de dénitrification pourrait provoquer une réaction en chaîne au sein des voies de transfert de l'azote, entraînant des conséquences imprévisibles mais potentiellement désastreuses sur la santé et l'environnement. Dans le cas contraire, si la dénitrification peut répondre à l'augmentation des besoins, les conséquences environnementales sont prévisibles et relèvent de la gestion des risques (le risque d'aggraver l'effet de serre et d'appauvrir la couche d'ozone, par exemple).

Le second critère à prendre en compte dans la décision d'appliquer le principe de précaution tient au fait que la charge de la preuve revient aux partisans d'une action, et non à la collectivité. C'est à la communauté scientifique de donner des indices raisonnables montrant que l'accélération du cycle de l'azote entraînera des effets néfastes qui ne sont pas déjà pris en considération par la politique environnementale et qui ne sauraient l'être car ils sont liés non pas à un mais à tous les milieux environnementaux. En d'autres termes, il est nécessaire de démontrer qu'il existe un effet systémique lié à la cascade de l'azote.

Le troisième facteur à considérer est que le principe de précaution, et donc la gestion de l'incertitude, doit s'inscrire dans le cadre général de gestion des risques (Encadré 2.2). Selon la Commission européenne, le principe de précaution « fait partie intégrante d'une approche structurée de l'analyse du risque et est également approprié pour la gestion du risque » (CE, 2000). Ainsi, un principe de précaution mal pensé peut « amener à s'efforcer de maîtriser des risques accessoires mal connus en employant des ressources qui pourraient être consacrées plus efficacement à réduire des risques à grande échelle bien connus » (Majone, 2010).

Encadré 2.2. Distinguo entre risque et incertitude

On retient souvent la distinction entre risque et incertitude établie par Knight (1921), qui observe que le risque est une incertitude qui se prête à une mesure fiable. Ainsi, le risque décrit la probabilité et la conséquence d'un événement incertain dont la probabilité de survenance peut être estimée de façon fiable. L'incertitude décrit les situations dans lesquelles la probabilité de survenance d'un événement est inconnue et ne saurait parfois être connue. L'image du spectre peut aider à comprendre la différence entre risque et incertitude : l'incertitude correspond à la mesure dans laquelle une valeur ou une relation est inconnue.

Dans la définition de Holdgate, 1979, les polluants sont des substances causant des dégradations dans des récepteurs environnementaux (voir notamment IEEP, 2014). Un polluant peut être émis par une « source » dans l'environnement, se répandre suivant une « voie de transfert » jusqu'à un récepteur sur lequel il a un « impact ». De cette définition, on déduit que, si le polluant n'atteint aucun récepteur en quantités nuisibles – car il est devenu inoffensif au fil de la cascade en s'étant transformé en une autre substance ou sous une forme ne pouvant dégrader le récepteur, ou parce qu'il est devenu inoffensif tant il a été dilué – il n'y a pas de pollution. Ainsi, puisque l'émission d'un polluant potentiel dans l'environnement n'est pas nécessairement une pollution en soi, la gestion de l'incertitude ne passe pas obligatoirement par la réduction des émissions depuis toutes les sources. Elle

doit être cohérente avec la gestion des risques. Le principe de précaution doit donc être étroitement lié à la démarche fondée sur les risques dans le cadre d'une double approche de la gestion des impacts des activités humaines sur le cycle de l'azote. Il doit venir en complément de la démarche fondée sur les risques et non s'y substituer. Il doit avoir pour objectif de limiter la charge totale d'azote qui pénètre dans le système et, en cas de besoin, de proposer des mesures complémentaires aux mesures de gestion des risques et cohérentes avec ces dernières.

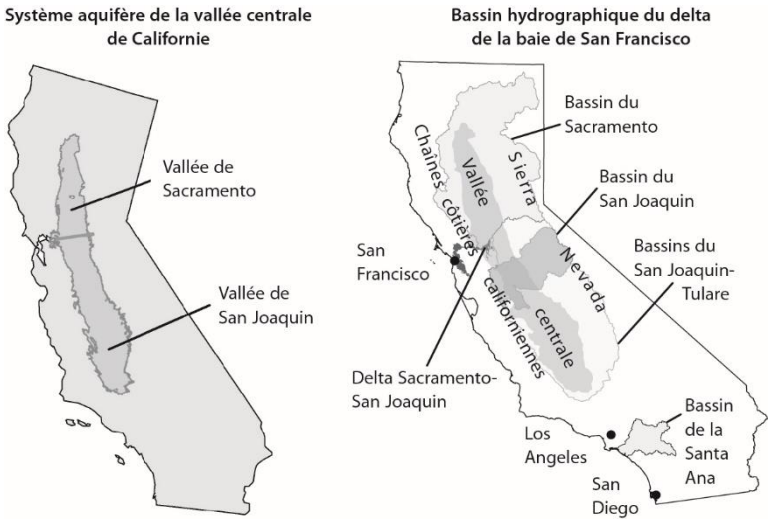
Se pose dès lors la question du rapport coût-efficacité, le quatrième critère à prendre en compte dans l'application du principe de précaution. Ce critère était déjà inscrit dans le principe 15 de la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement, aux termes duquel « En cas de risque de dommages graves ou irréversibles, l'absence de certitude scientifique absolue ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir la dégradation de l'environnement. » (AGNU, 1992). La gestion des incertitudes qui planent sur la cascade de l'azote dans un pays donné doit englober tous les pans de l'économie. Contrairement aux politiques environnementales qui ciblent les sources en fonction des impacts, la démarche de précaution accorde une latitude dans le choix des sources d'azote à cibler (entre l'agriculture, le transport, l'énergie, l'industrie et l'assainissement, par exemple). Si cette latitude peut se traduire par un meilleur rapport coût-efficacité, elle ne renforce pas l'efficacité environnementale.

La communauté scientifique appelle de ses vœux à réduire les émissions d'azote et à améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote (voir par exemple le concept de limites planétaires ci-dessous). Aux États-Unis, le Conseil scientifique consultatif de l'Agence pour la protection de l'environnement a estimé qu'environ 7 millions de tonnes d'émissions d'azote pourraient être évitées chaque année (près de 25 % des émissions actuelles du pays) en diffusant les technologies connues dans les domaines de l'agriculture de précision, des engrais, de la lutte contre les NO_x, de la création de zones humides et du traitement des eaux usées (USEPA-SAB, 2011). Jörß et al., 2014, et Döhler et al., 2011, considèrent que des diminutions importantes sont possibles en Allemagne dans les secteurs de l'agriculture et de l'énergie ; d'après les estimations de SRU, 2015, les émissions actuelles d'azote pourraient être abaissées de 40 % à peu près, globalement, dans le secteur agricole allemand. Sutton et al., 2013, et Tomich et al., 2016, proposent d'améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote tout au long des chaînes d'approvisionnement énergétiques et alimentaires. Seitzinger et Phillips, 2017, se demandent si l'efficacité d'utilisation de l'azote ne pourrait pas constituer une sorte d'« outil heuristique », une variable indicatrice à même d'orienter l'élaboration de l'action publique. Cependant, il ne suffit pas de pointer du doigt les possibilités de réduction du recours à l'azote ou de gains d'efficience dans son utilisation. L'action publique doit être conçue de telle sorte que ces réductions ou ces gains d'efficience soient obtenus de façon efficace par rapport au coût, autrement dit en tenant compte non seulement des coûts mais aussi des impacts environnementaux.

Par exemple, la réduction des émissions d'azote dans le bassin versant du fleuve San Joaquin peut permettre de réduire les émissions totales d'azote de l'État de Californie de manière efficace et économique étant donné le rôle important que joue cette « région d'intérêt à forte concentration d'azote » dans les émissions d'azote californiennes[19]. Cependant, cette stratégie n'est en aucun cas la plus efficace pour améliorer la qualité des eaux souterraines du système aquifère de

la vallée centrale de Californie et des eaux côtières de la baie de San Francisco (Graphique 2.7), sans parler de la qualité de l'air dans la ville de Los Angeles. Ces risques doivent être abordés à des échelles géographiques différentes à l'aide de mesures spécifiques à chaque type de risque et non par des moyens d'action indifférenciés dont le seul objectif est de réduire la charge azotée totale en Californie. En d'autres termes, la gestion des risques et les mesures de précaution ne sont pas incompatibles mais doivent être complémentaires.

Graphique 2.7. Systèmes aquatiques menacés de pollution azotée dans le centre de la Californie



Carte de gauche. L'intense demande d'eau dans la vallée centrale de Californie et l'augmentation des concentrations de nitrate (NO_3^-) qu'elle entraîne dans les eaux souterraines menacent la viabilité de ces ressources en eau (Ransom et al., 2017). La vallée centrale de Californie, qui englobe la vallée du Sacramento et la vallée du San Joaquin, doit être prise en compte dans toute évaluation du risque de contamination des eaux souterraine dans la région.
Carte de droite. Le bassin hydrologique du delta de la baie de San Francisco comporte plusieurs grands cours d'eau comme les fleuves Sacramento et San Joaquin et leurs affluents. À la confluence de ces deux grands fleuves, près de la ville de Sacramento, se forme un immense delta intérieur dans lequel les eaux fluviales se massent avant de s'écouler dans la baie de San Francisco. Les bassins hydrographiques des fleuves Sacramento et San Joaquin ainsi que le delta Sacramento-San Joaquin doivent être pris en compte dans toute évaluation du risque de pollution azotée des zones côtières vers lesquelles s'écoule le bassin hydrographique du delta de la baie de San Francisco, comme la baie de San Francisco, la baie de San Pablo, la baie de Suisun et le détroit du Golden Gate.
Source : Ransom et al., 2017 (carte de gauche), Kratzer et al., 2011 (carte de droite).

En cinquième lieu, il est nécessaire d'analyser soigneusement ce qu'implique le recours au principe de précaution sur les plans économique et de l'action publique. L'application de ce principe dans le cas du cycle de l'azote peut influencer les décisions touchant à la production (les exploitants peuvent par exemple opter pour des cultures nécessitant un faible apport en azote)[20] et les échanges (par exemple du fait de restrictions d'importation de produits alimentaires ayant bénéficié d'importants apports en azote). Appliquer le principe de précaution au cycle de l'azote peut favoriser l'élaboration de nouvelles technologies, dont la diffusion est elle-même remise en question par le même principe, à l'image des biotechnologies (organismes génétiquement modifiés). À titre d'exemple, cela pourrait promouvoir les efforts de recherche en génie génétique destinés à mettre au point de nouvelles

cultures fixatrices d'azote[21] afin d'améliorer la productivité des cultures tout en réduisant les apports en engrais[22].

Faire face aux incertitudes de la cascade de l'azote en appliquant une démarche de précaution soulève enfin l'épineuse question de la limite à fixer, à savoir le bilan azote acceptable pour la société à l'échelle du pays, voire de la planète entière. Quelques études visant à nourrir la prise de décision ont évalué les « limites » ou « points de bascule » pour chaque forme d'azote, des valeurs au-delà desquelles l'impact de chaque forme dépasserait le « seuil critique » (Encadré 2.3). Comme le précisent ces études, ces estimations ne doivent pas conduire à fixer des objectifs de réduction des émissions mondiales ; de fait, les effets de l'azote sur l'air, l'eau, la biodiversité et les sols sont variables dans l'espace (et au fil du temps) et, s'agissant du N_2O, il est possible d'atténuer le réchauffement climatique en luttant contre d'autres gaz à effet de serre (GES). Le concept de limite plaide encore moins pour la fixation d'un seuil unique pour tous les composés d'azote. De fait, il est impossible d'attribuer une valeur unique aux dommages causés par l'azote, ni même de déterminer un coefficient fixe d'équivalence entre les émissions de différentes formes d'azote, tant les effets de l'azote sont multiples et varient selon le site et la forme d'azote considérée[23].

Encadré 2.3. Estimation des limites pour différentes formes d'azote

Le concept de limites planétaires

Le concept de limites environnementales à l'échelle de la planète, ou « points de bascule », a été récemment élaboré afin de répondre aux multiples pressions subies par le système terrestre du fait de l'accélération des activités humaines (Rockström et al., 2009)[24]. Le paradigme des limites planétaires permet de calculer des niveaux acceptables de perturbations anthropiques, sous lesquels le risque de déstabilisation des mécanismes terrestres resterait probablement faible : un « espace de fonctionnement sûr » pour le développement de la société dans le monde. Une fois les limites franchies, le système terrestre est en danger et l'humanité avec lui. Ainsi, ce paradigme constitue une analyse fondée sur des preuves scientifiques du risque de déstabilisation du système terrestre au niveau de la planète.

Rockström et al., 2009, ont proposé neuf limites planétaires, à savoir le changement climatique, la perte de biodiversité, l'accentuation des cycles de l'azote et du phosphore, l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique, l'acidification des océans, l'utilisation de l'eau douce mondiale, la réaffectation des sols, la pollution chimique et la charge atmosphérique en aérosols. On estime que trois de ces limites ont déjà atteint leur point de bascule : le changement climatique, la perte de biodiversité et l'interférence des activités humaines sur le cycle de l'azote. Sur le front de l'azote, l'espace de fonctionnement sûr pour la fixation de l'azote anthropique repose sur une estimation approximative de 35 millions de tonnes d'azote par an, soit 17 % de sa valeur actuelle estimée par Fowler et al., 2013 (voir le Tableau 1.1 au chapitre 1). De l'aveu de Rockström et al., 2009, cette estimation est approximative et il sera nécessaire de la mettre à jour.

Première critique

Le concept des limites planétaires a soulevé des objections, car les limites établies étaient jugées trop basses pour permettre de nourrir la population mondiale actuelle (Nordhaus et al., 2012). L'objectif des limites planétaires étant d'arriver à un « espace de fonctionnement sûr » pour le développement humain, les besoins humains en azote doivent être pris en compte au même titre que les impacts environnementaux.

En réponse à ces premières remarques, de Vries et al., 2013, ont estimé les besoins en azote de la production alimentaire mondiale à environ 52-80 millions de tonnes par an et ont jugé les pertes dans l'environnement «acceptables» (autrement dit inférieures aux seuils sanitaires et environnementaux critiques) entre 20 et 133 millions de tonnes par an[25] (Tableau 2.2). Bien que ces chiffres soient deux à six fois supérieurs aux estimations précédentes (72 à 213 millions de tonnes d'azote par an, contre 35), cette nouvelle estimation des limites planétaires reste inférieure ou comparable à la quantité actuelle de fixation d'azote anthropique estimée à 210 millions de tonnes par an par Fowler et al., 2013. En d'autres termes, selon de Vries et al., 2013, même en admettant qu'il soit possible de distribuer l'azote (et le phosphore) de manière optimale sur toute la planète, il est probable que les limites planétaires applicables à l'azote soient inférieures au taux actuel de fixation.

Tableau 2.2. Limites planétaires pour la fixation de l'azote anthropique

Millions de tonnes d'azote par an

Indicateur	Seuil critique	Pertes en azote actuelles	Limites planétaires
Concentrations atmosphériques de NH_3[1]	1 µg par m³	24.9	89
	3 µg par m³	32.1	115
Forçage radiatif du N_2O[2]	1 W par m²	0.8	20
	2.6 W par m²	5.3	133
Concentrations de NO_3^- dans l'eau potable[3]	25 mg par litre	30.0	83
	50 mg par litre	36.9	111
Azote dans les eaux de surface[4]	1.0 mg N par litre	5.4	62
	2.5 mg N par litre	7.2	82
Phosphore dans l'eau[5]	6.2 millions de tonnes P par an	-	73
	11.2 millions de tonnes P par an	-	132
Besoins mondiaux en azote pour la production alimentaire[6]	Efficacité d'utilisation de l'azote actuelle (NUE)	-	80
	Hausse de 25 % de la NUE	-	52

1. Valeurs maximale et minimale pour les impacts sur les lichens et plantes supérieures, respectivement
2. Calculé d'après la part actuelle de N_2O rapportée à la somme du CO_2, du méthane (CH_4) et du N_2O, non corrigé des effets de l'azote sur la séquestration du CO_2
3. Valeur limite pour l'eau potable selon l'Organisation mondiale de la santé (OMS)
4. Seuils critiques d'eutrophisation des eaux de surface (azote inorganique dissous)
5. Seuils critiques en termes d'apport en engrais phosphatés (Carpenter et Bennett, 2011)
6. Pour une population de 9 milliards d'individus alimentés selon les niveaux recommandés, sans surconsommation ni malnutrition, en retenant l'hypothèse du niveau actuel d'efficacité d'utilisation de l'azote dans l'agriculture ou l'hypothèse d'une hausse de 25 % de cette efficacité.
Source : D'après de Vries et al. (2013) ; Steffen et al. (2015).

Deuxième critique

La deuxième critique, plus fondamentale, opposée au concept de limites planétaires, tient au fait que la variabilité spatiale ôte toute pertinence à un seuil planétaire (Lewis, 2012 ; Nordhaus et al., 2012). Pour commencer, de nombreux impacts se vérifient à une échelle régionale (perte de biodiversité terrestre due aux dépôts d'azote, par exemple, ou eutrophisation des eaux douces et marines due au ruissellement d'azote). Ensuite, l'apport en engrais azotés (et phosphatés) est très inégal entre les pays de l'OCDE et le reste du monde (Vitousek et al., 2009).

Certains scientifiques font valoir que cette variabilité spatiale des impacts et de la disponibilité de l'azote serait prise en compte en établissant des limites régionales, à l'image, disent-ils, de celles déterminées pour les charges critiques de dépôts d'azote. Selon de Vries et al., 2001 et Erisman et al., 2001, le fait de tracer des limites régionales n'exclut pas d'estimer des limites à plus grande échelle, comme l'ont fait les Pays-Bas ; un dépassement de ces « limites maximales » augurerait d'éventuels problèmes à l'échelle régionale, quelle que soit la distribution spatiale de l'azote.

Appréciation générale

Dans le cas du N_2O, une limite planétaire n'est guère utile à l'action publique ; au contraire, toute limite de forçage radiatif doit englober l'ensemble des GES car la réduction des émissions de N_2O peut être remplacée par une réduction des émissions de CO_2 ou de CH_4. Les limites planétaires font déjà partie intégrante de la gestion des risques liés à l'azote (comme les risques d'acidification et d'eutrophisation dans le cas des charges critiques de dépôt dans les écosystèmes terrestres). En attendant que la pertinence des limites planétaires ou régionales soit étudiée plus avant dans le cadre par exemple du projet de mise en place d'un système international de gestion de l'azote (projet INMS), la première étape de toute démarche de précaution pourrait être l'instauration d'un budget azote national (voir ci-dessous).

Il est trop tôt pour se pencher sur la question des limites ou des gains d'efficience qui seraient souhaitables dans l'utilisation de l'azote ou ses pertes. Les travaux en cours dans le cadre du projet INMS devraient éclairer ce débat d'ici 2021 (Encadré 2.4). Dans l'intervalle, et dans un premier temps, les pays pourraient mettre en place un bilan azote à l'échelle de l'économie tout entière et commencer à effectuer un suivi des tendances. Il faudrait pour cela évaluer la quantité totale d'azote introduite dans l'environnement, toutes sources confondues, et suivre ces sources pour faire état de la quantité d'azote rejetée chaque année, par source et au total, en tenant compte également de la dénitrification. Parallèlement, des moyens pourraient être déployés pour faire face à des impacts particuliers de l'azote en adoptant une démarche fondée sur les risques.

Encadré 2.4. Le système international de gestion de l'azote

Le Fonds pour l'environnement mondial (FEM) a annoncé qu'il consacrerait près de 6 millions USD à la mise en place du système international de gestion de l'azote (INMS) (grâce au projet « Towards INMS »). De portée mondiale, le projet Towards INMS doit se dérouler sur quatre années entre 2017 et 2021. Le PNUE est l'« organisme de réalisation » du FEM (l'usager), tandis que le Centre for Ecology and Hydrology (CEH) du Natural Environment Research Council britannique, est l'« organisme d'exécution » du FEM (le coordinateur du projet). Le PNUE contribue au projet Towards INMS en assurant le secrétariat du Partenariat mondial sur la gestion des nutriments (GPNM), créé en 2007 pour orienter le dialogue et les actions en faveur d'une gestion efficace des nutriments.

Le système international de gestion de l'azote livrera diverses analyses à l'appui de l'élaboration des politiques sur l'azote. Le projet Towards INMS s'articule autour de quatre composantes : (i) outils de compréhension et de gestion du cycle mondial de l'azote ; (ii) quantification des flux d'azote et des menaces et avantages liés à l'azote ; (iii) projets témoins régionaux ; et (iv) sensibilisation et partage des connaissances.

Sept projets témoins régionaux ont été mis au point pour illustrer les avantages qu'il y a à coordonner la gestion de l'azote à l'échelle régionale/des bassins hydrographiques :

- Europe de l'Ouest (côte atlantique, y compris la France, l'Espagne et le Portugal)
- Asie de l'Est (y compris la Chine et le Japon)
- Asie du Sud (y compris l'Inde, les Maldives et le Sri Lanka)
- Europe de l'Est (bassin hydrographique du Dniepr, y compris la Russie et l'Ukraine)
- Amérique latine (bassin hydrographique de La Plata, y compris le Brésil)
- Afrique de l'Est (bassin hydrographique du lac Victoria, y compris l'Ouganda)

Réaliser un suivi des flux d'azote (à l'aide par exemple d'un bilan azote national englobant tous les pans de l'économie) permettrait de disposer d'une variable d'alerte précoce indiquant si les mesures des pouvoirs publics améliorent la situation globale ou ne font que déplacer le problème d'un endroit à l'autre (Salomon et al., 2016). En d'autres termes, si l'azote rejeté dans l'environnement n'a pas été sensiblement réduit par les mesures en place, peut-être est-ce le signe que tous les impacts n'ont pas été correctement pris en charge (autrement dit que les mesures relatives à l'azote n'ont pas toutes été efficaces) ou que de nouveaux risques se font jour. Cet « indicateur phare » sensibiliserait également les responsables publics à la dimension systémique de la problématique de l'azote et améliorerait la cohérence des politiques (ibid.).

Certains pays effectuent un suivi complet de leurs flux d'azote, comme l'Allemagne, le Danemark, les États-Unis, les Pays-Bas et la Suisse. L'évaluation de l'azote à l'échelle européenne (Sutton et al., 2011) fournit des estimations relatives à l'UE-27 et l'évaluation de l'azote à l'échelle de la Californie estime, pour l'ensemble de l'État, un bilan azote englobant tous les pans de

l'économie (Tomich et al., 2016). En 2012, le Groupe de travail sur l'information environnementale de l'OCDE (GTIE) a commencé à examiner la méthode à employer afin de mesurer les flux d'azote en vue d'élaborer un indicateur d'azote à l'échelle des pays. Le GTIE a proposé un système de mesure à plusieurs niveaux et un format de compte rendu sur lesquels pourrait s'appuyer l'élaboration d'indicateurs d'azote destinés à rejoindre l'ensemble d'indicateurs environnementaux et de croissance verte de l'OCDE (OCDE, 2013 et 2014).

Notes

[1] Ce que Keeler et al., 2016 appellent les « critères observés ».

[2] Le présent rapport ne fournit par le détail des niveaux de risque acceptables définis dans les politiques environnementales.

[3] En décembre 2015, la Conférence des Parties (COP 21) à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) qui s'est tenue à Paris a fixé comme objectif à long terme de limiter la hausse des températures moyennes mondiales à bien moins de 2 °C par rapport à l'ère pré-industrielle.

[4] Estimé d'après les données sur le stock de carbone (C) contenues dans l'inventaire national des émissions et puits de GES. La variation des stocks d'azote a été évaluée en attribuant simplement un ratio de masse molaire C/N de 12 pour les sols et de 261 pour les arbres, et en convertissant adéquatement entre C et N.

[5] Les travaux étudiés par Battye et al., 2017 aboutissent à la même conclusion : la variation de la biomasse terrestre et des sédiments marins, qui représentent le principal puits d'azote après la dénitrification, ne capterait que 9 et 13 Tg d'azote par an respectivement, contre 400 Tg pour la dénitrification.

[6] Les voies de transfert biogéochimiques sont appelées « voies de transfert » dans le présent rapport.

[7] Selon la définition de l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis (USEPA), un bassin d'air est la zone géographique où sont situées des sources d'émissions responsables de 75 % des dépôts d'une forme d'azote donnée (par exemple, les NO_x) dans un bassin hydrographique, une ville ou un écosystème protégé précis.

[8] La pollution atmosphérique est considérée comme le principal défi environnemental du Chili, notamment la pollution aux particules fines ($PM_{2.5}$) dans la région métropolitaine de Santiago. Les deux tiers de ces particules fines sont des particules secondaires ayant entre autres pour précurseurs les NO_x.

[9] Les autres bienfaits ne sont pas pris en compte dans le calcul, ce qui explique pour l'essentiel que les mesures liées à la surface aient généralement le rapport coût-efficacité le moins élevé.

[10] Dans les apports nets d'azote imputables aux activités humaines, les entrées recouvrent les dépôts de NO_y (la somme de toutes les formes d'oxyde d'azote), l'utilisation d'engrais azotés, la fixation de l'azote dans les cultures et l'apport net d'azote résultant des importations et exportations des produits d'alimentation humaine et animale. Les sorties correspondent quant à elles à la migration dans les cours d'eau (Hong et al., 2013).

[11] La portion renvoyée vers l'atmosphère est largement supérieure à la portion absorbée par les plantes terrestres, d'après USEPA-SAB, 2011.

[12] Le modèle GWAVA repose sur deux modèles de régression non linéaire : un pour les eaux souterraines peu profondes (en général d'une profondeur inférieure à cinq mètres et pouvant être utilisées comme eau potable ou non) et un pour les ressources plus profondes d'eau utilisée pour la consommation.

[13] Quelle que soit la source émettrice de N_2O, ce gaz contribue au changement climatique et à l'appauvrissement de la couche d'ozone à l'échelle de la planète (voir chapitre 1).

[14] L'outil de modélisation, appelé Overseer, a été mis au point à l'origine pour la gestion des engrais azotés ; il peut aussi servir à estimer les émissions de N_2O en combinant les

facteurs d'émission de GES utilisés dans les inventaires nationaux avec les données des exploitants.

[15] Une meilleure compréhension des voies de transfert serait aussi nécessaire pour estimer la part des émissions de N_2O qui contribue à l'appauvrissement de la couche d'ozone.

[16] Les modèles biochimiques actuels considèrent par exemple que l'hydroxylamine inorganique est le seul intermédiaire formé lors de la conversion par les bactéries nitrifiantes de l'ammonium (NH_4^+) en nitrite (NO_2^-) dormant. Dans une nouvelle étude, des chimistes ont démontré que l'hydroxylamine est convertie en un autre intermédiaire, l'oxyde nitrique (NO), qui dans un sol normal agit comme un précurseur chimique du NO_2^-. Cependant, dans un sol déséquilibré, le NO est converti en N_2O (Caranto et Lancaster, 2017).

[17] La concentration en oxygène est extrêmement faible dans les tourbillons océaniques de l'Atlantique pouvant faire jusqu'à 100 km de diamètre.

[18] À ce jour, le principe de précaution a été appliqué de manière circonscrite et sélective. Il n'a été invoqué que dans deux cas, celui du changement climatique et celui des produits biotechnologiques, y compris pour le recours aux organismes génétiquement modifiés (OGM) dans le but de réduire l'emploi d'herbicides (Saunders, 2010).

[19] Le projet d'étude de l'azote en Californie a choisi d'étudier le bassin versant du fleuve San Joaquin « en raison de la coexistence d'une production agricole intensive et de vastes zones urbaines » ainsi que des « antécédents de pollution de l'eau et de l'air liée à des excédents d'azote », des caractéristiques qui font de ce bassin une « région d'intérêt à forte concentration d'azote » (Tomich et al., 2016). La pollution des eaux souterraines est dépeinte comme le principal problème de pollution azotée.

[20] Dans les régions tempérées, par exemple, la chicorée, le plantain, le trèfle violet et le trèfle blanc pourraient se substituer en tant que plante fourragère au ray-grass anglais, dont la croissance nécessite de grandes quantités d'azote (Gilliland et al., 2010).

[21] Soit au moyen d'une stratégie transgénique (autrement dit en transférant le gène de codage de la nitrogénase de la bactérie à la plante) ou en étendant la fixation symbiotique de l'azote aux plantes autres que les légumineuses (autrement dit en laissant à la bactérie le soin de fixer l'azote mais en faisant en sorte que cette fixation intervienne dans la plante plutôt que dans le sol).

[22] L'azote fixé par les légumineuses répond mieux aux besoins de la plante hôte que l'épandage d'engrais chimique, aussi précis soit-il.

[23] En raisonnant par analogie avec la possibilité de définir un prix du carbone reposant sur le potentiel de réchauffement climatique de divers GES, Socolow, 1999 et 2016, propose d'utiliser un prix unique de l'azote pour favoriser l'utilisation efficace de cette ressource.

[24] L'accélération de l'activité humaine est si marquante qu'il a été proposé de définir une nouvelle époque géologique, l'Anthropocène (Crutzen, 2002 ; Crutzen et Steffen, 2003).

[25] Steffen et al., 2015, ont estimé des limites planétaires pour le phosphore en s'appuyant sur les besoins en phosphore engendrés par la croissance des végétaux avec un ratio moyen N:P de 11.8 dans un végétal en croissance.

Références

AGNU (1992), « Rapport de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement », Assemblée générale des Nations Unies, Rio de Janeiro, 3-14 juin 1992, A/CONF.151/26 (vol. I), 12 août 1992.

Battye, W. et al. (2017), « Is Nitrogen the Next Carbon? », *Earth's Future*, vol. 5, n° 9.

Billen, G. et al. (2013), « The Nitrogen Cascade from Agricultural Soils to the Sea: Modelling Nitrogen Transfers at Regional Watershed and Global Scales », *Phil. Trans. R. Soc. B*, vol. 368, n° 1621, doi.org/10.1098/rstb.2013.0123.

Birch, M. et al. (2011), « Why Metrics Matter: Evaluating Policy Choices for Reactive Nitrogen in the Chesapeake Bay Watershed », *Environmental Science & Technology*, vol. 45, n° 1.

Butterbach-Bahl, K. et al. (2013), « Nitrous Oxide Emissions from Soils: How Well do we Understand the Processes and their Controls? », *Phil. Trans. R. Soc. B.*, vol. 368, n° 1621, doi.org/10.1098/rstb.2013.0122.

Caranto, J. et K. Lancaster (2017), « Nitric Oxide is an Obligate Bacterial Nitrification Intermediate Produced by Hydroxylamine Oxidoreductase », *Proc Natl Acad Sci USA*, vol. 114, n° 31, doi.org/10.1073/pnas.1704504114.

Commission européenne (2000), « La Commission adopte une communication sur le principe de précaution », Commission européenne, IP/00/96, http://europa.eu/rapid/press-release_IP-00-96_fr.htm.

Cox, T. et al. (2013), « An Integrated Model for Simulating Nitrogen Trading in an Agricultural Catchment with Complex Hydrogeology », *Journal of Environmental Management*, vol. 127, doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.022.

Crutzen, P. (2002), « Geology of Mankind », *Nature*, vol. 415.

Crutzen, P. et W. Steffen (2003), « How Long Have We Been in the Anthropocene Era? », *Climatic Change*, vol. 61, n° 3.

de Vries, W. et al. (2001), « Assessment of Nitrogen Ceilings for Dutch Agricultural Soils to Avoid Adverse Environmental Impacts », *The Scientific World*, vol. 1, S2.

de Vries, W. et al. (2013), « Assessing Planetary and Regional Nitrogen Boundaries Related to Food Security and Adverse Environmental Impacts », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 5, n° 3–4.

Döhler, H. et al. (2011), « Systematische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen für Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft für Nationale Kostenabschätzungen », Texte 79/2011, Agence pour la protection de l'environnement, Dessau-Roßlau.

Erisman, J. et al. (2001), « An Outlook for a National Integrated Nitrogen Policy », *Environmental Science and Policy*, vol. 4, n° 2-3.

Fowler, D. et al. (2013), « The Global Nitrogen Cycle in the Twenty-first Century », *Phil. Trans. R. Soc. B.*, vol. 368, n° 1621.

Gilliland, T. et al. (2010), « The Effect of Grass Species on Nitrogen Response in Grass Clover Swards », *Advances in Animal Biosciences*, vol. 1, n° 1, Actes du Forum sur la recherche agricole et de la British Society of Animal Science.

Grundle, D. et al. (2017), « Low Oxygen Eddies in the Eastern Tropical North Atlantic: Implications for N_2O Cycling », *Scientific Reports*, vol. 7, n° 4806, doi.org/10.1038/s41598-017-04745-y.

Hasler, B. (2016), « Spatial Modelling of Non-Point Nitrogen Loads to Fulfil Water Quality Policies », travaux présentés à la 22e conférence annuelle de l'Association européenne des économistes environnementaux et des ressources, 22-25 juin 2016, Zurich, Suisse, www.webmeets.com/files/papers/EAERE/2016/1208/Spatialmodellingnitrogenabatement.pdf.

Holdgate, M. (1979), *A Perspective of Environmental Pollution*, Cambridge University Press.

Hong, B. et al. (2013), « Estimating Net Anthropogenic Nitrogen Inputs to U.S. Watersheds: Comparison of Methodologies », *Environ. Sci. Technol*, vol. 47, n° 10.

Horowitz, A. et al. (2016), « A Multiple Metrics Approach to Prioritizing Strategies for Measuring and Managing Reactive Nitrogen in the San Joaquin Valley of California », *Environmental Research Letters*, vol. 11, n° 6, doi.org/10.1088/1748-9326/11/6/064011.

Howarth, R. et al. (2012), « Nitrogen Fluxes from the Landscape are Controlled by Net Anthropogenic Nitrogen Inputs and by Climate », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 10, n° 1, doi.org/10.1890/100178.

IPEE (2014), *Manual of European Environmental Policy*, Institut pour une politique européenne de l'environnement, Farmer, A. (dir. pub.), Routledge, Londres.

Jacobsen, B. (2012), « Analyse af landbrugets omkostninger ved implementering af vandplanerne fra 2011 », [Évaluation économique des coûts agricoles liés aux plans de gestion des bassins hydrographiques depuis 2011], FOI Udredning, n° 2012/6, Danish Research Institute of Food Economics, Université de Copenhague.

Jacobsen, B. (2004), *Vandmiljøplan II – økonomisk slutevaluering*, [Évaluation économique du Second plan d'action sur le milieu aquatique], Rapport n° 169, Danish Research Institute of Food Economics, Université de Copenhague.

Jörß, W. et al. (2014), Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien, UBA-Texte 35/2014, Agence pour la protection de l'environnement, Dessau-Roßlau.

Keeler, B. et al. (2016), « The Social Costs of Nitrogen », *Science Advances*, vol. 2, n° 10.

Knight, F. (1921), *Risk, Uncertainty, and Profit*, Hart, Schaffner and Marx, Houghton Mifflin Company, Boston.

Kratzer, C. et al. (2011), *Trends in Nutrient Concentrations, Loads, and Yields in Streams in the Sacramento, San Joaquin, and Santa Ana Basins, California, 1975–2004*, Scientific Investigations Report 2010–5228, National Water-Quality Assessment Program, U.S. Geological Survey.

Lewis, S. (2012), « We Must Set Planetary Boundaries Wisely », *Nature*, vol. 485.

Linker, L. et al. (2013), « Computing Atmospheric Nutrient Loads to the Chesapeake Bay Watershed and Tidal Waters », *Journal of the American Water Resources Association*, DOI : 10.1111/jawr.12112.

Majone, G. (2010), « Strategic Issues in Risk Regulation and Risk Management », in *Risk and Regulatory Policy: Improving the Governance of Risk*, Éditions OCDE, Paris, doi.org/10.1787/9789264082939-7-en.

Moomaw, W. et M. Birch (2005), « Cascading Costs: an Economic Nitrogen Cycle », *Science in China Series C: Life Sciences*, vol. 48, n° 2, supplément.

Müller, C et T. Clough (2014), « Advances in Understanding Nitrogen Flows and Transformations: Gaps and Research Pathways », *Journal of Agricultural Science*, Édition spéciale à l'occasion du 17e Atelier international sur l'azote, vol. 152, n° S1.

Nordhaus, T. et al. (2012), *The Planetary Boundaries Hypothesis a Review of the Evidence*, The Breakthrough Institute, Oakland, États-Unis.

OCDE (2018), « Economic Assessments of the Benefits of Regulating Mercury – a Review », Groupe de travail sur l'intégration des politiques environnementales et économiques, Réunion conjointe du Comité des produits chimiques et du Groupe de travail sur les produits chimiques, les pesticides et la biotechnologie, 23 janvier 2018, ENV/EPOC/WPIEEP/JM(2017)1/REV1.

OCDE (2016), « Projet d'ordre du jour et de notes de réflexion – réunion du Comité des politiques d'environnement au niveau ministériel », document présenté à l'EPOC les 28-29 septembre 2016, ENV/EPOC(2016)14/REV1.

OCDE (2014), « OECD Expert Workshop on Economy-wide Nitrogen Balances and Indicators - Summary of Discussion Outcomes », ENV/EPOC/WPEI(2014)5.

OCDE (2013), « Economy-wide Nitrogen Balances and Indicators - Concept and Methodology », ENV/EPOC/WPEI(2012)4/REV1.

OCDE (2008), « An OECD Framework for Effective and Efficient Environmental Policies », note rédigée en vue de la reunion du Comité des politiques d'environnement (EPOC) au niveau des Ministres, 28-29 avril 2008, www.oecd.org/env/tools-evaluation/41644480.pdf.

OCDE/CEPALC (2016), *OECD Environmental Performance Reviews: Chile 2016*, Examens environnementaux de l'OCDE, Éditions OCDE, Paris, doi.org/10.1787/9789264252615-en.

PCE (2016), *Climate Change and Agriculture, Understanding the Biological Greenhouse Gases*, octobre 2016, Parliamentary Commissioner for the Environment, Wellington, Nouvelle-Zélande, www.pce.parliament.nz/media/1678/climate-change-and-agriculture-web.pdf.

Ransom, K. et al. (2017), « A Hybrid Machine Learning Model to Predict and Visualize Nitrate Concentration throughout the Central Valley Aquifer, California, USA », *Science of the Total Environment*, pp. 601–602.

Roberts, M. et A. Kolosseus (2014), « Science Sheds Light on Puget Sound Dissolved Oxygen », Department of Ecology, État de Washington, ecologywa.blogspot.fr/2014/03/new-science-sheds-light-on-puget-sound.html.

Rockström, J. et al. (2009), « A Safe Operating Space for Humanity », *Nature*, vol. 461.

Rogelj, J. et al. (2015), « Impact of Short-lived non-CO_2 Mitigation on Carbon Budgets for Stabilizing Global Warming », *Environmental Research Letters*, vol. 10, n° 7.

Salomon, M. et al. (2016), « Towards an Integrated Nitrogen Strategy for Germany », *Environmental Science & Policy*, vol. 55, partie 1, janvier 2016.

Saunders P. (2010), « Dealing with Uncertainty, Precaution versus Science – Polar Opposites or a Continuum? », actes d'un atelier de l'OCDE sur les incidences sur l'économie et les échanges de l'action publique visant à lutter contre les préoccupations de la société à l'égard de l'alimentation et de l'agriculture, 2-3 novembre 2009.

Seitzinger, S. et L. Phillips (2017), « Nitrogen Stewardship in the Anthropocene, How can Nitrogen Emissions be Reduced and Reused to Reduce Pressure on Ecosystems? », *Science*, vol. 357, n° 6349, science.sciencemag.org/content/sci/357/6349/350.full.pdf.

Socolow, R. (2016), « Fitting on the Earth: Challenges of Carbon and Nitrogen Cycle to Preserve the Habitability of the Planet », *Engineering*, vol. 2, n° 1.

Socolow, R. (1999), « Nitrogen Management and the Future of Food: Lessons from the Management of Energy and Carbon », *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, vol. 96, n° 11.

Steffen, W. et al. (2015), « Planetary Boundaries: Guiding Human Development on a Changing Planet », *Science*, vol. 347, n° 6223.

Sutton, M. et al. (2013), *Our Nutrient World: The Challenge to Produce More Food and Energy with Less Pollution*, Global Overview of Nutrient Management, Centre of Ecology and Hydrology, Edinburgh on behalf of the Global Partnership on Nutrient Management and the International Nitrogen Initiative.

Sutton, M. et al. (2011), *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, Cambridge University Press.

Tomich, T. et al. (2016), *The California Nitrogen Assessment: Challenges and Solutions for People, Agriculture, and the Environment*, University of California Press.

USEPA-SAB (2011), *Reactive Nitrogen in the United States: An Analysis of Inputs, Flows, Consequences and Management Options*, Conseil consultatif scientifique de l'Agence américaine pour la protection de l'environnement, EPA-SAB-11-013, USEPA, Washington D.C., yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/WebBOARD/INCFullReport/$File/Final%20INC%20Report_8_19_11(without%20signatures).pdf.

Vitousek, P. et al. (2009), « Nutrient Imbalances in Agricultural Development », *Science*, vol. 324, n° 5934.

Walker, B. et al. (2016), « Pacific Carbon Cycling Constrained by Organic Matter Size, Age and Composition Relationships », *Nature Geoscience*, n° 9, décembre 2016, doi.org/10.1038/ngeo2830.

Chapitre 3. Exemples d'analyses voies de transfert-impact et de leur traduction sur le plan de l'action publique

Ce chapitre présente des exemples d'analyses voies de transfert-impact destinées à améliorer la gestion des risques de pollution de l'air et de l'eau. Les exemples portent sur la maîtrise de la pollution atmosphérique urbaine (à Paris) et sur celle des dépôts d'azote dans les écosystèmes forestiers (en Allemagne). D'autres exemples concernent la gestion des zones mortes dans la baie de Chesapeake (dans l'Est des États-Unis), du risque de pollution lacustre (en Nouvelle-Zélande) et de la pollution des eaux souterraines (dans l'Ouest des États-Unis).

Les autorités publiques ne sont pas restées inactives face aux effets délétères de l'azote sur les écosystèmes et la santé humaine. S'agissant des émissions atmosphériques d'azote, les pays de l'OCDE ont ainsi adopté des mesures pour réduire celles qui sont un facteur de pollution à longue distance, ainsi que des mesures ciblées pour réduire les émissions au niveau local (dans les villes ou pour protéger des écosystèmes fragiles, par exemple). Des mesures ont aussi été prises pour réduire les rejets d'azote dans l'eau, y compris des mesures ciblées géographiquement (par exemple, au niveau de certains bassins hydrographiques et dans le but de protéger des aquifères, des lacs, des estuaires et des eaux côtières vulnérables). Grâce à ces interventions, les émissions d'azote ont diminué depuis une trentaine d'années dans la zone OCDE. Les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) des installations de combustion fixes du secteur de l'énergie et celles du secteur des transports ont été réduites. Les émissions d'ammoniac (NH_3) du secteur agricole ont également baissé, tout comme celles d'hémioxyde d'azote (N_2O). Les rejets d'azote dans les eaux de surface ont reculé, aussi bien ceux provenant de sources ponctuelles (stations d'épuration municipales et installations industrielles) que ceux imputables aux sources diffuses (comme le montre l'évolution du bilan azoté de l'agriculture dans les pays de l'OCDE).

Cela étant, malgré la diminution des émissions d'azote dans la zone OCDE, les principales formes d'azote sont toujours présentes dans des concentrations beaucoup trop élevées globalement dans l'air, les sols et l'eau (Salomon et al., 2016). En particulier, les normes de qualité de l'air relatives au dioxyde d'azote (NO_2) et aux particules continuent d'être dépassées régulièrement, notamment à proximité des routes fréquentées. L'eutrophisation et, dans une moindre mesure, l'acidification ont toujours des effets délétères sur les écosystèmes terrestres[1]. Bien que les émissions de N_2O aient reculé, la concentration de ce composé dans l'atmosphère continue d'augmenter (le N_2O étant un polluant à longue durée de vie). Les masses d'eau superficielles et souterraines pâtissent toujours grandement des apports azotés[2]. Dans l'ensemble, la situation sur le front de l'eutrophisation des eaux marines ne paraît guère s'améliorer fondamentalement[3].

Si la réduction des émissions d'azote n'a pas empêché la persistance des impacts, c'est notamment parce qu'il y a un décalage entre le moment où elle intervient et celui où elle produit des effets. Mais ce n'est pas la seule raison. Les exemples présentés dans ce chapitre montrent que les analyses voies de transfert-impact (AVTI) peuvent permettre une gestion plus efficiente des impacts en favorisant l'élaboration de mesures étayées par des données concrètes. Ils montrent comment l'analyse des dépôts participe à la lutte contre le smog urbain et contre l'accumulation de charges critiques dans les écosystèmes terrestres, ou encore comment l'analyse du lessivage concourt à la maîtrise de la pollution lacustre. Deux exemples puisés aux États-Unis illustrent le rôle des AVTI dans la gestion de deux risques spécifiques de pollution de l'eau : l'eutrophisation d'une zone côtière (baie de Chesapeake) et la contamination d'un aquifère par le nitrate (NO_3^-) (bassin de la Willamette).

3.1 Étude de cas n° 1 : l'analyse voies de transfert-impact (AVTI) au service de la lutte contre la pollution de l'air

3.1.1 Pollution atmosphérique urbaine

En mars 2014, la ville de Paris a connu un exceptionnel pic de pollution particulaire pendant dix jours (Graphique 3.1). Une AVTI a révélé que la moitié des particules grossières (PM_{10}) étaient des particules de nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) formées par un mélange de NO_x, émis principalement par les moyens de transport urbain, et de NH_3 issus d'activités agricoles dans des zones relativement éloignées (Nord-Ouest de la France et au-delà) (PRIMEQUAL, 2015). Ce mélange était dû aux conditions anticycloniques (haute pression) de ces jours-là, qui maintenaient les concentrations en NO_x et en NH_3 à des niveaux élevés (effet d'inversion thermique). L'autre moitié des particules provenait de la combustion de biomasse (chauffage au bois), de la combustion d'énergie (y compris dans les transports), de composés organiques volatils (COV) et de sulfate d'ammonium. Cette découverte a été rendue possible par des avancées scientifiques récentes qui ont amélioré la précision des mesures de NH_4NO_3.

Graphique 3.1. Dépassement du seuil d'alerte aux particules à Paris en mars 2014

À gauche, la Tour Eiffel avant l'épisode de pollution particulaire. À droite, une image prise du même endroit le 14 mars 2014.
Source: http://www.natura-sciences.com/environnement/particules-fines-pics-pollution810.html, consulté le 27 juin 2018.

Cette constatation rendue possible par l'AVTI a eu un effet direct sur l'action des pouvoirs publics. Elle a amené les autorités françaises à considérer que, pour réduire la pollution de l'air en ville, il est tout aussi légitime d'agir sur les pratiques d'épandage d'engrais que sur la circulation. Les mesures suivantes, notamment, ont

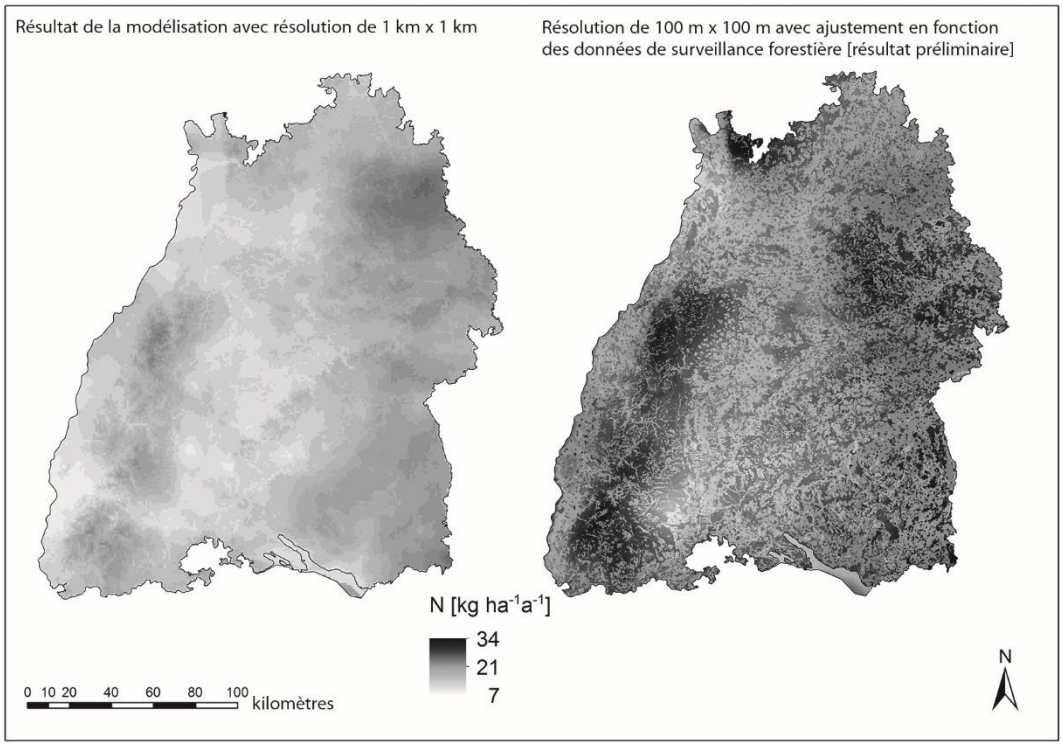
été prises dans les zones de provenance des émissions atmosphériques polluantes : modification des limites de vitesse sur les routes, gratuité du stationnement résidentiel, appel aux agriculteurs et aux entreprises pour qu'ils diminuent temporairement l'utilisation d'engrais et l'activité industrielle (respectivement), et promotion des transports publics. En outre, au plus fort du pic de pollution (17 mars 2014), des mesures plus radicales ont été prises : restrictions d'utilisation des véhicules, réduction des limites de vitesse, limitation de la circulation des poids lourds, gratuité des transports publics, interdiction de brûler des déchets verts (même agricoles). On voit ici comment l'AVTI a conduit les autorités à s'attaquer à la pollution due non seulement au chauffage résidentiel et aux transports, mais aussi, fait plus rare, à l'agriculture ; par le passé, ce dernier secteur n'avait pas été pris en compte dans la réflexion sur la réduction de la pollution de l'air en milieu urbain.

Le rôle de l'agriculture dans la pollution de l'air urbain a aussi été mis en lumière récemment au Royaume-Uni. Une AVTI y a montré que l'épisode extrême de smog qu'a connu tout le Royaume-Uni (de la Cornouailles à Aberdeen) du 26 mars au 8 avril 2014 était principalement dû à des particules de NH_4NO_3 provenant des émissions agricoles de NH_3 sur le continent européen, et non, comme on l'avait avancé dans un premier temps, à des poussières venues du Sahara (Vieno et al., 2016). Comme le montrent Thunis et al. (2017), les émissions d'origine agricole ont un impact significatif sur la qualité de l'air dans de nombreuses villes de l'UE.

3.1.2 Eutrophisation des écosystèmes terrestres

Dans le Land allemand de Bade-Wurtemberg, la surveillance au sol conjuguée à une AVTI à haute résolution a révélé que d'importantes quantités d'azote étaient déposées sur de vastes étendues du territoire du Land, ce qui n'avait pas été mis en évidence par les modèles de transport chimique et une AVTI à plus faible résolution (Graphique 3.2). Par exemple, le dépôt moyen annuel sur les forêts de conifères s'est révélé supérieur de 47 % à ce qu'on pensait jusqu'alors. L'AVTI à haute résolution a aussi mis en évidence des différences de vulnérabilité des habitats aux dépôts d'azote.

Graphique 3.2. Dépôts d'azote dans le Bade-Wurtemberg, 2009



Note : Dépôts d'azote oxydé et d'azote réduit. Outre le degré de résolution, la principale différence entre les deux cartes réside dans la méthode employée pour estimer les dépôts d'azote, avec d'un côté (à droite) l'établissement d'une carte ajustée en fonction des relevés effectifs sur le terrain et de l'autre (à gauche) un exercice de modélisation. Il importe de noter que le degré de résolution influence fortement l'estimation des charges critiques d'eutrophisation et de leur dépassement, qui se fonde sur l'écosystème dominant dans chaque carré du quadrillage et sur les dispositions applicables de la législation de l'UE, en l'occurrence la directive Habitats dans le cas de la carte à haute résolution (à droite) et la directive sur les plafonds d'émission nationaux dans celui de la carte à plus basse résolution (à gauche).
Source : LUBW (2016, 2018), Gauger (2017).

Ces constatations permises par l'AVTI ont des conséquences directes pour l'action publique en ce qu'elles pointent la nécessité d'une réglementation plus efficace des sources d'azote dans les zones d'émission. À l'heure actuelle, des valeurs limites d'émission sont appliquées uniquement au transport routier, aux installations industrielles et aux grandes installations d'élevage (qui représentent seulement 1 % des émissions agricoles d'azote) lorsque les charges critiques d'eutrophisation sont dépassées. Comme dans le reste de l'Allemagne, il n'existe pas de valeurs limites pour les autres activités agricoles, même si toutes les exploitations agricoles ont l'obligation d'estimer annuellement le bilan azoté de leur activité. Pourtant, dans le Bade-Wurtemberg, les dépôts d'azote proviennent en majorité (à 55 %) de l'agriculture, alors que les transports en produisent 22 % et les activités industrielles, 23 %.

Aux Pays-Bas, c'est à la suite d'AVTI que les pouvoirs publics ont instauré récemment des règlements spécifiques par secteur géographique dans le cadre de leur approche préventive de protection des écosystèmes naturels. Depuis le 1er juillet 2015, en application de l'approche intégrée de l'azote (PAS),

l'autorisation de nouvelles activités (agriculture, industrie, circulation...) est subordonnée à une évaluation préalable des répercussions des dépôts d'azote sur les sites Natura 2000 (estimées au moyen de l'outil de calcul AERIUS[4]). Aux Pays-Bas, la plupart des sites Natura 2000 (118 sur 160) sont touchés par un excès de dépôts d'azote (ministère de l'Économie, 2015).

Le Portugal aussi s'achemine vers une meilleure évaluation des risques de dépôts, comme l'ont montré récemment des études évaluant la vulnérabilité des écosystèmes méditerranéens au NH_3 (Pinho et al., 2016). Cependant, il faut impérativement définir un niveau de résolution adapté. Pas moins de 231 types d'habitats sont recensés dans la directive Habitats de l'UE (92/43/CE), et chacun a probablement sa propre charge critique.

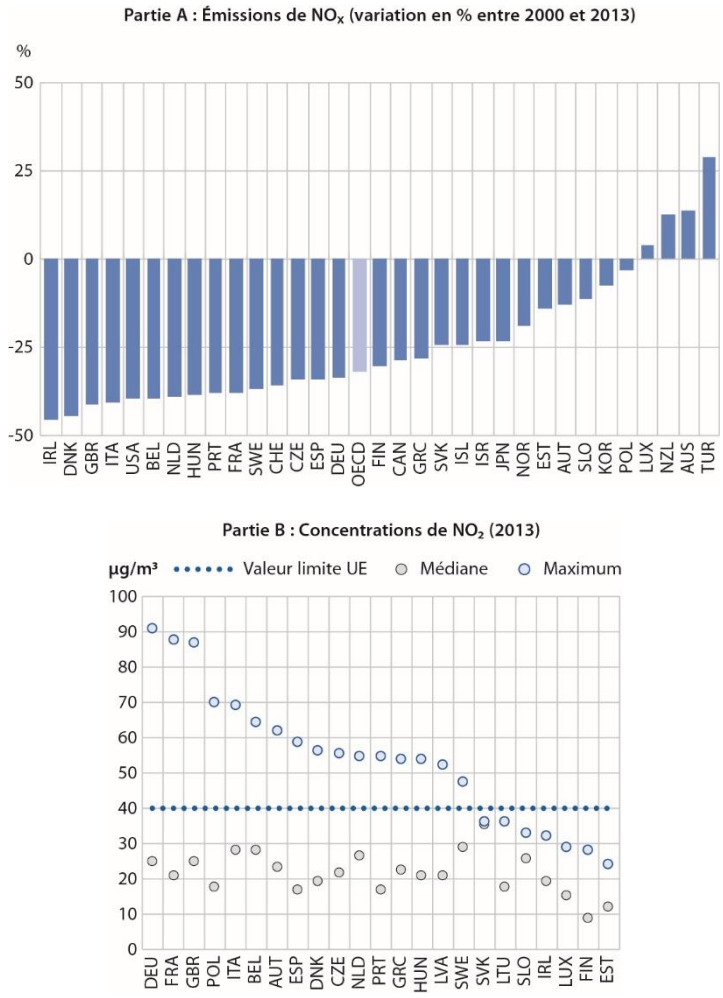
On pourrait affiner la prise en compte des effets des dépôts d'azote sur la biodiversité terrestre dans les AVTI en évaluant les concentrations critiques d'azote dans les sols des zones naturelles protégées (dans la solution du sol). De fait, la charge historique est une caractéristique significative de la composition spécifique des sols. Les bactéries du sol (acteurs clés du cycle de l'azote) et les mycorhizes (champignons qui participent à la croissance des plantes) sont très sensibles aux variations de l'azote dans le sol.

3.1.3 Utilité des AVTI pour l'action publique en matière de gestion des risques de pollution de l'air

Dioxyde d'azote (NO_2)

Bien que les émissions de NO_x n'aient cessé de diminuer depuis 2000, la plupart des pays de l'UE comptent au moins une grande ville où la concentration annuelle moyenne de NO_2 dépasse (parfois très nettement) les valeurs limites légales de l'Union (qui sont égales aux valeurs guides de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour la qualité de l'air) (Graphique 3.3)[5]. En 2013, certaines stations de mesure ont enregistré des concentrations annuelles moyennes plus de deux fois supérieures à la valeur limite de l'Union européenne (UE) en Allemagne, en France et au Royaume-Uni (Graphique 3.3). En février 2017, la Commission européenne a adressé un dernier avertissement à l'Allemagne, à l'Espagne, à la France, à l'Italie et au Royaume-Uni au motif que ces pays n'avaient pas remédié aux infractions répétées aux limites en matière de pollution atmosphérique fixées pour le NO_2[6].

Graphique 3.3 Les concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) dépassent la limite légale dans beaucoup de grandes villes de l'UE, bien que les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) aient baissé au niveau national



Note : Concentrations de NO_2 : valeurs moyennes enregistrées par les stations de mesure.
Source : OCDE (2015 pour la partie A ; 2017 pour la partie B).

Les dépassements répétés des limites de pollution de l'air par le NO_2 sont en partie dus à une sous-estimation des émissions automobiles de NO_x. Il se révèle que les transports contribuent davantage qu'on le pensait auparavant à ces émissions – parfois quatre fois plus (Karl et al., 2017)[7].

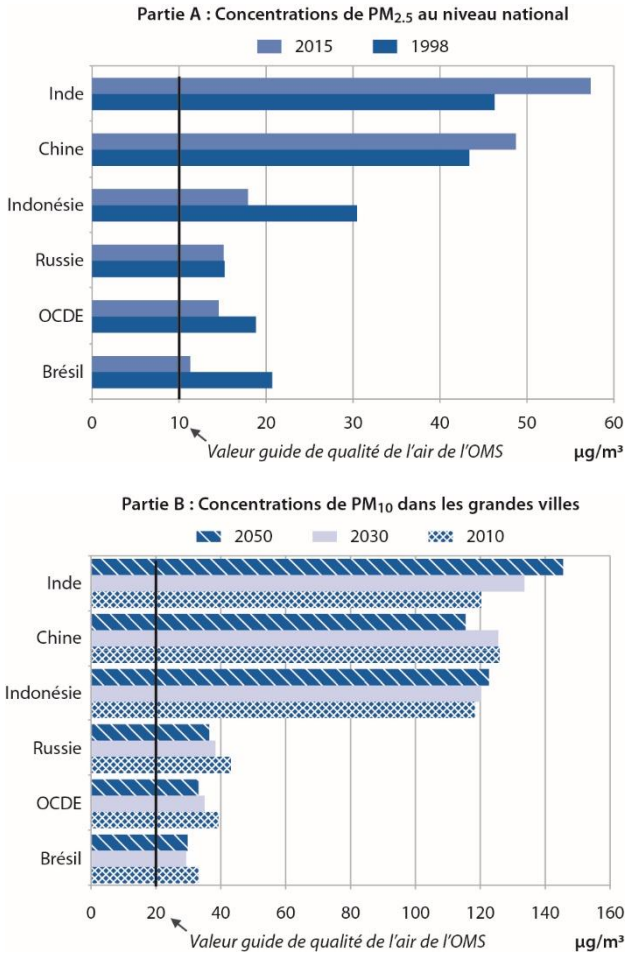
Néanmoins, les concentrations locales de NO_2 sont très dépendantes de l'emplacement des sources d'émission de NO_x et de leurs voies de transfert atmosphérique. Un recours accru aux AVTI permettrait de mieux corréler les zones menacées par le NO_2 et les zones émettrices de NO_x et aideraient ainsi les pouvoirs publics à prendre des décisions en connaissance de cause.

Aérosols azotés

On peut faire la même observation à propos de la pollution par les particules, dont les NO_x et le NH_3 sont des précurseurs. Malgré des améliorations, l'exposition de

la population à des concentrations nocives de particules reste un problème chronique dans la plupart des pays de l'UE[8]. Moins d'un pays membre de l'OCDE sur trois est en conformité avec les Lignes directrices de l'OMS relatives à la qualité de l'air, selon lesquelles il ne faut pas être exposé, en moyenne annuelle, à une concentration de particules fines ($PM_{2.5}$) supérieure à 10 microgrammes par mètre cube (OCDE, 2017). En Chine et en Inde, deux pays qui ne se trouvent pas dans la zone OCDE, l'exposition aux $PM_{2.5}$ a continué d'augmenter malgré des niveaux déjà extrêmement élevés (Graphique 3.4). Le nombre de décès prématurés dus aux $PM_{2.5}$ a augmenté entre 2000 et 2015, aussi bien dans les économies émergentes que dans les pays de l'OCDE dans leur ensemble (Roy et Braathen, 2017).

Graphique 3.4. Les concentrations de particules dépassent les limites légales et devraient continuer de les dépasser en cas de politiques inchangées



Partie A : Les concentrations moyennes de particules fines ($PM_{2.5}$) sont tirées d'observations par satellite, de modèles de transferts chimiques et des relevés des stations de mesure.
Partie B : Concentrations annuelles moyennes de particules grossières (PM_{10}) dans les villes de plus de 100 000 habitants.
Source : OCDE (2017 pour la partie A ; 2012 pour la partie B).

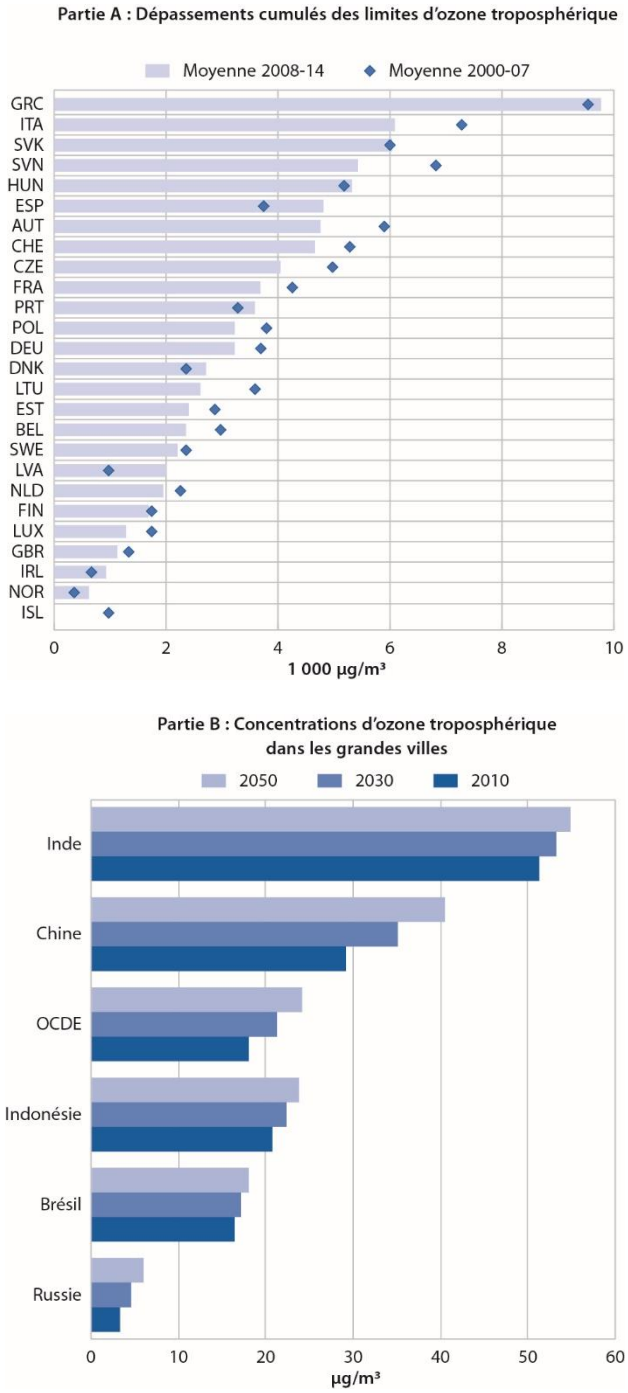
Aux États-Unis, le Conseil consultatif scientifique de l'Agence pour la protection de l'environnement (USEPA-SAB) a établi une carte des risques de dépôts d'aérosols azotés. Son étude montre que les dépôts humides d'ammonium (NH_4^+)

ont normalement lieu à proximité ou sous le vent des grands centres agricoles, et qu'il y a une corrélation entre la teneur en nitrate (NO_3^-) des dépôts humides et les émissions de NO_x (USEPA-SAB, 2011)[9]. Un recours accru aux AVTI permettrait de mieux corréler les zones menacées par les aérosols azotés et les zones émettrices de NO_x et de NH_3, et aiderait ainsi les pouvoirs publics à prendre des décisions en connaissance de cause.

Ozone troposphérique

On peut faire la même observation à propos de la pollution par l'ozone troposphérique, dont le NO_x est l'un des précurseurs. Malgré des améliorations, l'exposition de la population à des concentrations nocives d'ozone troposphérique reste un problème chronique dans la plupart des pays de l'UE (Graphique 3.5)[10]. La baisse des émissions de NO_x n'a pas entraîné (de façon linéaire) une diminution de l'ozone troposphérique. Depuis plusieurs décennies, l'évolution de l'ozone troposphérique se caractérise au contraire par une certaine complexité (Cooper et al., 2014).

Graphique 3.5. L'exposition de la population urbaine à l'ozone troposphérique est problématique et devrait le rester en cas de politiques inchangées



Partie A : Dépassements cumulés de plus de 70 µg/m^3 du maximum journalier de la moyenne sur 8 heures sur tous les jours d'une année, selon les mesures prises par les stations au sol dans certains pays d'Europe. Par comparaison, les Lignes directrices de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) relatives à la qualité de l'air et les valeurs cibles de l'Union européenne (UE) sont, respectivement, de 100 µg/m^3 et 120 µg/m^3 pour le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures.
Partie B : Concentrations annuelles moyennes d'ozone troposphérique dans les villes de plus de 100 000 habitants.
Source : OCDE (2017 pour la partie A ; 2012 pour la partie B).

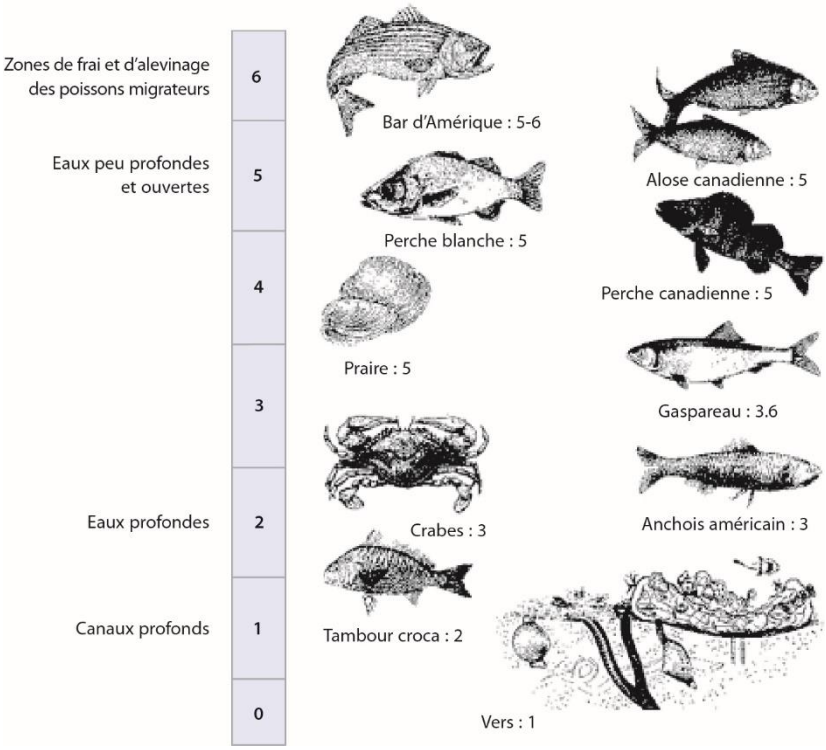
Comme dans le cas du NO_2, l'évolution des concentrations d'ozone troposphérique est fonction non seulement du niveau des émissions de précurseurs, mais aussi de leur localisation, des voies de transfert dans l'atmosphère et des conditions climatiques[11]. Il apparaît en particulier que les concentrations d'ozone troposphérique sont souvent plus fortes en aval qu'à l'intérieur des zones urbaines[12].

3.2 Étude de cas n° 2 : l'analyse voies de transfert-impact (AVTI) au service de la lutte contre la pollution de l'eau

3.2.1 Pollution des eaux côtières

Le bassin hydrographique de la baie de Chesapeake s'étend sur 230 000 kilomètres carrés et six États américains (Delaware, Maryland, Pennsylvanie, New York, Virginie, Virginie-Occidentale) plus le District de Columbia. Son territoire est occupé par des forêts (64 %), des terres agricoles (24 %), des agglomérations (8 %) et d'autres surfaces (4 %). Les charges en azote, en phosphore et en sédiments charriées par le bassin hydrographique vers les eaux côtières de la baie représentent le principal motif de préoccupation. Elles entraînent chaque été la raréfaction, voire la disparition de l'oxygène dissous dans la baie et dans les cours d'eau à marées. Des niveaux minimums d'oxygène dissous ont été définis pour les différentes espèces qu'abrite la baie, en fonction de la profondeur de l'eau (Graphique 3.6).

Graphique 3.6. Critères relatifs à l'oxygène dissous retenus pour la baie de Chesapeake

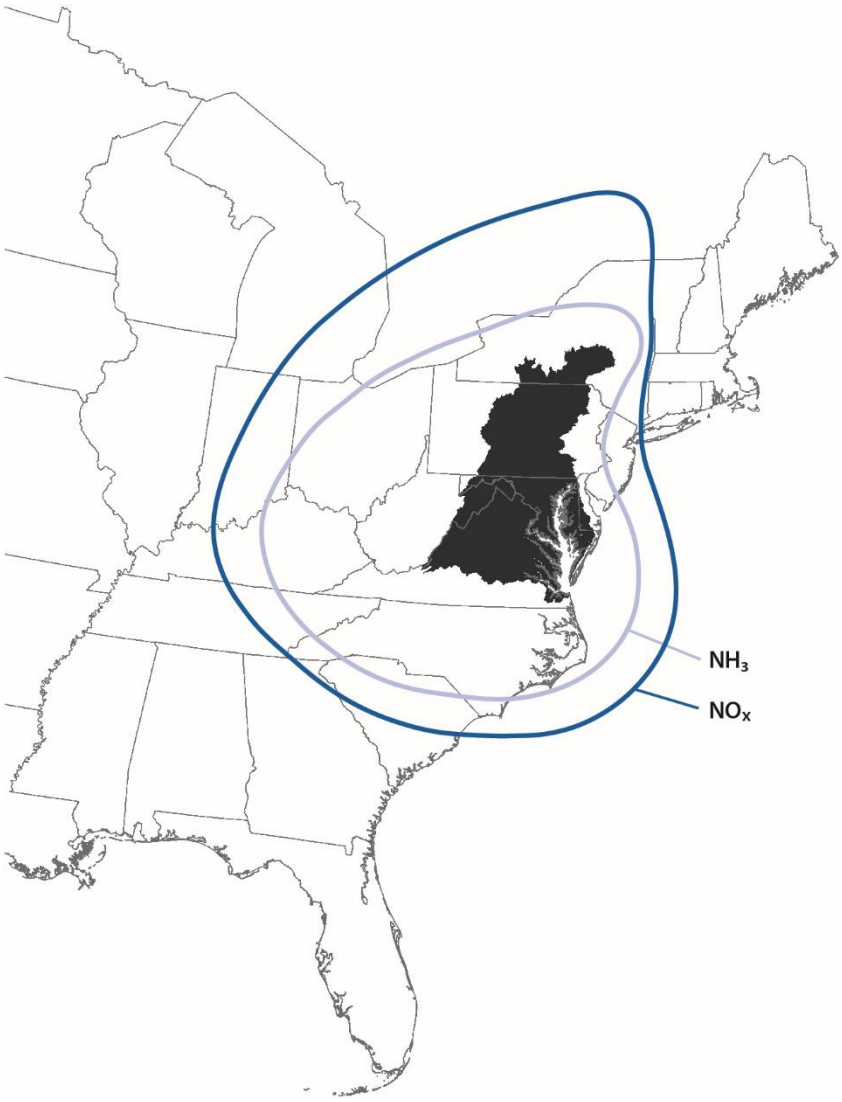


Note : L'échelle de 1 à 6 repose sur la quantité minimale d'oxygène (mg/l) nécessaire à la survie des espèces.
Source : Linker et al. (2016).

En décembre 2010, les autorités ont fixé une charge journalière maximale totale (CJMT) d'azote et de phosphore pouvant être introduite dans la zone intertidale de la baie, afin d'assurer le respect des normes relatives à l'oxygène dissous. La CJMT tient compte des apports des grandes sources terrestres d'éléments nutritifs (agriculture, assainissement) et des dépôts atmosphériques d'azote dans le bassin. Il s'agit du premier système de CJMT mis en place aux États-Unis qui prend en compte ces dépôts atmosphériques. La réduction attendue des émissions de NO_x au niveau national (en application de la loi sur la qualité de l'air, *Clean Air Act*) est déduite de la CJMT, ce qui diminue l'effort d'abaissement des apports en éléments nutritifs exigé des sources terrestres. Une autre CJMT a été définie concernant les dépôts atmosphériques directs d'azote dans les eaux côtières.

Un « bassin d'air » – le territoire dont les sources d'émissions contribuent le plus aux dépôts dans le bassin hydrographique de la baie – a été délimité pour chaque forme d'azote afin de modéliser les dépôts d'azote. Le bassin d'air du NH_3 est semblable à celui des NO_x, mais légèrement plus petit (Graphique 3.7). Les deux bassins sont environ neuf fois plus étendus que le bassin hydrographique de la baie. Quelque 50 % des dépôts d'azote dans la baie proviennent de sources situées à l'intérieur de son bassin hydrographique. À cela s'ajoutent 25 % qui proviennent du reste du bassin d'air de la baie. Les 25 % restants correspondent au solde des échanges avec l'océan.

Graphique 3.7. Bassins d'air de la baie de Chesapeake pour les oxydes d'azote (NO_x) et l'ammoniac (NH_3)

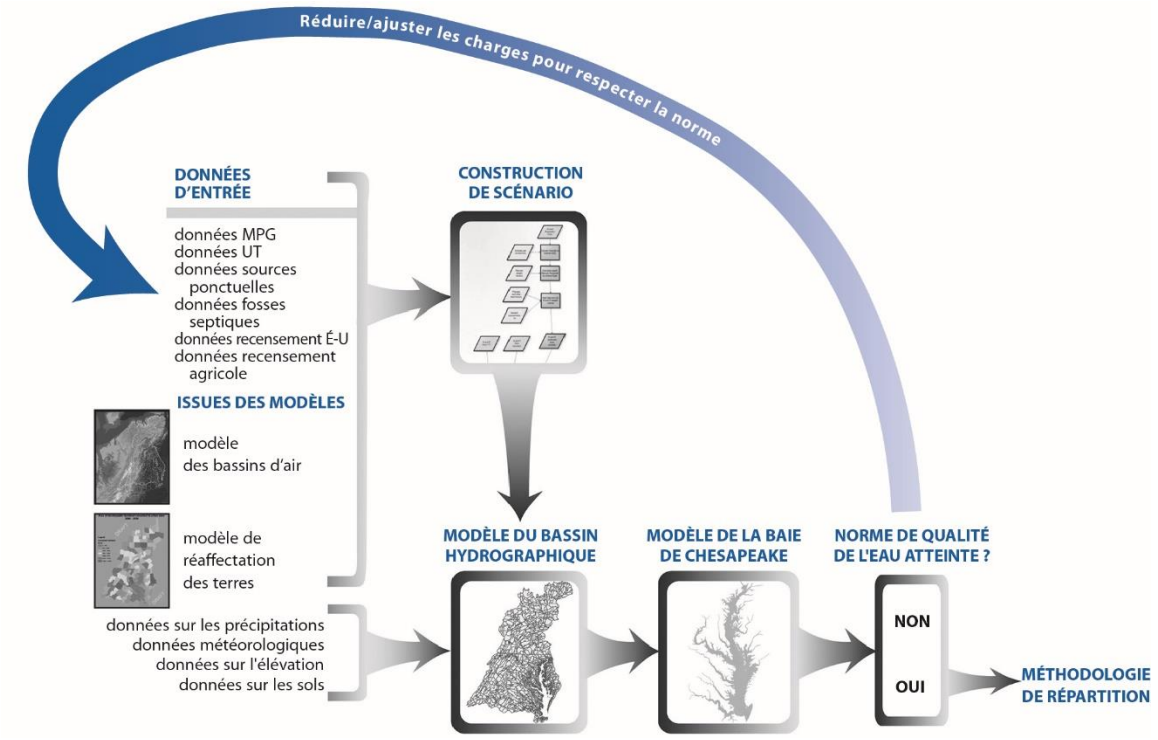


Note : La zone foncée à l'intérieur des bassins d'air représente le bassin hydrographique de la baie de Chesapeake.
Source : Linker et al. (2016).

L'AVTI est étayée par des modélisations intégrées en plusieurs étapes. Pour commencer, des données issues d'un modèle de réaffectation des terres, d'un modèle des bassins d'air et d'un logiciel de construction de scénarios sont utilisées comme données d'entrée dans un modèle du bassin hydrographique (Graphique 3.8). Le modèle de réaffectation des terres prédit les changements concernant l'utilisation des sols, les réseaux d'assainissement et les fosses septiques qui découlent des modifications des politiques foncières. Le modèle des bassins d'air, qui est une application nationale du modèle de qualité de l'air CMAQ, prédit la variation des dépôts d'azote inorganique sous l'effet de la modification des émissions[13]. Le logiciel de construction de scénarios combine les résultats de ces modèles avec des données provenant d'autres sources, comme le recensement

agricole des États-Unis, pour produire des données d'entrée pour le modèle du bassin hydrographique.

Graphique 3.8. Cadre de modélisation du programme de la baie de Chesapeake



Source : www.chesapeakebay.net/who/group/modeling_team, consulté le 11 avril 2018.

À partir des données d'entrée, le modèle du bassin hydrographique prédit ensuite les charges en azote, en phosphore et en sédiments[14]. Le modèle WQSTM de l'estuaire, ou modèle de la baie de Chesapeake, prédit l'évolution de la qualité de l'eau de la baie due aux modifications des charges prévues par le modèle du bassin hydrographique[15]. La dernière étape est une analyse par rapport aux normes de qualité de l'eau de la baie, qui examine les estimations de l'oxygène dissous, de la chlorophylle et de la transparence de l'eau issues des modèles pour évaluer le respect de ces normes dans le temps et dans l'espace.

Les dépôts directs d'azote sur les eaux côtières sont estimés sur la base des réductions des émissions de sources mobiles au niveau fédéral et conformément au règlement sur la pollution atmosphérique inter-États (*Cross-State Air Pollution Rule*)[16], et sur la base des réductions au niveau des États[17]. Les dépôts de NO_x sur les eaux côtières ont diminué depuis le milieu des années 80, ceux de NH_3 sont stables ou en hausse (Graphique 3.1). L'objectif de CJMT a été fixé à 15.7 millions de livres (7 100 tonnes) d'azote à l'horizon 2020, ce qui correspond à une baisse de 40 % des dépôts d'azote par rapport à 1985.

Tableau 3.1. Dépôts directs estimés d'azote dans la zone intertidale de la baie de Chesapeake

(Millions de livres de N)

Scénario	NO_x		NH_3		Azote inorganique total	Azote organique humide	Azote total	Variation en % par rapport à 1985
	humide	sec	humide	sec				
1985	6.6	13.1	3.3	2.0	25.0	1.0	26.1	-
2002	4.8	10.0	3.6	2.1	20.5	1.0	21.6	17
2010	3.3	6.8	3.5	2.8	16.4	1.0	17.4	33
Cible 2020	2.6	5.1	3.7	3.2	14.6	1.0	15.7	40
Cible 2030	2.2	4.3	4.0	4.1	14.6	1.0	15.6	40

Source : Linker et al. (2016).

La cogestion de l'azote atmosphérique et terrestre rejeté dans la baie de Chesapeake reflète la réalité du cycle de l'azote. Grâce à l'AVTI, elle assure un meilleur rapport coût-efficacité dans la gestion du risque d'hypoxie. Le programme de la baie de Chesapeake a été globalement efficace depuis la définition de la CJMT, même si des progrès demeurent nécessaires pour ramener les charges en azote au niveau cible fixé pour 2025 (Tableau 2.2). D'après les estimations, les charges azotées dans le bassin hydrographique de la baie ont diminué de 9 % entre 2009 et 2016. Elles proviennent pour 42 % de l'agriculture, pour 33 % des eaux usées et ruissellements urbains et pour 25 % des dépôts atmosphériques (Tableau 3.2).

Tableau 3.2. Estimation des charges en azote dans la baie de Chesapeake

(Millions de livres de N)

Secteur	2009	2016	Variation en % entre 2009 et 2016	Part en 2016 (%)	Cible 2025
Agriculture	113.8	108.0	-5	42	71.9
Ruissellement urbain	39.7	41.4	4	16	28.8
Eaux usées et surverse de réseau unitaire	52.2	36.4	-30	14	37.9
Fosses septiques	8.4	8.7	3	3	6.3
Forêts et dépôts dans les eaux autres que côtières	46.2	45.6	-1	18	47.1
Dépôts dans le bassin hydrographique	3.1	1.3	-56	1	-
Dépôts dans les eaux côtières	19.4	16.6	-15	6	15.2
Total	*282.7*	*258.1*	*-9*	*100*	*192.4*[1]

1. Sauf dépôts dans les eaux côtières.
Source : www.chesapeakebay.net/indicators/indicator/reducing_nitrogen_pollution, consulté le 22 septembre 2017.

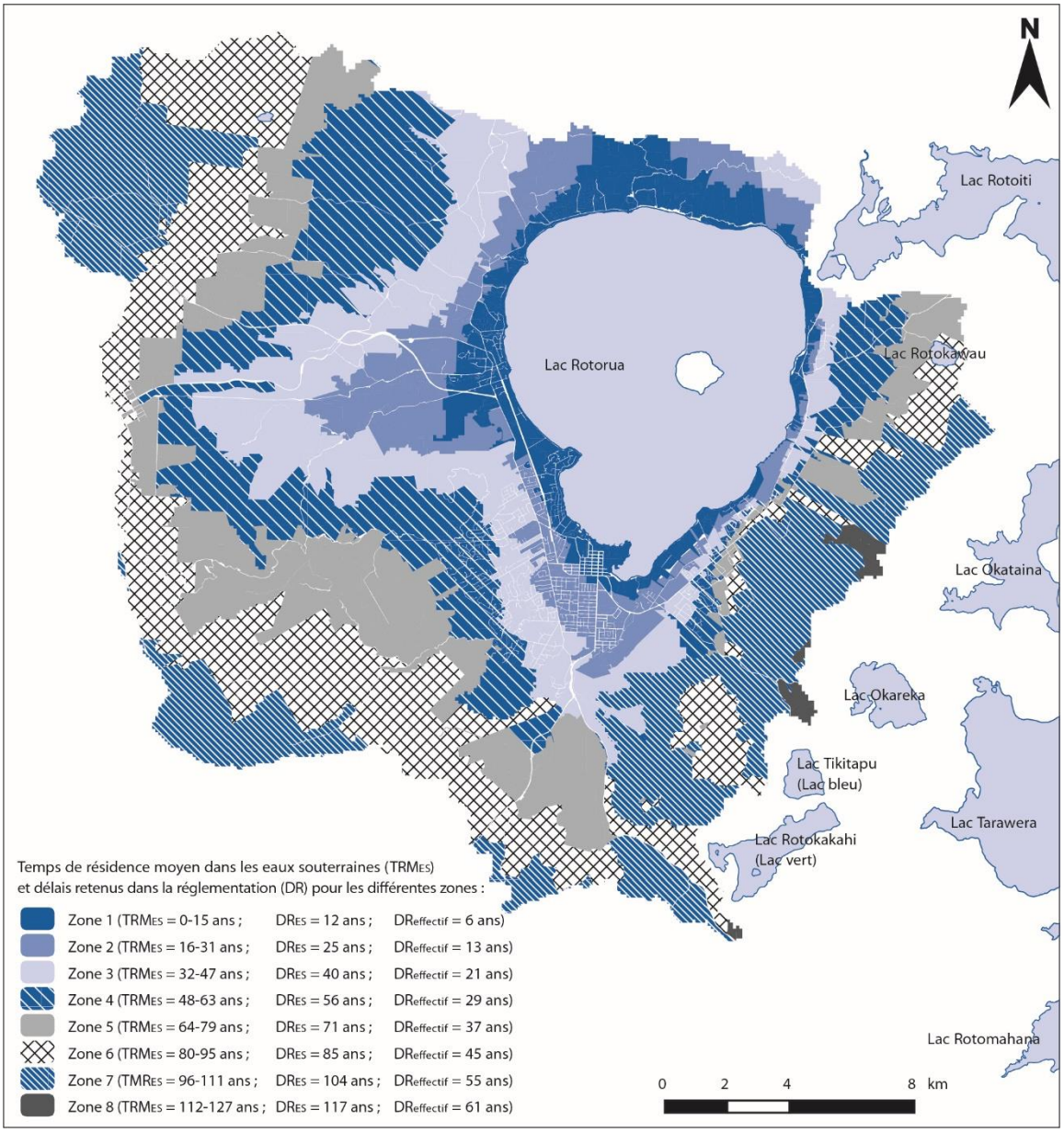
De façon plus générale, les modèles qui prédisent comment l'azote atmosphérique est déposé dans la mer pourraient être utiles pour gérer le risque de prolifération d'algues. Certains chercheurs ont par exemple simulé les dépôts d'azote en mer du Nord et estimé qu'il serait possible de prévoir ces proliférations par la superposition des données de prévision météorologique (Djambazov et Pericleous, 2015).

3.2.2 Pollution des eaux lacustres

À l'intérieur d'un bassin lacustre, l'azote qui est entraîné par lessivage depuis différents points vers les eaux souterraines puis vers le lac atteint celui-ci à des moments différents, et les dégradations qui en résultent (l'eutrophisation, par exemple) sont échelonnées dans le temps. De même que la différenciation spatiale était importante dans l'exemple précédent (baie de Chesapeake), de même une politique qui prend en compte la variabilité temporelle sera sans doute d'un meilleur rapport coût-efficacité qu'une politique qui l'ignore. C'est ce que plusieurs études récentes ont cherché à démontrer.

Cox et al. (2013) ont ainsi mené une analyse simplifiée des voies de migration de l'azote d'origine agricole à travers les eaux souterraines dans l'optique de la gestion du risque de pollution du lac Rotorua par le NO_3^-. Ils ont eu recours à un modèle géophysique pour estimer le temps de résidence moyen dans les eaux souterraines au niveau des parcelles composant le bassin du lac (Graphique 3.9). Ils estiment qu'une réglementation opérant une différenciation temporelle est efficiente dans les bassins où la migration de l'azote vers le lac se fait principalement via les eaux souterraines (et non par ruissellement) et où sa durée est très variable.

Graphique 3.9. Temps de migration de l'azote dans le bassin du lac Rotorua



Source : Cox et al. (2013).

Un système d'échange de « quotas d'azote millésimés » (QAM) peut constituer un outil efficient de gestion du risque d'eutrophisation pour les lacs dont une AVTI peut permettre de prévoir les apports d'azote au fil du temps (voir notamment Anastasiadis et al., 2013). Dans ce type de système, les autorités responsables délivrent une quantité donnée de quotas pour chaque année millésime, c'est-à-dire pour chaque année où l'azote atteindra le lac. Les quotas constituent par conséquent des droits à accroître la charge du lac en azote une année donnée, et donc des droits conditionnels de rejet d'azote depuis les exploitations agricoles[18] ajustés en fonction des temps de latence dans les eaux souterraines. Dans ce système, les exploitants doivent restituer une partie de leurs quotas chaque année, pour couvrir

la charge supplémentaire à venir dans le lac que provoqueront les rejets d'azote de leur exploitation au cours de l'année considérée.

Dans un système de QAM, les exploitants agricoles doivent chaque année mettre en adéquation leurs pertes par lessivage avec leurs quotas millésimés, lesquels correspondent à l'année en cours plus le temps de latence. Prenons l'exemple d'un exploitant agricole pour lequel le temps de latence est de 30 ans et dont les pertes par lessivage sont de 100 kg d'azote en 2018 ; en 2018, il doit restituer 100 kg de quotas millésimés 2048. Cependant, l'azote est aussi transporté par ruissellement de surface (flux rapide). Supposons donc que 50 % de l'azote migre par ruissellement et 50 % via les eaux souterraines. Dans ce cas, l'exploitant agricole doit, en 2018, restituer 50 kg de quotas millésimés 2018 et 50 kg de quotas millésimés 2048.

Dans tout bassin caractérisé par un temps de latence de l'azote dans les eaux souterraines, il existe une charge historique, c'est-à-dire de l'azote qui s'est infiltré antérieurement dans les eaux souterraines et ne s'est pas encore transformé en charge dans le lac. Comme il est très difficile d'empêcher l'azote déjà présent dans les eaux souterraines d'atteindre le lac, les autorités doivent prendre en compte les charges historiques lorsqu'elles fixent des cibles environnementales pour toutes les sources d'azote. Souvent, cela passe par un durcissement progressif des objectifs environnementaux. Anastasiadis et al. (2011) examinent la conception des réglementations qui tiennent compte des charges historiques.

La capacité à réagir aux changements (adaptabilité) est un important critère de faisabilité des systèmes de QAM, dont la mise en œuvre s'étale forcément sur une longue période. Comme tous les systèmes d'échange de quotas, ces systèmes offrent une grande souplesse pour choisir comment et où (à l'intérieur du bassin lacustre) réduire les émissions d'azote pour respecter le plafond. Cependant, une fois le plafond mis en place, il peut être difficile de le revoir à la baisse (par exemple, si des nouvelles données deviennent disponibles sur la qualité des eaux du lac). On peut, jusqu'à un certain point, atténuer ce problème en programmant à l'avance plusieurs « phases » et en prévoyant la possibilité de modifier le plafond à l'issue de chacune (Drummond et al., 2015).

3.2.3 Contamination des eaux souterraines

Dans l'État américain de l'Oregon, la Southern Willamette Valley (SWV) a été déclarée en 2004 zone de gestion des eaux souterraines (*groundwater management area*, GWMA) après que des concentrations de NO_3^- élevées, souvent supérieures à la norme de qualité de l'eau potable (10 mg/l), eurent été relevées dans de nombreux puits privés. En fait, la GWMA, qui couvre près de 60 000 ha, a été délimitée non selon des critères scientifiques (sur la base d'une AVTI), mais selon des critères de faisabilité administrative : il s'agit du périmètre dans lequel est puisée l'eau potable distribuée sur le réseau public[19].

Les limites administratives de la GWMA de la vallée ne coïncident pas avec celles de la zone à risque ou de la zone d'émission au sens des AVTI. Pour gérer le risque de contamination des eaux souterraines dans le bassin de la Willamette, il serait davantage indiqué d'englober intégralement la zone de plaine du cours d'eau (en tant qu'entité hydrogéologique) au lieu d'en inclure seulement une partie, comme dans la GWMA (Encadré 3.1). De fait, la contamination par le NO_3^- concerne seulement les eaux souterraines peu profondes, c'est-à-dire la partie peu profonde

de l'aquifère Willamette, qui borde la rivière du même nom et a été baptisée « l'aquifère alluvial »[20].

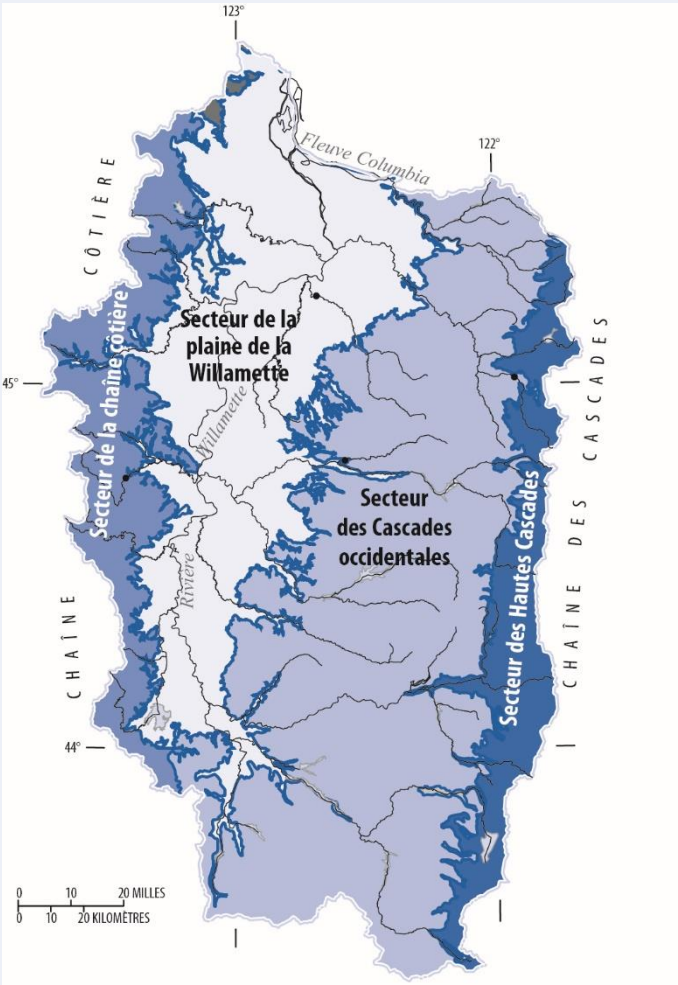
Or, la GWMA de la SWV met l'accent sur la protection des réseaux d'eau publics, dont on suppose que chacun se caractérise par des voies de contamination qui lui sont propres. C'est pourquoi des zones de protection de l'eau potable ont été définies autour de chaque captage public. Des évaluations (*source water assessments*) sont menées pour identifier les possibles sources de contamination à l'intérieur des zones de protection de l'eau potable (agriculture, fosses septiques, puits laissés à l'abandon, établissements humains à forte densité...) et déterminer le degré de risque (élevé, moyen ou faible) selon les critères généraux définis par l'Agence fédérale pour la protection de l'environnement des États-Unis (USEPA).

Il s'agit là d'une sorte d'AVTI, mais qui n'est pas réalisée à la bonne échelle. Selon la terminologie de l'AVTI, la « zone à risque » est l'aquifère alluvial et la « zone d'émission » est la plaine de la Willamette. Étant donné la connectivité entre l'aquifère alluvial et la rivière Willamette, une gestion des risques axée sur cet aquifère favoriserait des synergies entre les mesures de protection de la qualité des eaux souterraines et celles visant à protéger la qualité des eaux de surface (comme les CJMT).

Encadré 3.1. Voies de recharge des eaux souterraines dans le bassin de la Willamette (Oregon)

Conlon et al. (2005) ont estimé les voies de recharge de l'aquifère de Willamette au moyen d'un modèle précipitations-ruissellement (*Precipitation-Runoff Modelling System*, PRMS). Il en ressort que la recharge des eaux souterraines a lieu en grande partie dans le secteur de la chaîne côtière, ainsi que dans la partie occidentale et la partie haute de la chaîne des Cascades. Cependant, selon toute vraisemblance, les eaux pluviales ne s'infiltrent qu'à une faible profondeur avant de rejoindre les cours d'eau de ces secteurs. Considérée au niveau du bassin, cette infiltration n'est pas une recharge des eaux souterraines, mais un écoulement superficiel dans la zone pédologique. Dans ces conditions, la majeure partie des précipitations qui s'abattent sur le secteur de la chaîne côtière et sur la partie occidentale et la partie haute de la chaîne des Cascades se déverse dans les cours d'eau de ces secteurs et n'alimente guère les eaux souterraines de la plaine (Graphique 3.10). Par conséquent, la recharge des nappes souterraines peu profondes de la plaine se fait localement.

Graphique 3.10. Hydrologie du bassin de la Willamette



Note : Le bassin de la Willamette comporte une plaine située entre la chaîne côtière et la chaîne des Cascades.
Source : Conlon et al. (2005).

3.2.4 Utilité des AVTI pour l'action publique en matière de gestion des risques de pollution de l'eau

L'exemple des « zones mortes océaniques » permettra d'illustrer l'utilité des AVTI pour l'action publique en matière de gestion des risques de pollution de l'eau. Ces zones ne cessent de gagner du terrain, y compris dans la zone OCDE, de sorte que l'identification des sources d'éléments nutritifs qui en sont à l'origine est une priorité (Graphique 3.2).

Encadré 3.2. Il est largement établi que les zones mortes océaniques connaissent une extension rapide

Lorsque l'apport en oxygène dans les eaux de fond s'amenuise, les concentrations peuvent tomber en dessous des niveaux nécessaires au maintien de la vie animale. On parle alors d'« hypoxie ». Les zones hypoxiques sont parfois appelées « zones mortes », terme employé pour la première fois pour qualifier la zone hypoxique du nord du golfe du Mexique, où aboutissent de grandes quantités d'éléments nutritifs en provenance des bassins du Mississippi et de l'Atchafalaya (Rabalais et al., 2010). Les captures des chalutiers sur ces lieux de pêche sont dérisoires, voire nulles.

Les zones mortes océaniques sont étroitement liées aux activités humaines. Leur répartition dans le monde est en relation avec les grands foyers de population et les grands bassins hydrographiques qui exportent des quantités massives d'éléments nutritifs.

Les effets environnementaux néfastes des zones mortes sont la disparition d'habitats, la mortalité directe, la diminution des ressources alimentaires et l'altération des migrations de nombreuses espèces de poissons (de fond et pélagiques) (Breitburg et al., 2009). L'augmentation du volume d'éléments nutritifs a aussi des répercussions sur la composition du phytoplancton (Turner et al., 1998). En outre, les zones mortes perturbent les services écosystémiques comme les cycles des éléments nutritifs (Sturdivant et al., 2012).

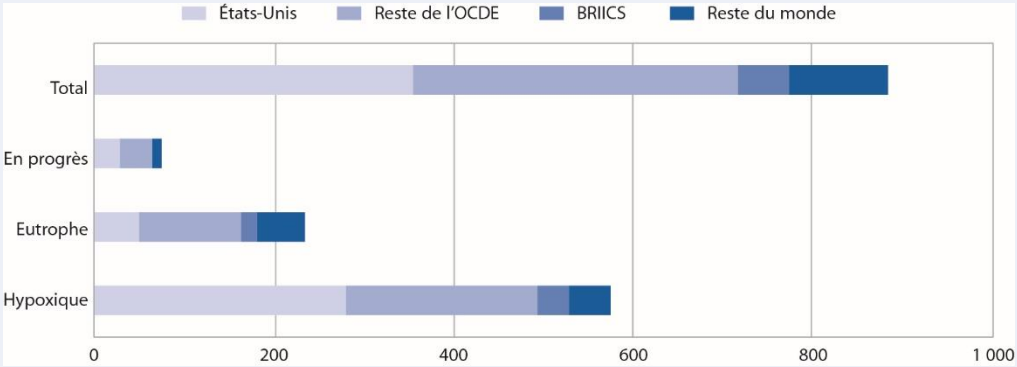
Les zones mortes varient avec les saisons. Aux latitudes tempérées, les eaux de fond peuvent rester hypoxiques de quelques heures à plusieurs mois pendant l'été et l'automne. Heureusement, les systèmes marins côtiers peuvent être remis en état si des efforts soutenus sont faits pour réduire les charges en éléments nutritifs. Cependant, lorsqu'une zone morte apparaît dans un écosystème marin côtier, le phénomène se répète souvent tous les ans (Baird et al., 2004).

Les données disponibles sur les zones mortes montrent clairement que la fertilité de beaucoup d'écosystèmes côtiers a commencé à s'accroître rapidement il y a une cinquantaine d'années. À la fin des années 60, des zones mortes étaient signalées çà et là en Amérique du Nord et en Europe septentrionale (Diaz et al., 2013). Deux décennies plus tard, à l'orée des années 90, elles étaient devenues monnaie courante dans ces mêmes secteurs et au Japon (ibid.). Dans les années 2000, elles ont ensuite gagné l'Amérique du Sud, l'Europe méridionale et l'Australie (ibid.).

Au niveau mondial, quelque 884 zones côtières subissant les effets d'une eutrophisation ont été recensées ; parmi elles, 576 connaissent des problèmes d'hypoxie, 234 sont sous la menace de tels problèmes et 74 peuvent être considérées comme étant en voie de retour à la normale grâce à des mesures de gestion des éléments nutritifs (Graphique 3.11). À ce chiffre s'ajoutent probablement de nombreuses zones hypoxiques dans les régions tropicales qui n'ont pas été répertoriées parce que les capacités scientifiques nécessaires à leur détection font défaut sur place (Altieri et al., 2017). On estime que plus de 10 % des récifs coralliens sont soumis à un fort risque d'hypoxie (ibid.).

Les zones mortes océaniques sont particulièrement vulnérables au changement climatique : d'après Altieri et Gedan (2015), quasiment toutes se trouvent dans des régions qui connaîtront une hausse des températures d'au moins 2 °C d'ici à la fin du siècle. La modification du climat aggrave les situations d'hypoxie en augmentant la température des océans, leur acidification et leur niveau, et en renforçant les précipitations, les vents et les tempêtes.

Graphique 3.11. Répartition des zones mortes océaniques



- Hypoxique - employé pour désigner des zones dont des données scientifiques démontrent que l'hypoxie a été provoquée au moins en partie par une surabondance d'azote et de phosphore. C'est ce qu'on appelle des « zones mortes ».
- Eutrophe - employé pour désigner des zones dans lesquelles on observe les effets de l'eutrophisation : taux élevés d'azote et de phosphore, taux élevés de chlorophylle a, proliférations algales nocives, modification des communautés benthiques, atteintes aux récifs coralliens, destruction des poissons... Ce sont des zones qui risquent de devenir hypoxiques. Certaines le sont peut-être déjà, mais on ne dispose pas de données scientifiques suffisantes pour se prononcer.
- En progrès - employé pour désigner des zones qui ont connu de faibles taux d'oxygène dissous et une situation d'hypoxie, mais dont l'état s'améliore à présent.
- BRIICS - Brésil, Russie, Inde, Indonésie, Chine et Afrique du Sud.

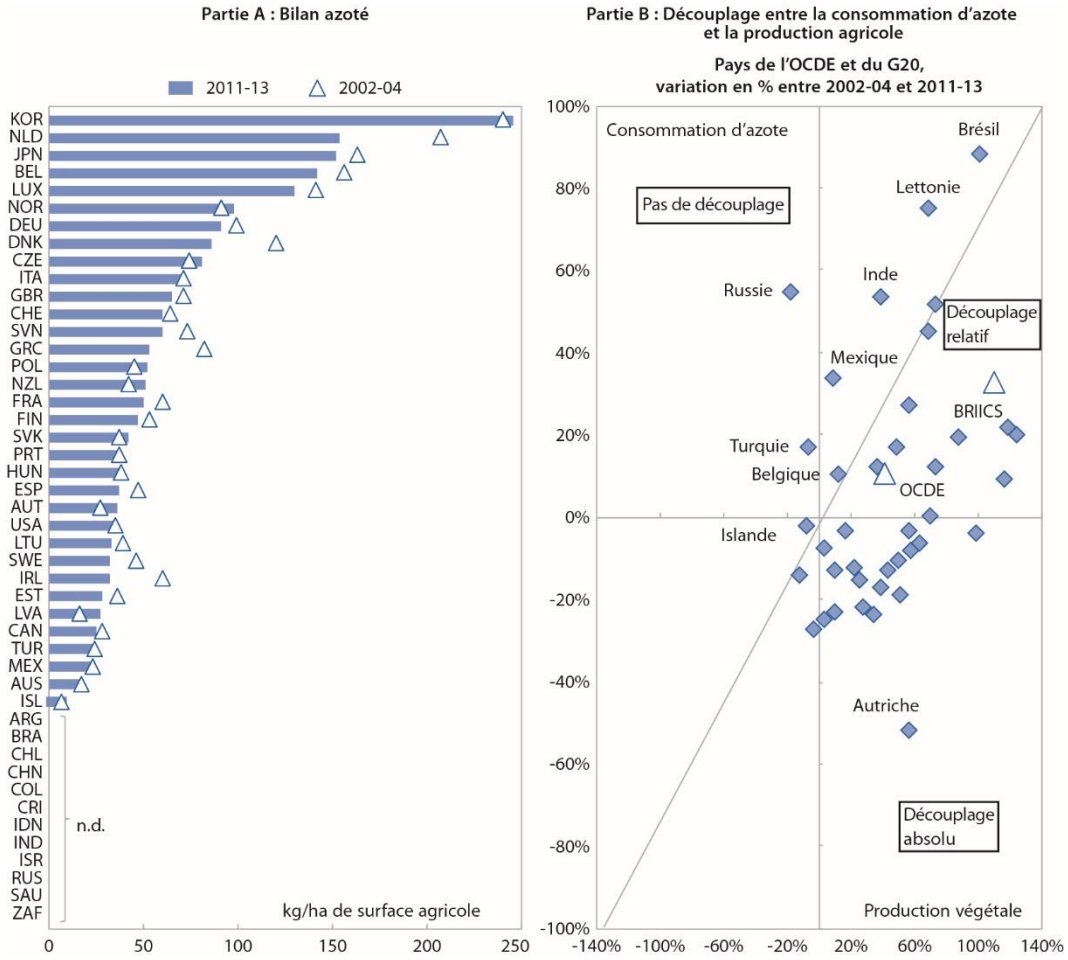
Source : Données recueillies par Robert Diaz, Virginia Institute of Marine Science, situation au 22 juin 2018.

PNUE (2012) fait le lien entre la formation de zones mortes dans l'océan et l'essor des régions agricoles, l'urbanisation et l'aménagement des côtes. Selon PNUE (2012), « souvent inefficiente, l'utilisation d'engrais apporte de l'azote et du phosphore aux cours d'eau et aux eaux souterraines, qui, ajoutés aux éléments nutritifs provenant des effluents d'élevage et des eaux usées insuffisamment

traitées, accroissent considérablement la quantité des éléments nutritifs rejetés dans les eaux côtières directement et par l'intermédiaire des cours d'eau qui reçoivent les rejets des foyers de population et de l'agriculture en amont ».

Les zones mortes demeurent un motif de préoccupation même dans les pays de l'OCDE, où l'efficacité d'utilisation de l'azote et les bilans azotés ont pourtant été améliorés dans les années 2000 en agriculture (Graphique 3.12). Comme dans le cas déjà évoqué de la baie de Chesapeake (voir section 3.2.1), la formation de zones mortes n'est pas seulement le fait de l'agriculture ou des sources terrestres. Une analyse des origines de l'azote apporté dans les eaux marines par les cours d'eau montre que la part cumulée des dépôts atmosphériques et de la fixation biologique naturelle dépasse en fait celle des apports agricoles, et que les eaux usées sont responsables de la plus faible proportion (Tableau 3.3)[21]. Il est indispensable d'identifier les différentes sources d'azote, leurs périmètres d'émission et les outils permettant de maîtriser efficacement le risque de zones mortes qu'elles entraînent – un rôle taillé sur mesure pour l'AVTI.

Graphique 3.12. Azote agricole dans la zone OCDE : moins d'excédents et une utilisation plus efficiente



Partie A : Bilan national à la surface du sol.
Partie B : Consommation d'engrais commerciaux en kg/ha de surface agricole. Valeur de la production végétale en USD aux prix et parités de pouvoir d'achat de 2010. OCDE hors République tchèque.
Source : OCDE (2017).

Tableau 3.3. Origine de l'azote exporté vers les eaux côtières par les cours d'eau

(Millions de tonnes d'azote)

	2000				2030				Variation en % (total)	
Région	Dépôts et production naturelle[1]	Agriculture[2]	Eaux usées[3]	Total	Dépôts et production naturelle[1]	Agriculture[2]	Eaux usées[3]	Total	1970-2000	2000-30
OCDE	6.4	4.4	1.8	12.7	5.7	4.3	2.0	12.0	10	-5
BRIC	11.9	8.7	1.4	21.9	9.0	12.9	2.4	24.3	57	11
Rdm	12.7	5.0	1.0	18.6	10.8	6.5	1.6	18.9	26	2
Monde	30.9	18.0	4.1	53.1	25.4	23.7	6.0	55.2	33	4
Monde (%)	*58*	*34*	*8*	*100*	*46*	*43*	*11*	*100*		

BRIC : Brésil, Russie, Inde, Chine. Rdm : reste du monde, soit tous les pays sauf les membres de l'OCDE et les BRIC.
1. Dépôts d'azote et fixation biologique naturelle (dans les zones non cultivées)
2. Excédent d'azote dans les zones cultivées.
3. Effluents azotés de l'assainissement collectif.
Source : OCDE (2008).

Notes

[1] En 2009, quelque 48 % des écosystèmes terrestres naturels et semi-naturels d'Allemagne étaient touchés par l'eutrophisation et 8 %, par l'acidification (SRU, 2015).

[2] Par exemple, beaucoup de masses d'eau souterraines n'affichent toujours pas un bon état chimique au sens de la directive-cadre sur l'eau de l'UE (DCE) en raison d'une trop forte concentration de nitrates (NO_3^-) (>50 mg/l). De même, beaucoup de cours d'eau dépassent la valeur de 2.5 mg/l de NO_3^- qui caractérise un bon état chimique selon la DCE, et du fait de modifications de la morphologie et de l'eutrophisation, très peu atteignent un bon état écologique.

[3] Par exemple, l'eutrophisation reste problématique presque partout en mer Baltique (HELCOM, 2013).

[4] www.aerius.nl/files/media/Publicaties/Documenten/aerius_the_calculation_tool_of_the_dutch_integrated_approach_to_nitrogen.pdf.

[5] Le NO_2 nuit directement à la santé humaine (voir annexe A).

[6] europa.eu/rapid/press-release_IP-17-238_fr.htm.

[7] Jusqu'à présent, le niveau des émissions de NO_x était principalement calculé en collectant des données dans des installations d'essai, puis en les extrapolant à l'aide de modèles. Toutefois, le volume des émissions quotidiennes d'un véhicule est fonction de nombreux facteurs, par exemple des habitudes individuelles de conduite.

[8] En 2014, 16 % de la population urbaine de l'UE-28 ont été exposés à des concentrations de particules grossières (PM_{10}) supérieures aux valeurs limites de l'UE ; dans le cas des particules fines ($PM_{2.5}$), le pourcentage était de 8 %. Ces proportions grimpent à 50 % et 85 % si l'on se réfère aux valeurs guides de l'OMS, qui sont plus strictes (AEE, 2016).

[9] Même si une baisse des émissions ne se traduit probablement pas par une décrue proportionnelle et linéaire des dépôts. À titre d'exemple, une diminution des émissions de NO_x de 50 % devrait normalement déboucher sur un recul d'environ 35 % de la concentration et des dépôts de NO_3^- (USEPA-SAB, 2011).

[10] En 2014, 8 % de la population urbaine de l'UE-28 étaient exposés à des concentrations d'ozone supérieures aux valeurs cibles de l'UE, et 96 % à des concentrations supérieures aux valeurs guides de l'OMS pour la qualité de l'air, qui sont plus strictes (AEE, 2016).

[11] Les concentrations d'ozone troposphérique culminent en été. La variabilité est très forte d'un jour à l'autre en fonction des conditions météorologiques : l'ozone troposphérique est plus présent en conditions de masses d'air stagnantes associées à une forte inversion de subsidence.

[12] À proximité des sources d'émission, les NO_x réduisent l'ozone troposphérique par titration, tandis que l'on observe une formation nette d'ozone troposphérique sous le vent à distance des sources de NO_x, en fonction de la température et de la dispersion atmosphérique.

[13] Le modèle des bassins d'air combine un modèle de régression des dépôts humides avec les estimations du CMAQ concernant les dépôts secs. Le CMAQ (pour Community Multiscale Air Quality Model) couvre le continent nord-américain avec une résolution de 36 x 36 km, une résolution supérieure (12 x 12 km) étant utilisée pour le bassin hydrographique de la baie de Chesapeake.

[14] Le modèle du bassin hydrographique a été mis au point en 1982 et en est maintenant à sa cinquième extension.

[15] Le modèle WQSTM suit aussi le transport des sédiments et leur resuspension, en modélisant les vagues dans l'estuaire de la baie.

[16] Le règlement sur la pollution atmosphérique inter-États vise la pollution atmosphérique produite dans les États en amont qui est entraînée en dehors de leur territoire et détériore la qualité de l'air dans les États sous le vent. Il a remplacé le règlement sur la qualité de l'air inter-États en 2015.

[17] Conformément aux plans de mise en œuvre des normes nationales de qualité de l'air ambiant que sont tenus d'adopter les États.

[18] Pour autant que les charges en azote dans le lac proviennent principalement des terres agricoles.

[19] Dans l'Oregon, les puits privés ne sont pas soumis aux lois destinées à protéger l'eau potable. Par conséquent, leurs propriétaires ne sont pas tenus de respecter les normes relatives à l'eau potable (et ignorent souvent que l'eau est contaminée, le NO_3^- étant inodore, incolore et sans saveur).

[20] Il a été largement démontré que les concentrations élevées de NO_3^- sont liées aux alluvions qui se trouvent en bordure de la rivière, dans la zone inondable centennale.

[21] Le poids relatif des sources agricoles devrait augmenter d'ici à 2030 en cas de politiques inchangées (tableau 3.3).

Références

AEE (2016), *Air Quality in Europe — 2016 Report*, EEA Report n° 28/2016, Agence européenne pour l'environnement, Copenhague, doi.org/10.2800/80982.

Altieri, A. et al. (2017), « Tropical Dead Zones and Mass Mortalities on Coral Reefs », *Proc. Natl. Acad. Sci. U S A.*, vol. 114, n° 14.

Altieri, A. et K. Gedan (2015), « Climate Change and Dead Zones », *Global Change Biology*, vol. 21, n° 4.

Anastasiadis, S. et al. (2013), « Does Complex Hydrology Require Complex Water Quality Policy? », *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 58, n° 1, doi/10.1111/1467-8489.12024/epdf.

Anastasiadis, S. et al. (2011), « Does Complex Hydrology Require Complex Water Quality Policy? NManager Simulations for Lake Rotorua », Working Paper 11-14, Motu Economic and Public Policy Research, Wellington, doi.org/10.2139/ssrn.1975569.

Baird, D. et al. (2004), « Consequences of Hypoxia on Estuarine Ecosystem Function: Energy Diversion from Consumers to Microbes », *Ecological Applications*, vol. 14, n° 3.

Breitburg, D. et al. (2009), « Hypoxia, Nitrogen, and Fisheries: Integrating Effects Across Local and Global Landscapes », *Annual Review of Marine Science*, vol. 1

Conlon, T. et al. (2005), *Ground-Water Hydrology of the Willamette Basin, Oregon*, U.S. Geological Survey, Scientific Investigations Report 2005–5168.

Cooper, O. et al. (2014), « Global Distribution and Trends of Tropospheric Ozone: An Observation-based Review », *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 2, n° 29.

Cox, T. et al. (2013), « An Integrated Model for Simulating Nitrogen Trading in an Agricultural Catchment with Complex Hydrogeology », *Journal of Environmental Management*, vol. 127, 30 septembre 2013, doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.022.

Diaz, R. et al. (2013), « Hypoxia », in *Managing Ocean Environments in a Changing Climate*, Noone, K. et al. (dir. pub.), Elsevier, New York.

Díaz, R. et R. Rosenberg (2008), « Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems », *Science*, vol. 321.

Djambazov, G. et K. Pericleous (2015), « Modelled Atmospheric Contribution to Nitrogen Eutrophication in the English Channel and the Southern North Sea », *Atmospheric Environment*, vol. 102, do.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.071.

Drummond, P. et al. (2015), « Policy Instruments to Manage the Unwanted Release of Nitrogen into Ecosystems – Effectiveness, Cost-Efficiency and Feasibility », note présentée au Groupe de travail sur la biodiversité, l'eau et les écosystèmes lors de sa reunion des 19-20 février 2015, ENV/EPOC/WPBWE(2015)8.

Gauger, T. (2017), « Reaktiver Stickstoff in der Atmosphäre von Baden-Württemberg - Interimskarten der Ammoniakkonzentration und der Stickstoffdeposition (Depositionsbericht 2017) », chapitre 1-4, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung, ID U46-S7-J16, Ministère de l'Environnement, du Climat et de l'Energie (dir. pub.), Bade-Wurtemberg, Karlsruhe, Allemagne, http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/121207/U46-S7-J16.pdf?command=downloadContent&filename=U46-S7-J16.pdf&FIS=91063.

HELCOM (2013), *Summary Report on the Development of Revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and Updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan*, Helsinki Commission, Helsinki.

Karl, T. et al. (2017), « Urban Eddy Covariance Measurements Reveal Significant Missing NO_x Emissions in Central Europe », *Scientific Reports*, vol. 7, article n° 2536, doi.org/10.1038/s41598-017-02699-9.

Linker, L. et al. (2016), « Integrating Air and Water Environmental Management in the Chesapeake Bay Program », exposé présenté au cours de l'atelier mixte OCDE/Équipe spéciale de l'azote réactif *Cascade de l'azote et politiques publiques : vers des solutions intégrées*, OCDE, Paris, 9-10 mai 2016.

LUBW (2018), « StickstoffBW », Institut régional de l'environnement, de l'étude et de la protection de la nature du Bade-Wurtemberg (dir. pub.), https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/medienuebergreifende-umweltbeobachtung/stickstoffbw.

LUBW (2016), « Beurteilung der Stickstoffdeposition in Baden-Württemberg -- Kurzmitteilung 1/2016 für eine zwischen Bund und Ländern abgestimmte Stickstoffstrategie », Institut régional de l'environnement, de l'étude et de la protection de la nature du Bade-Wurtemberg, Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung, ID U10-S7-J16, ministère de l'Environnement, du Climat et de l'Énergie du Bade-Wurtemberg et ministère fédéral des Transports et de l'Infrastructure Numérique, Bade-Wurtemberg (dir. pub.), Karlsruhe, Allemagne, www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/116484/U10-S7-J16.pdf?command=downloadContent&filename=U10-S7-J16.pdf.

Ministère néerlandais des affaires économiques (2015), site web du Programma Aanpak Stikstof, pas.natura2000.nl/ (consulté le 27 janvier 2017).

OCDE (2017), *Green Growth Indicators 2017*, Éditions OCDE, Paris, doi.org/10.1787/9789264268586-en.

OCDE (2015), *Panorama de l'environnement 2015 : les indicateurs de l'OCDE*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264255531-fr.

OCDE (2012), *Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2050*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/env_outlook-2012-fr.

OCDE (2008), *Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2030*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264040502-fr.

Pinho, P. et al. (2016), « Mapping Portuguese Natura 2000 Sites in Risk of Biodiversity Change Caused by Nitrogen Pollution », contribution à l'Atelier mixte sur l'azote OCDE/Équipe spéciale de l'azote réactif, Paris, 9-10 mai 2016, Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes et CERENA, Lisbonne, Portugal.

PNUE (2012), *Green Economy in a Blue World*, PNUE, FAO, OMI, PNUD, UICN, WorldFish Center, GRID-Arendal, undp.org/content/dam/undp/library/EnvironmentandEnergy/WaterandOceanGovernance/Green_Economy_Blue_Full.pdf.

PRIMEQUAL (2015), *Agriculture et Pollution de l'Air : Impacts, Contributions, Perspectives, État de l'Art des Connaissances,* plaquette résumant un séminaire national organisé le 2 juillet 2014 réunissant des experts du Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, de l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie et de l'Institut

national de la recherche agronomique, Programme de Recherche Inter-organisme pour une Meilleure Qualité de l'Air.

Rabalais, N. et al. (2010), « Dynamics and Distribution of Natural and Human-caused Hypoxia », *Biogeosciences*, vol. 7.

Roy, R. et N. Braathen (2017), « The Rising Cost of Ambient Air Pollution thus far in the 21st Century: Results from the BRIICS and the OECD Countries », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 124, Éditions OCDE, Paris, doi.org/10.1787/d1b2b844-en.

Salomon, M. et al. (2016), « Towards an Integrated Nitrogen Strategy for Germany », *Environmental Science & Policy*, vol. 55, janvier 2016.

SRU (2015), *Nitrogen: Strategies for Resolving an Urgent Environmental Problem*, Sachverständigenrat für Umweltfragen [Conseil consultatif sur l'environnement], Berlin.

Sturdivant, S. et al. (2012), « Bioturbation in a Declining Oxygen Environment, *in situ* Observations from Wormcam », *PLoS ONE*, vol. 7, n° 4.

Thunis, P. et al. (2017), *Urban $PM_{2.5}$ Atlas - Air Quality in European Cities*, Commission européenne, Centre commun de recherche, JRC108595, EUR 28804 EN, Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg.

Turner, R. et al. (1998), « Fluctuating Silicate: Nitrate Ratios and Coastal Plankton Food Webs », *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.*, vol. 95, n° 22.

USEPA-SAB (2011), *Reactive Nitrogen in the United States: An Analysis of Inputs, Flows, Consequences and Management Options*, U.S. Environmental Protection Agency's Science Advisory Board, EPA-SAB-11-013, USEPA, Washington D.C., yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/WebBOARD/INCFullReport/$File/Final%20INC%20Report_8_19_11(without%20signatures).pdf.

Vieno, M. et al. (2016), « The UK Particulate Matter Air Pollution Episode of mars-avril 2014: More than Saharan Dust », *Environmental Research Letters*, vol. 11, n° 4.

Chapitre 4. Conséquences imprévues des pratiques de conservation utilisées en agriculture pour le cycle de l'azote

Au travers d'une étude de cas portant sur l'agriculture, ce chapitre met en garde contre les possibles effets indésirables des mesures de gestion de la pollution azotée. Il passe en revue les différentes pratiques appliquées aux États-Unis pour gérer cette pollution dans le secteur agricole. Il examine en détail les possibles effets indésirables de chaque mesure et en tire des enseignements généraux.

Quelle que soit l'approche choisie (fondée sur les risques ou de précaution), il est primordial que les pouvoirs publics tiennent compte de la réalité de la cascade de l'azote pour orienter leur action (voir la description de la cascade au chapitre 1). Pour concevoir des politiques optimales de gestion de l'azote et des incitations appropriées pour les appuyer, il faut évaluer leurs effets indésirables sur les autres formes d'azote à l'intérieur de cette cascade. Ce principe vaut pour l'ensemble des sources d'azote : agriculture, énergie, transports, industrie, assainissement...

Le présent chapitre se concentre sur les pratiques agricoles et montre qu'elles peuvent avoir des conséquences imprévues si on omet de prendre en compte la cascade de l'azote. L'azote connaît de nombreuses transformations sous de nombreuses formes qui contribuent à sa migration entre les écosystèmes terrestres, atmosphériques et aquatiques. En raison de cette labilité, les effets bénéfiques visés deviennent souvent des effets négatifs pour des écosystèmes adjacents, voire au sein de l'écosystème dans lequel est appliqué l'azote (Follett et al., 2010).

4.1 Gestion de l'azote au service de l'agriculture et de l'environnement

Aux États-Unis, l'utilisation accrue d'engrais azotés commerciaux a permis un accroissement des rendements agricoles, mais aussi fait peser des risques plus importants sur la qualité de l'environnement. Le Service de conservation des ressources naturelles (NRCS) du ministère de l'Agriculture des États-Unis (USDA) a évalué le recours aux pratiques de conservation sur les terres cultivées dans plusieurs grands bassins hydrographiques, à partir de données d'enquête recueillies sur la période 2003-06 (USDA-NRCS, 2011a, 2012b, 2012c, 2013a, 2013b). L'état de la gestion de l'azote a été évalué sur la base d'un ensemble de critères définissant le taux, la méthode et le calendrier d'épandage appropriés. Le respect de ces trois critères garantissait un apport adéquat en éléments nutritifs aux cultures, tout en limitant les risques d'épandages excessifs risquant fort d'entraîner des rejets dans l'air et dans l'eau à partir des champs.

Le NRCS a constaté que de nombreux aspects restaient à améliorer dans l'ensemble (Tableau 4.1). En particulier, le faible taux d'application de bonnes pratiques de gestion des éléments nutritifs dans les cours supérieur et inférieur du Mississippi et dans le bassin Ohio-Tennessee sont notables, car ces régions concentrent la majeure partie de la production de maïs. Le maïs est la culture qui utilise le plus d'azote, à la fois par acre[1] et en termes absolus. Ces régions sont également parmi les principaux pourvoyeurs de l'azote qui entre dans le golfe du Mexique par le Mississippi et qui est responsable au premier chef de la vaste zone d'eaux hypoxiques qui s'y est formée (Alexander et al., 2008).

Tableau 4.1. Pourcentage des terres cultivées respectant des critères de taux, méthode et calendrier d'épandage de l'azote compatibles avec une « bonne » gestion dans le bassin du Mississippi, 2003-06

Bassin hydrographique	% des terres cultivées
Ohio-Tennessee	17
Cours supérieur du Mississippi	14
Cours inférieur du Mississippi	14
Missouri	35
Arkansas-White-Red	33

Source: USDA-NRCS, Conservation Effects Assessment Project.

La *Clean Air Act* (loi sur la qualité de l'air) et la *Clean Water Act* (loi sur la qualité de l'eau) réglementent les effets environnementaux de l'azote dans l'air et dans l'eau. Les programmes de protection de l'environnement de l'USDA encouragent de façon générale une meilleure gestion des éléments nutritifs au travers de programmes volontaires. Les agriculteurs décident eux-mêmes des mesures de conservation à adopter. Pour protéger un milieu particulier de l'environnement contre la pollution agricole, on encourage des ensembles spécifiques de pratiques de gestion, soit par le biais de la réglementation (ce qui est rare aux États-Unis) soit par celui de l'aide financière et de la sensibilisation (cas le plus fréquent). Les pratiques soutenues sont souvent choisies en fonction de leur efficacité escomptée pour ce qui est de prévenir les rejets de polluants dans un milieu particulier. Or, le fait de se focaliser sur une voie de transfert en particulier peut entraîner des conséquences imprévues préjudiciables à d'autres milieux.

La section suivante décrit la migration de l'azote dans le contexte des productions végétales et celui des installations d'élevage confiné. Les deux rejettent d'importantes quantités d'azote dans l'environnement, mais font l'objet d'approches de gestion différentes.

4.2 Voies de transfert de l'azote dans le cadre des productions végétales

Les émissions d'azote dans l'eau et l'atmosphère ne constituent pas des phénomènes indépendants, mais sont liées par les processus biologiques et chimiques qui engendrent les diverses formes d'azote. La production végétale se caractérise par des conditions climatiques et édaphiques stochastiques qui influent sur les rendements agricoles et les pertes d'azote. Sur le plan des éléments nutritifs, elle constitue un système « non étanche ». Il est impossible de s'assurer que les cultures absorbent tous les éléments nutritifs qui sont apportés aux terres cultivées via l'épandage direct d'engrais commerciaux ou d'effluents d'élevage, ou qui sont fixés par les légumineuses. L'azote épandu sur les terres cultivées peut être « perdu » de différentes manières :

- *Érosion des sols*. Les pertes peuvent se produire au niveau de la surface du sol, lorsque l'azote se fixe sur des particules de sol qui sont emportées à l'extérieur du champ par le vent ou l'eau. Bien que l'érosion éolienne et l'érosion hydrique soient observables dans l'ensemble des régions, la première domine généralement dans les régions sèches et la seconde, dans les régions humides. Dans l'ensemble, les pertes d'azote sous l'effet de

l'érosion sont faibles si des pratiques de conservation élémentaires sont appliquées (Iowa Soybean Association, 2008).

- *Ruissellement*. Le ruissellement d'azote dissous à la surface du sol, généralement sous la forme de nitrate (NO_3^-), constitue un problème seulement lorsque les engrais et/ou effluents d'élevage épandus sont emportés par les eaux pluviales avant d'avoir pu pénétrer dans le sol (Legg et Meisinger, 1982 ; Iowa Soybean Association, 2008).
- *Lessivage*. Le lessivage se produit lorsque des eaux pluviales et/ou d'irrigation sont présentes en quantités suffisantes pour entraîner facilement le NO_3^- soluble à travers le sol (Randall et al., 2008). Le NO_3^- aboutit à terme dans les aquifères ou les eaux de surface par le biais de drains en tuyaux et d'écoulements souterrains. Les drains en tuyaux peuvent constituer une importante voie de transfert de l'azote des sols agricoles jusqu'aux eaux de surface dans les régions où le niveau des nappes d'eau est élevé (Turner et Rabalais, 2003 ; Randall et al., 2008 ; Randall et al., 2010 ; Petrolia et Gowda, 2006).
- *Volatilisation de l'ammoniac (NH_3)*. Des quantités considérables d'azote peuvent être rejetées dans l'atmosphère sous forme de NH_3 si l'urée ou les engrais d'origine animale épandus en surface ne sont pas enfouis immédiatement (Hutchinson et al., 1982 ; Fox et al., 1996 ; Freney et al., 1981 ; Sharpe et Harper, 1995 ; Peoples et al., 1995). De plus, par temps chaud, la transformation des effluents d'élevage et d'autres engrais azotés inorganiques sensibles en NH_3 peut être accélérée.
- *Dénitrification*. Quand la teneur en oxygène du sol est faible, des micro-organismes appelés « bactéries dénitrifiantes » transforment le NO_3^- en diazote et en hémioxyde d'azote (N_2O) (Mosier et Klemedtsson, 1994). La dénitrification se produit généralement lorsque les sols contiennent du NO_3^-, qu'ils sont chauds et que leur humidité est élevée ou que de l'eau stagnante est présente. Le rapport entre le diazote et le N_2O dépend de la quantité d'oxygène dont disposent les organismes dénitrifiants. Plus l'oxygène est abondant, plus la quantité de N_2O produite est importante.

Afin de préserver la viabilité économique des exploitations sur fond de variabilité temporelle des conditions météorologiques et de la teneur en azote des sols, les agriculteurs appliquent des quantités d'azote plus importantes que celles dont les végétaux ont besoin pour se protéger contre le risque de perte (il s'agit en quelque sorte d'un taux d'épandage d'azote « tout risque ») (Sheriff, 2005 ; Babcock, 1992 ; Babcock et Blackmer, 1992 ; Rajsic et Weersink, 2008). Cette méthode garantit la disponibilité de l'azote nécessaire aux cultures. De plus, les agriculteurs peuvent chercher à maximiser la rentabilité économique en appliquant un « filet de sécurité », c'est-à-dire en fixant pour un champ donné un objectif de rendement optimiste correspondant à des conditions météorologiques optimales, pour être sûrs que la quantité d'azote nécessaire à des rendements maximums est disponible (Schepers et al., 1986 ; Bock et Hergert, 1991). Les années où les conditions météorologiques ne sont pas optimales pour maximiser les rendements, leurs épandages d'azote sont alors excessifs d'un point de vue agronomique. Comme, quasiment par définition, les conditions climatiques sont rarement optimales, les agriculteurs adoptant cette approche épandent le plus souvent trop d'engrais sur leurs cultures. La décision d'appliquer des quantités « supplémentaires » d'azote

est économiquement justifiée si le coût de ces épandages est faible comparé à celui d'épandages insuffisants (Rajsic et Weersink, 2008).

4.3 Voies de transfert de l'azote dans la production animale

Le cycle de l'azote dans la production animale intègre la production, le stockage et la gestion des effluents d'élevage. L'azote entre dans le système par l'alimentation animale. Une partie est retenue dans les produits d'origine animale (viande, lait, œufs), mais pas moins de 95 % sont rejetés dans l'urine et les déjections, dont une grande partie est épandue pour fertiliser les terres cultivées (Follett et Hatfield, 2001).

Ces effluents d'élevage peuvent s'accumuler dans ou sous les installations de production pendant quelques heures ou plusieurs mois, en fonction du système de collecte. Les installations de production sont dotées d'un dispositif de ventilation pour évacuer les gaz émis, notamment le NH_3. Les effluents d'élevage sont par la suite retirés pour être acheminés vers une structure de stockage (bassin, réservoir, fosse ou dalle) et stockés pendant un laps de temps allant de quelques jours à de longs mois. En fonction du système et de l'ampleur des contacts avec la pluie et le vent, de l'azote peut être rejeté dans l'eau et dans l'air à ce stade-là. Les effluents stockés sont tôt ou tard acheminés vers des champs pour y être épandus. Les rejets d'azote dans l'air et l'eau à partir des champs varient en fonction de la méthode et du taux d'épandage. L'azote présent dans les champs permet de produire des végétaux, qui à leur tour peuvent servir de fourrage pour les animaux, bouclant ainsi le cycle. L'azote rejeté dans l'air finit par retomber sur terre, où il peut constituer une source d'éléments nutritifs pour les végétaux ou se perdre comme décrit plus haut.

La forme sous laquelle l'azote chemine des animaux aux champs dépend d'une multitude de facteurs, notamment les techniques de stockage, le taux d'humidité des effluents d'élevage, la température, la circulation d'air, le pH et la présence de micro-organismes. Lorsqu'on réduit la migration de l'azote selon une voie de transfert en modifiant sa forme, on amplifie sa migration selon une autre voie (NRC, 2003). Par exemple, le fait de diminuer les rejets de NH_3 des champs vers l'atmosphère en injectant les déjections animales directement dans le sol accroît la quantité d'azote susceptible de parvenir dans les ressources hydriques sous la forme de NO_3^- (Oenema, 2001 ; Abt Associates, 2000). En ignorant les interactions du cycle de l'azote lors de l'élaboration des mesures de gestion des effluents d'élevage, on risque d'ouvrir la voie à des effets indésirables sur la qualité de l'environnement.

4.4 Pratiques de conservation et cycle de l'azote

Les pratiques de conservation classiques ont été évaluées sous l'angle de leurs effets sur les pertes d'azote selon différentes voies de transfert. Les changements apportés à la rotation des cultures pour réduire les pertes d'azote ne sont pas pris en compte, hormis l'ajout d'une culture de couverture[2]. Les pratiques ci-après influent sur les pertes d'azote dans l'environnement. Leur efficacité varie considérablement selon le contexte dans lequel elles sont appliquées (culture, sol, climat, aptitudes professionnelles). L'analyse se limite donc aux effets d'ordre général. Il convient de rappeler que les pratiques conçues en vue d'assurer la réalisation d'objectifs

particuliers de la politique de l'environnement sont souvent utilisées de manière combinée (Encadré 4.1).

Encadré 4.1. Les pratiques de conservation sont souvent combinées

Il est généralement impossible de régler les problèmes de pollution azotée au moyen d'une seule pratique de gestion, car les pratiques isolées ne produisent pas d'ordinaire tout l'éventail des effets requis sur un site. Plusieurs pratiques sont donc associées pour établir des systèmes de pratiques, lesquels sont habituellement plus efficaces en matière de lutte contre les polluants dans la mesure où ils peuvent être utilisés en plusieurs points du processus de production de ceux-ci. Cependant, pour qu'un ensemble de pratiques forme un système efficace, il faut que les pratiques soient choisies et conçues pour fonctionner ensemble et favoriser de concert la réalisation des objectifs considérés de la politique de l'environnement. Si l'objectif est la qualité de l'eau, par exemple, il est possible de combiner gestion des éléments nutritifs, façons culturales anti-érosives, bordures de champs et bandes rivulaires pour lutter contre les pertes d'azote. Les façons culturales anti-érosives peuvent permettre de limiter le transport en surface de l'azote en diminuant l'érosion et le ruissellement, tandis que la gestion des éléments nutritifs réduit au minimum les pertes de subsurface imputables à l'infiltration accrue qui en découle. Des bandes filtrantes peuvent être utilisées pour limiter le transport de l'azote par l'amplification de l'infiltration et par l'absorption de l'azote disponible par les plantes cultivées en lisière des champs. L'azote qui s'échappe malgré la gestion des éléments nutritifs, les façons culturales anti-érosives et les bandes filtrantes peut être capté et dénitrifié dans les bandes rivulaires.

Chaque élément du système de pratiques de gestion doit être choisi, conçu, mis en œuvre et administré en tenant compte des caractéristiques spécifiques du site pour assurer la synergie des pratiques au service des objectifs généraux de gestion. Ainsi, si la gestion des éléments nutritifs, les façons culturales anti-érosives, les bandes filtrantes et les bandes rivulaires sont utilisées pour traiter un problème de qualité de l'eau, les activités de plantation et d'épandage d'éléments nutritifs doivent être menées dans le respect des objectifs et pratiques de travail du sol favorable à la conservation des sols (injection plutôt qu'épandage à la volée et enfouissement des engrais, par exemple). De plus, l'eau de ruissellement issue des champs doit être acheminée de manière uniforme vers les bandes filtrantes qui, à leur tour, doivent être en mesure de la faire passer dans les bandes rivulaires conformément aux normes et spécifications prévues.

Source: USEPA (2003).

4.4.1 Gestion des éléments nutritifs

Selon la définition donnée par le NRCS, la gestion des éléments nutritifs consiste à gérer la quantité, la localisation, la forme et les caractéristiques temporelles de l'épandage sur le sol des éléments nutritifs destinés aux végétaux (USDA-NRCS, 2006). L'accent est mis sur l'efficacité d'utilisation globale des éléments nutritifs[3], et non sur un vecteur ou une voie spécifique de rejet de ces éléments dans l'environnement. Cependant, les décisions relatives au taux, au calendrier et à la

méthode d'épandage ont des répercussions sur la forme et la voie de migration de l'azote à l'intérieur et à partir du sol.

L'épandage d'azote sur les terres cultivées peut prendre diverses formes. Les formes d'engrais azotés les plus employées sont notamment l'ammoniac anhydre ou NH_3 (gaz), l'urée (solide), le mélange d'urée et de nitrate d'ammonium (liquide)[4] et le fumier (solide). Ces formes se différencient les unes des autres par la rapidité de leur transformation en NO_3^-, substance dont ont réellement besoin les végétaux. Plus l'épandage est rapproché de la période où le végétal requiert de l'engrais, plus la transformation de ce dernier en NO_3^- doit être rapide. L'application d'une forme d'engrais inadaptée au calendrier peut se traduire par d'importantes pertes dans l'environnement et de faibles rendements.

Il est possible d'accroître l'efficacité d'utilisation de l'azote en incorporant les engrais dans le sol plutôt que de les épandre à la volée à la surface. Ce procédé atténue les risques de pertes atmosphériques ou par ruissellement. Il réduit également les pertes liées à la volatilisation du NH_3. Cependant, selon certaines études, l'enfouissement des engrais augmente les émissions de N_2O (Flessa et Beese, 2000 ; Wulf et al., 2002 ; Drury, 2006). L'injection ou l'enfouissement des engrais pourrait aussi accroître le lessivage des NO_3^-, notamment en présence de sols à texture grossière (Abt Associates, 3).

Il est possible d'accroître l'efficacité d'utilisation de l'azote en faisant mieux correspondre la demande en azote des cultures et les apports tout au long de la période de croissance (Doerge et al., 1991 ; Cassman et al., 2002 ; Meisinger et Delgado, 2002). Cela suppose de maintenir une faible concentration d'azote inorganique dans le sol lorsque la croissance végétale est faible et d'apporter des quantités suffisantes d'engrais azotés inorganiques pendant les périodes de croissance végétale rapide. Par exemple, les besoins du maïs en azote ne sont pas très élevés jusqu'à environ 4 semaines après sa sortie de terre, qui intervient habituellement de juin à juillet dans les principales régions productrices de maïs aux États-Unis. Cependant, pour les cultures plantées au printemps, les agriculteurs épandent souvent l'azote en automne parce que les engrais sont moins chers et qu'ils sont moins pris par le temps qu'au printemps.

Un sol froid et l'utilisation d'inhibiteurs d'azote peuvent ralentir la transformation de l'engrais azoté en NO_3^-, mais les pertes par lessivage peuvent alors s'avérer assez importantes. Le passage aux épandages de printemps peut permettre de réduire les quantités appliquées et les pertes de NO_3^- dans l'eau, mais peut aussi accroître les émissions de N_2O, dans la mesure où le temps est alors généralement plus chaud et plus humide (Delgado et al., 1996 ; Rochette et al., 2004 ; et Hernandez-Ramirez et al., 2009). L'épandage d'azote au cours de la période de croissance présente également des risques, car les conditions météorologiques peuvent empêcher de le réaliser au moment où les végétaux en ont besoin et nuire ainsi aux rendements. Bien que les inhibiteurs de nitrification soient efficaces pour réduire les émissions directes de N_2O et le lessivage du NO_3^-, des études récentes laissent à penser qu'ils peuvent augmenter la volatilisation du NH_3 et, par la suite, les émissions indirectes de N_2O (Lam et al., 2017).

Les technologies de l'agriculture de précision jouent un rôle grandissant dans la production agricole et créent de nouvelles possibilités d'accroître l'efficacité d'utilisation de l'azote. Les technologies de précision – comme les systèmes de guidage des tracteurs par GPS, l'établissement de cartes des sols et des rendements

par GPS et la modulation intra-parcellaire des épandages – aident les agriculteurs à recueillir des informations sur l'évolution des conditions de terrain afin d'adapter les pratiques de fertilisation (Schimmelpfennig, 2016). La première vague de l'agriculture de précision a été le guidage des tracteurs par GPS. Apparu au début des années 90, ce système est maintenant largement répandu (Schmaltz, 2017). Le GPS réduit les erreurs de conduite et les chevauchements durant l'épandage. Le taux de pénétration de la deuxième vague technologique, à savoir la modulation intra-parcellaire des épandages, est actuellement estimé à 15 % en Amérique du Nord et devrait continuer de progresser rapidement (ibid.). La troisième vague pourrait bien être celle des « mégadonnées » et la quatrième vague, à plus long terme, celle de la robotique. La notion de mégadonnées renvoie aux volumes massifs de données d'une grande variété qui peuvent être captés (par exemple, par des drones), analysés et utilisés pour la prise de décision (Wolfert et al., 2017).

4.4.2 Travail du sol

Le travail du sol favorable à la conservation des sols (façons culturales anti-érosives) est une pratique courante qui présente plusieurs avantages, dont une consommation réduite de carburant, des disponibilités en eau du sol accrues et une érosion des sols réduite. Une érosion moindre des sols maintient davantage de particules du sol et les éléments nutritifs qui y sont fixés à l'écart des eaux de surface. Comme l'ont établi certaines études, les systèmes de culture sans travail du sol réduisent le lessivage du NO_3^- par rapport au travail du sol conventionnel, sans oublier la rotation adéquate des cultures, en particulier celles comportant des végétaux fixateurs d'azote (Meek et al., 1995). Cependant, une autre étude a montré que les façons culturales anti-érosives augmentaient le taux d'infiltration des sols (Baker, 1993). Le risque de lessivage du NO_3^- peut être accru en raison des disponibilités en eau plus importantes et de la plus grande porosité du sol (larges espaces poraux) (USEPA, 2003). La macroporosité du sol et la proportion des précipitations empruntant des voies d'écoulement préférentielles progressent souvent lorsqu'on adopte des façons culturales anti-érosives, ce qui peut accroître le transfert du NO_3^- et d'autres substances chimiques présentes dans les couches supérieures du sol vers le sous-sol et les nappes souterraines peu profondes (Shipitalo et al., 2000). De plus, le travail réduit du sol crée un environnement plus favorable à l'ammonisation et à la dénitrification, ce qui peut se traduire par une augmentation des émissions atmosphériques d'azote. Cela dépend toutefois des sols et de leur humidité (MacKenize, Fan et Cadrin, 1997).

4.4.3 Cultures de couverture

Les cultures de couverture sont plantées après la récolte de la culture principale pour maintenir un couvert végétal à la surface du sol et prévenir son érosion, et pour empêcher le lessivage de l'azote ou son ruissellement vers les eaux de surface (Dabney et al., 2010). Les cultures de couverture remplissent cette fonction en puisant l'eau et le NO_3^-, réduisant ainsi la quantité de NO_3^- qui s'infiltre à travers le sol. Par exemple, d'après une étude menée sur six ans (1999-2005) et portant sur le maïs et le soja au Canada, l'utilisation de blé d'hiver en guise de culture de couverture peut réduire les pertes de NO_3^- par rapport à l'absence d'une telle culture, tout en augmentant les rendements (Drury et al., 2014). Les cultures de couverture présentent l'avantage supplémentaire d'accumuler le carbone du sol. Toutefois, elles ne sont pas aussi efficaces pour réduire les pertes atmosphériques

d'azote, qui se produisent principalement lors des épandages d'engrais ou peu de temps après.

4.4.4 Bandes filtrantes

Les bandes filtrantes végétales retirent des eaux de ruissellement de surface des sédiments, des matières organiques et d'autres polluants, lesquels sont ainsi tenus à l'écart des cours d'eau. L'effet sur l'azote dissous est moins évident. Il est possible que le filtre accentue la dénitrification. Par ailleurs, le lessivage du NO_3^- peut augmenter en raison du ralentissement du mouvement des eaux de surface. Fares et al. (2010) ont passé en revue les études publiées sur les filtres végétaux et le cycle de l'azote.

4.4.5 Zones humides remises en état

Il a été démontré que les zones humides remises en état sont efficaces pour réduire la migration de l'azote depuis les terres cultivées vers les eaux de surface (Jansson et al., 1994 ; Hey et al., 2005 ; Mitsch et Day, 2006). La végétation de ces zones assimile l'azote et les sols humides accentuent la dénitrification. La désazotation se produit principalement par le biais de la dénitrification (Crumpton et al., 2008). Pour certains, la dénitrification produit plutôt du diazote inerte et peu de N_2O (USEPA, 2010 ; Hernandez et Mitsch, 2006 ; Crumpton et al., 2008).

4.4.6 Drainage des champs

Des tuyaux de drainage sont utilisés pour réduire le ruissellement et accroître le drainage des sols. En abaissant la nappe d'eau du sol, ils permettent des productions végétales intensives sur des champs qui seraient autrement trop humides. Les sols drainés ont tendance à être très productifs. Environ 26 % des terres cultivées bénéficiant d'apports d'azote sont dotées de tuyaux de drainage et ce, principalement dans la production de maïs (Ribaudo et al., 2011). Cependant, quelque 71 % des superficies disposant de tuyaux de drainage ne remplissent pas les trois critères de gestion de l'azote.

Les tuyaux de drainage offrent un passage rapide pour le NO_3^- soluble, qui évite concrètement toute atténuation dans le sol ou dans les tampons végétaux. De ce fait, ils peuvent avoir pour effet indésirable de concentrer l'azote et de l'acheminer directement dans les cours d'eau (Hirschi et al., 1997). Dans les zones où les champs sont dotés de tuyaux de drainage, ceux-ci sont à l'origine de pertes de NO_3^- qui sont une importante cause de dégradation de la qualité de l'eau (Dinnes et al., 2002 ; David et al., 2010 ; Randall et al., 2010)[5].

Afin de réduire la pollution azotée provoquée par les tuyaux de drainage, d'autres pratiques de gestion peuvent s'avérer nécessaires, comme la gestion des éléments nutritifs dans l'optique de la réduction à la source et le recours à des biofiltres (ou bioréacteurs) fixés à la sortie des drains aux fins d'interception (USEPA, 2003). Cependant, les bioréacteurs amplifient aussi la dénitrification[6].

Par ailleurs, les pratiques de contrôle du ruissellement peuvent contribuer à réduire les débits hydriques (USEPA, 2003). La gestion des eaux de drainage fait partie des pratiques actuellement utilisées pour lutter contre les pertes de NO_3^-. Ce processus consiste à gérer l'étalement dans le temps et le volume des rejets d'eau provenant des systèmes de drainage agricole. Au cours de la période de croissance, le niveau

d'eau est abaissé (et le drainage accru) pour permettre la croissance optimale des végétaux. Durant les périodes de jachère, le niveau peut augmenter, ce qui réduit la quantité d'eau drainée à partir des champs et augmente la dénitrification dans le sol (Randall et al., 2010).

4.4.7 Ajout de substances chimiques aux effluents d'élevage

Des substances chimiques, telles que l'alun, peuvent être ajoutées aux effluents d'élevage lors de leur collecte afin de lier les composés odorants et de réduire les émissions de NH_3 (Moore et al., 2000). Le recours à cette technique augmente la teneur en azote du fumier épandu dans les champs. Cela peut accroître le risque de pertes de NH_3 et de NO_3^- à partir des champs, sauf si l'on recourt à des pratiques culturales appropriées.

4.4.8 Couvercles de cuve

Le fait de couvrir les cuves de stockage du fumier peut considérablement réduire les rejets atmosphériques de NH_3, principalement en modifiant le pH et en prévenant la formation de NH_3 (Jacobson et al., 1999). S'ils abaissent les émissions de NH_3, les couvercles de cuve accroissent aussi la teneur en azote des effluents d'élevage qui sont tôt ou tard épandus sur les champs, ce qui augmente le risque d'émissions de NH_3 et de pertes de NO_3^- par lessivage si l'on ne recourt pas à des pratiques culturales appropriées.

4.4.9 Couverture des bassins de décantation

Des couvertures en plastique flottant à la surface des bassins de décantation ou tendues au-dessus peuvent considérablement réduire les émissions d'azote sous des formes gazeuses (Jacobson et al., 1999 ; Arogo et al., 2002). Certains systèmes (digesteurs anaérobies) captent aussi le méthane et s'en servent comme biocombustible pour produire de l'électricité. Couvrir un bassin de décantation accroît la teneur en azote des effluents d'élevage qui sont tôt ou tard épandus sur les champs. Même si les champs sur lesquels sont épandus les effluents des bassins de décantation peuvent émettre davantage de NH_3, l'effet net est une diminution des émissions cumulées de NH_3 depuis les bassins de décantation et les épandages. En revanche, le risque de rejets de NO_3^- dans l'eau augmente.

4.4.10 Enfouissement et injection d'effluents d'élevage

Environ 10 % des surfaces cultivées ayant bénéficié d'apports d'azote ont reçu des effluents d'élevage en 2006 (Ribaudo et al., 2011). Si 62 % des surfaces cultivées recevant uniquement des engrais commerciaux ne remplissaient pas les critères de bonne gestion de l'azote, cette proportion atteignait 86 % pour les surfaces cultivées recevant uniquement des effluents d'élevage et 96 % pour celles recevant à la fois des engrais commerciaux et des effluents d'élevage. Des études indiquent que les exploitations comportant des installations d'élevage confiné ont tendance à épandre des quantités excessives d'éléments nutritifs sur les cultures, principalement en raison de l'important volume d'effluents produits par rapport aux terres cultivées de l'exploitation (Ribaudo et al., 2003 ; Gollehon et al., 2001).

L'incorporation rapide des effluents d'élevage dans le sol, par le recours à une charrue ou un enfouisseur à disques après épandage des matières solides ou par l'injection des matières liquides et du lisier directement dans le sol, réduit les

émissions de NH_3 (Abt, 2000 ; Arogo et al., 2002). Cependant, cette technique augmente aussi la quantité d'azote disponible pour les végétaux dans le sol, et par là même le risque de lessivage et ruissellement du NO_3^- dans les masses d'eau. L'enfouissement et l'injection d'effluents d'élevage doivent donc s'accompagner d'analyses de sol appropriées et d'autres pratiques culturales.

4.5 Les changements de gestion des éléments nutritifs sur les terres cultivées peuvent entraîner des effets de compensation sur le plan environnemental

Dans une étude (Ribaudo et al. 2011), le Service de recherche économique (ERS) de l'USDA a évalué l'incidence de l'adoption de différentes pratiques de gestion sur la migration de l'azote selon diverses voies de transfert, en recourant au modèle NLEAP (Nitrogen Loss and Environmental Assessment Package) avec fonctions de système d'information géographique (NLEAP-GIS) (Shaffer et al., 2010 ; Delgado et al., 2010). Cette étude présentait l'intérêt particulier d'examiner le degré auquel des effets de compensation pouvaient survenir sur le plan environnemental à mesure de l'amélioration de l'efficacité d'utilisation globale de l'azote.

Comme le modèle NLEAP fonctionne à l'échelle des champs, les chercheurs ont sélectionné huit sols différents, répartis dans quatre États (Arkansas, Ohio, Pennsylvanie et Virginie), pour évaluer les variations des rejets d'azote dans l'environnement qui découlent de modifications des pratiques de gestion dans le cadre de la production non irriguée de maïs[7]. Quatre de ces sols étaient de type A ou B (c'est-à-dire bien drainés) et les quatre autres, de type D (relativement mal drainés). Pour chaque sol, les chercheurs ont examiné deux rotations de culture (maïs-maïs et maïs-soja), deux pratiques de travail du sol (travail du sol conventionnel et absence de travail du sol) ainsi que deux sources d'azote (engrais inorganiques et engrais inorganiques + effluents d'élevage). Les sols présentaient une déclivité de 0 à 6 %, avec un faible potentiel d'érosion.

Pour chaque combinaison sol/rotation de culture/travail du sol/source d'azote, huit scénarios différents ont été modélisés avec NLEAP. Partant d'une situation de référence où au moins un des critères de bonne gestion de l'azote n'est pas respecté (bon taux d'épandage, bon calendrier d'épandage et bonne méthode d'épandage), les chercheurs ont postulé que des changements sont apportés aux pratiques de gestion afin de répondre à l'ensemble des critères. Les changements concernant uniquement le calendrier et/ou la méthode d'épandage posaient en principe que le taux d'épandage ne variait pas.

Tous les scénarios font apparaître les variations attendues des pertes totales d'azote en cas de respect des critères, avec des baisses qui indiquent une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote. Les résultats du modèle NLEAP confirment, comme on pouvait s'y attendre, que les émissions d'azote sont réduites en cas de respect des trois critères. Comme l'azote migre en cascade sous différentes formes et à travers différents écosystèmes, il ne fait aucun doute que la diminution de l'azote total est bénéfique à l'environnement à long terme. Cependant, certains effets de compensation entre les diverses formes d'azote peuvent poser des problèmes environnementaux. Dans notre exemple, l'adoption de pratiques d'injection et d'enfouissement fait systématiquement augmenter le lessivage de NO_3^-, parfois de manière considérable (il est multiplié par plus de deux dans certains cas). De même, le fait de basculer les épandages de l'automne au printemps

(sans modifier le taux d'épandage) réduit les pertes de NO_3^- et les pertes totales d'azote, mais accroît les émissions de N_2O en raison des conditions météorologiques généralement plus chaudes et plus humides, ce qui cadre avec les conclusions de Delgado et al. (1996), Rochette et al. (2004) et Hernandez-Ramirez et al. (2009). Comme cet effet peut augmenter les émissions de gaz à effet de serre (GES), il doit être bien soupesé lors de la formulation des recommandations visant à améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote.

L'injection/enfouissement et l'élimination des épandages d'automne donnent des résultats mitigés. Les émissions de NH_3 diminuent dans tous les cas de figure. Le lessivage est généralement moins élevé mais, dans certains cas où l'on utilise du fumier, il peut augmenter. Les émissions de N_2O accusent presque toujours une progression, qui va de 5 à 50 % selon la situation. Seule la réduction du taux d'épandage garantit une diminution des pertes d'azote sous ces trois formes (Mosier et al., 2002 ; Meisinger et Delgado, 2002). Ce constat tend à indiquer que, dans les régions où il y a un risque de lessivage vers des sources d'eau potable, la diminution du taux ou l'ajustement du calendrier d'épandage pourrait être privilégié pour améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote.

4.5.1 Projet d'évaluation des effets de la conservation du NRCS

Ces effets de compensation peuvent également être observés à plus grande échelle. Le NRCS a évalué les effets des systèmes de conservation (travail du sol, gestion des éléments nutritifs, mesures de lutte contre l'érosion) sur les pertes d'azote à partir des terres cultivées dans 12 grands bassins hydrographiques aux États-Unis, dans le cadre de son projet CEAP (Conservation Effects Assessment Project) (USDA-NRCS, 2011a, 2011b ; 2012a, 2012b, 2012c ; 2013a, 2013b, 2013c ; 2014a, 2014b, 2014c, 2014d ; 2015). L'USDA a mis en avant la gestion des éléments nutritifs pour réduire les pertes d'azote dans l'eau. En combinant des enquêtes sur le terrain et des modélisations, les chercheurs ont estimé, pour les pratiques culturales observées au cours des années de 2003 à 2006, la fraction des apports d'azote aux terres cultivées qui est absorbée par les plantes cultivées (une mesure de l'efficacité d'utilisation de l'azote) et celle qui est perdue selon les différentes voies de transfert[8]. En général, la part des apports d'azote absorbée par les plantes cultivées variait de 60 % dans le bassin South Atlantic Gulf à 76 % dans le bassin Souris-Red-Rainy (tableau 4.2).

Tableau 4.2. Variation des pertes atmosphériques d'azote sous l'effet de l'adoption de pratiques de gestion des éléments nutritifs, par grand bassin hydrographique

Bassin hydrographique	Apports d'azote absorbés par les plantes cultivées (%)	Écart entre les pertes d'azote par volatilisation par hectare avec et sans les mesures de conservation observées (%)	Écart entre les pertes d'azote par dénitrification par hectare avec et sans les mesures de conservation observées (%)
Delaware	72	1	16
Baie de Chesapeake, 2006	62	- 4.2	1.2
Baie de Chesapeake, 2006-11	66	3.2	1.9
South Atlantic Gulf	60	23	32
Grands Lacs	72	7	- 6
Ohio-Tennessee	73	21	0
Mississippi supérieur	72	3	5
Mississippi inférieur	64	10	45
Golfe du Texas	57	- 11	- 9
Missouri	75	- 11	- 4
Arkansas-White-Red	72	- 31	- 34
Souris-Red-Rainy	76	- 28	- 28
Nord-Ouest Pacifique	72	- 37	- 26

Source : USDA-NRCS (2011a, 2011b ; 2012a, 2012b, 2012c ; 2013a, 2013b, 2013c ; 2014a, 2014b, 2014c, 2014d ; 2015).

Au moyen de modélisations, le NRCS a évalué les effets des pratiques de gestion observées sur les pertes d'azote en posant l'hypothèse d'une autre situation possible, caractérisée par l'absence de pratiques de conservation. Les résultats sont résumés dans le Tableau 4.2. Dans certains grands bassins hydrographiques agricoles, dont le Mississippi supérieur et inférieur et l'Ohio-Tennessee, la panoplie des pratiques de conservation observée a, d'après les estimations, accru le volume des pertes atmosphériques d'azote par volatilisation et dénitrification (de respectivement 3 % et 5 % dans le premier nommé de ces bassins), même si les pertes totales d'azote ont baissé (augmentation de l'efficacité d'utilisation de l'azote). Ce phénomène s'explique généralement par le fait que les engrais azotés sont demeurés plus longtemps à la surface des champs, où ils sont exposés au vent et à des conditions météorologiques qui favorisent la volatilisation et la dénitrification. En revanche, on estime que les systèmes de gestion observés ont réduit les pertes totales d'azote toutes voies de transfert confondues.

Les résultats concernant la baie de Chesapeake sont particulièrement riches d'enseignements. Une étude a été menée sur le terrain en 2006 et en 2011, couvrant une période où une importance particulière a été accordée à la réduction des charges en éléments nutritifs dans la baie. D'après les estimations, entre 2006 et 2011, l'efficacité d'utilisation de l'azote a progressé, passant de 62 à 66 %, mais les pertes d'azote par volatilisation (NH_3) et par dénitrification (principalement diazote mais aussi N_2O) ont augmenté respectivement de 3.2 et 1.9 %. Il apparaît que les pratiques de gestion choisies pour réduire les pertes d'azote dans l'eau (gestion des éléments nutritifs, cultures de couverture et mesures de lutte contre l'érosion) se sont traduites par un accroissement des pertes dans l'atmosphère.

Une analyse des voies de transfert de l'azote dans l'air et dans l'eau contribuerait à éclairer la gestion des arbitrages entre la pollution de l'air et de l'eau. Si on prend

l'exemple de la baie de Chesapeake, environ la moitié des émissions de NH_3 à partir de son bassin hydrographique n'y retourne pas pour cause de transport atmosphérique (Linker et al., 2013). Selon les estimations, 90 % de la charge se déposant dans le bassin hydrographique sont atténués dans les forêts, les champs et des terres affectées à d'autres usages, et environ la moitié des 10 % restants se perd lors du transport dans les cours d'eau en direction des eaux côtières de la baie (ibid.). En d'autres termes, sur 100 kg de NH_3 perdus par volatilisation à partir des terres cultivées de la baie de Chesapeake, on estime que 2 kg seulement parviennent dans les eaux côtières eutrophes de la baie. Par ailleurs, les émissions de NH_3 ne sont généralement pas visées par les règlements d'application de la loi sur la qualité de l'air.

4.6 Effets de compensation eau-air dans la gestion des effluents d'élevage

Aux termes des règlements d'application de la loi sur la qualité de l'eau, les exploitations d'élevage concentré sont tenues de respecter une norme d'épandage qui vise à empêcher l'introduction de NO_3^- dans les eaux souterraines et superficielles. En l'occurrence, une surface plus grande que par le passé est généralement requise pour l'épandage des effluents d'élevage, ce qui s'avère onéreux pour beaucoup de grandes exploitations (Ribaudo et al., 2003). En présence d'une norme d'épandage, les exploitants peuvent juger qu'ils ont intérêt à favoriser la volatilisation de l'azote à partir des effluents d'élevage (par exemple, utilisation de bassins de décantation non couverts, épandage en surface) pour réduire la teneur en azote de ceux-ci, afin de pouvoir en épandre davantage sur les terres cultivées et de réduire la superficie requise (Sweeten et al., 2000). Or, cette stratégie augmente les émissions atmosphériques de NH_3 et dégrade la qualité de l'air. Selon Zilberman et al. (2001), la multiplicité des voies de transfert à partir des effluents d'élevage est l'une des raisons de l'inadéquation des politiques. Les mesures centrées sur les épandages d'azote en surface permettent en outre l'accumulation d'autres polluants potentiels dans le sol, comme le phosphore[9], et négligent les problèmes tels que les odeurs et les poussières.

Une étude réalisée par l'ERS a évalué les mesures appliquées par les éleveurs de porcs au niveau des exploitations en réaction à des restrictions imposées aux émissions d'azote dans l'eau, dans l'air et dans l'eau et l'air à la fois. Elle montre les conséquences imprévues que peuvent avoir des mesures environnementales qui ne tiennent pas compte du cycle de l'azote (Aillery et al., 2005).

La mesure de protection des eaux examinée par l'ERS était une norme limitant les épandages d'azote à un niveau supérieur de 50 % au maximum à la quantité prélevée par les cultures. Pour les exploitants d'installations d'élevage confiné habitués à épandre des quantités excessives d'éléments nutritifs, le principal coût induit par cette limitation était celui du transport des effluents vers des superficies plus étendues (Ribaudo et al., 2003). Pour se mettre en conformité, les éleveurs porcins ont étendu le périmètre d'épandage, et les exploitants stockant les effluents d'élevage dans des cuves ont réduit de 11.8 % l'injection de lisier (augmentant ainsi les émissions de NH_3 et réduisant la teneur en azote du lisier). Dans l'ensemble, les émissions de NH_3 ont progressé de 3.4 %, principalement parce que les effluents d'élevage sont épandus sur une superficie plus vaste et parce que certains agriculteurs sont passés de l'injection à l'épandage en surface.

La mesure de lutte contre les émissions atmosphériques modélisée par l'ERS était une limitation des émissions de NH_3 des exploitations utilisant des fosses à un niveau de 10 % supérieur au minimum obtenu en cas d'injection de la totalité des effluents. Pour les exploitations utilisant des bassins de décantation, les émissions de NH_3 ont été limitées à un niveau de 20 % supérieur à celui pouvant être obtenu en cas de couverture des bassins. Le plafonnement des émissions de NH_3 se présente sous la forme d'un pourcentage de réduction des émissions nettes d'azote par porc. Ces limitations ont incité les exploitations utilisant des fosses de stockage à abandonner l'épandage en surface au profit de l'injection sur certaines terres, et plusieurs exploitations utilisant des bassins de décantation à les couvrir. Elles ont fait baisser de 38 % les émissions de NH_3 provenant des installations de stockage des effluents d'élevage (la plus importante source d'émissions de NH_3) et augmenter de 57 % celles provenant des champs, avec à la clé une diminution nette des émissions de 29 %. Si les émissions à partir des champs ont augmenté, c'est parce que davantage de bassins de décantation ont été couverts, ce qui a accru la teneur en éléments nutritifs des effluents liquides issus de ces bassins et épandus à la surface des champs, et entraîné ainsi une plus grande volatilisation de l'azote. La norme d'émission de NH_3 a conduit à une augmentation de 79 % des épandages excessifs d'azote[10] (aggravant considérablement les menaces qui pèsent sur l'eau), et il y a donc eu un important effet de compensation entre la qualité de l'eau et la qualité de l'air.

4.7 Pratiques de gestion de l'hémioxyde d'azote (N_2O)

Des études récentes ont examiné en quoi les pratiques de gestion du N_2O pouvaient constituer un moyen efficace et économe de réduire les émissions de GES d'origine agricole. Pellerin et al. (2013), par exemple, ont identifié des actions pouvant faire baisser les émissions de N_2O sans imposer des modifications importantes des systèmes de production ou une diminution significative (supérieure à 10 %) des rendements, et ils ont estimé leur potentiel d'atténuation et leur coût sur la période 2010-30. Leur étude montre que huit actions sont rentables pour réduire les émissions de N_2O (Tableau 4.3). Ces actions se traduisant *in fine* par une baisse de la quantité d'azote épandue dans les champs, le risque de déplacement de la pollution azotée est minimisé.

Tableau 4.3. Actions visant à réduire les émissions d'hémioxyde d'azote (N_2O)

Actions	Sous-actions
Diminuer les apports d'engrais minéraux azotés pour faire baisser les émissions de N_2O associées	
Réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse, en les utilisant mieux et en valorisant plus les ressources organiques	Réduire la dose d'engrais minéral en ajustant mieux l'objectif de rendement* Mieux utiliser les engrais organiques* Adapter les dates d'épandage aux besoins des végétaux* Utiliser des inhibiteurs de la nitrification Enfouir les engrais pour réduire les pertes*
Accroître l'utilisation de légumineuses pour réduire la consommation d'engrais azotés de synthèse	Accroître la surface en légumineuses à graines en grande culture Augmenter et maintenir des légumineuses dans les prairies temporaires*
Stocker du carbone dans le sol et la biomasse	
Introduire davantage de cultures intermédiaires, de cultures intercalaires et de bandes enherbées dans les systèmes de culture	Développer les cultures intermédiaires Introduire des cultures intercalaires en vignes et en vergers
Optimiser la gestion des prairies pour favoriser le stockage du carbone	Réduire la fertilisation azotée des prairies permanentes et temporaires les plus intensives*
Modifier le régime alimentaire des animaux afin de réduire la production de méthane entérique et les émissions de N_2O liées aux effluents	
Réduire les apports protéiques dans les rations animales pour limiter les teneurs en azote des effluents et réduire les émissions de N_2O	Réduire la teneur en protéines des rations des vaches laitières* Réduire la teneur en protéines des rations des porcs et des truies*

Note : * Mesure au bon rapport coût-efficacité (c'est-à-dire avec un coût annuel négatif par tonne d'émissions d'équivalent CO_2 évitées).
Source : Pellerin et al. (2013).

4.8 Résumé, conclusions et points à approfondir

Une mesure de lutte contre les émissions d'azote provenant des épandages qui ne tient pas compte du cycle de l'azote peut avoir des conséquences imprévues. Par exemple, l'injection et l'enfouissement d'engrais azotés inorganiques et organiques dans le sol réduisent les pertes atmosphériques, mais peuvent amplifier le lessivage du NO_3^-. À l'inverse, limiter la fertilisation à la saison de croissance peut réduire les pertes de NO_3^- dans l'eau, mais aussi augmenter les émissions de N_2O. Le fait de réduire les épandages d'azote diminue les pertes par toutes les voies de transfert.

Le travail du sol et le recours aux filtres végétaux peuvent également avoir des conséquences indésirables. Les façons culturales anti-érosives réduisent le ruissellement des éléments nutritifs et des sédiments, mais peuvent augmenter le lessivage du NO_3^- et les pertes atmosphériques. Les bandes filtrantes végétales éliminent des sédiments, matières organiques et autres polluants des eaux de ruissellement de surface, mais peuvent augmenter le lessivage du NO_3^- et les pertes atmosphériques.

Le drainage des champs constitue une importante source de rejets de NO_3^- dans l'eau. La gestion des eaux de drainage réduit la quantité de ces eaux et des polluants

qui sortent des champs, mais cette pratique peut amplifier la dénitrification et les pertes atmosphériques de N_2O. Les bioréacteurs font baisser les concentrations de NO_3^- dans le système de drainage des champs en accentuant la dénitrification, mais le cas échéant au prix d'une hausse des rejets atmosphériques de N_2O.

Les décisions en matière de gestion des effluents d'élevage influent sur les pertes d'azote. La couverture des fosses et bassins de décantation réduit les odeurs et les pertes atmosphériques de NH_3, mais accroît la teneur en azote des matières épandues ultérieurement sur les champs, augmentant ainsi le risque de pertes lors de l'épandage et les coûts. L'ajout de substances chimiques telles que l'alun aux effluents d'élevage atténue les odeurs et les émissions de NH_3, mais fait aussi progresser la teneur en azote des matières épandues sur les champs.

Dans le cadre du projet CEAP, le NRCS a évalué les effets des systèmes de conservation (travail du sol, gestion des éléments nutritifs, mesures de lutte contre l'érosion) sur les pertes d'azote dans 12 grands bassins hydrographiques des États-Unis. Ces systèmes ont fait reculer les pertes d'azote dans l'eau, mais aussi parfois augmenter les pertes atmosphériques d'azote à l'échelle du bassin hydrographique.

L'ERS a modélisé une limitation des émissions de NH_3 des élevages porcins sans restriction des épandages. Les résultats montrent qu'en réduisant les émissions de NH_3 à partir des effluents d'élevage, on peut amplifier les pertes de NO_3^-.

Comme le montre une étude récente, les pratiques rentables de réduction des émissions de N_2O ont pour effet ultime de faire baisser la quantité d'azote épandue sur les champs. Tous les risques de pollution azotée d'origine agricole s'en trouvent réduits.

En résumé, les effets de compensation entre l'air et l'eau sont omniprésents dans la gestion de l'azote en agriculture. L'absence de coordination des pratiques agricoles entraîne des conséquences indésirables qui peuvent amoindrir les gains environnementaux d'ensemble. Elle peut aussi imposer des coûts supplémentaires aux agriculteurs. Réduire l'azote à la source (en s'attaquant à l'épandage excessif d'engrais et d'effluents d'élevage) pourrait apporter une solution à plusieurs problèmes. Il serait possible de réduire la quantité d'éléments nutritifs apportée par les effluents d'élevage qui doivent être épandus sur les terres en améliorant la gestion de l'alimentation animale et en trouvant d'autres usages aux effluents.

En conclusion, étant donné que les flux d'azote dans l'environnement se traduisent par une multiplicité de pollutions, il existe sans aucun doute des avantages à coordonner les pratiques au lieu d'agir au coup par coup (Bull et Sutton, 1998 ; Baker et al., 2001). Des études menées aussi bien au niveau régional que sur le terrain ont montré qu'à se focaliser sur un milieu particulier de l'environnement (l'eau, par exemple), on risque de créer des incitations qui se traduisent par une dégradation dans un autre milieu (l'air). Ces effets de compensation ne constituent pas forcément un problème si l'un des milieux peut absorber une augmentation des charges d'azote. En revanche, si toute augmentation est indésirable, les mesures qui tiennent compte de l'ensemble des voies de transfert entraînant des pertes d'azote sont plus efficaces que celles qui en ignorent certaines.

En général, si on évite dès le départ de polluer, on s'épargne les problèmes que soulève une action ciblant les diverses voies de transfert de l'azote. Dans le cas des terres cultivées, la réduction des taux d'épandage pour assurer une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote fait baisser les pertes d'azote sur l'ensemble des

voies de transfert, permettant ainsi d'éviter les effets de compensation caractéristiques de la plupart des autres pratiques de conservation. Dans le cas des installations d'élevage confiné, l'amélioration de l'efficacité alimentaire dans la production animale peut diminuer la concentration d'azote dans les déjections. Cela atténue les menaces qui pèsent sur la qualité de l'air et de l'eau ainsi que les coûts liés à la gestion des effluents qu'implique le traitement de ces menaces.

L'analyse présentée dans ce chapitre s'est concentrée sur certaines pratiques de gestion de l'azote. D'autres pratiques de gestion pourraient être analysées, comme la rotation des cultures, la gestion de l'alimentation animale ou l'irrigation. Il pourrait aussi être intéressant d'évaluer la spécificité des végétaux fixateurs d'azote et de l'agriculture biologique. En ce qui concerne cette dernière par exemple, il n'existe apparemment pas de consensus scientifique sur le fait que les sols recevant des effluents d'élevage émettent moins de N_2O que ceux recevant des engrais azotés inorganiques (Graham et al., 2017).

Notes

[1] Un acre est égal à 0.4 hectare.

[2] Aussi appelée « culture dérobée ».

[3] Définie comme la fraction des apports d'azote aux terres cultivées qui est absorbée par les cultures.

[4] Solution liquide composée d'ammonium, de nitrate et d'urée.

[5] Beaucoup de terres cultivées drainées au moyen de tuyaux sont situées dans le bassin du Mississippi, ce qui n'est pas sans conséquence pour l'hypoxie dans le golfe du Mexique.

[6] Un bioréacteur est une structure installée à l'extrémité d'un réseau de drainage que l'on remplit de copeaux de bois ou d'une autre matière et qui favorise la dénitrification (Christianson et al., 2012).

[7] Ces quatre États ont été sélectionnés parce qu'ils présentent une large diversité de conditions de croissance et que les données nécessaires à l'exécution du modèle NLEAP existaient déjà.

[8] Par exemple, dans le bassin du Mississippi supérieur, étant donné la panoplie des systèmes de gestion en place, les pertes totales d'azote dans l'environnement à partir des champs s'élevaient à environ 39 livres par acre en moyenne (USDA-NRCS, 2012c). Ce total se répartissait comme suit entre les différentes voies de transfert : 6.9 livres/acre pour la volatilisation, 2.3 livres/acre pour la dénitrification, 2.1 livres/acre pour les sédiments éoliens, 8.8 livres/acre pour le ruissellement de surface et 18.7 livres/acre pour les écoulements hypodermiques.

[9] Le rapport du phosphore à l'azote dans les effluents d'élevage étant supérieur à celui dont ont besoin les végétaux, le respect d'une norme d'épandage d'azote n'empêche pas la persistance d'épandages excessifs de phosphore.

[10] Aux États-Unis, le durcissement progressif des normes d'émission de NH_3 imposées au secteur porcin a entraîné une hausse des épandages excessifs d'azote dans les champs (Aillery et al., 2005).

Références

Abt Associates (2000), *Air Quality Impacts of Livestock Waste*, rapport établi à l'intention de l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, Office of Policy, Bethesda, MD.

Aillery, M. et al. (2005), *Managing Manure to Improve Air and Water Quality*, Economic Research Report, ERR-9, Economic Research Service, ministère de l'Agriculture des États-Unis.

Alexander, R. et al. (2008), « Differences in Phosphorus and Nitrogen Delivery to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin », *Environmental Science & Technology*, vol. 42, n° 3.

Arogo, J. et al. (2002), *Ammonia Emissions from Animal Feeding Operations*, National Centre for Manure and Animal Waste Management, North Carolina State University, Raleigh, NC.

Babcock, B. (1992), « The Effects of Uncertainty on Optimal Nitrogen Applications », *Review of Agricultural Economics*, vol. 14, n° 2.

Babcock, B. et A. Blackmer (1992), « The Value of Reducing Temporal Input Nonuniformities », *Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 17, n° 2.

Baker, D. (1993), « The Lake Erie Agroecosystem Program: Water Quality Assessments », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 46.

Baker, L. et al. (2001), « Multicompartment Ecosystem Mass Balances as a Tool for Understanding and Managing the Biogeochemical Cycles of Human Ecosystems », *TheScientificWorld*, vol. 1, supplément 2.

Bock, B. et W. Hergert **(**1991), « Fertilizer Nitrogen Management », in *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*, Follet H. et al. (dir. pub.), Soil Science Society of America.

Bull, K. et M. Sutton (1998), « Critical Loads and the Relevance of Ammonia to an Effects-Based Nitrogen Protocol », *Atmospheric Environment*, vol. 32, n° 3.

Cassman, K. et al. (2002), « Agroecosystems, Nitrogen-Use Efficiency, and Nitrogen Management », *Ambio*, vol. 31, n° 2.

Christianson, L. et al. (2012), « A Practice-oriented Review of Woodchip Bioreactors for Subsurface Agricultural Drainage », *Applied Engineering in Agriculture*, vol. 28, n° 6.

Cowling, E. et al. (2002), « Optimizing Nitrogen Management and Energy Production and Environmental Protection », note présentée à la seconde conférence internationale sur l'azote, Bolger Centre, Potomac, MD, 14-18 octobre 2001, www.initrogen.org/fileadmin/user_upload/Second_N_Conf_Report.pdf.

Crumpton, W. et al. (2008), « Potential of Restored and Constructed Wetlands To Reduce Nutrient Export From Agricultural Watershed in the Corn Belt », in *Final Report: Gulf Hypoxia and Local Water Quality Concerns Workshop*, American Society of Agricultural and Biological Engineers.

Dabney, S. et al. (2010), « Using Cover Crops and Cropping Systems for Nitrogen Management », in *Advances in Nitrogen Management for Water Quality*, Delgado J. et R. Follet (dir. pub.), Soil and Water Conservation Society.

Delgado, J. et al. (1996), « Effects of N Management on N_2O and CH_4 Fluxes and N Recovery », *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 46, n° 2.

Delgado, J. et al. (2010), « A New GIS Nitrogen Trading Tool Concept for Conservation and Reduction of Reactive Nitrogen Losses to the Environment », *Advances in Agron*omy, vol. 105.

Dinnes, D. et al. (2002), « Nitrogen Management Strategies to Reduce Nitrate Leaching in Tile-Drained Midwestern Soils », *Agronomy Journal*, vol. 1, n° 94.

Doerge, T. et al. (1991), *Nitrogen Fertilizer Management in Arizona*, University of Arizona, College of Agriculture.

Drury, C. et al. (2006), « Emissions of Nitrous Oxide and Carbon Dioxide: Influence of Tillage Type and Nitrogen Placement Depth », *Soil Science Society of America Journal*, vol. 70, n° 2.

Drury, C. et al. (2014), « Reducing Nitrate Loss in Tile Drainage Water with Cover Crops and Water-table Management Systems », *J Environ Qual*., vol. 43, n° 2, doi.org/10.2134/jeq2012.0495.

Fares, A. et al. (2010), « Use of Buffers to Reduce Sediment and Nitrogen Transport to Surface Water Bodies, » in *Advances in Nitrogen Management for Water Quality*, Delgado J. et R. Follett (dir. pub.), Soil and Water Conservation Society.

Flessa, H. et F. Beese (2000), « Laboratory Estimates of Trace Gas Emissions Following Surface Application and Injection of Cattle Slurry », *Journal of Environmental Quality*, vol. 29, n° 1.

Follett, R. et J. Hatfield (2001), *Nitrogen in the Environment*, Elsevier Press, Amsterdam.

Follett, J. et al. (2010), « Environmental and Human Impacts of Reactive Nitrogen », in *Advances in Nitrogen Management for Water Quality*, Delgado J. et R. Follett (dir. pub.), Soil and Water Conservation Society.

Fox, R. et al. (1996), « Estimating Ammonia Volatilization Losses From Urea Fertilizers Using a Simplified Micrometerological Sampler », *Soil Science Society of America Journal*, vol. 60, n° 2.

Freney, J. et al. (1981), « Ammonia Volatilization », *Ecological Bulletin*, n° 33.

Galloway, J. et al. (2003), « The Nitrogen Cascade », *BioScience*, vol. 53, n° 4.

Graham, R. et al. (2017), « Comparison of Organic and Integrated Nutrient Management Strategies for Reducing Soil N_2O Emissions », *Sustainability*, vol. 9, n° 4, doi.org/10.3390/su9040510.

Henandez, M. et W. Mitsch (2006), « Influence of Hydrologic Pulses, Fooding Frequency, and Vegetation on Nitrous Oxide Emissions From Created Riparian Marshes », *Wetlands*, vol. 26, n° 3.

Hernandez-Ramirez, G. et al. (2009), « Greenhouse Gas Fluxes in an Eastern Corn Belt Soil: Weather, Nitrogen Source, and Rotation », *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, n° 3.

Hey, D. et al. (2005), « Nutrient Farming: The Business of Environmental Management », *Ecological Engineering*, vol. 24, n° 4.

Hirschi, M. et al. (1997), *60 Ways Farmers Can Protect Surface Water*, North Central Regional Extension Publication 589, Information Technology and Communication Services, College of Agricultural, Consumer and Environmental Sciences, University of Illinois, Urbana-Champaign, IL.

Hutchinson, G. et al. (1982), « Ammonia and Amine Emissions from a Large Cattle Feedlot », *Journal of Environmental Quality*, vol. 11.

Iowa Soybean Association (2008), « Understanding Soil Nitrogen Dynamics », *On-Farm Network Update* (octobre).

Jacobson, L. et al. (1999), *Generic Environmental Impact Statement on Animal Agriculture; A Summary of the Literature Related to Air Quality and Odor (H)*, Report prepared for Minnesota Environmental Quality Board, Minnesota Dept. of Agriculture.

Jansson, M. et al. (1994), « Wetlands and Lakes as Nitrogen Traps », *Ambio*, vol. 23, n° 6.

Lam, S. et al. (2017), « Using Nitrification Inhibitors to Mitigate Agricultural N_2O Emission: a Double-edged Sword? », *Global Change Biology*, vol. 23, n° 2, doi.org/10.1111/gcb.13338.

Legg, J. et J. Meisinger (1982), « Soil Nitrogen Budgets », in *Nitrogen in Agricultural Soils*, Stevenson, F.J. (dir. pub.), Agronomic Monograph 22, American Society of Agronomy.

Linker, L. et al. (2013), « Computing Atmospheric Nutrient Loads to the Chesapeake Bay Watershed and Tidal Waters », *Journal of the American Water Resources Association*, www.chesapeakebay.net/documents/Atmo_Dep__CB_TMDL_10-13.pdf.

MacKenzie, A. et al. (1997), « Nitrous Oxide Emission as Affected by Tillage, Corn-soybean-alfalfa Rotations and Nitrogen Fertilization », *Revue canadienne de la science du sol*, vol. 77, n° 2.

Matson, P. et al. (1997), « Agricultural Intensification and Ecosystem Properties », *Science*, vol. 277, n° 5325.

Meek, B. et al. (1995), « Nitrate Leaching under Furrow Irrigation as Affected by Crop Sequence and Tillage », *J. Soil Sci. Soc. Amer.*, vol. 59, n° 1.

Meisinger, J.J. et J.A. Delgado (2002), « Principles for Managing Nitrogen Leaching », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 57, n° 6.

Mitsch, W. et J. Day (2006), « Restoration of Wetlands in the Mississippi-Ohio-Missouri (MOM) River Basin: Experience and Needed Research », *Ecological Engineering*, vol. 26, n° 1.

Moore, P. et al. (2000), « Reducing Phosphorus Runoff and Inhibiting Ammonia Loss from Manure with Aluminum Sulfate », *Journal of Environmental Quality*, vol. 29, n° 1.

Mosier, A. et L. Klemedtsson (1994), « Measuring Denitrification in the Field » in *Methods of Soil Analysis: Part 2, Microbiological and Biochemical Properties*, Weaver, R. et al. (dir. pub.), Soil Science Society of America.

National Research Council (2003), *Air Emissions from Animal Feeding Operations: Current Knowledge, Future Needs*, Ad Hoc Committee on Air Emissions from Animal Feeding Operations, Committee on Animal Nutrition, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C.

Oenema, O. et al. (2001), « Gaseous Nitrogen Emissions from Livestock Farming Systems », chapitre 10 in *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management*, R. Follett et J. Hatfied (dir. pub.), Elsevier Press, Shannon, Irlande.

Peoples, M. et al. (1995), « Minimizing Gaseous Losses of Nitrogen », in *Nitrogen Fertilization in the Environment*, P. Bacon (dir. pub.), Marcel Dekker, Inc., New York City.

Pellerin, S. et al. (2013), Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques, Rapport d'étude, Institut national de la recherche agronomique (INRA), France.

Petrolia, D. et P. Gowda (2006), « Missing the Boat: Midwest Farm Drainage and Gulf of Mexico Hypoxia », *Review of Agricultural Economics*, vol. 28, n° 2.

Rajsic, P. et A. Weersink (2008), « Do Farmers Waste Fertilizer? A Comparison of Ex Post Optimal Nitrogen Rates and Ex Ante Recommendations by Model, Site and Year », *Agricultural Systems*, vol. 97, n° 1-2.

Randall, G. et al. (2010), « Nitrogen and Drainage Management To Reduce Nitrate Losses to Subsurface Drainage », in *Advances in Nitrogen Management for Water Quality*, Delgado J. et R. Follett (dir. pub.), Soil and Water Conservation Society.

Randall, G. et al. (2008), « Nitrogen Management To Protect Water Resources », in *Nitrogen in Agricultural Systems*, Agronomy Monograph 49, Schepers, J.S. et al. (dir. pub.), Soil Science Society of America.

Ribaudo, M. et al. (2011), *Nitrogen in Agricultural Systems: Implications for Conservation Policy*, Economic Research Report, ERR-127, Economic Research Service, ministère de l'Agriculture des États-Unis, www.ers.usda.gov/webdocs/publications/44918/6767_err127.pdf?v=41056.

Ribaudo, M. et al. (2003), *Manure Management for Water Quality: Costs to Animal Feeding Operations of Applying Manure Nutrients to Land*, Agricultural Economic Report n° 824, Economic Research Service, Ministère de l'Agriculture des États-Unis, www.ers.usda.gov/publications/aer824.

Rochette, P. et al. (2004), « Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions Following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil », *Soil Science Society of America Journal*, vol. 68, n° 4.

Schepers, J. et al. (1986), « Effect of Yield Goal and Residual Soil Nitrogen Considerations on Nitrogen Fertilizer Recommendations for Irrigated Maize in Nebraska », *Journal of Fertilizer Issues*, vol. 3.

Schmaltz, R. (2017), « What is Precision Agriculture? », AgFunderNews, 24 avril 2017, agfundernews.com/what-is-precision-agriculture.html.

Schimmelpfennig, D. (2016), *Farm Profits and Adoption of Precision Agriculture*, ERS, octobre 2016, Economic Research Report, ERR-217, Economic Research Service, Ministère de l'Agriculture des États-Unis, www.ers.usda.gov/webdocs/publications/80326/err-217.pdf?v=42661.

Shaffer, M. et al. (2010), « Simulation Processes for the Nitrogen Loss and Environmental Assessment Package (NLEAP) », in *Advances in Nitrogen Management for Water Quality*, J.A. Delgado and R.F. Follett (dir. pub.), Soil and Water Conservation Society.

Sharpe, R. et L. Harper (1995), « Soil, Plant, and Atmospheric Conditions as They Relate to Ammonia Volatilization », *Fertilizer Research*, vol. 42, n° 1-3.

Sheriff, G. (2005) « Efficient Waste? Why Farmers Over-Apply Nutrients and the Implications for Policy Design », *Review of Agricultural Economics*, vol. 27, n° 4, pp. 542-557.

Shipitalo, M. et al. (2000), « Conservation Tillage and Macropore Factors that Affect Water Movement and the Fate of Chemicals », *Soil and Tillage Research*, vol. 53, n° 3-4.

Smith, R. et al. (1997), « SPARROW Surface Water-Quality Modeling Nutrients in Watersheds of the Conterminous United States: Model Predictions for Total Nitrogen (TN) and Total Phosphorus (TP) », water.usgs.gov/nawqa/sparrow/wrr97/results.html.

Sweeten, J. et al. (2000), *Air Quality Research and Technology Transfer White Paper and Recommendations for Concentrated Animal Feeding Operations*, rapport à l'intention du ministère de l'Agriculture des États-Unis, Agricultural Air Quality Task Force, Washington D.C.

Turner, R. et N. Rabalais (2003), « Linking Landscape and Water Quality in the Mississippi River Basin for 200 Years », *BioScience*, vol. 53, n° 6.

USEPA (2010a), *Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2008*, Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, EPA 430-R-10-006.

USEPA (2010b), *Methane and Nitrous Oxide Emissions from Natural Sources*, Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, Office of Atmospheric Programs, EPA 430-R-10-001.

USEPA (2003), *National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture*, Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, Office of Water, EPA 841-B-03-004.

USEPA-SAB (2011), *Reactive Nitrogen in the United States: An Analysis of Inputs, Flows, Consequences and Management Options*, Conseil consultatif scientifique de l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, EPA-SAB-11-013.

USDA-NRCS (2015), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Texas Gulf Basin*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcseprd374812.pdf.

USDA-NRCS (2014a), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Souris-Red-Rainy Basin*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1260130.pdf.

USDA-NRCS (2014b), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the South Atlantic Gulf Basin*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1256674.pdf.

USDA-NRCS (2014c), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Delaware River Basin*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1263627.pdf.

USDA-NRCS (2014d), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Pacific Northwest Basin*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1256682.pdf.

USDA-NRCS (2013a), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Arkansas-White-Red River Basin*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1088485.pdf.

USDA-NRCS (2013b), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Lower Mississippi River Basin*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1176978.pdf.

USDA-NRCS (2013c), *Impacts of Conservation Adoption on Cultivated Acres of Cropland in the Chesapeake Bay Region, 2003-06 to 2011*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/national/technical/nra/ceap/na/?cid=stelprdb1240074.

USDA-NRCS (2012a), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Great Lakes Region*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/national/technical/nra/ceap/?cid=stelprdb1045403.

USDA-NRCS (2012b), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Missouri River Basin*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1048710.pdf.

USDA-NRCS (2012c), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Upper Mississippi River Basin*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1042093.pdf.

USDA-NRCS (2011a), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Ohio-Tennessee River Basin*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1046342.pdf.

USDA-NRCS (2011b), *Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Chesapeake Bay Region*, Conservation Effects Assessment Project, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service, www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1042076.pdf.

USDA-NRCS (2006), « Natural Resources Conservation Service Conservation Practice Standard: Nutrient Management », *National Handbook of Conservation Practice*, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Natural Resource Conservation Service.

Vitousek, P. et al. (1997), « Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences », *Ecological Applications*, vol. 73, n° 3.

Wolfert, S. et al. (2017), « Big Data in Smart Farming – A Review », *Agricultural Systems*, vol. 153, doi.org/10.1016/j.agsy.2017.01.023.

Wulf, S. et al. (2002), « Application Technique and Slurry Co-Fermentation Effects on Ammonia, Nitrous Oxide, and Methane Emissions After Spreading: II Greenhouse Gas Emissions », *Journal of Environmental Quality*, vol. 31, n° 6.

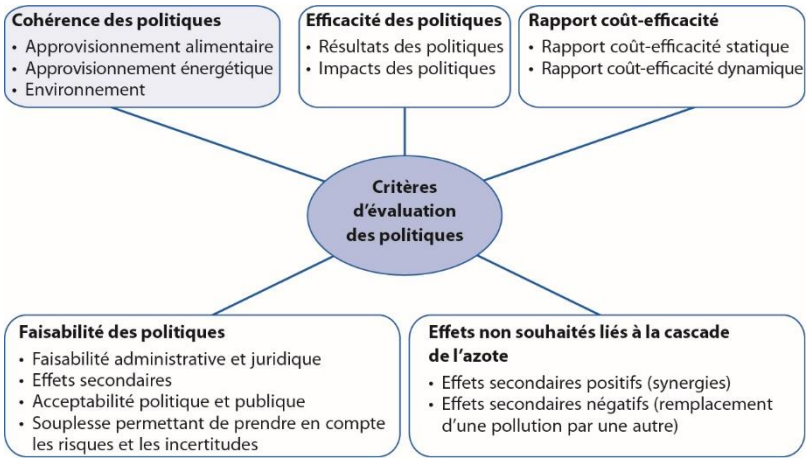
Zilberman, D. et al. (2001), « Innovative Policies for Addressing Livestock Waste Problems », White Paper Summaries, National Centre for Manure and Animal Waste Management.

Chapitre 5. Critères pouvant guider l'élaboration de la politique relative à l'azote

Ce chapitre décrit un cadre d'analyse des mérites des instruments de gestion de l'azote utilisables par les pouvoirs publics. Il définit une typologie des différents instruments à la disposition des décideurs et propose trois critères pour les évaluer (efficacité, rapport coût-efficacité et faisabilité). Il souligne qu'il est important de renforcer la cohérence entre la politique de gestion de la pollution azotée et les autres politiques, aussi bien environnementales que sectorielles.

Quelle que soit l'approche (fondée sur le risque ou de précaution), des critères d'évaluation sont nécessaires afin de sélectionner les bons instruments de gestion des risques ou de l'incertitude (Graphique 5.1). Pour commencer, il faut évaluer les effets non désirés sur l'azote des politiques sectorielles (agricole et énergétique, par exemple) et des politiques relatives à l'environnement (politique climatique, entre autres), et s'y attaquer. Il est ensuite possible de sélectionner les instruments d'action concernant l'azote qui sont efficaces eu égard à leur coût et dont la mise en œuvre ne pose pas de problèmes de « faisabilité ». Enfin, compte tenu de la cascade de l'azote, il convient d'estimer les effets non souhaités des instruments visant une forme d'azote sur les autres formes, de manière à favoriser les synergies et à éviter qu'une pollution ne soit remplacée par une autre.

Graphique 5.1. Critères d'évaluation de l'action publique



Note : Le critère de la cohérence des politiques s'applique aux mesures qui ne visent pas au premier chef la gestion de la pollution azotée.
Source : À partir de Drummond et al., 2015.

La section 5.1 ci-dessous donne un exemple de ce que peut supposer la recherche de la compatibilité avec la politique agricole[1]. La section 5.2 présente les critères d'efficacité, de rapport coût-efficacité et de faisabilité à utiliser dans la conception des instruments d'action concernant l'azote. Dans le chapitre 6, ces critères sont appliqués à différents types d'instruments d'action, leurs avantages et inconvénients sont décrits de manière générale et des études de cas sur des instruments d'action relatifs à l'azote sont présentées. L'évaluation des effets non souhaités de la cascade de l'azote ne fait que commencer (voir la section 5.3) ; le Chapitre 4 présente une étude de cas sur les pratiques agricoles.

5.1 Cohérence des politiques

Avant toute chose, il convient de veiller à ce que les politiques sectorielles n'encouragent pas une production excessive d'azote. Tel peut être le cas, parfois, de celles qui visent à stimuler la production agricole ou à améliorer la sécurité de l'approvisionnement en énergie.

Bartelings et al., 2016 estime par exemple l'impact des subventions en faveur de la production et de l'utilisation d'engrais sur les émissions de gaz à effet de serre (GES), à l'aide d'un modèle d'équilibre général calculable[2]. Tout d'abord, le

montant *ad valorem* des subventions a été calculé à l'aide d'informations sur le coût des engrais. Ainsi, l'Indonésie et l'Inde mènent une politique visant à réduire le coût de l'énergie dans la production d'engrais de manière à fournir à leurs agriculteurs des engrais moins chers[3]. D'après les estimations, sous l'effet du soutien financier public, le prix auquel les agriculteurs paient les engrais azotés est inférieur aux coûts de production de 68 % en Indonésie et de 56 % en Inde (tableau 5.1). La Russie et la Chine soutiennent l'utilisation d'engrais en versant des subventions directes aux agriculteurs. Il ressort des estimations que les aides à l'utilisation d'intrants (qui prennent la forme d'un paiement à la surface en Chine) sont équivalentes à une subvention *ad valorem* représentant environ 28 % du coût des engrais en Russie et 12.5 % en Chine (Tableau 5.1).

Tableau 5.1. Subventions en faveur des engrais dans quelques-uns des BRIICS

Ad valorem (en % du coût des engrais)	Subventions à l'utilisation d'intrants versées aux agriculteurs	Soutien apporté aux producteurs d'engrais
Indonésie		68
Inde		56
Russie	28	
Chine	12.5	

Source : Von Lampe et al. (2014).

Ensuite, les émissions de GES liées à la production et à l'utilisation d'engrais ont été estimées (Tableau 5.2). Il s'agit bien entendu d'une estimation dans la mesure où les émissions d'hémioxyde d'azote (N_2O) dues aux cultures sont fonction des pratiques agricoles et non pas uniquement des doses d'engrais employées. En particulier, le concept des 4B (la bonne source, à la bonne dose, au bon moment et au bon endroit)[4] peut à la fois accroître l'efficacité avec laquelle les plantes absorbent l'engrais et réduire les excédents d'azote sur la parcelle, ce qui réduit les émissions de N_2O (Omonode et al., 2017).

Tableau 5.2. Émissions de gaz à effet de serre (GES) liées à la production et à l'utilisation d'engrais azotés

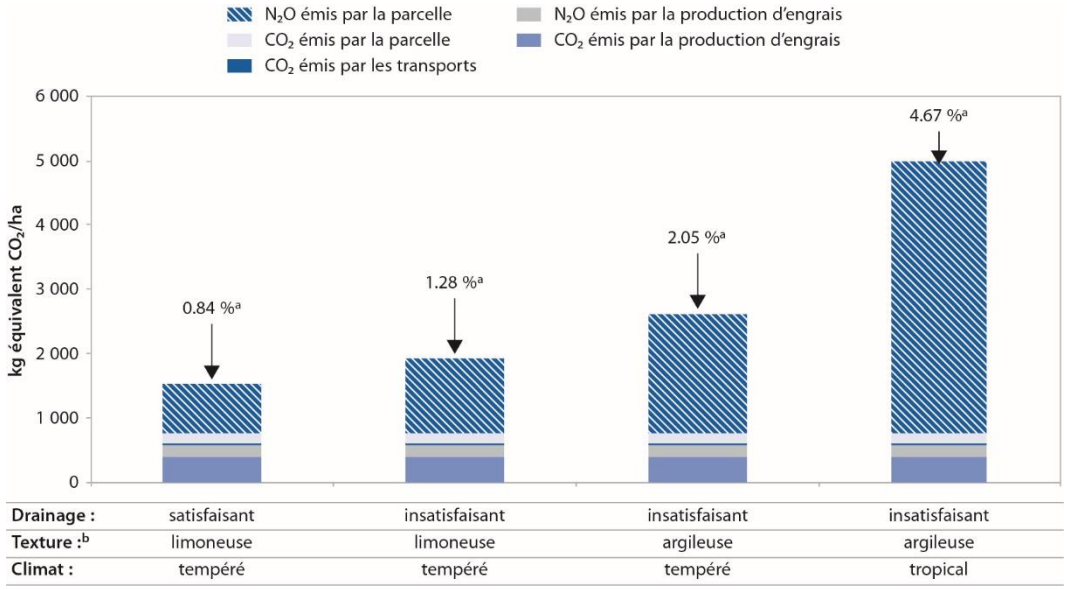
Émissions de GES (g/kg)	Dioxyde de carbone (CO_2)	Hémioxyde d'azote (N_2O)	Méthane (CH_4)	CO_2e[1]
Production d'engrais	2 827	10	9	5 729
Utilisation d'engrais	0	21	0	5 565

Note:
1. L'équivalent CO_2, abrégé CO_2e, sert à comparer les émissions de différents GES en tenant compte de leur potentiel de réchauffement global par rapport à celui du CO_2 sur les cent années à venir (PRG à 100 ans). Le CO_2e d'un GES est obtenu en multipliant la quantité émise par le PRG à 100 ans associé. Dans le présent rapport, nous avons utilisé un PRG à 100 ans de 265 pour le N_2O et de 28 pour le CH_4, suivant le Cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. La valeur du PRG des gaz autres que le CO_2 ne prend pas en compte les rétroactions climat-carbone.
(www.ipcc.ch/pdf/assessmentreport/ar5/wg1/WG1AR5_Chapter08_FINAL.pdf).
Source : À partir de Bartelings et al. (2016).

Les émissions de GES des cultures sont aussi fonction du type d'engrais (les émissions de N_2O dues à l'urée sont en général plus élevées que celles qui sont liées au nitrate d'ammonium) et du type de sol (les émissions de N_2O étant en général

importantes lorsque le sol est argileux et peu drainé (Graphique 5.2). Selon les estimations admises à l'échelle internationale jusqu'à maintenant, pour chaque kilogramme d'engrais azoté utilisé dans la production céréalière, on comptabilise une déperdition de 1 % sous forme de N_2O dans l'atmosphère [5].

Graphique 5.2. Émissions de gaz à effet de serre (GES) des cultures par types de sol



a) Émissions d'hémioxyde d'azote (N_2O) des parcelles en pourcentage de la quantité d'engrais azoté utilisé ; calculées suivant le modèle de Bouwman (Bouwman et al., 2002) avec une certitude allant de - 40 % à + 70 %.
b) La teneur du sol en carbone organique et son pH sont aussi des facteurs importants.
Source : Brentrup et Pallière (2009).

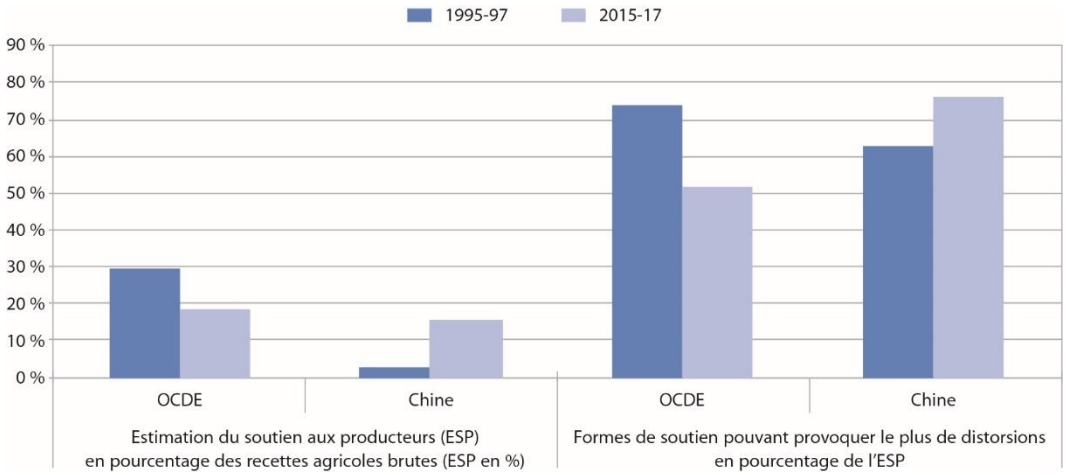
Enfin, l'incidence de la suppression progressive des subventions en faveur des engrais sur les émissions de GES a été estimée. Elle varie d'un pays à l'autre. Elle est ainsi particulièrement prononcée en Inde et en Indonésie où, sous l'effet de l'élimination des subventions versées directement à l'industrie des engrais, l'azote produit localement serait moins attractif que le phosphore et le potassium importés (effet de substitution entre les trois éléments nutritifs). Le modèle indique que les émissions de GES diminueraient aussi en Chine, où la suppression des paiements à la surface liés à l'utilisation d'intrants (à savoir les terres et les engrais) entraînerait une réduction de la production agricole. Les émissions de GES dues à l'utilisation d'azote baisseraient en Russie, mais celles qui découlent de la production d'engrais augmenteraient, car la Russie commencerait à exporter de l'azote en Inde et en Indonésie.

D'après cette étude, l'abolition des subventions en faveur des engrais n'aurait qu'un effet modeste sur l'utilisation des terres agricoles dans chacun des quatre pays, excepté la Chine. Dans cette dernière, elle pourrait se traduire par un accroissement des puits de carbone, des forêts pouvant s'épanouir sur les surfaces délaissées par les agriculteurs, ce qui viendrait s'ajouter à la réduction nette des émissions de GES.

En fait, la Chine a pris des mesures en vue d'éliminer les subventions en faveur des engrais et elle projette de plafonner l'utilisation d'engrais d'ici 2020. Le Plan d'action 2020 pour une croissance zéro de la consommation d'engrais chimiques et

de pesticides vise à ramener l'augmentation annuelle de la consommation d'engrais chimiques en dessous de 1 % sur la période 2015-19 et à 0 % d'ici 2020 dans les principales productions agricoles (OCDE, 2016b). Cependant, il convient de replacer ces ambitions dans le contexte de l'accroissement du soutien public apporté aux agriculteurs chinois, en grande partie sous la forme de mesures qui faussent la production agricole (Graphique 5.3).

Graphique 5.3. Chine et OCDE : évolution du niveau et de la structure du soutien à l'agriculture

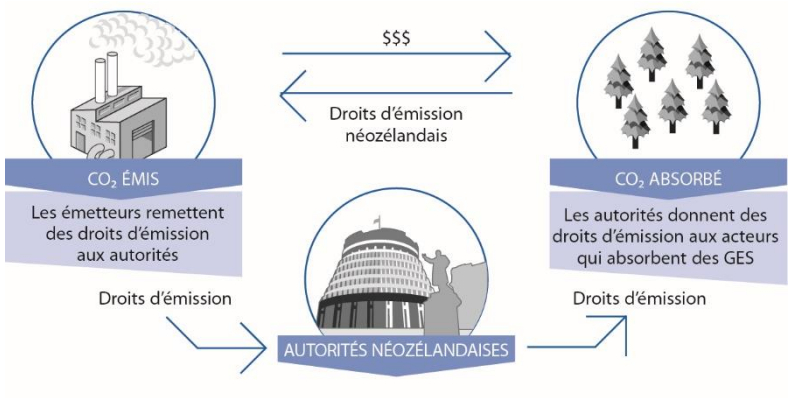


Source : OCDE (2018a).

En résumé, certaines formes de soutien agricole peuvent fausser l'utilisation d'intrants et la production agricole, et donc avoir des conséquences environnementales négatives sur l'environnement (comme l'augmentation des émissions de N_2O). Avant de concevoir des mesures ciblant la pollution azotée, il est donc essentiel de suivre et d'évaluer les politiques sectorielles et leurs effets non souhaités sur les émissions d'azote. L'OCDE a établi une typologie des mesures de soutien en faveur des agriculteurs et s'emploie à évaluer leurs impacts environnementaux (voir, par exemple, OCDE, 2018b). Elle est aussi experte en suivi et évaluation des mesures qui apportent un soutien direct à la production ou à la consommation d'énergies fossiles. Ces travaux pourraient servir de point de départ à l'évaluation des effets préjudiciables des mesures sectorielles sur les émissions de polluants azotés.

Il convient aussi de veiller à la cohérence avec les mesures environnementales qui ne visent pas au premier chef à réduire la pollution azotée. Par exemple, en Nouvelle-Zélande, une mesure de réduction des émissions de dioxyde de carbone (CO_2) a permis de réduire les apports de nitrate (NO_3^-) dans les eaux (voir OCDE, 2013). Un système d'échange d'émissions permet aux émetteurs de GES qui ne veulent pas réduire leurs émissions de passer contrat (via un organisme intermédiaire) avec des agriculteurs disposés à piéger du carbone. Moyennant une compensation financière, ces derniers convertissent des pâturages en forêts, ce qui contribue à réduire les apports de NO_3^- dans les eaux. Les émetteurs de GES reçoivent des crédits du système d'échange d'émissions en contrepartie de la conversion de pâturages en forêts (Graphique 5.4).

Graphique 5.4. Système d'échange d'émissions de gaz à effet de serre (GES) de la Nouvelle-Zélande



Source : Ministère néozélandais de l'Environnement, www.mfe.govt.nz/climate-change/reducing-greenhouse-gas-emissions/about-nz-emissions-trading-scheme ; consulté le 29 mars 2018.

Ce mécanisme est appliqué au lac Taupo, le plus grand du pays, menacé par la pollution azotée. Pour réduire cette dernière dans le lac, un système de plafonnement et d'échange de droits d'émission d'azote a été mis en place à l'intention des agriculteurs du secteur. Au lieu de vendre leurs droits de pollution par l'azote, les exploitants peuvent opter pour la réduction permanente de l'azote, en contrepartie de laquelle ils reçoivent une compensation financière versée par l'organisme intermédiaire. Ce dernier est lui-même financé par les émetteurs de GES qui achètent des crédits d'émission dans le cadre du système d'échange. Les agriculteurs sont ainsi rémunérés pour réduire les émissions d'azote et, en même temps, ils tirent un revenu de crédits forestiers.

Cette mesure environnementale qui, sans viser la pollution azotée, concourt à sa gestion, est un exemple qui montre pourquoi il faut aussi veiller à la cohérence des politiques environnementales elles-mêmes. L'évaluation des arbitrages opérés entre les objectifs d'atténuation du changement climatique et la gestion de la pollution azotée peut cependant être plus délicate, par exemple dans le cas de la fertilisation des forêts[6], laquelle accroît la quantité de carbone stockée, mais aussi les risques liés à l'azote. D'après de Vries, 2017, les dépôts d'azote ne sont pas étrangers à l'accroissement notable de la quantité de carbone contenue dans les forêts et dans les sols forestiers en Europe depuis 1950. Néanmoins, ces dépôts peuvent aussi concourir à une diminution de la tolérance des arbres à la sécheresse en réduisant l'ouverture des stomates[7] de leurs feuilles (Burkhardt et S. Pariyar, 2014 ; Grantz et al., 2018).

5.2 L'efficacité, l'efficience et la faisabilité des instruments d'action[8]

5.2.1 Typologie des instruments d'action

Des instruments d'action de formes et aux applications pratiques très variées peuvent être employés pour lutter contre la pollution par l'azote. Selon la classification établie par l'OCDE (2008), ils peuvent être rangés dans les catégories suivantes :

- Tarification : taxes et redevances liées à l'environnement, et systèmes de permis négociables
- Réglementation directe dans le domaine de l'environnement
- Soutien financier : soutien financier public et paiements au titre des services écosystémiques
- Information
- Dispositifs volontaires

Les taxes liées à l'environnement sont des prélèvements effectués par une autorité compétente (nationale, régionale ou locale), acquittés par des personnes morales et frappant certains produits, activités ou transactions, dans le but de décourager les comportements préjudiciables à l'environnement en les rendant payants. Les redevances environnementales sont versées par les consommateurs aux prestataires de services environnementaux, comme le traitement des eaux usées.

Les systèmes de permis négociables sont des instruments quantitatifs qui associent des droits de propriété à des unités d'externalités positives (services écosystémiques, par exemple) ou négatives (polluants, notamment) réelles ou potentielles, ces droits, une fois alloués, pouvant être échangés comme des marchandises sur de nouveaux marchés, entre entités assujetties. Ils prennent le plus souvent la forme de mécanismes de « plafonnement et d'échanges » dans lesquels le volume d'un polluant est plafonné globalement (en dessous du niveau qui serait atteint en l'absence de plafond) et des permis sont associés à chaque unité de polluant en-deçà du plafond et donnent à leur titulaire un « droit » d'émettre ou de rejeter les unités de polluant correspondantes, ce qui crée de la rareté et une valeur de marché. Au lieu de définir un plafond et un nombre limité de permis négociables, d'autres systèmes reposent sur un niveau de référence et créent des crédits (permis), lesquels sont attribués à des entités qui ramènent la pollution en dessous du niveau de référence préétabli et peuvent ensuite être échangés comme dans le cas précédent (moyennant un plafond global défini par le niveau de référence préétabli). Une démarche similaire peut être appliquée aux services écosystémiques : des crédits sont émis pour protéger ou restaurer les services en question, et ils peuvent être cédés à d'autres entités en contrepartie d'une augmentation de la quantité de services fournis (par exemple, du reboisement destiné à accroître le volume de CO_2 stocké, pour compenser une hausse des émissions de CO_2 ; ou de la création de zones humides pour maximiser la dénitrification dans les bassins enrichis en NO_3^-) (Hansen et al., 2016).

La réglementation directe dans le domaine de l'environnement consiste à appliquer à certains produits, pratiques ou niveaux de performance (« meilleures techniques disponibles », par exemple) des normes minimums ou maximums, des limites, des interdictions, des conditions ou d'autres obligations similaires telles que les permis d'activité.

Le soutien financier public consiste à utiliser des fonds publics pour encourager des pratiques qui réduisent les impacts sur l'environnement (ou décourager celles qui ont des impacts importants), pour stimuler l'innovation technologique ou organisationnelle, ou pour financer des infrastructures. Il peut passer par de nombreux canaux, dont les aides ou dotations budgétaires directes, les prêts sans

intérêts ou à taux réduit, les garanties d'emprunt ou les régimes fiscaux préférentiels (OCDE, 2008).

Aucune des diverses définitions des paiements au titre des services écosystémiques ne fait consensus (Schomers et Matzdorf, 2013). Il s'agit toutefois, globalement, de transactions dans lesquelles les gestionnaires d'un écosystème (propriétaires terriens, par exemple) reçoivent des bénéficiaires des services écosystémiques (notamment des pouvoirs publics, lorsque la collectivité est le bénéficiaire générique) une rétribution en contrepartie des coûts additionnels occasionnés par le maintien des services en question au-dessus du niveau requis par la loi.

L'information passe par les campagnes de sensibilisation, les systèmes d'étiquetage et de certification, des programmes d'enseignement et de formation, la diffusion de directives sur les « meilleures pratiques » et les mécanismes d'établissement de rapports et de publication de données.

Les dispositifs volontaires comprennent les systèmes de gestion environnementale, les accords volontaires négociés entre les pouvoirs publics et certains secteurs économiques, et les accords sectoriels unilatéraux ou intersectoriels visant à atteindre un objectif environnemental donné.

Aucun instrument ou type d'instruments ne permet, à lui seul, de s'attaquer à toutes les sources de pollution dans tous les secteurs. Cette section décrit les différents types d'instruments individuellement, mais il est probablement préférable de les conjuguer, sous la forme d'une « panoplie ». Chaque instrument et chacune de leur combinaison a des avantages et des inconvénients eu égard aux trois critères d'évaluation examinés ci-dessous. C'est inévitable dans un monde où il n'existe pas de remède parfait, caractérisé par de multiples incertitudes et défaillances du marché.

5.2.2 Critères de l'efficacité, de l'efficience et de la faisabilité

En général, les méthodes existantes d'analyse des politiques évaluent la performance d'un instrument d'action à l'aune du critère de l'efficience économique, en particulier de l'efficience statique (équilibre le plus productif entre l'allocation des ressources et le résultat, ou, si le résultat est prédéfini, obtention de celui-ci au coût le plus bas à un moment donné (rapport coût-efficacité statique)). Les analyses de cette nature recommandent souvent de recourir à des outils de tarification pour minimiser les coûts de la réduction des émissions polluantes, en particulier lorsque toutes les sources (anthropiques) sont visées sur le territoire concerné. Cependant, cette optique ne rend pas justice aux complications du « monde réel » qui, souvent, limitent l'efficacité des mesures et empêchent de mettre en place les instruments de la façon la plus souhaitable du point de vue théorique. Ces facteurs sont les suivants (Görlach, 2013).

- Défaillances du marché s'ajoutant à l'externalité du polluant concerné. Il peut s'agir, par exemple, de défaillances de l'information, de problèmes d'agence (intérêts divergents) ou encore de problèmes liés au seuil de satisfaction de l'individu[9], qui peuvent avoir pour effet d'empêcher le marché de produire un résultat « optimal ».
- La mise au point des moyens de lutte. Elle peut être stimulée dans une certaine mesure par la politique des prix, mais elle est incertaine et un prix

élevé peut être nécessaire pour encourager l'investissement privé dans le développement de technologies et pratiques nouvelles.

- La faisabilité administrative, notamment le suivi du polluant et de la conformité et l'action à mener en cas de manquements. Dans le cas de certaines sources de pollution, il peut se révéler impossible ou exagérément onéreux d'administrer certains instruments. Les gains d'efficience découlant d'un instrument de tarification peuvent alors être effacés par les coûts de transaction qu'entraînent l'administration, le suivi et les contrôles.
- Une absence d'acceptabilité politique et publique qui, de même qu'une incompatibilité juridique, peut empêcher de mettre en place un instrument au demeurant adapté.
- Des effets redistributifs et des problèmes d'équité, qui peuvent aussi empêcher de mettre en œuvre un instrument s'il n'est pas possible d'y remédier convenablement.
- La dimension mondiale de certaines substances nocives, comme les GES. Les instruments dont l'action se limite à déplacer ailleurs la pollution et ne la réduisent pas à l'échelle planétaire ne peuvent pas être considérés comme réellement efficaces.

Des critères d'évaluation plus larges sont donc nécessaires pour rendre compte de ces nuances et pour pouvoir estimer de façon plus poussée s'il est souhaitable de recourir, dans différentes applications, à tel instrument plutôt qu'à tel autre.

L'« efficacité » concerne l'aboutissement d'une intervention des pouvoirs publics, lequel peut être défini soit comme un résultat (par exemple, l'utilisation de convertisseurs catalytiques dans les véhicules), soit comme un impact (la diminution de la perturbation du cycle de l'azote, par exemple), selon les objectifs particuliers de l'instrument d'action considéré et de l'évaluation entreprise. Par exemple, même si l'objectif ultime des instruments de lutte contre la pollution azotée est la réduction de la perturbation du cycle naturel de l'azote, il peut être matériellement impossible de relier cet impact à une seule intervention des pouvoirs publics. Dans ces cas, les objectifs de ces derniers (s'ils sont explicités) sont souvent définis en termes de « résultat » de l'action publique (Görlach, 2013).

Globalement, le critère du « rapport coût-efficacité » met en relation les moyens (coûts) et l'aboutissement (résultat/impact) d'une intervention des pouvoirs publics et vise à déterminer si l'objectif est atteint au moindre coût pour la collectivité. Il se décompose en deux sous-critères. Le premier est le rapport coût-efficacité statique, qui est satisfaisant lorsque toutes les sources visées d'un polluant donné sont confrontées au même coût marginal de réduction de la pollution et donc sont incitées de la même manière à la réduire, de façon à ce que cette réduction, quel que soit son niveau, soit obtenue par ces sources au moindre coût pour la collectivité dans son ensemble, à l'aide des solutions existant à un moment donné. C'est ce que l'on appelle parfois le principe d'équimarginalité. Le deuxième sous-critère est le rapport coût-efficacité dynamique, qui est satisfaisant lorsque la réduction de la pollution s'opère au moindre coût pour la collectivité pendant une période donnée, moyennant des incitations permanentes encourageant l'innovation et la mise en œuvre de solutions toujours moins chères (Duval, 2008). Le rapport coût-efficacité dynamique suppose donc que les solutions de réduction et leur coût sont variables au fil du temps et non pas fixes. De ce point de vue, encourager le déploiement

d'une technologie de réduction coûteuse à un moment donné pour permettre l'innovation et engendrer une réduction de la pollution à bas coût plus tard, contrairement à la perspective statique, peut être préférable à une solution moins onéreuse mais présentant moins de potentiel de réduction des coûts à long terme (Görlach, 2013).

Les instruments de tarification sont statiquement efficaces par rapport à leur coût si le prix explicite ou implicite est applicable à toutes les sources de pollution qui entrent dans leur champ et équivalent entre elles. Une taxe ou un système de permis négociables peuvent avoir un champ sectoriel et géographique étendu et porter sur de multiples « produits » (polluants) fongibles, par exemple des polluants qui ont le même impact (ou des impacts comparables), comme l'eutrophisation des eaux due à l'azote et au phosphore. Des polluants dont l'impact a un niveau stable mais différent de l'un à l'autre, comme les GES présentant des potentiels de réchauffement global différents, peuvent aussi faire l'objet d'un seul et même système de permis négociables. Par exemple, le nombre de permis requis pour émettre une unité d'un GES affichant un potentiel de réchauffement élevé peut être majoré par rapport au nombre de permis nécessaires pour émettre une unité du GES présentant le potentiel de réchauffement le plus faible et entrant dans le champ de l'instrument.

La « faisabilité » de la mise en œuvre est bien entendu essentielle à une mise en place et à un fonctionnement efficaces de l'instrument. Ce concept revêt globalement cinq aspects. Le premier est la *faisabilité administrative*, qui repose entre autres sur la facilité d'administration, les coûts de transaction et la rigueur du régime de contrôle de conformité. Le deuxième concerne la capacité à remédier aux *effets secondaires*, intentionnels ou non et positifs ou négatifs. Il peut s'agir de retombées négatives sur la distribution des revenus/l'équité et d'impacts sur la compétitivité de l'industrie, mais aussi d'effets sur la création d'emplois, la sécurité de l'approvisionnement en ressources et d'avantages connexes sanitaires et environnementaux (Encadré 5.1). Liées à ces deux aspects, l'*acceptabilité politique* et l'*acceptabilité publique* sont elles-mêmes indissociables l'une de l'autre. Le quatrième aspect est la *faisabilité juridique et institutionnelle*, qui décrit la compatibilité d'un instrument d'action avec le cadre légal et les doctrines constitutionnelles existants. Le dernier est en rapport avec la *flexibilité* de l'instrument et avec sa façon de réagir à des informations nouvelles, aux risques et aux incertitudes. Il reflète aussi l'aptitude de l'instrument à prendre en compte les comportements stratégiques (induits par l'asymétrie de l'information, la recherche de rente, la captation réglementaire, voire la fraude) (Görlach, 2013).

Encadré 5.1. Exemple de retombées positives de mesures environnementales destinées avant tout à réduire la pollution azotée

Les activités provoquant des émissions d'azote et de GES d'origine agricole se recoupent en grande partie. Ainsi, lorsque les émissions d'azote d'origine agricole sont réduites, les émissions de GES de l'agriculture diminuent elles aussi. La directive cadre de l'UE sur l'eau (2000/60/CE) fixe des objectifs de bon état écologique de toutes les eaux de surface et de bon état pour les eaux souterraines, qui doivent être atteints au plus tard en 2027. Au Danemark, ils ont été déclinés en divers objectifs géographiquement différenciés de réduction des charges azotées dans les eaux côtières et dans les eaux souterraines. D'après les projections, la réalisation de ces objectifs devrait se traduire par une diminution des émissions agricoles de GES de 2 millions de tonnes d'ici 2027.

Aux termes de ses engagements actuels, le Danemark devra avoir réduit ses émissions de GES dans les secteurs non couverts par le système d'échange de quotas d'émission de l'UE (SEQE) de 39 % en 2030 par rapport à 2005. D'après une projection effectuée en 2017 par l'Agence danoise de l'énergie, on estime que, pour y parvenir, les émissions en 2030 doivent être réduites de 2.5 millions tonnes. De ce fait, si la directive cadre de l'UE sur l'eau est appliquée en bonne et due forme, la diminution qui devra encore être obtenue dans les secteurs hors SEQE au Danemark pour atteindre l'objectif sera modeste. Même si l'estimation de l'effet de l'application de la directive est relativement incertaine, les résultats montrent que le niveau de la réglementation visant l'azote peut avoir une influence notable sur les émissions totales de GES.

Source : Danish Economic Councils, 2018

Par exemple, d'après Jacobsen et al., 2017, dans le cadre de la mise en œuvre de la directive cadre de l'UE sur l'eau au Danemark, les instances politiques centrales ont sous-estimé la complexité juridique et réglementaire de l'adoption, au niveau national, de mesures agricoles obligatoires (liées à l'utilisation des terres) visant des objectifs environnementaux locaux. Les mesures obligatoires en question, qui étaient ambitieuses mais accentuaient des contraintes réglementaires déjà fortes, soulevaient des problèmes juridiques, et risquaient par exemple d'entraîner une violation des droits de propriété privée. Leur acceptabilité politique et leur légitimité s'en sont trouvées sapées, ce qui a peu à peu abouti à leur retrait. Les auteurs estiment que l'adoption de mesures plus souples, applicables à l'échelle locale, aurait pu limiter les difficultés du point de vue économique et légal, car les dispositions auraient dès lors pu être déployées là où elles pouvaient manifestement avoir des avantages environnementaux et, éventuellement, à un coût plus modeste.

En général, les taxes liées à l'environnement et les instruments de tarification présentent une faisabilité administrative élevée : les institutions et systèmes administratifs requis existent déjà dans la plupart des pays. Malgré tout, plusieurs exceptions et nuances sont à signaler. Il y a des chances qu'une taxe, une redevance

ou un système de permis négociables soit plus faisable, du point de vue administratif, qu'une mesure applicable en aval, car ils visent moins d'acteurs, ce qui abaisse les coûts de transaction et accroît la possibilité de procéder à un suivi et à des contrôles efficaces. De plus, compte tenu de leur nature, les possibilités d'évasion ou de fraude sont limitées (Matthews, 2010). Néanmoins, que les instruments s'appliquent en amont ou en aval, ils soulèvent des difficultés techniques. Si les émissions de polluants comme le CO_2 et le dioxyde de soufre (SO_2) sont en grande partie fonction de la teneur en carbone et en soufre du combustible ou du carburant, les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) et de N_2O dues aux processus de combustion sont quant à elles largement déterminées par la technique de combustion employée, ce qui rend infaisable l'application en amont d'un instrument de tarification efficient. Inversement, le suivi de la pollution azotée au point d'émission des petites sources de combustion statiques ou mobiles (habitations et moyens de transport, par exemple) ou des voies de transfert multiples et diffuses des sources de pollution non ponctuelles du secteur agricole peut être infaisable aussi bien techniquement qu'administrativement. En ce qui concerne ces sources, l'application d'un instrument de tarification à l'état du milieu (concentration d'un polluant dans l'eau, par exemple) peut être une solution pratique. Toutefois, cette méthode risque de n'être efficace que si les différents acteurs sont convaincus que leurs propres émissions ont un impact sensible sur l'ensemble, ce qui les incite à les réduire. Il peut en être ainsi dans le cas de la pollution de l'eau dans un petit bassin hydrographique comptant peu de producteurs agricoles, mais non, par exemple, dans une zone urbaine où pénètrent et dont sortent de nombreux véhicules ne contribuant chacun que très marginalement à la pollution globale (Karp, 2005).

5.3 Effets non désirés liés à la cascade de l'azote

Outre les critères « génériques » comme, d'une part, la cohérence des politiques et, d'autre part, l'efficacité, l'efficience et la faisabilité des instruments d'action visant l'azote, il en est un autre dont il faut impérativement tenir compte pour définir l'action publique en la matière. Ce dernier prend en considération la réalité de la cascade de l'azote, c'est-à-dire le fait que cet élément, une fois fixé et compte tenu de sa nature labile, a tendance à changer de forme jusqu'à ce qu'il finisse par revenir à l'état de diazote (voir, dans le chapitre 1, la description de la cascade). L'objectif est de parvenir à une conception plus fine des instruments d'action (comparativement à celle qui s'appuie uniquement sur les deux premiers critères) en évaluant leurs effets non désirés sur les autres formes de l'azote, dus à la cascade de l'azote.

Quelle que soit la démarche (de précaution ou fondée sur le risque), l'évaluation des instruments d'action visant l'azote doit prendre en compte les effets accessoires sur les différentes formes de l'élément, positives comme négatives. Il faut notamment veiller à ce que les efforts déployés pour réduire les impacts de l'azote dans un domaine (i) n'aient pas de répercussions non souhaitées dans d'autres (remplacement d'une pollution par une autre[10]) et (ii) exploitent les occasions de réduire d'autres impacts dus à l'azote (effets de « synergie »). Il est donc nécessaire de peser les risques[11] inhérents à différentes mesures ou meilleures pratiques de gestion[12], qu'elles concernent l'agriculture, la combustion d'énergie fossile, les processus industriels ou le traitement des eaux usées.

Par exemple, recourir à la réduction catalytique sélective pour faire diminuer les émissions de NO_x des véhicules soulève de nouveaux problèmes concernant les émissions d'ammoniac (NH_3) et de N_2O résiduels (même si, dans l'ensemble, les émissions d'azote sont fortement réduites). Dans la mesure où la réduction catalytique sélective fait appel à une solution d'urée (système dénox[13]), il faudrait en injecter davantage dans le système pour que la réaction élimine encore plus de NO_x. Mais dans ce cas, les émissions de N_2O et de NH_3 augmenteraient (Suarez-Bertoa et al., 2016).

Inversement, le traitement tertiaire des eaux usées élimine le NO_3^- et permet ainsi de réduire radicalement (de plus de 90 %) les quantités de N_2O qui en émanent en l'absence de ce traitement (encadré 5.2). Cependant, cette opération provoque la production de boues dont l'élimination, lorsqu'elle se fait par incinération (pratique habituelle en Suisse, par exemple), libère des NO_x.

Encadré 5.2. Effet de synergie, sur les émissions d'hémioxyde d'azote (N_2O), des pratiques d'élimination du nitrate (NO_3^-) des eaux usées

Le traitement tertiaire destiné à éliminer l'azote des eaux usées est un processus en deux étapes de nitrification et dénitrification (souvent menées dans deux emplacements séparés de la station d'épuration, car la première a lieu en conditions aérobies et la seconde en conditions anaérobies). Du N_2O peut être formé à chacune de ces étapes[14]. Une enquête menée en 2011 a mis au jour de grandes disparités entre les émissions de N_2O des différentes stations d'épuration étudiées (STOWA GWRC, 2011). Ces différences s'expliquent par le fait que les émissions de N_2O dépendent du type et de la conception des stations (par exemple, du mode d'aération) et de la fréquence à laquelle les conditions de traitement varient pendant le processus[15] (Kampschreuer et al., 2009).

Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat a publié des lignes directrices sur l'évaluation des émissions de N_2O des stations d'épuration dans le cadre des inventaires nationaux des émissions de GES. Ces recommandations distinguent l'élimination minimale d'azote pendant le traitement et les « moyens contrôlés de nitrification et de dénitrification ».

Dans le premier cas, on part du principe que tout l'azote entrant dans la station est transféré aux eaux réceptrices, où il est minéralisé, nitrifié et dénitrifié par des processus naturels. Au cours de ces processus, une partie de l'azote rejeté est émis sous forme de N_2O, selon un facteur d'émission par défaut de 0.005 kg N-N_2O/kg N rejeté, avec une incertitude comprise entre 0.0005 et 0.25 kg N-N_2O/kg N rejeté (GIEC, 2006).

Le facteur d'émission par défaut retenu pour les « moyens contrôlés de nitrification et de dénitrification » est de 0.0032 kg N_2O/personne/an (0.0020 kg N-N_2O/personne/an), moyennant une incertitude comprise entre 0.002 et 0.08 kg N-N_2O/personne/an. Si l'on suppose que la charge en azote des eaux usées est de 16 g N/personne/jour dans les pays développés, cela revient à environ 0.00035 kg N-N_2O/kg N rejeté (Foley et Lant, 2009).

Par conséquent, le traitement tertiaire dans les stations d'épuration ramène la quantité de N_2O libérée d'un facteur d'émission de 0.005 kg N-N_2O/kg N rejeté à un facteur de 0.00035 kg N-N_2O/kg N traité (soit 93 % d'émissions de N_2O en moins).

L'activité microbienne peut ouvrir de nouvelles possibilités de synergie pour éliminer le N_2O et d'autres formes d'azote (c'est-à-dire convertir l'azote en diazote) grâce à la dénitrification. L'utilisation de bactéries anammox dans le traitement des eaux usées peut par exemple éviter des émissions de N_2O. L'anammox (oxydation anaérobie de l'ammonium) est un phénomène de dénitrification qui se produit dans les eaux (et les sédiments) naturellement pauvres en oxygène (zones anoxiques)[16]. Lorsqu'ils ont découvert la voie anammox (en 1999), les chercheurs ont prouvé que certaines bactéries pouvaient tirer leur énergie des nitrites (NO_2^-) et de l'ammonium (NH_4^+), au lieu du NO_3^-, et les reconvertir directement en diazote (sans passer par le N_2O). L'utilisation de l'anammox dans le traitement des eaux usées pourrait aussi être efficace au regard des coûts, car l'oxygénation de l'eau représente la moitié des coûts d'exploitation d'une station d'épuration (Lawson et al., 2017). Les bactéries

anammox présentent l'avantage supplémentaire, en comparaison avec l'épuration classique, de convertir une plus grande quantité d'ammonium (NH_4^+) en diazote. Le principal problème de mise en œuvre de cette solution tient au fait que ces bactéries croissent très lentement.

Outre qu'elle présente des avantages pour la biodiversité et pour le stockage de carbone, la restauration de zones humides pourrait jouer un rôle central dans la gestion des risques liés à l'azote, comme l'indique une étude menée aux États-Unis en 2011 (USEPA-SAB, 2011). Cependant, il convient d'évaluer avec soin les effets non désirés de la création de zones humides (pour maximiser la dénitrification dans les bassins hydrographiques enrichis en NO_3^-) sur le cycle de l'azote. Ainsi, les zones humides constamment inondées présentent un rapport d'émissions de N_2O/N_2 plus bas que celles qui sont inondées par intermittence. Ce rapport est également plus bas pendant la saison chaude et sous les climats chauds.

Dans les eaux côtières, la gestion de la prolifération des algues non seulement prévient la disparition des poissons (zones mortes), mais aussi réduit la transformation du NO_3^- en N_2O. Parce qu'elle a une incidence sur la croissance du phytoplancton[17], la quantité d'éléments nutritifs dans la zone euphotique des océans[18] joue un rôle crucial dans la capacité de ceux-ci à séquestrer le carbone (autrement dit, dans le fonctionnement de la « pompe à carbone biologique »). Cependant, seules quelques études ont été consacrées à l'influence de la structure des populations de phytoplancton sur la pompe à carbone biologique (Samarpita et Mackey, 2018).

L'attention a dernièrement été attirée sur la possibilité d'intégrer les différentes orientations existantes de l'UE sur les pratiques agricoles (qui sont en général séparées en fonction des problèmes environnementaux et des formes d'azote), pour favoriser les retombées connexes bénéfiques sur l'air, l'eau et le climat[19]. Ainsi, au cours de la période 2000-2008, la réglementation des pratiques agricoles prévue par la directive de l'UE sur les nitrates a réduit de 16 % le ruissellement et le lessivage de NO_3^- d'origine agricole, mais elle a aussi fait diminuer les émissions agricoles de NH_3, de N_2O et de NO_x, respectivement de 3 %, 6 % et 9 % (Velthof et al., 2014). Au Royaume-Uni, dans le cadre de l'inventaire des GES agricoles, on évalue les interactions entre les différentes formes d'azote au moment des relevés, en mesurant simultanément le lessivage du N_2O, du NH_3 et du NO_3^-, et la quantité d'azote présent dans les plantes. Cela permet de mieux comprendre les effets de la gestion des exploitations sur le cycle de l'azote et de rendre compte plus complètement de ces interactions dans l'inventaire des GES. Le chapitre 4 revient en détail sur les conséquences involontaires des pratiques de préservation sur le cycle de l'azote dans l'agriculture aux États-Unis.

Notes

[1] Ce type d'analyse mérite d'être étendu et approfondi à l'avenir, compte tenu de la nécessité de renforcer la cohérence des politiques.

[2] Appelé Modular Applied GeNeral Equilibrium Tool ou MAGNET.

[3] La production d'engrais azoté exige beaucoup d'énergie (procédé Haber-Bosch) et son coût est très tributaire des prix de l'énergie.

[4] Le concept des 4B a été défini par le Fertilizer Institute (TFI) en collaboration avec l'International Plant Nutrition Institute (IPNI), l'International Fertiliser Association (IFA) et Fertilisants Canada, dans le cadre d'une initiative de gestion des éléments nutritifs (www.nutrientstewardship.com/). Il consiste à utiliser la bonne source d'éléments nutritifs (soit à adapter la composition de l'engrais aux besoins de la culture) à la bonne dose (celle qui correspond aux besoins de la culture) au bon moment (lorsque les plantes en ont besoin) et au bon endroit (là où les végétaux peuvent l'assimiler).

[5] Voir www3.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch14/final/c14s01.pdf.

[6] Expérimentée dans certains pays, comme la Suède.

[7] La surface des feuilles de tous les végétaux supérieurs est garnie de pores microscopiques spéciaux, appelés stomates, qui jouent un rôle important dans les échanges de vapeur d'eau, de CO_2 et d'oxygène.

[8] Auteurs : Paul Drummond, Paul Ekins et Paolo Agnolucci, University College London (UCL) Institute for Sustainable Resources.

[9] Renvoie à la tendance des individus ou des organisations à prendre leurs décisions en fonction de l'habitude, des pratiques courantes et d'hypothèses instinctives (Grubb, 2014).

[10] Il peut en effet arriver qu'une pollution s'aggrave en conséquence d'une mesure mise en œuvre pour en réduire une autre (Stevens et Quinton, 2009).

[11] Un arbitrage peut s'imposer lorsque des actions menées pour réduire un risque lié à l'azote est susceptible d'en aggraver d'autres.

[12] Évaluer l'efficacité des meilleures pratiques de gestion revient *in fine* à évaluer le rapport coût-efficacité des instruments utilisés pour les promouvoir.

[13] Le terme « dénox » désigne des procédés de traitement aval des gaz d'échappement conçus pour réduire les émissions de NO_x (par exemple, les catalyseurs de NO_x en mélange pauvre passifs ou actifs, les absorbeurs de NO_x et les systèmes de réduction catalytique sélective).

[14] Du N_2O peut aussi se former pendant les traitements biologiques secondaires classiques, qui reposent sur des processus aérobies et des bactéries qui éliminent la matière organique biodégradable soluble.

[15] Les variations des conditions de traitement peuvent être dues à des changements dans les conditions environnementales (modification du débit ou de la charge, par exemple) et/ou liées au passage entre zone anoxique et aérobie.

[16] Le rapport variable entre dénitrification et anammox observé dans les océans est expliqué par des variations locales de qualité et de quantité de la matière organique (Babbin et al., 2014).

[17] Le phytoplancton constitue un groupe extrêmement divers de microalgues et de cyanobactéries photosynthétiques microscopiques.

[18] La zone euphotique est la couche la plus proche de la surface qui reçoit suffisamment de lumière pour que la photosynthèse soit possible.

[19] Atelier conjoint Commission européenne-CEE-ONU, « Towards Joined-up Nitrogen Guidance for Air, Water and Climate Co-benefits », Bruxelles, 11 et 12 octobre 2016.

Références

Babbin, A. et al. (2014), « Organic Matter Stoichiometry, Flux, and Oxygen Control Nitrogen Loss in the Ocean », *Science*, vol. 344, n° 6182.

Bartelings, H. et al. (2016), « Estimating the Impact of Fertiliser Support Policies: A CGE Approach », paper presented at the 19th Annual Conference on Global Economic Analysis, Washington DC, USA, 15-17 juin 2016, Global Trade Analysis Project (GTAP), Department of Agricultural Economics, Purdue University, gtap.agecon.purdue.edu/resources/download/8287.pdf.

Bouwman, A. et al. (2002), « Modeling Global Annual N_2O and NO Emissions from Fertilized Fields », *Global Biochemical Cycles*, vol. 16, n° 4.

Brentrup, F. et C. Pallière (2009), « Energy Efficiency and Greenhouse Gas Emissions in European Nitrogen Fertiliser Production and Use », Fertilizers Europe, www.fertilizerseurope.com/fileadmin/user_upload/publications/agriculture_publications/Energy_Efficiency__V9.pdf.

Burkhardt, J. et S. Pariyar (2014), « Particulate Pollutants are Capable to 'Degrade' Epicuticular Waxes and to Decrease the Drought Tolerance of Scots Pine (Pinus sylvestris L.) », *Environ Pollut.*, vol. 184.

Danish Economic Councils (2018), « Economy and Environment, 2018 », Résumé et recommandations, De Økonomiske Råd.

de Vries, W. et al. (2017), « Modelling Long-term Impacts of Changes in Climate, Nitrogen Deposition and Ozone Exposure on Carbon Sequestration of European Forest Ecosystems », *Sci Total Environ*, 15 décembre 2015, vol. 605-606, pp. 1097-1116.

Drummond, P. et al. (2015), « Policy Instruments to Manage the Unwanted Release of Nitrogen into Ecosystems – Effectiveness, Cost-Efficiency and Feasibility », document présenté au Groupe de travail sur la biodiversité, l'eau et les écosystèmes à sa reunion des 19 et 20 février 2015, ENV/EPOC/WPBWE(2015)8.

Duval, R. (2008), *A Taxonomy of Instruments to Reduce Greenhouse Gas Emissions and Their Interactions*, Documents de travail du Département des affaires économiques de l'OCDE, n° 636.

Foley, J. et P. Lant (2009), « Direct Methane and Nitrous Oxide Emissions from Full-scale Wastewater Treatment Systems », Occasional Paper n° 24, Water Service Association of Australia, Melbourne.

Görlach, B (2013), « What Constitutes an Optimal Policy Mix? Defining the Concept of Optimality, including Political and Legal Framework Conditions », CECILIA2050 WP1 Deliverable 1.1., Ecologic Institute, Berlin.

Grantz, D. et al. (2018), « Ambient Aerosol Increases Minimum Leaf Conductance and Alters the Aperture-Flux Relationship as Stomata Respond to Vapor Pressure Deficit (VPD) », *New Phytol.*, 30 mars (epub avant impression).

Grubb, M. (2014), *Planetary Economics: Energy, Climate Change and the Three Domains of Sustainable Development*, Routledge, Londres.

Hansen, A. et al. (2016), « Do Wetlands Enhance Downstream Denitrification in Agricultural Landscapes? », *Ecosphere*, vol. 7, n° 10.

Jacobsen, B. et al. (2017), « Implementing the Water Framework Directive in Denmark – Lessons on Agricultural Measures from a Legal and Regulatory Perspective », *Land Use Policy*, vol. 67.

Kampschreuer, M. et al. (2009), « Nitrous Oxide Emission during Wastewater Treatment », *Water Research*, vol. 41, n° 17.

Karp, L. (2005), « Nonpoint Source Pollution Taxes and Excessive Tax Burden », *Environmental and Resource Economics*, vol. 31, n° 2.

Lawson, C. et al. (2017), « Metabolic Network Analysis Reveals Microbial Community Interactions in Anammox Granules », *Nature Communications*, doi.org/10.1038/ncomms15416.

Matthews, L. (2010), « Upstream, Downstream: The Importance of Psychological Framing for Carbon Emission Reduction Policies », *Climate Policy*, vol. 10, n° 4.

OCDE (2018a), *Politiques agricoles : suivi et évaluation 2018*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/agr_pol-2018-fr.

OCDE (2018b), « Evaluating the Environmental Impact of Agricultural Policies », document présenté au Groupe de travail mixte sur l'agriculture et l'environnement à sa réunion des 4 et 5 avril 2018, COM/TAD/CA/ENV/EPOC(2017)14/REV1.

OCDE (2013), *Water Security for Better Lives*, Éditions OCDE, Paris, doi.org/10.1787/9789264202405-en.

OCDE (2008), « An OECD Framework for Effective and Efficient Environmental Policies », document rédigé pour la réunion du Comité des politiques d'environnement (EPOC) au niveau ministériel, 28 et 29 avril 2008, www.oecd.org/env/tools-evaluation/41644480.pdf.

Omonode, R. et al. (2017), « Achieving Lower Nitrogen Balance and Higher Nitrogen Recovery Efficiency Reduces Nitrous Oxide Emissions in North America's Maize Cropping Systems », *Frontiers in Plant Science*, vol. 8, article 1080.

Samarpita, B. et K. Mackey (2018), « Phytoplankton as Key Mediators of the Biological Carbon Pump: Their Responses to a Changing Climate », *Sustainability*, vol. 10, n° 869.

Schomers, S. et B. Matzdorf (2013), « Payments for Ecosystem Services: A Review and Comparison of Developing and Industrialised Countries », *Ecosystem Services*, vol. 6.

Stevens, C. et J. Quinton (2009), « Policy Implications of Pollution Swapping », *Physics and Chemistry of the Earth*, vol. 34, n° 8-9, doi.org/10.1016/j.pce.2008.01.001.

Suarez-Bertoa, R. et al. (2016), « On-road Measurement of NH_3 and N_2O Emissions from a Euro V Heavy-duty Vehicle », *Atmospheric Environment*, vol. 139, août 2016, doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.035.

USEPA-SAB (2011), *Reactive Nitrogen in the United States: An Analysis of Inputs, Flows, Consequences and Management Options*, U.S. Environmental Protection Agency's Science Advisory Board, EPA-SAB-11-013, USEPA, Washington D.C., yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/WebBOARD/INCFullReport/$File/Final%20INC%20Report_8_19_11(without%20signatures).pdf.

Velthof, G. et al. (2014), « The Impact of the Nitrates Directive on Nitrogen Emissions from Agriculture in the EU-27 during 2000-2008 », *Science of the Total Environment*, vol. 468-469.

Von Lampe, M. et al. (2014), « Fertiliser and Biofuel Policies in the Global Agricultural Supply Chain: Implications for Agricultural Markets and Farm Incomes », *Documents de l'OCDE sur l'alimentation, l'agriculture et les pêcheries*, n° 69, Éditions OCDE, Paris, doi.org/10.1787/5jxsr7tt3qf4-en.

Chapitre 6. Évaluation de l'efficacité, de l'efficience et de la faisabilité des instruments d'action visant la gestion de l'azote

Dans ce chapitre, les avantages et inconvénients de différents instruments d'action visant la gestion de l'azote et de leurs combinaisons sont évalués, de manière générale, eu égard aux critères de l'efficacité, de l'efficience et de la faisabilité. On y trouvera des exemples d'évaluation de l'efficacité, du rapport coût-efficacité et de la faisabilité d'un certain nombre d'instruments, mis en œuvre en Australie, aux États-Unis, en France, au Japon et en Suède.

6.1 Principaux résultats

Drummond et al., 2016 évalue les avantages et les inconvénients, en termes généraux, des sept catégories d'instruments définis au chapitre 5 et de leurs combinaisons. Cette évaluation débouche sur les conclusions suivantes[1].

Premièrement, les instruments doivent être conçus en fonction de l'« impact » et appliqués aussi près que possible du lieu d'émission pour maximiser l'efficacité et le rapport coût-efficacité de l'action. Toutefois, il arrive souvent que ce ne soit pas possible techniquement ou administrativement (dans le cas de certaines sources de pollution mobiles ou diffuses, par exemple). De même, l'application d'un instrument de tarification en amont, par exemple, n'est pas toujours faisable dans le cas de certains polluants, comme les oxydes d'azote (NO_x) et l'hémioxyde d'azote (N_2O) résultant d'une combustion (l'ampleur des émissions étant alors fonction de la technologie employée et non pas uniquement des produits consommés).

Deuxièmement, la tarification et la réglementation directe dans le domaine de l'environnement sont souvent les instruments les plus efficaces pour réduire la pollution, à condition que le suivi et les contrôles soient crédibles. Si les instruments de tarification sont probablement la solution qui présente le meilleur rapport coût-efficacité pour atteindre un niveau donné de réduction de la pollution (et la réglementation directe, souvent, le moins bon), ils sont relativement « imprécis » et peuvent engendrer des « foyers » de pollution à certains endroits, à certains moments ou dans certains secteurs (selon le champ de l'instrument). L'« aversion à l'impôt », soit l'acceptabilité politique et publique relativement faible des instruments de tarification (en particulier, mais aussi des autres instruments appliquant le principe pollueur-payeur[2]) conduit souvent à l'adoption d'exemptions, de ristournes et d'autres mesures (comme l'allocation de permis en fonction des émissions passées) pour susciter l'adhésion, ce qui diminue le rapport coût-efficacité. Les instruments qui font payer les pollueurs peuvent aussi avoir un effet de délocalisation de la pollution (« havre de pollution »[3]), encore que les éléments attestant l'existence et l'importance de ce phénomène soient mitigés.

Troisièmement, les instruments de type « bénéficiaire-payeur »[4] (soutien financier public, par exemple), ainsi que les instruments volontaires et les outils d'information, sont souvent plus faisables, du point de vue politique, que les instruments de type « pollueur-payeur » (comme les mécanismes de tarification), car ils n'imposent pas de coûts directs aux entreprises et contournent les problèmes qui concourent à l'aversion à l'impôt, même s'ils sont probablement moins efficaces (et dans le cas du soutien financier public en particulier, présentent un rapport coût-efficacité moins satisfaisant).

Quatrièmement, la mise en œuvre d'une combinaison d'instruments qui font payer les pollueurs et d'instruments qui font payer les bénéficiaires peut être plus faisable sur le plan politique, pour atteindre un niveau donné d'efficacité environnementale, que celle des uns ou des autres. Les systèmes de « bonus-malus » en sont une très bonne illustration[5]. De plus, le risque d'effet de havre de pollution est moins grand qu'avec un instrument de type pollueur-payeur utilisé seul.

Cinquièmement, utilisés concomitamment, les instruments de tarification ou de soutien financier public et la réglementation directe dans le domaine de l'environnement peuvent être complémentaires, et ce pour plusieurs raisons.

L'application de la réglementation directe en arrière-plan, à l'appui de l'instrument de tarification ou de soutien financier public utilisé en premier lieu, réduit le risque de distorsions du marché (intérêts divergents et subventions dommageables à l'environnement, par exemple), mais aussi de création de foyers de pollution. Sur le plan administratif, il est plus difficile d'essayer d'éviter les foyers de pollution en assortissant l'instrument de tarification principal lui-même de règles de mise en œuvre complexes (taux d'imposition différenciés, règles d'accès, ajustement du prix des permis) que de cibler une réglementation directe appliquée en arrière-plan sur le sous-groupe d'acteurs assujettis à l'instrument principal. Le rapport coût-efficacité (et, éventuellement, l'efficacité) d'une combinaison de ce type est donc meilleur que celui de l'instrument principal utilisé seul. Le recours à des instruments de tarification ou de soutien financier public en arrière-plan, à l'appui d'une réglementation directe utilisée en premier lieu, permet d'obtenir un meilleur rapport coût-efficacité, pour un niveau donné de réduction de la pollution, que si la réglementation directe est employée seule. Dans les deux cas, l'acceptabilité politique et publique a des chances d'être accrue.

Sixièmement, les instruments volontaires et les outils d'information sont sans doute ceux qui requièrent le moins de moyens administratifs (et qui engendrent les coûts de transaction les plus bas), encore que les coûts de transaction et l'acceptabilité politique de la mise en place d'un accord volontaire efficace puissent être extrêmement problématiques. Les instruments volontaires (en particulier) peuvent aussi être les plus sujets au risque de captation réglementaire[6]. En tout état de cause, les outils d'information ont des chances d'accroître l'efficacité, le rapport coût-efficacité et/ou la faisabilité lorsqu'ils sont associés aux autres types d'instrument.

Le Tableau 6.1 synthétise les résultats. Chaque type d'instrument présente des caractéristiques très différentes eu égard aux trois critères d'évaluation et des différences supplémentaires apparaissent selon : (i) la forme particulière de l'instrument considéré ; (ii) le type de pollution auquel l'instrument est appliqué ; (iii) la source de pollution concernée (fixe, mobile ou diffuse) ; et (iv) le contexte institutionnel. Des arbitrages sont donc inévitables entre les trois critères, dans un monde où il n'existe pas de remède parfait, caractérisé par des défaillances du marché, des incertitudes et des contraintes pratiques.

De ce fait, pour maximiser l'efficacité et le rapport coût-efficacité en présence de contraintes « gérables », il faut souvent conjuguer les instruments (OCDE, 2007). Le Tableau 6.2 synthétise les avantages et les inconvénients de chaque paire d'instruments, mesurés à l'aune des trois critères d'évaluation. Il est supposé que les deux instruments sont appliqués simultanément (même s'ils ne sont pas nécessairement mis en place au même moment).

Tableau 6.1. Efficacité, efficience et faisabilité des instruments d'action

	Efficacité	Rapport coût-efficacité	Faisabilité
Taxes et redevances liées à l'environnement	Réduisent la pollution efficacement, mais à des degrés divers, et sont difficiles à estimer *a priori*. Ne permettent pas de s'attaquer aux foyers de pollution (en particulier la taxation en amont). Possibilité d'effet de havre de pollution.	Rapport coût-efficacité statique satisfaisant si appliquées équitablement aux différents émetteurs, mais les mesures prévoient souvent des exemptions et des ristournes. Rapport coût-efficacité dynamique généralement élevé (obligation continue), mais fonction du taux d'imposition et de la certitude de la mesure.	Peuvent être appliquées en amont, au point d'émission ou en aval. Faisabilité administrative élevée, car utilisées dans tous les pays à différentes fins. Plutôt en amont, car moins d'acteurs (et moins d'évasion fiscale), mais inapplicables aux émissions de NO_x et de N_2O résultant d'une combustion. Plus efficientes en aval, mais difficiles à suivre (en particulier dans le cas des sources non ponctuelles) Les règles commerciales de l'Organisation mondiale du commerce (OMC) peuvent limiter la conception ; d'autres conventions internationales/ supranationales peuvent interdire certains instruments (imposition des carburants aviation, par exemple)4, ou la tarification d'émissions non payantes auparavant. Aversion à l'impôt répandue dans la population. Nécessité impérative de remédier aux problèmes de compétitivité et de redistribution (au moyen d'exemptions/ristournes, par exemple) pour susciter l'adhésion, ce qui réduit l'efficacité/l'efficience ; les principes de réforme de la fiscalité environnementale peuvent éviter ce problème.
Systèmes de permis négociables	Efficacité connue *a priori*, si correctement conçus et appliqués ; l'expérience montre qu'ils réduisent efficacement la pollution (de l'air, en particulier). N'empêchent pas les foyers de pollution. Possibilité d'effet de havre de pollution.	Rapport coût-efficacité statique satisfaisant si appliqués équitablement aux différents émetteurs, mais des permis sont souvent accordés gratuitement, d'où des profits inattendus, ce qui peut engendrer des incitations opposées aux effets visés ; souvent, le pouvoir de marché majore les coûts. Efficience dynamique mitigée – fonction du niveau du plafond/de la référence, des évolutions au fil du temps, d'événements exogènes et des méthodes d'allocation ultérieure des permis.	Peuvent être appliqués en amont, au point d'émission ou en aval. Administration probablement plus lourde que celle d'une taxe, car plus complexe ; peut être extrêmement problématique pour les installations fixes, hormis les grandes. En général, les pays à revenu élevé ont l'expérience de ces instruments, contrairement aux pays à bas revenu ; possibilité de problèmes d'acceptabilité/capacité administrative.

	Efficacité	Rapport coût-efficacité	Faisabilité
			Problèmes liés à l'OMC ou juridiques (voir Taxes et redevances liées à l'environnement). Nécessité impérative de remédier aux problèmes de compétitivité et de redistribution, souvent en accordant des permis gratuits et des exemptions (ce qui réduit l'efficacité/l'efficience).
Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Atteint efficacement des objectifs directs, mais l'efficacité environnementale dépend de la définition de cet objectif. Peut remédier à certaines défaillances du marché (intérêts divergents, par exemple) qui amputent l'efficacité des instruments économiques. Impact à long terme (si l'instrument est supprimé) plus probable qu'avec d'autres instruments. Permet de s'attaquer aux foyers de pollution. Possibilité d'effet de havre de pollution. Possibilité d'effet rebond.	Rapports coût-efficacité statique et dynamique non satisfaisants (notamment dans le cas des réglementations imposant ou interdisant des pratiques/technologies en fonction d'un « résultat »). Problèmes moindres si la réglementation vise un « impact » et si sa rigueur va manifestement croissant au fil du temps.	Peut viser de nombreux types de pollution, ponctuelle ou non. Peut nécessiter des capacités administratives importantes. Les règles commerciales de l'OMC ou d'autres règles supranationales peuvent limiter l'utilisation. Risque de captation réglementaire plus important qu'avec les instruments de tarification (notamment dans les pays à faible revenu). Possibilité de problèmes de compétitivité et de redistribution, comme avec les instruments de tarification. Faible flexibilité.
Soutien financier public	Efficacité très tributaire du contexte, mais potentiellement élevée. Des critères d'éligibilité clairs peuvent éviter la formation de foyers de pollution. Possibilité d'effet rebond.	Le bénéficiaire paie à la place du pollueur. Rapport coût-efficacité plus satisfaisant que celui de la réglementation directe, mais moins que celui des instruments de tarification – quoiqu'il dépende de ce pour quoi le soutien est accordé. Doit être conçu de manière à éviter les pertes sèches autant que possible. Le rapport coût-efficacité dynamique est fonction de ce que vise l'instrument et de la réactivité du niveau du soutien au fil du temps.	Des ressources publiques doivent être disponibles pour financer l'instrument, ce qui pose des problèmes politiques. Instruments financiers souvent privilégiés – évitent les coûts directs et les problèmes d'aversion à l'impôt. Dans le cas des instruments de crédit, les autorités doivent avoir la capacité de s'endetter. Les règles de l'OMC/supranationales (notamment en matière d'aides d'État) peuvent restreindre l'usage de cet instrument. Flexibilité potentiellement élevée.
Paiements au titre des services écosystémiques	Souvent efficaces, mais dans une mesure relativement modeste (quoiqu'assez peu d'évaluations solides de ces instruments aient été menées).	Concrètement, instrument de soutien financier – résultat similaire en matière de rapport coût-efficacité. Les systèmes financés par les utilisateurs ont des chances de présenter un meilleur rapport coût-efficacité	Nécessité de bien définir les critères d'accès, la référence et les indicateurs de performance. La production de services peut être difficile à mesurer (des variables de substitution peuvent être nécessaires).

	Efficacité	Rapport coût-efficacité	Faisabilité
	Possibilité d'effet de havre de pollution.	que ceux qui sont financés par les pouvoirs publics (en particulier à petite échelle).	D'autres objectifs, comme la lutte contre la pauvreté, peuvent être poursuivis par les systèmes financés par les pouvoirs publics, mais ils réduisent l'efficacité environnementale. Les flux de financement doivent être constants. Couramment employés dans les pays à bas revenu, où les capacités administratives sont moindres. Flexibilité potentiellement élevée.
Information	Efficacité souvent difficile à évaluer, car mesures généralement mises en œuvre en même temps que d'autres instruments ou combinés avec ceux-ci. Peut améliorer l'efficacité d'autres instruments. Efficace pour mettre en lumière des possibilités de réduction de la pollution bon marché ou rentables.	Les rapports coût-efficacité statique et dynamique sont fonction du type d'instrument d'information employé et de son champ d'application (secteurs où les obstacles non informationnels sont limités, par exemple). Coût généralement modeste, voire négatif, pour les entreprises et les consommateurs. Peut accroître l'efficience d'autres instruments.	Les moyens administratifs sont fonction de l'instrument – par exemple, les registres des rejets et transferts de polluants (RRTP) nécessitent beaucoup plus de capacités que les campagnes d'information. Règles de l'OMC (traitement des produits « similaires »). Flexibilité potentiellement élevée (selon l'instrument et sa conception).
Dispositifs volontaires	Efficacité souvent faible, mais variable d'un instrument à l'autre. Plusieurs conditions doivent être remplies pour que les accords volontaires soient efficaces, notamment la menace d'une solution différente imposée et un champ d'application limité.	Les accords volontaires ont peu de chances de remplir trois des conditions nécessaires à un bon rapport coût-efficacité (application à un secteur entier, divulgation de toutes les informations, et distribution des efforts entre entreprises au moindre coût).	La charge administrative qu'entraîne les instruments volontaires peut être très réduite (même si les coûts de transaction découlant d'un accord négocié efficace peuvent être prohibitifs) et ils peuvent être juridiquement contraignants ou non. Le risque de collusion et de captation réglementaire est élevé.

Source : Drummond et al. (2015a).

Tableau 6.2. Efficacité, efficience et faisabilité des combinaisons d'instruments d'action

	Taxes et redevances liées à l'environnement	Systèmes de permis négociables	Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Soutien financier public	Paiements au titre des services écosystémiques	Information
Systèmes de permis négociables	Réduction globale de la pollution inchangée. Un instrument « hybride » peut réduire le rapport coût-efficacité statique, mais améliorer le rapport coût-efficacité dynamique. Peut améliorer la flexibilité et la capacité à faire face à l'incertitude – peut réduire l'incertitude sur les prix/coûts. Permet de lutter contre les foyers de pollution (ce qui peut améliorer l'efficience). La faisabilité politique peut être plus grande.					
Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Peut accroître l'efficacité (remédier aux défaillances du marché et réduire l'effet rebond). Permet de lutter contre les foyers de pollution. La réglementation directe peut améliorer le rapport coût-efficacité statique si elle remédie aux défaillances du marché. Elle peut réduire l'incertitude concernant la réduction de la pollution visée par une taxe/redevance.	Réduction globale de la pollution inchangée. La réglementation directe peut éviter la formation de foyers de pollution due aux systèmes de permis négociables et améliorer le rapport coût-efficacité. Les systèmes de permis négociables peuvent accroître la flexibilité de la mise en conformité avec une réglementation directe et améliorer le rapport coût-efficacité – également amélioré s'ils remédient aux				

	Taxes et redevances liées à l'environnement	Systèmes de permis négociables	Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Soutien financier public	Paiements au titre des services écosystémiques	Information
	Peut limiter la complexité administrative. Peut accroître la faisabilité politique.	défaillances du marché (intérêts divergents, par exemple). L'un et l'autre améliorer la faisabilité politique/publique. Quel que soit l'instrument principal, amélioration probable de la capacité à faire face aux incertitudes.				
Soutien financier public	Peut remédier aux défaillances du marché (intérêts divergents, par exemple) pour améliorer l'efficacité et le rapport coût-efficacité. Rapport coût-efficacité probablement moins bon que celui d'une taxe seule, réduit les coûts totaux moyens des entreprises (ce qui encourage l'entrée). Permet de lutter contre les foyers de pollution (plus faisable que l'approche pollueur-payeur, mais éventuellement moins efficace) et peut réduire le risque d'effet de havre de pollution par rapport à une taxe utilisée seule. Permet de lutter contre les défaillances de l'innovation et améliore le rapport coût-efficacité dynamique. Amélioration de la faisabilité, éventuellement sans	Réduction globale de la pollution obtenue dans le cadre d'un système de permis négociables inchangée. Permet de lutter contre les foyers de pollution et peut réduire la probabilité d'effet de havre de pollution par rapport à un système de permis négociables utilisé seul. Réduction du rapport coût-efficacité lorsque le soutien financier public est associé à un système de permis négociables, à moins de s'attaquer aux défaillances du marché (intérêts divergents, innovation, par exemple), aux foyers de pollution ou aux défaillances de l'innovation. Un soutien financier public peut être utilisé pour attribuer les permis, et	Peuvent être plus efficaces et politiquement faisables ensemble que s'ils sont mis en œuvre l'un sans l'autre. Le rapport coût-efficacité global peut être meilleur si un soutien financier public est accordé que si la réglementation directe est appliquée seule (en remédiant aux défaillances de l'innovation également) – mais il est dans l'ensemble difficile de concevoir un dispositif efficace par rapport à son coût. La réglementation directe apporte une plus grande certitude que si le soutien financier public est utilisé seul et elle peut améliorer le rapport coût-efficacité (en particulier si les foyers de pollution sont visés). Peut permettre une conception moins complexe des instruments.			

	Taxes et redevances liées à l'environnement	Systèmes de permis négociables	Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Soutien financier public	Paiements au titre des services écosystémiques	Information
	incidence sur les recettes. Peut réduire la flexibilité.	réduire les rentes injustifiées. Amélioration de la faisabilité si le principe bénéficiaire-payeur est appliqué, sans incidence sur les recettes éventuellement, et coûts moyens des entreprises moindres que si une taxe/redevance est utilisée seule (mais encourage l'entrée). Peut réduire la flexibilité.				
Paiements au titre des services écosystémiques	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, la dynamique est en général la même que ci-dessus. Cependant, l'efficacité et le rapport coûts-efficacité risquent en général d'être moins satisfaisants en raison du caractère indirect et incertain de ces paiements.	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, la dynamique est en général la même que ci-dessus.	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, la dynamique est en général la même que ci-dessus.	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, non examiné dans le présent document.		
Information	Efficacité environnementale mutuellement renforcée. Les foyers de pollution peuvent perdurer. Rapport coût-efficacité amélioré, car remédie aux	Réduction globale de la pollution inchangée. En réduisant les défaillances de l'information, améliore le rapport coût-efficacité. Peut permettre d'améliorer la	Ensemble, peuvent avoir un double effet d'incitation et de dissuasion des acteurs, favorable à une réduction des émissions ou de l'intensité de la pollution.	Efficacité environnementale mutuellement renforcée (mais moins que dans l'association avec une taxe/redevance).	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, la dynamique est en général la même que dans	

	Taxes et redevances liées à l'environnement	Systèmes de permis négociables	Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Soutien financier public	Paiements au titre des services écosystémiques	Information
	défaillances de l'information ; diminution du niveau optimal de la taxe/redevance. Peut permettre d'améliorer la conception initiale. Peut accroître l'acceptabilité politique et publique car réduit les coûts (à niveau égal de réduction de la pollution).	conception initiale du système de permis négociables. De ce fait, la faisabilité politique est meilleure et le risque d'effet de havre de pollution est moins grand qu'avec un système de permis négociables utilisé seul (mais le rapport coût-efficacité dynamique à court terme peut être moins bon). Les foyers de pollution peuvent perdurer.	L'information peut améliorer le rapport coût-efficacité de la réglementation directe et la conception initiale. De ce fait, le risque d'effet de havre de pollution peut être réduit et la faisabilité politique de la réglementation directe accrue. Les foyers de pollution peuvent perdurer.	Rapport coût-efficacité amélioré, car remédie aux défaillances de l'information ; diminution du niveau optimal du soutien Peut permettre d'améliorer la conception du soutien financier public. Les foyers de pollution peuvent perdurer. Peut susceptible d'avoir un effet de havre de pollution (et peut avoir une incidence inverse). Très acceptable aux yeux de la cible, car le principe pollueur-payeur ne s'applique pas.	l'association soutien financier public/information.	
Dispositifs volontaires	Efficacité et rapport coût-efficacité moindres que ceux d'une taxe/redevance seule, mais plus faisable politiquement. L'effet de sensibilisation de ces dispositifs peut améliorer l'efficacité de la taxe/redevance. Peut permettre de s'attaquer aux foyers de pollution, mais probablement inefficace. Poids administratif d'une combinaison efficace probablement élevé.	L'association d'un dispositif volontaire à un système de permis négociables ne modifie pas la réduction globale de la pollution, mais peut permettre de s'attaquer aux foyers de pollution (quoique sans doute de manière inefficace) et peut favoriser un agrandissement du domaine de la réglementation, propice au rapport coût-efficacité. Sinon, rapport coût-efficacité limité. Si le dispositif volontaire est utilisé pour distribuer des permis gratuits dans un	Efficacité probablement moindre qu'avec une réglementation directe utilisée seule, mais rapport coût-efficacité et faisabilité politique éventuellement améliorés. Peut permettre de s'attaquer aux foyers de pollution (mais assortir une réglementation directe d'un dispositif volontaire peut être inefficace). Rapport coût-efficacité imprécis et fonction de la conception de chacun des éléments.	Un soutien financier public peut encourager de nouveaux acteurs à participer aux dispositifs volontaires. Ces derniers ont peu de chances d'accroître l'efficacité du soutien financier public. Rapport coût-efficacité probablement moins bon qu'avec l'un ou l'autre instrument utilisé seul. Le soutien financier public peut remédier aux défaillances de l'innovation, et améliorer le rapport coût-efficacité à long terme des	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, la dynamique est en général la même que dans l'association dispositif volontaire/soutien financier public.	La fourniture d'informations aux pollueurs et l'obligation d'établir des rapports et de les publier a des chances d'accroître l'efficacité des dispositifs volontaires. L'information a des chances d'améliorer le rapport coût-efficacité d'un dispositif volontaire. Les foyers de pollution risquent de perdurer. La fourniture d'informations accroît la faisabilité d'un dispositif volontaire, laquelle peut être réduite si les pollueurs sont tenus d'établir

	Taxes et redevances liées à l'environnement	Systèmes de permis négociables	Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Soutien financier public	Paiements au titre des services écosystémiques	Information
		système de permis négociables, l'incertitude relative à la réduction de la pollution à court terme peut être réduite. Si un système de permis négociables est employé pour atteindre les objectifs du dispositif volontaire, l'efficacité et le rapport coût-efficacité sont meilleurs qu'avec les autres types de dispositifs volontaires, mais la faisabilité est faible.	Le poids administratif peut être sensiblement accru si un accord volontaire efficace et efficient est en place. La flexibilité et la capacité à faire face à l'incertitude peuvent être plus grandes qu'avec une réglementation directe utilisée seule.	dispositifs volontaires (mais la faisabilité de cette combinaison est faible). Le poids administratif d'un instrument efficace et efficient risque d'être élevé.		des rapports/publier des informations.

Source : Drummond et al. (2015b)

6.2 Instruments d'action : études de cas

Cette évaluation « générique » de chaque catégorie d'instruments (ou association d'instruments) eu égard à chacun des trois critères en fonction des principales possibilités de conception peut être globalement applicable à n'importe quel type de polluant produit ou rejeté via la/les même(s) voie(s) de transfert, et appliquée à un même polluant. Dans le cas de la pollution azotée, l'analyse peut être globalement appliquée aux émissions d'azote dans l'atmosphère imputables à la combustion d'énergie fossile ou aux rejets dans les eaux à la suite d'épandages d'engrais, par exemple. Des études de cas où ces instruments ou leurs combinaisons ont été mis en œuvre pour réduire des perturbations du cycle de l'azote d'origine anthropique sont présentées ci-dessous. Cependant, l'examen de l'interaction complexe entre les différents chemins empruntés par la pollution azotée et des panoplies d'instruments les plus à même d'y remédier n'entre pas dans le champ du présent chapitre.

6.2.1 Restitution de la taxe sur les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) en Suède : une taxe liée à l'environnement conjuguée à un soutien financier public

Depuis les années 1980, l'acidification des sols est un problème politique majeur en Suède. En raison de sa géologie, ce pays est particulièrement sensible aux dépôts acides attribuables aux précipitations, lesquels portent atteinte aux écosystèmes aquatiques et terrestres. Pour y remédier en partie, les autorités suédoises ont mis en place, en 1992, une taxe sur les émissions de NO_x mesurées à la sortie des grandes installations fixes de combustion qui produisent au moins 50 GWh d'énergie utile par an (soit environ 200 sites), les secteurs dans lesquels les coûts auraient été excessifs étant exemptées (cimenteries, activités extractives, raffineries, hauts-fourneaux, secteur du verre et des matériaux d'isolation, scieries et production de biocarburants, notamment) (OCDE, 2013). Cette taxe était l'un des éléments d'une stratégie plus vaste destinée à réduire les émissions suédoises de NO_x de 30 % entre 1980 et 1995 (Höglund-Isaksson et Sterner, 2009). Sa base a ensuite été étendue, le seuil d'assujettissement étant abaissé à deux reprises. La taxe est ainsi applicable actuellement aux installations dont la production utile atteint au moins 25 GWh par an (soit environ 400 sites) (OCDE, 2013). Le taux d'imposition était à l'origine de 40 SEK (5.5 USD)/kg NO_x émis, ce qui était exceptionnellement élevé en comparaison avec d'autres systèmes de tarification des NO_x existant dans la zone de l'OCDE (200 fois plus que le taux appliqué en France, par exemple) (Ecotec, 2001). En 2008, il a été porté à 50 SEK (6.4 USD)/kg NO_x. Toutes les recettes du prélèvement sont restituées aux assujettis[7] en proportion de leur production d'énergie utile. Ainsi, les entreprises dont les émissions de NO_x par unité d'énergie produite sont faibles enregistrent un bénéfice net et inversement (OCDE, 2013). C'est pourquoi cet instrument est souvent décrit comme un paiement de restitution.

Efficacité de l'instrument. Les émissions de NO_x des installations assujetties ont diminué de plus de 50 % entre 1980 et 1997 (tandis que la production d'énergie augmentait rapidement)[8] (OCDE, 2013), les deux tiers au moins de cette baisse étant imputables à la taxe de 1992 sur les NO_x (d'autres réglementations locales ayant elles aussi une incidence), ce qui témoigne d'une efficacité élevée (Ecotec, 2001). Néanmoins, il ressort d'études plus récentes que les émissions totales des

sites assujettis n'ont que légèrement diminué entre 1992 et 2013, celles des « déficitaires » nets connaissant une baisse de 30 % environ, largement compensée par une augmentation de celles des « bénéficiaires » nets. L'intensité d'émission (NO_x/KWh) a toutefois été divisée par plus de deux dans le même lapse de temps, grâce en particulier aux « bénéficiaires » nets (Naturvårdsverket, 2014).

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Une taxe environnementale sur les NO_x appliquée en aval nécessite de mesurer les émissions en permanence, ce qui est infaisable dans le cas des sources mobiles et onéreux dans celui des petites installations (OCDE, 2013). Il en résulte que l'instrument n'a été appliqué qu'aux installations fixes de combustion de taille relativement grande. Si l'efficience globale s'en trouve réduite, ce système de tarification, fondé sur les mécanismes du marché, assure un rapport coût-efficacité statique positif chez les pollueurs participants, dont les coûts marginaux de réduction des émissions sont très hétérogènes (OCDE, 2013). Cependant, proportionner la restitution de la taxe acquittée à la quantité d'énergie produite n'est pas efficace par rapport au coût du point de vue de la réduction des émissions de NO_x et revient en fait à subventionner la production d'énergie, ce qui encourage à produire à l'excès et à investir exagérément dans certaines installations (usines d'incinération de déchets, par exemple). Le rapport coût-efficacité dynamique est relativement élevé lui aussi, les pollueurs étant incités en permanence à réduire leurs émissions par la taxation d'origine et, dans une certaine mesure, par le mécanisme de restitution. Sous l'effet de la taxe, l'innovation a été rapide, se traduisant par la production et la diffusion de nouvelles technologies, et par l'adoption des meilleures technologies existantes, qui ont semble-t-il joué un rôle « très important » dans la réduction des émissions de NO_x obtenue (Höglund-Isaksson et Sterner, 2009 ; Sterner et Turnheim, 2008). Le mécanisme de restitution empêche peut-être la diffusion d'innovations, étant donné qu'une entreprise est incitée à conserver pour elle-même aussi longtemps que possible une innovation permettant de réduire les émissions de NO_x, dans l'optique de percevoir une restitution plus élevée. (Höglund-Isaksson et Sterner, 2009). Cependant, une analyse récente remet en question ces résultats et indique que l'innovation et la diffusion des technologies auraient pu être empêchées en l'absence de mécanisme de restitution (Bonilla et al., 2014 ; SOU, 2017). En 2011, les recettes totales se sont montées à 794 millions SEK (101 millions USD) (OCDE, 2013).

Faisabilité de l'instrument. La taxe a bénéficié d'un fort soutien populaire et politique lorsqu'elle a été proposée et adoptée. L'impact des NO_x sur l'environnement était visible et compris de tous, et la taxe a été proposée par une commission parlementaire réunissant tous les partis, qui comprenait aussi des représentants de tous les ministères concernés et de la société civile. C'est grâce à ces facteurs qu'il a été possible de fixer le taux de la taxe à un niveau élevé, mais aussi grâce au mécanisme innovant de restitution et à l'exemption des activités éventuellement exposées à des problèmes de compétitivité (OCDE, 2013).

6.2.2 Combinaisons d'instruments en rapport avec la pollution azotée

Taxes et redevances liées à l'environnement et systèmes de permis négociables (rapport coût-efficacité de la combinaison)

Aussi bien les taxes et redevances que les systèmes de permis négociables peuvent entraîner une concentration des émissions polluantes dans une région, dans un

secteur d'activité ou pendant une période (c'est-à-dire la formation d'un « foyer de pollution »[9]) (Drummond et al., 2015b). Ce n'est pas très important dans le cas de certains polluants, comme les gaz à effet de serre (GES), mais dans d'autres, les circonstances particulières des rejets peuvent avoir une incidence notable sur les dommages marginaux. Ainsi, une unité de NO_x dans l'atmosphère a des coûts marginaux sensiblement plus élevés (du fait de ses répercussions sur la santé humaine) dans une zone urbaine dense très peuplée que dans un espace rural isolé. La solution peut consister à imposer une taxe ou une redevance supplémentaire aux entreprises qui participent à un système de permis négociables et qui sont localisées dans un bassin hydrographique ou un bassin d'air où l'émission d'un polluant donné provoque des dommages marginaux plus importants que ceux qui sont dus aux participants situés dans d'autres bassins.

Taxes et redevances liées à l'environnement et réglementation directe dans le domaine de l'environnement (efficacité de la combinaison)

Les taxes et redevances liées à l'environnement existantes sont en grande partie conjuguées à un instrument réglementaire au minimum (OCDE, 2006). Souvent, la réglementation directe dans le domaine de l'environnement permet de surmonter certaines défaillances du marché comme les problèmes d'agence et les défaillances de l'information (ou encore les subventions préjudiciables à l'environnement), qui limitent l'efficacité des taxes et redevances (et d'autres mécanismes économiques). Inversement, ces taxes et redevances sont à même de réduire l'effet « rebond »[10] que peut avoir la réglementation directe. Ces interactions se produisent généralement aussi bien lorsque chaque instrument vise directement le même groupe que lorsque les différents instruments sont appliqués à différents acteurs, mais ont pour cible la même source de pollution (association d'une tarification des énergies fossiles en amont et d'obligations d'amélioration de l'efficacité énergétique en aval, par exemple). De ce fait, si elle est correctement conçue, la mise en œuvre combinée de ces instruments peut avoir des effets complémentaires positifs sur l'efficacité environnementale, le rapport coût-efficacité et la faisabilité.

Conjuguée à un instrument de tarification, la réglementation directe peut réduire la formation de foyers de pollution. Par exemple, tandis que les instruments de tarification ont une incidence sur la pollution totale, la réglementation directe peut influencer les caractéristiques (localisation et moment) des rejets. Ainsi, une réglementation qui vise un « impact »[11] peut fixer des normes de qualité de l'air applicables localement, tandis qu'une réglementation qui vise un « résultat »[12] peut interdire ou imposer l'utilisation de certaines technologies ou certaines activités, pour empêcher ou réduire des dommages environnementaux limités dans le temps ou localisés qu'un instrument général de tarification ne découragerait pas[13]. Ces combinaisons d'instruments sont déployées largement et avec succès à ces fins (OCDE, 2006 ; Bennear et Stavins, 2007). Néanmoins, elles peuvent avoir un effet de havre de pollution en l'absence de mesures compensatoires suffisantes.

Taxes et redevances liées à l'environnement et soutien financier public (efficacité de la combinaison)

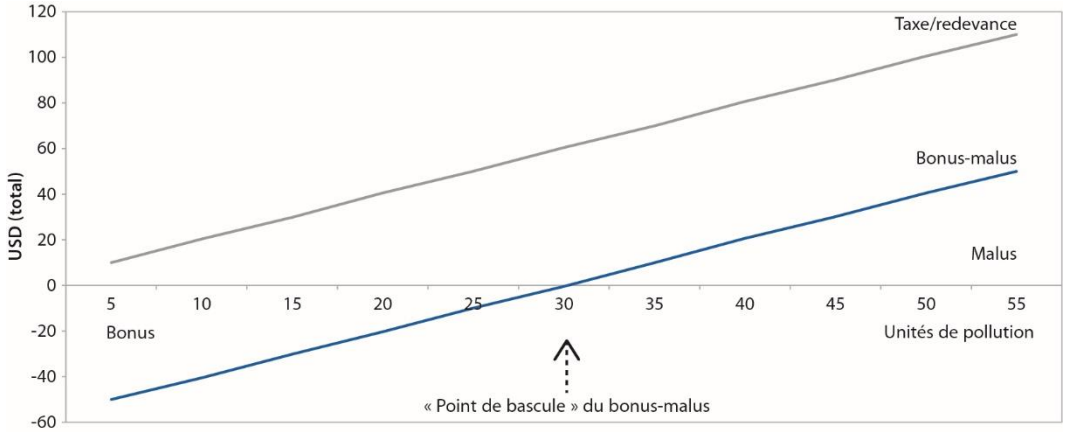
D'un point de vue théorique, les incitations marginales à réduire la pollution imputables à un instrument de type taxe ou redevance (mettant en œuvre le principe pollueur-payeur) et à un instrument de soutien financier public (mettant en œuvre

le principe bénéficiaire-pollueur) sont identiques, dès lors que le niveau de la taxe/redevance et celui du soutien sont équivalents et que l'externalité est visée directement (instrument visant l'impact) (Baumol et Oates, 1988). Néanmoins, même un instrument de soutien financier public bien conçu est probablement moins efficace, du point de vue environnemental, qu'une taxe ou redevance équivalente. Cela tient au fait qu'un instrument qui fait payer les pollueurs, comme une taxe, a pour effet de majorer les coûts totaux moyens des entreprises, alors que les instruments de soutien financier public ont pour effet de les minorer. Dans ce dernier cas de figure, certaines entreprises (notamment les plus vieilles, les moins efficientes et les plus polluantes) peuvent maintenir une activité qu'un instrument fiscal les aurait peut-être contraintes à abandonner. Par ailleurs, le soutien financier public empêche le marché d'indiquer au consommateur le véritable coût du produit, d'où une demande sous-optimale (trop élevée en cas d'externalités négatives) (Kolstad, 2011). Ces problèmes maintiennent la pollution au-dessus du niveau promis par un instrument fiscal équivalent.

Dans ce sens, il ne paraît pas logique de déployer deux instruments pour réduire les émissions d'un polluant donné provenant d'une source donnée, si un seul (en particulier une taxe ou une redevance) donne le même résultat. Toutefois, conjuguer ces instruments de façon bien structurée peut améliorer les chances d'atteindre la réduction souhaitée de la pollution lorsque des contraintes de faisabilité empêchent l'un des instruments utilisé seul d'y mener.

Il est courant, en l'occurrence, de recourir au « bonus-malus », instrument qui consiste à appliquer une taxe ou une redevance (malus) aux activités ou aux produits qui n'atteignent pas un seuil donné de performance environnementale, et à faire bénéficier d'un soutien financier les activités ou les produits qui dépassent ce niveau de performance (bonus). Le graphique 6.1 illustre ce principe. Dans cet exemple, le seuil (« point de bascule ») au-dessus duquel un malus est dû et en dessous duquel un bonus est accordé se situe à 30 unités de pollution. L'axe des ordonnées donne des valeurs absolues ; autrement dit, la pente de la ligne indique les coûts et les bénéfices marginaux de la réduction de la pollution (c'est-à-dire le montant de la taxe ou du bonus dû). Le Graphique 6.1 illustre également le principe d'une approche similaire s'appuyant sur une taxe/redevance utilisée seule. Comme on peut le voir, la pente est la même dans les deux cas, ce qui témoigne d'incitations marginales équivalentes, les écarts entre les coûts totaux moyens étant ainsi clairement expliqués.

Graphique 6.1. Conception d'un instrument de type « bonus-malus » et d'une taxe/redevance



Source : Drummond et al. (2015b).

Les bonus-malus peuvent s'appliquer à un large éventail de polluants provenant de différentes sources (moyennant diverses structures particulières), mais ils sont surtout étudiés et mis en œuvre dans le cas des droits d'immatriculation des voitures particulières (pour lutter contre l'intensité d'émission de dioxyde de carbone (CO_2). Dans ces cas (et plus généralement), les observations indiquent que les systèmes bien conçus améliorent généralement avec efficacité les performances environnementales (Greene et al., 2005 ; Johnson, 2006 ; de Haan et al., 2009). Néanmoins, cela dépend de la conception de l'instrument considéré, notamment du point de bascule et du niveau du bonus et du malus (D'Haultfoeuille et al., 2014)[14].

Taxes et redevances liées à l'environnement et paiements au titre de services écosystémiques (efficacité de la combinaison)

Étant donné que les instruments de type paiements au titre de services écosystémiques peuvent être considérés comme une catégorie particulière de soutien financier public, leur associer une taxe ou une redevance liée à l'environnement engendre une dynamique similaire à celle que donne la combinaison au sens large d'une taxe/redevance et d'un soutien financier public, examinée plus haut. Cette remarque s'applique aussi bien aux paiements au titre de services écosystémiques « financés par les pouvoirs publics »[15] qu'à ceux qui sont « financés par les utilisateurs »[16] (Drummond et al., 2015b).

Toutefois, certaines caractéristiques essentielles peuvent être signalées. Assez peu d'analyses rigoureuses ont été consacrées *a posteriori* aux paiements au titre de services écosystémiques (Drummond et al., 2015a), mais celles qui existent font état d'une efficacité généralement positive, quoique limitée (Pattanayak et al., 2010). Malgré tout, combiner une taxe ou une redevance (ou un système de permis négociables) avec un instrument de type paiement au titre de services écosystémiques risque d'être moins efficace sur le plan environnemental – tant pour ce qui est d'atteindre un niveau cible de réduction que de s'attaquer aux foyers de pollution – qu'une combinaison avec d'autres méthodes de soutien financier public (en particulier visant un impact) dans laquelle, comme dans l'association d'une

taxe/redevance avec un soutien financier public, la taxe/redevance joue le premier rôle et le soutien financier public, le deuxième.

La principale raison tient au fait qu'il est intrinsèquement difficile de définir et de cibler directement les services écosystémiques en question. Cela nécessite souvent de décrire avec précision des voies de transfert qui sont à l'origine des phénomènes (en tenant compte de l'étendue et de la distribution spatiales) et qui sont encore mal expliquées ou qu'il est impossible de soumettre à un système de mesure (Tomich et al., 2004). C'est pourquoi il est courant de recourir à des variables de remplacement ou à des indicateurs (autrement dit, à une approche « fondée sur les résultats »). Il en découle une deuxième difficulté : définir précisément le niveau de référence par rapport auquel l'« additionnalité » des actions soutenues peut être assurée et dispenser des paiements d'un niveau adéquat pour encourager la réalisation de ces actions (correspondant au moins, par exemple, à la différence entre la valeur économique privée retirée de l'existence du service écosystémique (préservation d'une forêt, par exemple) et la valeur procurée au propriétaire foncier par l'utilisation la plus rentable de ses terres (conversion en pâturages, par exemple) ; en d'autres termes, il s'agit du coût d'opportunité du maintien du service écosystémique considéré (Drummond et al., 2015a)). Bien entendu, éviter que le soutien ne soit excessif est tout aussi difficile et a des conséquences sur le rapport coût-efficacité.

Taxes et redevances liées à l'environnement (rapport coût-efficacité des combinaisons)

Le présent chapitre est consacré aux combinaisons d'instruments appartenant à des catégories différentes, mais il est souvent possible de conjuguer avec efficacité plusieurs instruments relevant de la même et conçus différemment. Par exemple, dans beaucoup de pays de l'OCDE, les ménages acquittent une redevance sur les eaux usées et une taxe sur la pollution est prélevée en aval sur les rejets des stations d'épuration dans le milieu. Dans un monde parfait, on pourrait obtenir un rapport coût-efficacité satisfaisant si l'on appliquait une taxe fondée sur l'impact au point de rejet des effluents des stations d'épuration, le coût de cette taxe ou des moyens mis en œuvre pour réduire la pollution (avec des coûts marginaux égaux ou inférieurs à la taxe) étant répercutés en amont sur les utilisateurs (les ménages, par exemple) selon leur contribution individuelle à la pollution (majoré d'autres coûts d'exploitation). Ces utilisateurs seraient ainsi incités également à ramener leur production d'eaux usées (et la concentration de polluants dans ces eaux) au niveau économiquement optimal. Néanmoins, dans la plupart des cas, déterminer la contribution individuelle des utilisateurs à la pollution exigerait des moyens administratifs et financiers excessifs, ce qui empêche une transmission efficace du signal prix. Le montant de la redevance demandée aux utilisateurs est donc souvent fondé sur le volume des eaux usées et non sur la charge polluante (et même, dans bien des cas, sur la consommation d'eau mesurée au compteur et non sur les quantités d'eaux usées rejetées, moyennant une hypothétique correspondance), l'objectif étant de réduire globalement les rejets d'eaux usées. Une taxe sur la pollution fondée sur l'impact, lorsqu'elle existe, incite ensuite la station d'épuration à traiter les eaux usées restantes au niveau économiquement optimal (selon le niveau de la taxe), avant de rejeter ses effluents dans le milieu naturel.

Réglementation directe dans le domaine de l'environnement et soutien financier public (rapport coût-efficacité de la combinaison)

En janvier 2018, une réglementation nouvelle et « plus ciblée » sur les rejets d'azote d'origine agricole dans les eaux a fait l'objet d'un accord politique au Danemark[17]. L'une de ses principales caractéristiques est de cibler les actions précisément, en fonction de différences géographiques. Dans le système précédent, au contraire, tous les agriculteurs étaient tenus de réduire leurs émissions dans les mêmes proportions, indépendamment des variations géographiques du bilan azoté. La nouvelle réglementation suppose de diviser le territoire en quelque 3 000 secteurs et de fixer dans chacun d'eux un objectif de réduction des rejets d'azote propre à assurer la protection des eaux superficielles et souterraines. Les agriculteurs peuvent choisir librement l'outil qui présente le meilleur rapport coût-efficacité dans leur secteur.

La nouvelle réglementation est conjuguée à un soutien financier public en faveur des modes de production agricole qui réduisent les rejets d'azote (par exemple les cultures dérobées, démarrées après une récolte pour consommer l'azote contenu dans le sol). Bien qu'elle soit plus ciblée, cette réglementation assortie d'une subvention n'incite pas, à long terme, à relocaliser les productions qui provoquent les rejets les plus importants dans les zones du Danemark où ceux-ci causeraient le moins de dommages au milieu aquatique (Danish Economic Councils, 2018). Cet inconvénient pourrait être évité si la réglementation appliquait une taxe géographiquement différenciée aux activités agricoles qui rejettent de l'azote dans le milieu aquatique (ibid.).

Une taxe de cette nature pourrait être étendue assez facilement à d'autres types de rejets agricoles, par exemple d'ammoniac (NH_3) ou de N_2O (Danish Economic Councils, 2018). Contrairement aux taxes sur les émissions de GES, les taxes sur l'azote doivent être modulées géographiquement. Cela ne devrait pas accroître la complexité de la réglementation aux yeux des agriculteurs, car il n'y aurait toujours qu'une seule taxe par type d'activité (ibid.). À long terme, cette extension de la taxation assurerait une réglementation commune plus claire et plus directe de différents effets de la production agricole sur l'environnement (ibid.).

6.2.3 Programme d'échange du Greater Miami Watershed : exemple de système de permis négociables

Environ 40 % des eaux de surface du bassin hydrographique de la Great Miami River, qui s'étend sur quelque 10 000 km^2 dans le Sud-Ouest de l'Ohio, aux États-Unis, ont longtemps été en-deçà des normes de qualité de l'eau définies par la réglementation. L'agence régionale de gestion de l'eau (Miami Conservancy District - MCD) a donc lancé en 2004 un programme d'échange pilote (Greater Miami Watershed Trading Programme - GMWTP), dans l'optique d'améliorer la qualité de l'eau avec un rapport coût-efficacité satisfaisant, avant que des mesures réglementaires ne limitent les rejets d'éléments nutritifs des stations d'épuration, sources ponctuelles.

Le GMWTP s'appuie sur un niveau de référence et des crédits d'émission. Il encourage les exploitations agricoles à adopter volontairement des pratiques optimales pour engendrer des crédits d'émission, qui peuvent être cédés aux stations d'épuration de manière à ce que celles-ci soient en conformité une fois la

réglementation adoptée. Les activités agricoles occupent environ 70 % de la superficie du bassin, sont les principales responsables des excédents d'azote (Newburn et Woodward, 2012) et, selon Kieser and Associates (2004), sont à même de réduire les émissions d'azote à un coût à peu près trente fois plus bas que les stations d'épuration. Toutes les exploitations agricoles situées dans le bassin sont en droit de mettre en œuvre des mesures pouvant engendrer des crédits. En coopération avec les organismes locaux chargés de la préservation de l'eau et des sols (Soil and Water Conservation Districts - SWCD), elles peuvent faire une offre où sont indiqués les changements qu'elles envisagent d'apporter à leurs pratiques, le coût de la mise en œuvre de ces changements et le nombre de crédits ainsi créés (1 crédit = rejet évité de 1 livre (0.45 kg) d'azote ou de phosphore) en fonction de l'écart, chaque année, avec une projection de référence des rejets d'éléments nutritifs multiplié par le nombre d'années pendant lesquelles il est prévu que les actions menées limitent les émissions. Les crédits de phosphore et d'azote sont fongibles. Ils sont ensuite achetés aux agriculteurs (représentés par les SWCD) par le MCD (qui fait office de bourse d'échange) dans le cadre d'« enchères inversées »[18], puis peuvent être acquis par une station d'épuration (à la condition impérative qu'ils aient été engendrés par des activités menées en amont de celle-ci) (Newburn et Woodward, 2012 ; Shortle, 2012).

Efficacité de l'instrument. A la mi-2014, 397 projets agricoles avaient été lancés, engendrant plus de 1.14 million de crédits d'une valeur supérieure à 1.6 million USD et entraînant, d'après les estimations, une réduction des rejets d'éléments nutritifs dans les eaux de surface du bassin de 572 tonnes par rapport aux projections de référence (MCD, 2014). Dans la mesure où il n'existe pas encore de réglementation contraignante visant les sources ponctuelles, ces transactions obéissent à des ratios d'échange qui encouragent à agir avant que ne soit appliquées les obligations légales envisagées[19].

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Sous l'effet des échanges réalisés à ce jour, le coût de la réduction des rejets se situe à 1.48 USD/livre, ce qui est très inférieur à ce que coûteraient, d'après les estimations, des mesures mises en œuvre directement par les stations d'épuration (4.72 USD/livre) (Kieser and Associates, 2004). Le rapport coût-efficacité est donc sans doute nettement meilleur que celui d'une mesure réglementaire appliquée aux seules sources ponctuelles. Toutefois, le recours aux enchères inversées est certes censé mettre les fournisseurs en concurrence et révéler les prix de réserve, mais il est probable qu'au fil des cycles successifs, les soumissionnaires aient mis en place des stratégies, les SWCD et les agriculteurs apprenant peu à peu à faire accepter leur offre au meilleur prix. L'absence de variation du prix offert maximum, fixé par le MCD, au fil des cycles successifs (2 USD/livre), a probablement favorisé ce phénomène, limitant le rapport coût-efficacité statique. L'incitation à innover est faible, car la méthode de calcul des crédits s'appuie sur des données qui sont disponibles uniquement dans le cas de pratiques de gestion des éléments nutritifs relativement courantes (Newburn et Woodward, 2012).

Faisabilité de l'instrument. Compte tenu de son rapport coût-efficacité plus élevé que celui d'autres dispositifs réglementaires visant à atteindre par anticipation certaines limites légales de rejet d'éléments nutritifs, le GMWTP est prisé des stations d'épuration. Lors de l'élaboration du programme, plus d'une centaine de réunions ont été organisées avec de multiples acteurs, ce qui a contribué à faire largement accepter l'instrument et à rallier des soutiens. L'intervention des SWCD

a aussi concouru activement à faire connaître le dispositif et à encourager la participation des agriculteurs (de même que le suivi annuel qui a eu lieu ensuite, dont le coût administratif est pris en compte dans les offres). Les coûts de transaction et le poids administratif s'en trouvent réduits. Conjugués, ces facteurs font du GMWTP un instrument apprécié, qui fonctionne bien (Newburn et Woodward, 2012).

6.2.4 Loi sur les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) des automobiles au Japon : exemple de réglementation directe dans le domaine de l'environnement

Malgré plusieurs réglementations visant les sources fixes de polluants atmosphériques locaux, le niveau de la pollution par les NO_x a continué d'augmenter tout au long des années 1980 au Japon, sous l'effet de l'accroissement de la circulation. Les pouvoirs publics ont donc mis en œuvre la loi de 1992 prévoyant des mesures spéciales de réduction du total des émissions d'oxydes d'azote des véhicules automobiles dans certaines zones (loi sur les NO_x), qui chargeait les préfectures des grandes zones urbaines de Tokyo et Osaka d'établir et de mettre en œuvre des plans locaux de réduction des émissions de NO_x des véhicules, l'objectif étant alors de respecter les normes nationales de concentration de dioxyde d'azote (NO_2) dans l'air ambiant au plus tard en 2000 dans les préfectures en question (autrement dit, de faire baisser la concentration de 27% par rapport au niveau de 1990). Cette loi prévoit en particulier des dispositions par type de véhicule, qui interdisent aussi bien l'utilisation que l'immatriculation des véhicules qui ne respectent pas certaines normes d'émission dans les préfectures concernées (moyennant des dates de « retrait » précises, différentes selon le type de véhicule). Cependant, compte tenu de l'augmentation de 10 % des distances parcourues et des mauvais résultats d'autres mesures de gestion (fiscalité avantageuse, prêts à faible taux d'intérêt et investissements dans la distribution de carburants différents pour favoriser l'utilisation de véhicules à faibles émissions, entre autres), les émissions de NO_x n'ont baissé que de 3 % (OCDE, 2002). En 2001, les particules ont été ajoutées aux substances visées et Nagoya est venue rejoindre les deux préfectures concernées à l'origine. À la suite de ces modifications, le texte a été intitulé loi prévoyant des mesures spéciales de réduction du total des émissions d'oxydes d'azote et de particules des véhicules automobiles dans certaines zones (loi sur les NO_x et les particules).

Efficacité de l'instrument. Les émissions de NO_x ont diminué de 20 % environ entre 2000 et 2009 dans les zones soumises à la loi révisée, soit deux fois plus que dans le reste du pays (Hasunuma et al., 2014). Selon Iwata et al. (2014), la réglementation par types de véhicule, qui interdit d'immatriculer des véhicules très polluants et oblige à remplacer ceux qui sont déjà en circulation, a été déterminante. Dans les zones concernées, la prévalence de l'asthme a nettement baissé (-0.073 %/an), cette évolution et la diminution des émissions de NO_x (et de particules) étant notablement corrélées (Hasunuma et al., 2014).

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Le coût de la loi sur les NO_x n'a pas été estimé *a posteriori*, mais d'après des évaluations *a priori*, il se monterait au total à 521 milliards JPY (environ 5 milliards USD) (Iwata et Arimura, 2008 ; Iwata et al., 2014). Cependant, il est presque certain que l'ensemble des retombées collectives positives (y compris la diminution des impacts sur la santé et les répercussions sur les zones voisines non soumises aux dispositions) soient de plus grande ampleur

(au moins deux fois plus importantes d'après les estimations basses d'Arimura et Iwata, 2006). Toutefois, les coûts marginaux de la réduction des émissions varient sensiblement selon le type de véhicule (ils sont plus de deux fois plus élevés dans le cas des voitures particulières ordinaires que dans celui des petits bus, par exemples), ce qui indique qu'il existe un fort potentiel de réduction des coûts de mise en conformité et d'accroissement des retombées collectives positives nettes, moyennant une modification du système de retrait des véhicules (Arimura et Iwata, 2006).

Faisabilité de l'instrument. La croissance économique rapide que le Japon a connue à partir du milieu du XXe siècle s'est traduite par un accroissement important de la pollution de l'air et de ses répercussions sur la santé de la population (notamment dans les grandes zones urbaines). La pression des citoyens et les procès de plus en plus nombreux remportés par des organisations représentant les intérêts de victimes de problèmes sanitaires liés à la pollution ont conduit à l'adoption de plusieurs lois anti-pollution à partir des années 1960. Le fait que la population ait conscience des problèmes de santé liés à la pollution a probablement joué en faveur de la loi sur les NO_x, de même que les dates de retrait différenciées et l'existence d'autres instruments en parallèle (comme la taxation des véhicules à taux variables et les subventions en faveur des véhicules à faibles émissions), même si les études manquent sur l'ampleur du soutien public au moment de son adoption et sur la contribution de ces facteurs. L'instrument est appliqué dans le cadre du Programme japonais d'inspection des véhicules : ceux qui ne sont pas conformes à la loi sur les NO_x ne peuvent pas être soumis à ce contrôle obligatoire (Colls et Tiwary, 2010).

6.2.5 Le programme de valorisation et de protection des ressources de Pennsylvanie : un exemple de soutien financier public

Créé en 2008, le programme de valorisation et de protection des ressources (*Resource Enhancement and Protection Programme* – REAP) octroie des crédits d'impôt aux exploitants, entreprises et personnes physiques qui mettent en place, dans des activités agricoles en Pennsylvanie, des méthodes agréées reconnues comme meilleures pratiques de gestion et de nature à améliorer la production agricole et à protéger les ressources naturelles (au-delà d'une simple application des exigences réglementaires). Une fois le projet achevé, les candidats peuvent bénéficier de crédits sur les impôts perçus par l'État de Pennsylvanie à hauteur de 50 à 75 % des dépenses de mise en œuvre engagées (dans la limite de 150 000 USD selon la pratique, hors dépenses couvertes par des fonds publics). Les entreprises et personnes physiques sans caractère agricole (imposables dans le Commonwealth de Pennsylvanie)[20] peuvent financer la mise en place de meilleures pratiques de gestion et recevoir les crédits d'impôt y afférents, lesquels sont valables 15 ans et peuvent être transférés à d'autres contribuables. Les crédits doivent être remboursés si la pratique est abandonnée avant le terme du délai convenu.

Efficacité de l'instrument. Entre 2008 et fin 2011, plus de 950 exploitations agricoles ont bénéficié de crédits d'impôt pour avoir mis en place au moins une meilleure pratique de gestion, ce qui a permis de réduire les rejets estimés d'azote dans les masses d'eau de plus de 5 700 tonnes (et de diminuer le phosphore et les sédiments de quelque 430 tonnes chacun) (PSCC, 2011).

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Sur la même période, les participants au programme ont fait valoir des crédits d'impôt d'un montant avoisinant

39 millions USD (PSCC, 2011), qui leur a permis de mobiliser 5 à 8 millions USD d'investissements privés par an. De prime abord, ces chiffres dépeignent une initiative très peu coûteuse et efficace pour réduire la pollution dans les exploitations agricoles de Pennsylvanie. Cependant, les crédits d'impôt sont accordés à la mise en place de produits et pratiques standard agréés (une approche fondé sur les résultats), si bien que l'impact sur la pollution sera inégal d'un site à l'autre et d'une période sur l'autre, ce qui limite le rapport coût-efficacité statique. Par ailleurs, on ignore dans quelle mesure précisément des mécanismes d'incitation inadaptés ou des défauts comme le manque d'information faisaient obstacle à ces investissements au préalable, ce qui a également des conséquences sur le rapport coût-efficacité. Le fait que seules les meilleures pratiques de gestion agréées ouvrent droit à l'avantage fiscal affaiblit également les incitations à innover, ce qui pénalise le rapport coût-efficacité dynamique.

Faisabilité de l'instrument. En autorisant toute entité contribuable à financer les améliorations (en agissant en qualité de « promoteur de projet »), le programme pare aux éventuelles difficultés d'accès aux capitaux. Le nombre et le montant des crédits pouvant être accordés sur un an sont plafonnés et ce plafonnement est revu chaque année, ce qui permet de tirer les leçons des années précédentes.

6.2.6 Le programme agriculture-environnement de Vittel : un exemple de paiement au titre de services écosystémiques

La marque d'eau conditionnée Vittel puise son eau et la met en bouteille dans un aquifère dans le village du même nom, au nord-est de la France. Pour conserver l'appellation « eau minérale naturelle », l'eau de Vittel doit afficher une concentration en nitrates stable, inférieure ou égale à 15 mg/l, être dépourvue de pesticides et ne subir aucun traitement. Au début des années 1980, l'intensification de l'agriculture sur l'impluvium de Vittel menaçait le respect de ces conditions et, par voie de conséquence, la poursuite de l'activité de l'entreprise d'eau minérale. Plusieurs solutions ont été étudiées pour faire face à cette menace, y compris l'achat des terres agricoles à l'origine du problème et les recours en justice pour contraindre les exploitants à modifier leurs pratiques. Ces mesures ont toutefois été rendues impossibles par des obstacles juridiques et pratiques. Ainsi, en 1989, il a été décidé d'opter pour un mécanisme incitant les agriculteurs à modifier volontairement leurs pratiques. Des travaux de recherche approfondis ont été menés afin de déterminer le lien entre les pratiques agricoles et la concentration de nitrates dans l'aquifère, de recenser les pratiques pouvant être mises en place pour réduire autant que possible les rejets excessifs d'azote, et de cerner les incitations requises pour encourager les agriculteurs à adopter ces pratiques (au-delà de la simple application des exigences réglementaires), ce qui semblait le plus approprié pour aboutir à une eau à faible teneur en nitrates (approche fondée sur les résultats). Un ensemble de mesures incitatives a été mis sur pied à la lumière de ces travaux. Les agriculteurs devaient accepter de supprimer la culture du maïs, renoncer aux pesticides, limiter l'utilisation d'engrais de synthèse, assurer le compostage de l'ensemble des déjections animales, limiter le chargement sur les pâtures et respecter des normes strictes concernant les bâtiments (Depres et al., 2005). En échange, Vittel leur apportait une aide pouvant atteindre 150 000 EUR par exploitation et dont le but était de financer l'achat des nouveaux équipements et la mise aux normes des bâtiments ainsi que le coût de main-d'œuvre lié à l'épandage du compost sur les champs, de dispenser une aide et des conseils techniques gratuits, et d'octroyer un

subside s'élevant en moyenne à 200 EUR/ha/an pendant cinq ans pour garantir des revenus pendant la période de transition vers les nouvelles pratiques (Perrot-Maitre, 2006).

Efficacité de l'instrument. De l'avis général, le programme agriculture-environnement de Vittel (AGREV) a été une réussite. En 2004, toutes les exploitations du périmètre y avaient adhéré, assurant la protection de 92 % de la zone à risque, et la concentration en azote de l'aquifère était stable. Pour savoir quelles mesures encourager, le lien de cause à effet entre les pratiques agricoles utilisées et la pollution azotée du bassin de captage avaient fait l'objet de recherches solides ayant permis de bien le comprendre. On ne saurait toutefois dire dans quelle mesure le dispositif incitatif a permis de réduire davantage les concentrations d'azote dans l'aquifère qu'elles ne l'auraient été sans sa mise en œuvre. Les versements ne sont pas subordonnés à une réduction de la pollution azotée (impact), mais à l'achat et à l'utilisation de certaines technologies et pratiques (résultat), ce qui limite le rapport coût-efficacité aussi bien statique que dynamique (l'impact sur les rejets d'azote étant en effet probablement sensible à la variabilité spatiale et temporelle, notamment).

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Selon les estimations, Vittel aurait déboursé 24.25 millions EUR au cours des sept premières années du programme AGREV, soit 980 EUR/ha et 1.52 EUR/m^3 d'eau conditionnée produite. La rentabilité durable de la marque Vittel est le signe que le dispositif affiche un rapport coût-efficacité satisfaisant (Perrot-Maitre, 2006).

Faisabilité de l'instrument. Dans cette expérience, l'une des clés du succès a été de déployer des moyens pour comprendre les choix qui s'offraient à chaque exploitant dans le périmètre concerné et les décisions prises par chacun d'eux (y compris sur des sujets sans lien avec les coûts comme le droit des successions), ainsi que d'entretenir un dialogue ouvert à long terme afin de bâtir une relation de confiance et une compréhension réciproque. Les mesures dont chaque agriculteur a bénéficié au bout du compte ont été négociées au cas par cas afin de tenir compte des besoins et des préoccupations de chacun. Bien que cette démarche ait créé des conditions plus propices à la faisabilité, elle a probablement augmenté les coûts de transaction de manière significative (Perrot-Maitre, 2006).

6.2.7 Le programme australien FERTCARE : un exemple d'action passant par l'information

L'agriculture est au cœur de nombreux débats sur l'environnement en Australie (Drew, 2007), où l'utilisation massive d'engrais chimiques inquiète tout particulièrement, notamment en raison de l'eutrophisation des cours d'eau intérieurs et côtiers qu'elle provoque (la dégradation de la qualité de l'eau dans ces derniers menaçant d'ailleurs la santé de la Grande barrière de corail au nord-est du pays). Lancé en 2004, le programme FERTCARE, initiative conjointe de l'association australienne des services de fertilisation (AFSA), de Fertiliser Australia, du ministère de l'Environnement et du Patrimoine et du ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de la Forêt, est la pièce maîtresse de la lutte contre ces phénomènes. Les services de vulgarisation agricole, les distributeurs de matériels d'épandage et les fabricants d'engrais désireux de limiter au minimum les dommages environnementaux dus à l'utilisation d'engrais de synthèse peuvent suivre les formations dispensées dans ce cadre. Moyennant une formation plus

poussée, les vulgarisateurs peuvent obtenir le statut de conseiller certifié FERTCARE (FERTCARE Accredited Advisors, FAA). Les préconisations de ces derniers au sujet de la gestion des sols et des engrais doivent s'appuyer sur des méthodes performantes d'analyse des sols et/ou des végétaux, mises en œuvre par des laboratoires appliquant les bonnes pratiques et les connaissances scientifiques reconnues en Australie. Les FAA sont soumis à un contrôle biennal. Les distributeurs de matériels d'épandage peuvent demander la certification « Accu-Spread ». Pour être autorisés à utiliser le logo FERTCARE, les fabricants d'engrais doivent respecter les objectifs de la filière en matière de formation du personnel. FERTCARE est actualisé en permanence et a été lauréat du prix B-HERT (Business and Higher Education Round Table) en 2012.

Efficacité de l'instrument. L'objectif du programme est de former la totalité des personnes éligibles. En 2016, soit douze ans après le lancement, seuls 76 %, d'après les résultats d'une enquête auprès des entreprises, avaient terminé avec succès la formation FERTCARE (Fertiliser Australia, 2016). Cela peut donner à penser que l'objectif n'a pas été atteint, mais compte tenu des mouvements de personnel et de l'incapacité de certaines personnes à réussir la formation, il est probablement impossible de former 100 % des acteurs visés (*ibid.*). Les mouvements de personnel parmi ces derniers restent problématiques pour les entreprises du secteur des engrais. De plus, en 2016, seuls 74 machines d'épandage étaient certifiées Accu-Spread, ce qui correspond probablement à un pourcentage modeste, même s'il n'existe pas de données fiables sur le nombre de modèles en Australie. En 2016, on dénombrait dans le pays 256 FAA et 11 entreprises autorisées à utiliser le logo FERTCARE. L'« impact » du programme (réduction de la pollution azotée) n'a pas été évalué et ne fait pas l'objet directement d'un suivi. De ce fait, l'efficacité environnementale de l'instrument ne peut pas être évaluée directement. Cependant, le « résultat » (modification induite des pratiques sur les exploitations et d'autres sites) peut servir d'indicateur de substitution. D'après l'évaluation que Cummins (2016) a consacrée au projet FERTCARE de conseil agricole sur les émissions de carbone (Carbon Farming Extension Project, FCFEP), qui a duré de 2013 à 2016, les FAA conseillaient mieux les agriculteurs grâce à leurs nouvelles connaissances sur la réduction des émissions, le stockage du carbone et l'action des pouvoirs publics. Dans l'ensemble, 59 % des participants à l'enquête ont indiqué que les documents de formation de FERTCARE sur l'utilisation efficace de l'azote leur étaient très utiles en tant que conseillers ; ce chiffre monte à 69 % dans le cas des personnes qui ont suivi toute la formation, contre 43 % dans les autres cas. Autrement dit, si le programme semble assez bien atteindre ses objectifs premiers, à savoir former un grand nombre d'acteurs et fournir des conseils de qualité aux agriculteurs, il est difficile de se prononcer sur son impact environnemental global.

Rapport coût-efficacité de l'instrument. En 2005, les ventes d'engrais en Australie se sont élevées, au total, à près de 2.5 milliards AUD (1.9 milliard USD). D'après Drew (2007), le coût supporté par l'industrie des engrais pour remplir les objectifs évoqués ci-dessus atteint sans doute quelque 4 millions AUD (3 millions USD). Ainsi, le programme représente un coût certes relativement faible, mais non négligeable pour le secteur.

Faisabilité de l'instrument. Le spectre d'un durcissement de la réglementation a peut-être encouragé les acteurs de l'industrie des engrais à adhérer au dispositif. Drew (2007) recense toutefois d'autres facteurs ayant joué en faveur de la faisabilité, notamment :

- les énoncés explicites des problèmes causés par l'utilisation excessive d'engrais par des acteurs reconnus ;
- la mise en lumière des avantages du programme pour le secteur ;
- le soutien financier du gouvernement australien à la mise en place initiale du programme ;
- l'engagement en faveur d'un taux de certification de 100 %, qui a encouragé tous les participants à s'investir ;
- le caractère « universel » de la formation, qui répond à tous les niveaux de complexité des métiers exercés ;
- l'implication d'autres acteurs, notamment du secteur public ;
- l'utilisation d'un cadre de certifications externe pour gérer à la fois les certifications et le suivi des dossiers.

6.2.8 Le programme Chesapeake 2000 : un exemple de dispositif volontaire

L'activité économique de la baie de Chesapeake (pêche, tourisme, fret, etc.) joue un rôle important dans le dynamisme de la région du Mid-Atlantic, et son accélération ces dernières décennies a provoqué une dégradation (eutrophisation) des eaux de la baie qui bride désormais la croissance économique. Face à ce constat, en 2000, les États du Maryland, de Virginie, de Pennsylvanie et du district de Colombia ainsi que les autorités fédérales se sont appuyés sur un partenariat existant pour mettre sur pied le programme Chesapeake 2000. Cet accord volontaire comporte plus d'une centaine d'objectifs fondamentaux devant être (quasiment) atteints à l'horizon 2010, notamment le retrait de la baie de la liste des « eaux dégradées » (*impaired waters*) établie par l'Agence fédérale pour la protection de l'environnement des États-Unis (USEPA), ainsi que des objectifs plus ciblés, comme celui de protéger et de remettre en état 114 000 acres (46 000 hectares) de végétation aquatique submergée (plantes qui croissent jusqu'à la surface des eaux peu profondes, sans en émerger), de soutenir la remise en état de fleuves et d'affluents de première importance et de mettre au point puis de promouvoir des solutions de traitement des eaux usées (Cramer, 2014 ; USEPA et USDA, 2006).

Efficacité de l'instrument. Selon les conclusions de Cramer (2014), bien que les charges en azote aient baissé de quelque 13 % entre 1990-2000 et 2000-2010, une analyse statistique révèle que la tendance n'est pas significative (un résultat qui se vérifie également dans le cas des charges en phosphore). Néanmoins, après prise en compte des ouragans et tempêtes tropicales, le programme semble avoir réduit de manière significative les charges en nutriments, de 40 millions de tonnes entre 1990 et 2010 dans le cas de l'azote (et 1 million de tonnes dans le cas du phosphore). La baie de Chesapeake est toutefois demeurée inscrite sur la liste des « eaux dégradées » et, fin 2010, l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis a pris des dispositions afin de réglementer la charge journalière maximale totale (CJMT) (voir l'étude de cas sur le bassin de la baie de Chesapeake au chapitre 3).

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Selon les estimations réalisées *ex ante*, l'enveloppe totale du projet devait s'élever à 18.7 milliards USD pour remplir tous les objectifs de Chesapeake 2000. À titre de comparaison, la baie avait été évaluée en 1989 à 678 milliards USD (en dollars de 1987) (CBC, 2003). La valeur précise des ressources consacrées au programme jusqu'à son terme en 2010 est inconnue. Quand bien même nous disposerions de cette information, il serait difficile de discerner et de déterminer le rapport coût-efficacité du programme dans la réduction de la pollution azotée, tant les objectifs sont nombreux à se chevaucher.

Faisabilité de l'instrument. Bien que l'adhésion au programme ait été favorisée par le risque sérieux de durcissement réglementaire (bien réel puisque la charge journalière maximale totale a finalement été réglementée), il est probable que d'autres facteurs se soient ajoutés à l'équation et aient bridé la réduction des charges en nutriments. Ainsi, alors que certaines ambitions se traduisaient par un objectif bien précis, environ la moitié n'étaient pas quantifiables, ce qui a donné au programme des contours flous. On note en outre l'absence de dispositions de lutte contre le resquillage des signataires (le fait de profiter sans avoir contribué) et le manque d'incitations à atteindre les objectifs de l'accord (mettant clairement en lumière les avantages pour les participants, par exemple) (Cramer, 2014).

Notes

[1] Il convient de noter que, dans la mesure où chacun des instruments (défini d'une certaine manière) et de leurs combinaisons peut revêtir des caractéristiques très variées et être appliqué dans des conditions très diverses, l'évaluation présentée dans Drummond et al., 2016, 2015a et 2015b ne peut être qu'indicative.

[2] Selon ce principe, c'est au pollueur d'assumer le coût des mesures à prendre pour réduire la pollution, à hauteur soit du dommage causé à la collectivité, soit du dépassement d'un niveau acceptable (ordinaire) de pollution (OECD Glossary of Statistical Terms).

[3] D'après l'hypothèse du havre de pollution, les activités polluantes se relocalisent dans les pays où les règles de protection de l'environnement sont moins strictes.

[4] Contrairement au principe pollueur-payeur, le principe bénéficiaire-payeur stipule que ceux qui bénéficient d'une action doivent contribuer au financement de son coût (Hatfield-Dodds, 2006).

[5] Les systèmes de bonus-malus appliquent une taxe ou une redevance (malus) aux activités ou aux produits qui n'atteignent pas un seuil donné de performance environnementale, et font bénéficier d'un soutien financier les activités ou les produits qui dépassent ce niveau de performance (bonus). La restitution de la taxe sur les émissions de NO_x, en Suède, est un excellent exemple (OECD, 2013).

[6] Il y a captation réglementaire lorsqu'un organe de réglementation, créé pour agir dans l'intérêt de la collectivité, favorise des groupes en position dominante dans l'activité ou le secteur qu'il est chargé de réglementer.

[7] Exception faite des charges administratives, qui se montent à environ 0.7 % des recettes totales (OCDE, 2013).

[8] L'instrument n'ayant pas d'incidence sur les revenus globalement, les prix relatifs des produits n'ont pas changé et, par conséquent, leur demande non plus. Par ailleurs, l'absence de modification des prix des produits prévient les effets redistributifs négatifs (OCDE, 2013).

[9] Un foyer de pollution peut être engendré activement, moyennant par exemple la concentration de permis négociables dans une zone, pendant une période ou dans un secteur, ou simplement être une zone, une période ou un secteur où les dommages marginaux dus à la pollution sont particulièrement élevés et qui n'est soumis activement à aucun instrument ou combinaison d'instruments.

[10] Observé le plus souvent dans le contexte de l'amélioration de l'efficacité énergétique, l'effet rebond se produit lorsque l'augmentation de l'efficacité de la production réduit le coût unitaire du service fourni, entraînant une hausse de la consommation concordant avec l'élasticité prix de la demande (Berkhout et al., 2000).

[11] L'externalité est visée directement. Cette approche, autrement dit, est « fondée sur la performance ».

[12] L'externalité est visée indirectement par l'interdiction de certaines pratiques ou l'obligation d'en appliquer d'autres. En d'autres termes, cette approche est « fondée sur la technologie ».

[13] De manière générale, les deux approches (fondées soit sur l'impact, soit sur le résultat) peuvent être appliquées aux acteurs tant en amont qu'en aval.

[14] Les données montrent que dans le cas bien connu du système français de bonus-malus appliqué aux voitures neuves pour réduire les émissions de CO_2, un point de bascule situé trop haut couplé à un bonus exagérément généreux se traduit en fait par une augmentation des émissions.

[15] Ce sont les pouvoirs publics (ou des organismes assimilés) qui « achètent » des services écosystémiques collectifs (séquestration du CO_2, par exemple).

[16] Ce sont des acteurs privés qui achètent des services écosystémiques, lesquels procurent des avantages (en grande partie) privés.

[17] Cette nouvelle réglementation complète le dispositif en place dans le pays, notamment les réglementations prévues par une série de dispositions sur l'agriculture et l'alimentation adoptée en décembre 2015.

[18] Dans les enchères inversées, les vendeurs de crédits rivalisent pour obtenir de l'activité de l'acheteur. En l'occurrence, le MCD accepte les offres des SWCD, puis fixe leur valeur maximale à l'issue du premier cycle de soumissions.

[19] Les stations d'épuration qui prennent part au système avant l'entrée en vigueur d'une réglementation contraignante ont besoin d'un seul crédit par livre d'azote dépassant la future limite, alors que celles qui adhèreront après la mise en place de la réglementation auront besoin de trois crédits

[20] Personnes assujetties notamment à l'impôt sur le revenu des personnes physiques (*Personal Income Tax*), à l'impôt sur les sociétés (*Corporate Net Income Tax*), à l'impôt sur l'actif net et l'immatriculation (*Capital Stock and Franchise Tax*), à l'impôt sur les fonds propres bancaires (*Bank Shares Tax*), à l'impôt sur les primes perçues par les compagnies d'assurance couvrant les risques liés aux titres de propriété (*Title Insurance Company Premiums Tax)*, à l'impôt sur les primes d'assurance (*Insurance Premiums Tax*) et à l'impôt sur les caisses d'épargne (*Mutual Thrift Institutions Tax*) (PSCC, 2011).

Références

Arimura, T. et K. Iwata (2006), « Inefficiency in Command-and-Control Approach Toward Adoption of Low Emission Vehicles: Japanese Experience of Air Pollution from Diesel Trucks », note présentée au Troisième congrès mondial des économistes environnementaux et des ressources, Kyoto, Japon.

Baumol, W. et W. Oates (1988), *The Theory of Environmental Policy*, 2e édition, Cambridge University Press.

Bennear, L. et R. Stavins (2007) « Second-Best Theory and the Use of Multiple Policy Instruments », *Environmental Resource Economics*, vol. 37, n° 1.

Berkhout, P. et al. (2000), « Defining the Rebound Effect », *Energy Policy*, vol. 28, n° 6-7.

Bonilla, J. et al. (2014), « Diffusion of NO_x Abatement Technologies in Sweden », *Working Papers in Economics*, n° 585, Department of Economics, University of Gothenburg.

Chesapeake Bay Commission (CBC) (2003), *The Cost of a Clean Bay: Assessing Funding Needs Throughout the Watershed*, Chesapeake Bay Commission, Annapolis, États-Unis.

Colls, J. et A. Tiwary (2010), *Air Pollution: Measurement, Modeling and Mitigation*, 3e édition, Oxford, Routledge.

Cramer, S. (2014), « An Examination of Levels of Phosphorus and Nitrogen in the Chesapeake Bay Before and After the Implementation of the Chesapeake 2000 Program », *The Public Purpose*, vol. 12.

Cummins, T. (2016), « FERTCARE Carbon Farming Extension Project Second Survey – Advisor Knowledge and Attitudes », Tim Cummins &Associates.

Danish Economic Councils (2018), « Economy and Environment, 2018 », Résumé et recommandations, De Økonomiske Råd.

D'Haultfoeuille, X. et al. (2014), « The Environmental Effect of Green Taxation: The Case of the French *Bonus/Malus* », *The Economic Journal*, vol. 124, n° 578.

De Haan, P. et al. (2009), « How Much Do Incentives Affect Car Purchase? Agent-Based Microsimulation of Consumer Choice of New Cars – Part II: Forecasting Effects of Feebates Based on Energy-Efficiency », *Energy Policy*, vol. 37, n° 3.

Depres, C. et al. (2005), « On Coasean Bargaining with Transaction Costs: The Case of Vittel », *CESAER Working Paper*, n° 2005/3.

Drew, N. (2007), « Fertcare – Putting Best Practice into Stewardship », in *Fertiliser Best Management Practices: General Principles, Strategy for their Adoption and Voluntary Initiatives vs Regulations*, International Fertilizer Industry Association, Paris.

Drummond, P. et al. (2016), « Policy Instruments and Combinations to Manage the Unwanted Release of Nitrogen into Ecosystems – Effectiveness, Efficiency and Feasibility », note présentée au Groupe de travail sur la biodiversité, l'eau et les écosystèmes à sa reunion des 11-12 mai 2016, ENV/EPOC/WPBWE(2016)5.

Drummond, P. et al. (2015a), « Policy Instruments to Manage the Unwanted Release of Nitrogen into Ecosystems – Effectiveness, Cost-Efficiency and Feasibility », note présentée au Groupe de travail sur la biodiversité, l'eau et les écosystèmes à sa reunion des 19-20 février 2015, ENV/EPOC/WPBWE(2015)8.

Drummond, P. et al. (2015b), « Policy Instrument Combinations to Manage the Unwanted Release of Nitrogen into Ecosystems – Effectiveness, Cost-Efficiency and Feasibility », note présentée au

Groupe de travail sur la biodiversité, l'eau et les écosystèmes à sa reunion des 21-22 octobre 2015, ENV/EPOC/WPBWE(2015)14.

Ecotec (2001), « Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States », Ecotec, Bruxelles.

Fertiliser Australia (2016), « Sustainability and Stewardship 2016 », www.fertilizer.org.au/Portals/0/Documents/Reports/Sustainability%20and%20Stewardship%202016.pdf?ver=2018-01-22-151251-473.

Greene, D. et al. (2005), « Feebates, Rebates and Gas-Guzzler Taxes: A Study of Incentives for Increased Fuel Economy », *Energy Policy*, vol. 33, n° 6.

Hasunuma, H. et al. (2014), « Decline of Ambient Air Pollution Levels due to Measures to Control Automobile Emissions and Effects on the Prevalence of Respiratory and Allergic Disorders among Children in Japan », *Environmental Research*, vol. 131.

Hatfield-Dodds, S. (2006), « The Catchment Care Principle: A New Equity Principle for Environmental Policy, with Advantages for Efficiency and Adaptive Governance », *Ecological Economics*, vol. 56, n° 3.

Höglund-Isaksson, L. et T. Sterner (2009), *Innovation Effects of the Swedish NO_x Charge*, Forum mondial sur l'éco-innovation, 4-5 novembre 2009, OCDE, Paris.

Iwata, K. et T. Arimura (2008), « Economic Analysis of a Japanese Air Pollution Regulation: An Optimal Retirement Problem under Vehicle Type Regulation in the NO_x-Particulate Matter Law », Discussion Paper 08-15, Resources for the Future, Washington D.C.

Iwata, K. et al. (2014), « The Effectiveness of Vehicle Emission Control Policies: Evidence from Japanese Experience », Working Paper E-77, Tokyo Centre for Economic Research, Tokyo.

Johnson, K. (2006), « Feebates: An Effective Regulatory Instrument for Cost-Constrained Environmental Policy », *Energy Policy*, vol. 34, n° 18.

Kieser & Associates (2004), « Preliminary Economic Analysis of Water Quality Trading Opportunities in the Great Miami River Watershed, Ohio », Kieser & Associates, Kalamazoo, États-Unis.

Kolstad, C.D. (2011), *Intermediate Environmental Economics*, 2e édition, Oxford, Oxford University Press.

Miami Conservancy District (MCD) (2014), *Water Quality Credit Trading Program: A Common Sense Approach to Reducing Nutrients*, newserver.miamiconservancy.org/water/documents/WQCTPfactsheet2014FINAL_000.pdf.

Naturvårdsverket (2014), *Ändring av kväveoxidavgiften för ökad styreffekt: Redovisning av ett regeringsuppdrag*, Rapport 7747, Naturvårdsverket, Stockholm.

Newburn, D. et R. Woodward (2012), « An Ex Post Evaluation of Ohio's Great Miami Water Quality Trading Program », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 48, n° 1.

OCDE (2013), « The Swedish Tax on Nitrogen Oxide Emissions: Lessons in Environmental Policy Reform », *OECD Environment Policy Papers*, n° 2, Éditions OCDE, Paris, doi.org/10.1787/5k3tpspfqgzt-en.

OCDE (2006), *L'économie politique des taxes liées à l'environnement*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264025554-fr.

OCDE (2002), *Examens environnementaux de l'OCDE : Japon 2002*, Examens environnementaux de l'OCDE, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264275331-fr.

Pattanayak, S. et al. (2010), « Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries? », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 4, n° 2.

Perrot-Maitre, D. (2006), *The Vittel Payments for Ecosystem Services: A 'Perfect' PES Case?*, International Institute for Environment and Development, Londres.

Pennsylvania State Conservation Commission (PSCC) (2011), *PA REAP Resource Enhancement and Protection FY 2009-10 and FY 2010-11 Annual Report*, Pennsylvania Department of Agriculture, États-Unis.

Shortle, J. (2012), « Water Quality Trading in Agriculture », rapport préparé à l'intention du Groupe de travail mixte sur l'agriculture et l'environnement, COM/TAD/CA/ENV/EPOC(2010)19/FINAL, OCDE, Paris.

SOU (2017), « Brännheta skatter! Bör avfallsförbränning och utsläpp av kväveoxider från energiproduktion beskattas? », Betänkande av Förbränningsskatteutredningen, Statens Offentliga Utredningar, SOU 2017:83, Stockholm.

Sterner, T. et B. Turnheim (2008), « Innovation and Diffusion of Environmental Technology: Industrial NO_x abatement in Sweden under Refunded Emission Payments », Discussion Paper, Resources for the Future, Washington D.C.

Tomich, T. et al (2004), « Environmental Services and Land Use Change in Southeast Asia: From Recognition to Regulation or Reward? », *Agriculture Ecosystems and Environment*, vol. 104, n° 1.

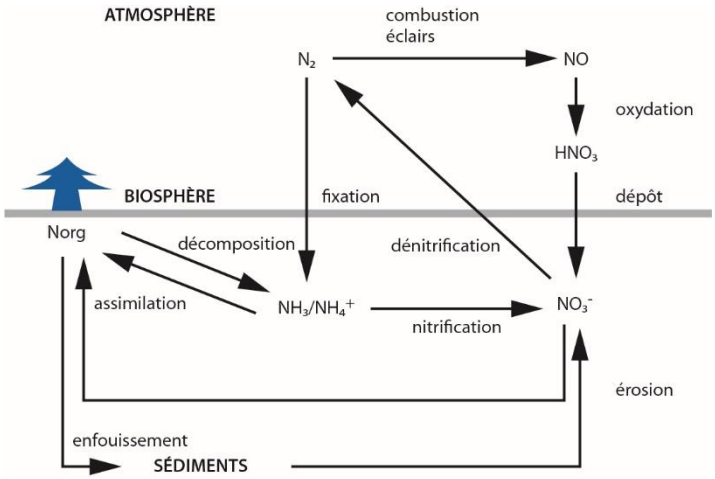
USEPA et USDA (2006), « Evaluation Report: Saving the Chesapeake Bay Watershed Requires Better Coordination of Environmental and Agricultural Resources », Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis et ministère de l'Agriculture des États-Unis, Washington D.C

Annexe A. Informations générales sur l'azote

A.1 Le cycle de l'azote

La conversion du diazote (N_2), très stable (« inerte »), en azote biologiquement disponible (« réactif ») est un processus difficile appelé « fixation ». La fixation est réalisée dans les sols et dans l'eau par des bactéries spécialisées capables de réduire le diazote de l'atmosphère en ammoniac (NH_3) ou en ammonium (NH_4^+) (graphique A.1)[1]. Très tôt dans l'histoire de notre planète, les micro-organismes ont développé une capacité à utiliser des enzymes pour produire ou « fixer » du NH_4^+ à partir du diazote, et ce probablement parce que l'azote disponible via les voies abiotiques était alors un frein biologique (McRose et al., 2017). Les procaryotes (bactéries et archées) fixateurs d'azote vivent dans l'eau (cyanobactéries, par exemple), dans les sols (Azotobacter, par exemple), en association avec des plantes (Azospirillum, par exemple) ou en symbiose avec des légumineuses telles que les pois, le trèfle et le soja (rhizobiums, par exemple). Dans ce dernier cas, le procaryote partage l'azote avec la plante, qui lui apporte en échange une source de carbone et d'énergie pour se développer.

Graphique A.1. Le cycle de l'azote : processus principaux



Note : L'ammoniac (NH_3) est très soluble dans l'eau. Lorsqu'il est dissout dans l'eau, une partie du NH_3 réagit pour former de l'ammonium (NH_4^+) en fonction de l'acidité de l'eau, c'est-à-dire de son pH (« potentiel hydrogène »). Le pH correspond à la concentration d'ions hydrogène (H^+) dans l'eau. Une baisse de pH provoque une hausse de la concentration en NH_4^+ et une diminution de celle en NH_3.
Source : Jacob (1999).

Le NH_3 ou le NH_4^+ est « assimilé » en tant qu'azote organique par les bactéries ou leurs plantes-hôtes, qui peuvent à leur tour être consommées par des animaux. Tôt ou tard, ces organismes excrètent l'azote ou meurent. L'azote organique est alors consommé par des bactéries et minéralisé en NH_3 ou NH_4^+ [2], qui peut être assimilé par d'autres organismes.

Les bactéries peuvent aussi utiliser le NH_3 et le NH_4^+ comme source d'énergie en les oxydant en nitrite (NO_2^-), puis en nitrate (NO_3^-). Ce processus (la nitrification) dépend de la présence d'oxygène (conditions aérobies)[3]. Le NO_3^- est très mobile dans le sol et facilement assimilé par les plantes et par les bactéries, offrant une autre voie de formation de l'azote organique.

Lorsque l'eau ou le sol sont pauvres en oxygène (conditions anaérobies), les bactéries peuvent utiliser le NO_3^- comme oxydant de substitution pour convertir le carbone organique en dioxyde de carbone (CO_2). Ce processus (la dénitrification) convertit le NO_3^- en diazote (N_2) et renvoie donc l'azote de la biosphère dans l'atmosphère[4]. La dénitrification peut produire de l'hémioxyde d'azote (N_2O).

Une voie supplémentaire de fixation du diazote est son oxydation à haute température en oxyde nitrique (NO) dans l'atmosphère lors d'une combustion (feu de forêt, par exemple) ou d'un éclair, suivie de l'oxydation atmosphérique du NO en acide nitrique (HNO_3), qui est hydrosoluble et éliminé par les précipitations.

L'azote est transféré vers la lithosphère par l'enfouissement d'organismes morts (et de l'azote qu'ils renferment) au fond des océans. Ces organismes morts entrent ensuite dans la composition des roches sédimentaires. À terme, les roches sédimentaires affleurent à la surface des continents et sont érodées, ce qui libère l'azote et lui permet de retourner dans la biosphère. L'azote des roches (azote géologique) constitue une grande réserve potentielle d'azote (Holloway et Dahlgren, 2002). L'azote est présent dans les roches à des concentrations qui vont de simples traces (< 200 mg N par kg) dans les granites à plus de 1 000 mg N par kg dans les roches sédimentaires. Les dépôts de nitrates accumulés dans les régions arides et semi-arides sont aussi un grand réservoir potentiel.

A.2 Le problème de l'azote en bref

D'après les estimations des flux anthropiques et naturels d'azote compilées par Battye et al. (2017), la production anthropique d'azote a quintuplé en un demi-siècle (depuis 1960). Selon Bleeker et al. (2013), les émissions humaines d'oxydes d'azote (NO_x)[5] et de NH_3 dans l'atmosphère ont également été multipliées par cinq environ depuis l'ère préindustrielle. Dans de vastes régions du monde, les dépôts atmosphériques d'azote sont à peu près dix fois supérieurs au niveau naturel. La majeure partie touche des écosystèmes pauvres en azote, ce qui se traduit par une fertilisation involontaire et un recul de la biodiversité.

Toujours selon Bleeker et al. (2013), les transferts d'azote des systèmes terrestres vers les systèmes côtiers ont doublé depuis l'ère préindustrielle. Or, comme les écosystèmes terrestres, beaucoup d'écosystèmes côtiers sont normalement pauvres en azote, de sorte que ces apports abondants provoquent une prolifération des algues et une dégradation de la qualité des écosystèmes aquatiques.

L'azote a aussi des effets directs et indirects sur le climat, puisqu'il est lui-même un gaz à effet de serre (GES) et qu'il influence les émissions et l'absorption d'autres GES comme le CO_2. Il favorise en outre la formation d'ozone troposphérique, détruit l'ozone stratosphérique, accentue l'acidification des sols et stimule la formation de particules dans l'atmosphère. Tous ces phénomènes ont des répercussions sur les populations et l'environnement.

Le coût des impacts de l'azote pour la collectivité est visiblement très sous-estimé[6]. À eux seuls, les effets sanitaires de la pollution de l'air par l'azote ont déjà un coût de plusieurs

centaines de milliards de dollars des États-Unis pour la société. En effet, l'azote est responsable d'une part non négligeable de la pollution des villes par les particules fines ($PM_{2.5}$)[7], dont le coût sanitaire (décès prématurés) est estimé à quelque 1 800 milliards USD dans les pays de l'OCDE et 3 000 milliards USD dans les BRIICS (Roy et Braathen, 2017). Si on ajoute la pollution par l'ozone troposphérique, dont l'azote est aussi un précurseur, les coûts sanitaires se montent à environ 1 900 milliards USD dans les pays de l'OCDE et 3 200 milliards USD dans les BRIICS (ibid.).

Il faut ajouter à cela le coût sanitaire de la pollution de l'eau par l'azote et le coût des répercussions de la pollution azotée sur les écosystèmes et le climat. Keeler et al. (2016) ont procédé à des estimations dans le cas de l'État du Minnesota, aux États-Unis (voir chapitre 2).

Qui plus est, le réchauffement climatique pourrait aggraver la pollution azotée (Conniff, 2017). La disponibilité en azote varie sous l'effet du changement climatique, généralement à la hausse lorsque les températures et les précipitations sont plus élevées. Aux États-Unis, par exemple, d'après les projections présentées dans Sinha et al. (2017), les modifications des précipitations imputables au changement climatique augmenteront à elles seules les ruissellements d'azote dans les cours d'eau de 19 % en moyenne pendant le reste du siècle en cas de poursuite des évolutions climatiques actuelles. La prolifération des algues bleues toxiques (ou cyanobactéries), favorisée par la pollution azotée, est amplifiée par la hausse des températures et des précipitations liée au changement climatique (Paerl et al., 2016).

Néanmoins, on ne connaît pas encore parfaitement les interactions complexes entre le changement climatique et le cycle de l'azote (par exemple, dans le cas des milieux inondés à certaines saisons), ni l'effet net qui peut en découler dans différents scénarios d'évolution de l'activité humaine au fil du temps. Il conviendra notamment d'étudier plus avant l'effet conjugué du changement climatique et de l'azote sur la diversité des végétaux. Ainsi, une expérience menée dans un milieu aride du sud de la Californie montre que les dépôts d'azote conjugués à une modification du régime de précipitations peuvent entraîner le remplacement d'arbustes indigènes par des herbes allogènes (Rao et Allen, 2010).

A.3 Informations complémentaires sur les répercussions de l'azote

Le chapitre 1 passe en revue les principales externalités associées à l'excédent d'azote dans l'environnement. On trouvera dans les sections suivantes des éléments factuels complémentaires. La section A.3.1 porte sur la troposphère[8].

A.3.1 Qualité de l'air

Le dioxyde d'azote (NO_2) et, dans une moindre mesure, l'ammoniac (NH_3) portent directement atteinte à la santé humaine. L'oxyde nitrique (NO) n'est pas considéré comme une substance dangereuse pour la santé aux concentrations ambiantes habituelles, mais le NO_2 est toxique à concentration élevée et est donc classé comme un polluant atmosphérique dangereux par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS).

Les oxydes d'azote (NO_x) et le NH_3 sont des précurseurs à partir desquels se forme dans l'atmosphère une partie des particules secondaires. Les NO_x sont également des précurseurs importants de l'ozone troposphérique (sous l'effet des rayons du soleil).

Dioxyde d'azote (NO_2)

Il existe des preuves sérieuses d'incidences respiratoires (aggravation de l'asthme) après de brèves expositions au NO_2, en général de l'ordre de quelques minutes ou heures (voir notamment USEPA, 2016a et 2017). Outre les effets des expositions de courte durée, les données sur le développement de l'asthme chez les enfants pointent une probable relation de cause à effet entre expositions prolongées au NO_2 et incidences respiratoires. Les personnes asthmatiques ainsi que les enfants et les personnes âgées sont de façon générale plus sensibles aux risques du NO_2 pour la santé.

Ammoniac (NH_3)

Une exposition de courte durée par inhalation de niveaux élevés de NH_3 peut provoquer chez l'humain une irritation et des brûlures sévères de la bouche, des poumons et des yeux (voir notamment USEPA, 2016b). Une exposition chronique au NH_3 atmosphérique peut accroître le risque d'irritation des voies respiratoires, de toux, de sifflement respiratoire, de gêne respiratoire et de troubles des fonctions pulmonaires. Chez l'animal, respirer des concentrations suffisamment élevées de NH_3 peut aussi provoquer des troubles de l'appareil respiratoire. Il ressort aussi des études sur animaux qu'une exposition à des niveaux élevés d'ammoniac atmosphérique peut endommager d'autres organes, tels que le foie, les reins et la rate.

Particules

La pollution particulaire est formée d'un mélange de particules solides et de gouttelettes liquides dans l'air (voir notamment USEPA, 2013b). Ces particules (PM) présentent des tailles et des formes variables et peuvent être constituées de centaines de substances chimiques différentes. Certaines, les PM primaires, sont émises directement par des sources comme les chantiers, les routes non revêtues, les champs, les cheminées et les feux. La plupart des particules se forment toutefois dans l'atmosphère à la suite de réactions chimiques : ce sont des PM secondaires comme le nitrate d'ammonium (NH_4NO_3).

Les PM peuvent être inhalées et causer de graves problèmes de santé. Elles peuvent pénétrer profondément dans les poumons, voire pour certaines passer dans le sang. L'exposition aux PM accroît le risque de décès prématuré chez les personnes atteintes de maladies cardiaques ou pulmonaires, ainsi que le risque de crise cardiaque non mortelle, d'arythmie cardiaque, d'asthme aggravé, de troubles des fonctions pulmonaires et d'augmentation des troubles respiratoires comme l'irritation des voies respiratoires, la toux ou les difficultés respiratoires. Les sujets souffrant de maladies cardiaques ou pulmonaires, les enfants et les personnes d'un certain âge sont plus exposés aux conséquences de la pollution particulaire. Des effets sur la santé sont associés à une exposition de longue et de courte durée. Le risque de mortalité est plus fort en cas d'exposition de longue durée. En cas d'exposition de courte durée, le risque de morbidité cardiovasculaire est plus élevé que celui de morbidité respiratoire.

Ozone troposphérique

Respirer de l'ozone troposphérique (« mauvais ozone ») peut affecter les fonctions pulmonaires, accentuer les troubles respiratoires et l'inflammation des poumons, en particulier chez les enfants, les personnes âgées et celles souffrant d'asthme ou d'autres maladies pulmonaires, ainsi que chez d'autres populations à risque (voir notamment USEPA, 2015). Des effets sur la santé sont associés à une exposition de longue et de courte durée. Il ressort aussi des études que l'exposition à l'ozone troposphérique peut accroître

le risque de décès prématuré pour cause de maladie cardiaque, même si des travaux complémentaires doivent être menés pour comprendre de quelle façon l'ozone troposphérique peut toucher le cœur et le système cardiovasculaire. L'ozone troposphérique atteint plus facilement des niveaux nocifs les jours ensoleillés et chauds en milieu urbain, mais le niveau peut aussi monter pendant les mois plus froids.

L'ozone troposphérique peut également avoir des conséquences nocives sur les plantes et écosystèmes sensibles, y compris les cultures, notamment pendant la croissance. La pénétration d'une certaine quantité d'ozone troposphérique dans les feuilles d'un végétal sensible peut ralentir la photosynthèse et la croissance de celui-ci et le rendre plus vulnérable aux maladies. Les impacts de l'ozone troposphérique sur des végétaux particuliers peuvent se répercuter sur les écosystèmes, notamment en faisant reculer la diversité spécifique et en modifiant la composition spécifique, la qualité des habitats ainsi que les cycles de l'eau et des éléments nutritifs.

A.3.2 Effet de serre

Trois formes d'azote ont une influence directe sur l'effet de serre (Erisman et al., 2011). En premier lieu, il y a l'hémioxyde d'azote (N_2O), qui a un potentiel de réchauffement global sur 100 ans (PRG à 100 ans) élevé (proche de 265)[9]. Les facteurs de conversion du PRG à 100 ans ont changé au fil des rapports du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Il y a plusieurs raisons à cela, dont la température de l'atmosphère et la hausse de la concentration des gaz à effet de serre (GES) eux-mêmes. Ces facteurs de conversion ne prennent pas en compte les effets indirects du N_2O sur le cycle du carbone, comme le fait que le réchauffement imputable au N_2O se répercutera sur la quantité de carbone que les océans et les forêts de la planète auront la capacité de stocker à l'avenir. Ces effets sont jugés importants : leur prise en compte porterait le facteur de conversion du N_2O défini en 2013 de 265 à 298 (GIEC, 2013).

En second lieu, il y a les oxydes d'azote (NO_x), dont les émissions contribuent à (i) la formation d'ozone troposphérique, (ii) la diminution du méthane (CH_4) et (iii) la formation d'aérosols de nitrates. Le CH_4 et l'ozone troposphérique sont les deuxième et troisième GES les plus importants après le dioxyde de carbone (CO_2)[10]. Les aérosols qui contiennent de l'azote ont un effet refroidissant, direct aussi bien qu'indirect (par l'intermédiaire de la formation des nuages)[11]. Le CH_4 a un effet de réchauffement (s'agissant d'un GES), mais également un effet refroidissant (par le biais de la formation d'aérosols dans la troposphère). L'effet net des trois contributions des NO_x réunies est un refroidissement. En troisième lieu, les émissions d'ammoniac (NH_3) favorisent la formation d'aérosols et ont un effet de refroidissement.

L'azote a aussi des effets indirects sur le changement climatique (Erisman et al., 2011). Premièrement, l'ammonification par les micro-organismes de l'azote organique dissous (NOD) dans les sols (décomposition de la litière) contribue à la respiration du sol et donc aux émissions de CO_2. Deuxièmement, l'azote accroît la productivité des végétaux et donc l'absorption de CO_2 par les écosystèmes terrestres, sauf lorsqu'il accélère la décomposition de la matière organique, ce qui intensifie les rejets de CO_2. Troisièmement, il augmente la productivité marine et, par conséquent, l'absorption de CO_2 par les océans, sauf lorsqu'il provoque l'acidification de ces derniers. Quatrièmement, l'ozone troposphérique diminue la productivité des végétaux, et donc l'absorption de CO_2 par les plantes.

Selon Erisman et al. (2011), si on tenait compte de toutes les formes de l'azote et non seulement du N_2O, ainsi que de l'ensemble de ses effets directs et indirects, on constaterait qu'il n'a pas d'impact net significatif sur l'équilibre radiatif global. Cela étant, cette

appréciation ne tient pas compte du fait que les effets des NO_x et du NH_3 sont relativement brefs, alors que ceux du N_2O perdurent dans l'atmosphère pendant un siècle environ. Par exemple, des mesures qui réduisent la quantité d'aérosols à courte durée de vie sans agir sur le N_2O, qui a une longue durée de vie, amplifient l'effet net de réchauffement de l'azote.

A.3.3 Qualité de l'eau

L'augmentation de la concentration d'azote dans les eaux due aux activités humaines menace directement les humains et les écosystèmes aquatiques (eaux douces et marines). Des teneurs en nitrate/nitrite (NO_3^-/NO_2^-) élevées dans l'eau de consommation peuvent provoquer une altération sanguine susceptible d'engager le pronostic vital des nourrissons de moins de six mois, la méthémoglobinémie ou « syndrome du bébé bleu ». Ce trouble altère la capacité du sang à transporter l'oxygène et entraîne, chez le nourrisson, un risque de troubles respiratoires et de coloration bleutée de la peau, voire de décès.

L'Agence fédérale pour la protection de l'environnement des États-Unis (USEPA) ne prescrit aucun plafond de concentration de l'ammoniac (NH_3). On sait toutefois depuis le début du siècle que le NH_3 est toxique pour les poissons et que sa toxicité augmente avec la hausse du pH et de la température de l'eau (USEPA, 2013a). Au-delà d'un certain seuil de NH_3 dans l'eau, il devient difficile pour les organismes aquatiques d'éliminer les quantités nécessaires de composés toxiques, lesquels s'accumulent alors dans les tissus internes et dans le sang et peuvent entraîner la mort. En 2013, l'USEPA a émis des recommandations définitives à l'égard de plusieurs critères de teneur en ammoniac dans l'optique de limiter l'effet toxique du NH_3 sur la vie aquatique.

Dans les écosystèmes aquatiques, l'enrichissement en éléments nutritifs (eutrophisation) provoque une prolifération d'algues (parfois toxiques[12]) en surface. Dans les eaux profondes, ce phénomène peut entraîner une raréfaction ou la disparition de l'oxygène, et donc des poissons, créant ainsi des « zones mortes ».

Les recherches continuent de mettre en évidence des impacts de l'azote sur la santé et sur les écosystèmes aquatiques. Par exemple, Zhang et al., 2015, ont observé un lien entre la prolifération de cyanobactéries toxiques et le risque de décès dû à des troubles hépatiques. L'exemple du corail illustre un autre autre impact. Cet animal affectionne les eaux tropicales claires et pauvres en éléments nutritifs[13], où il prolifère grâce à d'étroits échanges avec des algues microscopiques et des micro-organismes fixateurs d'azote (dits diazotrophes). La photosynthèse des algues constitue pour les coraux une source de carbone et d'énergie, tandis que les diazotrophes fournissent l'azote nécessaire à leur métabolisme et à leur croissance. Dans cette relation, les coraux régulent la croissance des algues en limitant leur accès à l'azote (Pogoreutz et al., 2017). Néanmoins, des effluents riches en sucres rejetés dans les eaux côtières (eaux usées, par exemple) stimulent l'activité des diazotrophes, qui fixent ainsi davantage d'azote. L'excédent dont disposent alors les algues rompt leur symbiose avec les coraux et provoque un phénomène de blanchissement (ibid.)[14].

A.3.4 Écosystèmes et biodiversité

Les espèces et les populations les plus sensibles à des épisodes chroniques de dépôts d'azote élevés sont celles qui sont adaptées à de faibles concentrations en éléments nutritifs ou sont mal armées contre l'acidification. [15] Au Royaume-Uni, l'azote perturbe de nombreuses plantes vasculaires, bryophytes et espèces de lichens ainsi que certains groupes de champignons (Plantlife and Plant Link UK, 2017). Selon de premières constatations, la modification des habitats due aux dépôts d'azote pourrait aussi perturber d'autres groupes

d'organismes comme les insectes et les oiseaux, bien que des recherches soient encore nécessaires sur le sujet (ibid.). De plus, si elle augmente dans les premiers temps, la productivité des forêts et des prairies décline à partir d'un certain seuil de charge en azote.

Hernández et al., 2016, ont montré que 78 des 1 400 espèces d'invertébrés, de vertébrés et de plantes recensées par la loi américaine sur les espèces menacées (soit environ 6 %) étaient touchées par la toxicité directe de l'azote, l'eutrophisation de leur habitat ou la propagation d'espèces végétales exogènes. Simkin et al., 2016, ont constaté que les dépôts d'azote dépassaient la charge critique au-delà de laquelle se produit une perte de diversité des espèces végétales dans 24 % des 15 136 sites (bois, prairies, etc.) qu'ils ont étudiés sur l'ensemble du territoire américain. Ils ont relevé que les effets des dépôts d'azote sur la variété des espèces végétales étaient plus prononcés dans les sols acides que dans les sols neutres ou basiques, et dans les climats secs que dans les climats humides. Selon SRU, 2015, en 2009, 48 % des écosystèmes terrestres naturels et semi-naturels d'Allemagne étaient touchés par l'eutrophisation et 8 % par l'acidification.

Jones et al., 2014, ont estimé l'impact de la diminution des dépôts d'azote sur la valeur de six services écosystémiques au Royaume-Uni : deux services d'approvisionnement (production de bois d'œuvre et production herbagère), deux services de régulation (séquestration de CO_2 et réduction des émissions de N_2O) et deux services culturels (pêche de loisir et appréciation de la biodiversité). Leurs estimations laissent apparaître un bilan positif. En effet, la réduction des émissions de N_2O, gaz à effet de serre, et l'amélioration des services culturels font plus que compenser les coûts (perte de valeur) liés à une moindre séquestration du CO_2 et à une réduction des services d'approvisionnement.

Notes

[1] La conversion du diazote en NH_3/NH_4^+ est l'œuvre des « bactéries fixatrices de l'azote ».

[2] La décomposition de la matière organique est l'œuvre des décomposeurs (« bactéries ammonifiantes »).

[3] La conversion du NH_3/NH_4^+ en NO_2^- et en NO_3^- est l'œuvre des « bactéries nitrifiantes ».

[4] La retransformation du NO_3^- en diazote, qui clôt le cycle de l'azote, est l'œuvre des « bactéries dénitrifiantes ». Les bactéries dénitrifiantes sont un ensemble de plus de 150 espèces connues et probablement de centaines d'espèces inconnues.

[5] Les oxydes d'azote (NO_x) comprennent l'oxyde nitrique (NO) et le dioxyde d'azote (NO_2).

[6] Il a été estimé entre 75 et 485 milliards EUR par an dans l'UE-27 (Van Grinsven et al., 2013), et entre 81 et 441 milliards USD par an aux États-Unis (Sobota et al., 2015).

[7] Par exemple, selon les estimations de Huang et al. (2017), les aérosols de nitrate et d'ammonium représentaient jusqu'à un tiers des émissions de $PM_{2.5}$ mesurées à Beijing, Tianjin et Shijiazhuang entre juin 2014 et avril 2015. En l'occurrence, ces émissions étaient composées en majorité de matières organiques (16.0 %–25.0 %), d'aérosols de soufre (14.4 %–20.5 %), d'aérosols de nitrate (15.1 %–19.5 %), d'aérosols d'ammonium (11.6 %–13.1 %) et de poussières minérales (14.7 %–20.8 %). Les voies de formation des aérosols azotés sont décrites au chapitre 1.

[8] La troposphère est la couche qui va de la surface terrestre à une altitude de 7 à 20 km au-dessus du niveau de la mer, en fonction des latitudes et des saisons (et de l'alternance jour / nuit). Les couches atmosphériques (troposphère et stratosphère) ont été définies pour refléter les variations considérables de température et de pression en fonction de l'altitude.

[9] Autrement dit, une tonne de N_2O émise cette année provoque, sur les cent prochaines années, un réchauffement 265 fois supérieur à celui qu'entraîne une tonne de CO_2.

[10] Comme il s'agit d'un polluant local et qui a une courte durée de vie, l'ozone troposphérique n'a pas en lui-même des effets de réchauffement mondial prononcés, mais il peut provoquer un forçage radiatif (réchauffement) à l'échelle régionale. Dans certaines régions du monde, ce forçage radiatif peut être équivalent à 150 % de celui du CO_2. L'effet de forçage radiatif de l'ozone troposphérique est très lié à l'altitude et à la latitude, car l'évolution de ce gaz est fonction de la température, de la vapeur d'eau et des nuages (Bowman et al., 2013).

[11] Les aérosols présents dans l'atmosphère dispersent et absorbent le rayonnement visible, ce qui limite la visibilité. Ils ont une influence sur le climat de la planète à la fois directement (en dispersant et en absorbant le rayonnement) et indirectement (en servant de noyaux pour la formation des nuages).

[12] Zhang et al., 2015, ont constaté une prolifération de cyanobactéries (toxiques) dans 62 % des 3 100 comtés qu'ils ont étudiés aux États-Unis.

[13] Une grande partie des eaux marines dans le monde ne contient pas d'azote biodisponible, ce qui limite la photosynthèse dans les océans.

[14] Le blanchissement survient lorsque les algues qui vivent dans les coraux et leur donnent leurs couleurs sont expulsées (sous l'effet d'une élévation de la température de l'eau, par exemple). Ce blanchissement n'est pas synonyme de mort immédiate pour les coraux. Cependant, ceux-ci puisent jusqu'à 90 % de leur énergie des algues, si bien qu'une fois ces dernières expulsées, ils viennent à manquer d'éléments nutritifs et risquent de mourir.

[15] Les prairies, la lande, les tourbières, les forêts et les écosystèmes arctiques et d'altitude sont des habitats réputés vulnérables en Europe ; d'autres le sont peut-être aussi, mais n'ont guère encore été étudiés (Sutton et al., 2011)

Références

Bleeker, A. et al. (2013), "Economy Wide-Nitrogen Balances and Indicators: Concept and Methodology", OECD Working Party on Environmental Information, ENV/EPOC/WPEI(2012)4/REV1.

Bowman, K. W. et al. (2013), "Evaluation of ACCMIP Outgoing Longwave Radiation from Tropospheric Ozone using TES Satellite Observations", *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(8).

Conniff, R. (2017), "The Nitrogen Problem: Why Global Warming Is Making It Worse", *YaleEnvironment360*, 7 August 2017, Yale School of Forestry & Environmental Studies, e360.yale.edu/features/the-nitrogen-problem-why-global-warming-is-making-it-worse.

Erisman, J.W. et al. (2011), « Reactive Nitrogen in the Environment and its Effect on Climate Change », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3(5).

Hernández, D. et al. (2016), « Nitrogen Pollution is Linked to US Listed Species Declines », *BioScience*,vol. 66, n° 3.

Holloway, J. et R. Dahlgren (2002), « Nitrogen in Rock: Occurrences and Biogeochemical Implications », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 16, n° 4.

Huang, X. et al. (2017), « Chemical Characterization and Synergetic Source Apportionment of $PM_{2.5}$ at Multiple Sites in the Beijing–Tianjin–Hebei Region, China », Atmos. Chem. Phys. Discuss., 17, doi.org/10.5194/acp-17-12941-2017.

IPCC (2013), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*, Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, AR5, Chapter 8, Stocker et al. (eds.), Cambridge University Press, www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_Chapter08_FINAL.pdf.

Jacob, D. (1999), *Introduction to Atmospheric Chemistry*, Princeton University Press.

Johnson, J. et al. (2015), « Evaluating Uncertainty in Convective Cloud Microphysics Using Statistical Emulation », *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, vol. 7, n° 1, doi.org/10.1002/2014MS000383.

Jones, L. et al. (2014), "A Review and Application of the Evidence for Nitrogen Impacts on Ecosystem Services", *Ecosystem Services*, 7, doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.001.

Keeler, B.L. et al. (2016), "The Social Costs of Nitrogen", Science Advances, 2(10).

McRose, D. et al. (2017), « Diversity and Activity of Alternative Nitrogenases in Sequenced Genomes and Coastal Environments », *Front Microbiol.*, vol. 8, n° 267, doi.org/10.3389/fmicb.2017.00267.

OCDE (2008), *Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2030*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264040502-fr.

Paerl, H. W. et al. (2016), "Mitigating Cyanobacterial Harmful Algal Blooms in Aquatic Ecosystems Impacted by Climate Change and Anthropogenic Nutrients", *Harmful Algae*, 54, doi.org/10.1016/j.hal.2015.09.009.

Plantlife and Plant Link UK (2017), "We Need to Talk About Nitrogen, The Impact of Atmospheric Nitrogen Deposition on the UK's Wild Flora and Fungi", January 2017.

Pogoreutz, C. et al. (2017), "Sugar Enrichment Provides Evidence for a Role of Nitrogen Fixation in Coral Bleaching", *Glob Change Biol.*, 23(9), doi.org/10.1111/gcb.13695.

Rao, L.E. and E. B. Allen (2010), "Combined Effects of Precipitation and Nitrogen Deposition on Native and InvasiveWinter Annual Production in California Deserts", *Oecologia*, 162(4), doi.org/10.1007/s00442-009-1516-5.

Simkin, S. M. et al. (2016), "Conditional Vulnerability of Plant Diversity to Atmospheric Nitrogen Deposition Across the United States", Proc Natl Acad Sci U S A, 113(15), doi.org/10.1073/pnas.1515241113.

Simpson, D. (2015), « Present Day and Future Ozone in a Swedish, European and Global Perspective », exposé présenté à l'occasion d'un séminaire sur l'ozone troposphérique intitulé « Ground-level Ozone – Present-day and Future Risks for Impacts on Vegetation », 9 mars 2015, Stockholm.

Sinha, E. et al. (2017), « Eutrophication will Increase During the 21st Century as a Result of Precipitation Changes », *Science*, vol. 357, n° 6349, doi.org/10.1126/science.aan2409.

Sobota, D.J. et al. (2015), "Cost of Reactive Nitrogen Release from Human Activities to the Environment in the United States", *Environmental Research Letters*, 10(2), doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/025006.

SRU (2015), Nitrogen: Strategies for Resolving an Urgent Environmental Problem, German Advisory Council on the Environment, Berlin.

Sutton, M. et al. (2011), *The European Nitrogen Assessment, Sources, Effects and Policy Perspectives*, Cambridge University Press, Royaume-Uni.

Swackhamer, D. et al. (2004), « Impacts of Atmospheric Pollutants on Aquatic Ecosystems », *Issues in Ecology*, n° 12, Ecological Society of America, Washington D.C.

USEPA (2017), « Review of the Primary National Ambient Air Quality Standards for Oxides of Nitrogen », Proposed Rules, *Federal Register*, 82(142), 26 juillet 2017, 82 FR 34792, gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2017-07-26/pdf/2017-15591.pdf.

USEPA (2016a), *Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen—Health Criteria (2016 Final Report)*, National Center for Environmental Assessment, Research Triangle Park, NC, EPA/600/R–15/068, epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=310879.

USEPA (2016b), *Toxicological Review of Ammonia (Noncancer Inhalation)*, EPA/635/R-16/163Fa, Integrated Risk Information System National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, Washington, DC.

USEPA (2015), « National Ambient Air Quality Standards for Ozone; Final Rule », *Federal Register*, 80(206), 26 octobre 2015, 80 FR 65291, gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2015-10-26/pdf/2015-26594.pdf

USEPA (2013a), « National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter; Final Rule », Federal Register, 78(10), 15 janvier 2013, 78 FR 3086, gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2013-01-15/pdf/2012-30946.pdf.

USEPA (2013b), « Final Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria For Ammonia—Freshwater 2013 », *Federal Register*, 78(163), 22 août 2013, 78 FR 52192, gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2013-08-22/pdf/2013-20307.pdf.

USEPA-SAB (2011), *Reactive Nitrogen in the United States: An Analysis of Inputs, Flows, Consequences and Management Options*, EPA-SAB-11-013, Conseil consultatif scientifique de l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, Washington D.C.

Van Grinsven, H.J.M. et al. (2013), "Costs and Benefits of Nitrogen for Europe and Implications for Mitigation", Environ. Sci. Technol., 47(8), doi.org/10.1021/es303804g.

Zhang, F. et al. (2015), "Cyanobacteria Blooms and Non-alcoholic Liver Disease: Evidence from a County Level Ecological Study in the United States", *Environmental Health*, 14(41), doi.org/10.1186/s12940-015-0026-7.

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

L'OCDE est un forum unique en son genre où les gouvernements oeuvrent ensemble pour relever les défis économiques, sociaux et environnementaux que pose la mondialisation. L'OCDE est aussi à l'avant-garde des efforts entrepris pour comprendre les évolutions du monde actuel et les préoccupations qu'elles font naître. Elle aide les gouvernements à faire face à des situations nouvelles en examinant des thèmes tels que le gouvernement d'entreprise, l'économie de l'information et les défis posés par le vieillissement de la population. L'Organisation offre aux gouvernements un cadre leur permettant de comparer leurs expériences en matière de politiques, de chercher des réponses à des problèmes communs, d'identifier les bonnes pratiques et de travailler à la coordination des politiques nationales et internationales.

Les pays membres de l'OCDE sont : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, le Chili, la Corée, le Danemark, l'Espagne, l'Estonie, les États-Unis, la Finlande, la France, la Grèce, la Hongrie, l'Irlande, l'Islande, Israël, l'Italie, le Japon, la Lettonie, la Lituanie, le Luxembourg, le Mexique, la Norvège, la Nouvelle-Zélande, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la République slovaque, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Slovénie, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission européenne participe aux travaux de l'OCDE.

Les Éditions OCDE assurent une large diffusion aux travaux de l'Organisation. Ces derniers comprennent les résultats de l'activité de collecte de statistiques, les travaux de recherche menés sur des questions économiques, sociales et environnementales, ainsi que les conventions, les principes directeurs et les modèles développés par les pays membres.

ÉDITIONS OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
ISBN 978-92-64-62882-3 – 2019

Accélération anthropique du cycle de l’azote

GÉRER LES RISQUES ET L’INCERTITUDE

Cette publication examine les risques associés au rejet d'azote en excès dans l'environnement (changement climatique, appauvrissement de la couche d'ozone, pollution de l'air, pollution de l'eau, perte de biodiversité, détérioration de la qualité des sols). Le rapport examine également l'incertitude associée à la capacité de l'azote de passer d'un écosystème à un autre et de provoquer des « effets en cascade ». Outre une meilleure gestion des risques liés à l'azote au niveau local, il faut considérer les risques au niveau global liés à l’augmentation continue des concentrations d’hémioxyde d’azote et prévenir l’excès d’azote sous toutes ses formes en élaborant des stratégies efficaces au regard de leurs coûts pour toutes les sources. La publication fournit des indications sur l’utilisation des instruments de politique relative à l’azote et sur la manière d’assurer la cohérence avec des objectifs tels que la sécurité alimentaire, la sécurité énergétique et les objectifs environnementaux autres que la réduction de la pollution par l’azote.

Veuillez consulter cet ouvrage en ligne : ***https://doi.org/10.1787/cf7ae81b-fr***.

Cet ouvrage est publié sur OECD iLibrary, la bibliothèque en ligne de l’OCDE, qui regroupe tous les livres, périodiques et bases de données statistiques de l’Organisation.
Rendez-vous sur le site ***www.oecd-ilibrary.org*** pour plus d’informations.

éditionsOCDE
www.oecd.org/editions

ISBN 978-92-64-62882-3

9 789264 628823