

RAPPORT D'ESSAI

N° FVEN00112/2014/081R

Abbeville

Albert

Hirson

Amiens

Saint-Quentin

Comparaison du cadastre des émissions atmosphériques avec les différentes zones de biodiversité recensées en Picardie afin de vérifier la cohérence entre ces données

Beauvais

Chauny

Creil

Château-Thierry



Atmo
PICARDIE
Qualité de l'air



Comparaison du cadastre des émissions
atmosphériques avec les différentes zones de
biodiversité recensées en Picardie afin de
vérifier la cohérence entre ces données

Rapport d'essai n°2014/08/R/Version du 12 décembre 2014

APPROBATION	FONCTION	SIGNATURE
Benoit ROCQ	DIRECTEUR	

www.atmo-picardie.com

Atmo PICARDIE

22 bd Michel Strogoff
80440 BOVES

T : 03 22 33 66 14
F : 03 22 33 66 96

M : mail@atmo-picardie.com

SOMMAIRE

AVANT PROPOS	4
A. Réclamations	4
B. Responsabilité	4
C. Non-exclusivité	4
D. Avertissement	4
ENJEU DE LA QUALITE DE L'AIR	5
A. Atmosphère et pollution	5
B. Effets de la pollution sur la santé	5
C. Effets de la pollution sur l'Environnement	5
D. Mesures réglementaires	6
E. Partenaires de la qualité de l'air	6
F. Rôle des AASQA	7
INTRODUCTION	9
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	11
A. Une espèce polluo-sensible : Le lichen	11
B. L'eutrophisation des milieux	11
C. Les source d'azote	12
D. Le concept de charges et de niveaux critiques	14
MATERIEL ET METHODE	20
A. Le secteur agricole	20
B. Le secteur routier	21
RÉSULTATS	22
A. Répartition des émissions de composés azotés	22
B. Répartition spatiale des émissions d'ammoniac	23
C. Répartition spatiale des émissions d'oxydes d'azote	26
DISCUSSION	27
CONCLUSION	28
BIBLIOGRAPHIE	29

Ce rapport d'essai a été rédigé par Emmanuel ESCAT à partir des travaux réalisés par Nicolas VICTOR dans le cadre de son stage de fin d'étude (Master EADD, UPJV).

AVANT PROPOS

A. RECLAMATIONS

Les réclamations sur la non-conformité de la livraison exécutée en regard de la commande doivent être formulées par écrit dans les huit jours de la livraison des résultats. Il appartient à l'acheteur de fournir toute justification quant à la réalité des vices ou anomalies constatées. Il devra laisser à Atmo Picardie toute facilité pour procéder à la constatation de ces vices pour y apporter éventuellement remède. En cas de litige, la résolution de celui-ci s'effectuera sous l'arbitrage des autorités compétentes.

B. RESPONSABILITE

Il est rappelé que les informations d'Atmo Picardie ne traduisent que la mesure d'un certain nombre d'éléments en un nombre de points définis au préalable.

Atmo Picardie, par ailleurs, ne saurait être tenue pour responsable des événements pouvant résulter de l'interprétation et/ou de l'utilisation par le client, directe ou indirecte, des informations fournies. En conséquence, l'utilisateur s'engage à ne pas poursuivre Atmo Picardie au titre de l'interprétation qu'il pourra faire des dites informations.

C. NON-EXCLUSIVITE

Aucun acquéreur ne pourra se prévaloir d'un usage exclusif sur les résultats d'Atmo Picardie.

D. AVERTISSEMENT

Ce rapport d'essai ne doit pas être reproduit, sinon en entier, sans autorisation écrite préalable de Atmo Picardie. Toute utilisation de ce rapport et de ces données doit faire référence à Atmo Picardie dans les termes suivants « **Source Atmo Picardie, Rapport d'essai/Comparaison du cadastre avec les zones de biodiversité en Picardie/FVEN001-2/2014/08/R/version du 12 décembre 2014** »

ENJEU DE LA QUALITE DE L'AIR

A. ATMOSPHERE ET POLLUTION

L'atmosphère est le milieu avec lequel l'homme a les échanges les plus importants. Il constitue le premier des éléments nécessaire à la vie. Chaque jour environ 15 000 litres d'air transitent par nos voies respiratoires.

Il est composé principalement de 78 % d'azote et de 21 % d'oxygène. Le 1 % restant rassemble les gaz rares, la vapeur d'eau, le gaz carbonique, l'hydrogène et les polluants atmosphériques.

La pollution de l'air est née du déséquilibre entre les émissions anthropiques, devenant de plus en plus prédominantes, et les émissions naturelles. Cette pollution anthropique est constituée d'un mélange de gaz nocifs et de particules étant :

- soit émis directement par des sources fixes ou mobiles telles que les installations de combustion, les activités domestiques, industrielles, agricoles, le transport routier de personnes et de marchandises,
- soit le résultat de réactions chimiques, comme celles conduisant à la formation d'ozone sous l'effet d'un fort ensoleillement.

Les effets de la pollution de l'air se manifestent à tous les niveaux : à l'intérieur des locaux, à l'échelle locale, régionale (environnement urbain et industriel), continentale (pollution photochimique par l'ozone, pluies acides...) ou planétaire (effet de serre, "Trou d'ozone"...).

B. EFFETS DE LA POLLUTION SUR LA SANTE

Au cours des dix dernières années, de nombreuses études épidémiologiques ont montré que des niveaux même faibles de pollution atmosphérique ambiante avaient un impact détectable sur la santé de la population.

Une exposition à la pollution atmosphérique peut provoquer de l'inconfort ou des maux divers tels que des gênes respiratoires, des toux, des maux de gorge, des maux de tête, des irritations oculaires. D'autres effets, beaucoup plus graves, sont responsables de crises d'asthmes, de maladies cardio-vasculaires (infarctus du myocarde, angine de poitrine ou trouble du rythme cardiaque) et de cancers broncho-pulmonaires. Certains troubles comme l'insuffisance respiratoire, pulmonaire ou cardiaque en sont également aggravés.

Ces effets sont fonction du niveau et de la durée d'exposition, du volume d'air inhalé mais aussi du type d'individu : la réaction aux polluants atmosphériques des personnes est très hétérogène et est fonction de leur sensibilité et de leur état de santé.

Les enfants, les personnes âgées et celles présentant une pathologie respiratoire y ont une sensibilité plus importante.

C. EFFETS DE LA POLLUTION SUR L'ENVIRONNEMENT

La pollution de l'air porte atteinte au patrimoine bâti, appauvrit la diversité biologique, diminue le rendement des récoltes agricoles et fait disparaître des espaces naturels (pluie acide, dépôt sec et pollution photo oxydante).

D. MESURES REGLEMENTAIRES

La prise de conscience de la dégradation de la qualité de l'air dans les années 70, a fait apparaître des textes de loi relatifs à la prévention et à la surveillance de cette qualité. En France, la loi du 30 décembre 1996 et le Code de l'Environnement sont aujourd'hui en vigueur.

La Loi sur l'Air du 30 décembre 1996, prévoit :

- le droit pour chacun de respirer un air qui ne nuise pas à sa santé ;
- une surveillance et une information sur la qualité de l'air ;
- des mesures d'urgence en cas de dépassement des seuils ;
- des contrôles et des sanctions ;
- des plans destinés à protéger la qualité de l'air.

L'**Article R221-1 du Code de l'Environnement**, porte sur la transposition des différentes directives européennes relatives :

- à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement ;
- aux objectifs de la qualité de l'air ;
- aux seuils d'alerte¹ et de recommandation² et aux valeurs limites.

De plus, des arrêtés préfectoraux définissent les procédures d'alerte au public en cas de pollution atmosphérique pour chaque département. En Picardie, sont en vigueur les arrêtés suivants :

- **Arrêté préfectoral du 12 juillet 2004** modifié par l'**Arrêté préfectoral du 2 janvier 2012** pour le département de l'Aisne ;
- **Arrêté préfectoral du 21 août 2009** modifié par l'**Arrêté préfectoral du 30 janvier 2012** pour le département de l'Oise ;
- **Arrêté préfectoral du 6 janvier 2005** modifié par l'**Arrêté préfectoral du 6 février 2012** pour le département de la Somme.

E. PARTENAIRES DE LA QUALITE DE L'AIR

L'**Organisation Mondiale de la Santé (OMS)** ou **World Health Organization (WHO)** élabore les valeurs guides qui constituent la référence principale pour la fixation des normes de la qualité de l'air.

Le **Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE)** qui anime le dispositif français de surveillance de la qualité de l'air, élabore également les politiques de surveillance de la qualité de l'air à mettre en œuvre en liaison avec le **Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA)**, constitué de l'**INERIS**, du **Laboratoire National de métrologie et d'Essais (LNE)** et de l'École des Mines de Douai.

Le **LCSQA** assure la coordination technique du dispositif de surveillance (article L.221-1 du code de l'environnement). Il répond aux attentes du bureau de la qualité de l'air et des **Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA)** en réalisant les développements techniques nécessaires à la surveillance de la qualité de l'air, l'analyse des résultats et l'appui méthodologique à cette surveillance.

¹ Les seuils d'alerte, correspondent aux seuils pour lesquels en cas de dépassement, les Pouvoirs Publics prennent des mesures propres à limiter l'ampleur et les effets de la pointe de pollution sur la population.

² Les seuils de recommandation, correspondent aux seuils pour lesquels en cas de dépassement, les Pouvoirs Publics mettent en garde les personnes sensibles et émettent des recommandations de comportement destinées à la limitation des émissions d'origine automobile, industrielle, artisanale et domestique.

Le **programme européen de surveillance des retombées atmosphériques (EMEP)**, mené dans le cadre de la Convention de Genève sur la pollution de l'air à longue distance. Il existe en France dix stations de surveillance dont certaines sont directement gérées par des AASQA dans le cadre du dispositif de **Mesure des Retombées Atmosphériques (MERA)**. Ce dispositif **MERA** constitue la contribution française au programme européen de surveillance des retombées atmosphériques longues distances et transfrontalières. Il permet, dans des zones éloignées de toute source de pollution, d'effectuer une surveillance continue des dépôts humides et des polluants gazeux et particulaires présents dans l'atmosphère.

Le **Réseau National de Surveillance Aérobiologique (RNSA)**, association loi de 1901, créée en 1996 pour poursuivre les travaux réalisés depuis 1985 par le Laboratoire d'Aérobiologie de l'Institut Pasteur à Paris. Ce réseau a pour objet principal l'étude du contenu de l'air en particules biologiques pouvant avoir une incidence sur le risque allergique pour la population, c'est à dire l'étude du contenu de l'air en pollens et en moisissures ainsi que du recueil des données cliniques associées.

F. ROLE DES AASQA



Le dispositif de surveillance de la qualité de l'air assure la surveillance de la qualité de l'air extérieur et l'information auprès du public. Cette surveillance est réalisée sur tout le territoire par 26 associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA) qui emploient environ 430 personnes et qui sont regroupées en fédération.

Ces organismes sont constitués sous forme d'associations « loi 1901 », dont l'organe délibérant doit associer des représentants des quatre collèges suivants :

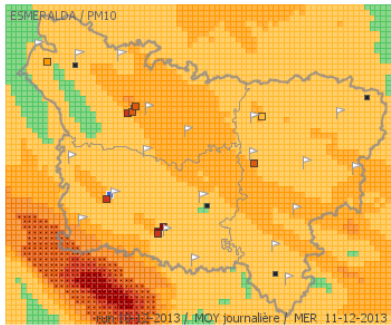
- services de l'État (DREAL, ARS, ADEME, Préfecture),
- collectivités territoriales (Conseil régional, Conseil général, intercommunalité, communes...);
- établissements contribuant à l'émission des substances surveillées (industriels locaux, Chambre de commerce et d'industrie, Chambre d'agriculture...);
- personnalités qualifiées (médecins, scientifiques, chercheurs, associations écologiques, associations de consommateurs, associations de représentants de santé...).

Les AASQA, de par l'originalité de leur structure, constituent des lieux de concertation, d'études et des sources d'information essentiels à la connaissance des mécanismes locaux de pollution atmosphérique. La composition multipartite de ces structures est une garantie de transparence et de crédibilité des informations diffusées. Plusieurs missions de base sont dévolues aux AASQA et définies notamment dans le Code de l'Environnement. Parmi ces missions, on retrouve :

- la mise en œuvre de la **surveillance** et de l'**information** auprès du public sur la qualité de l'air ;
- la diffusion des **résultats** et des **prévisions** ;
- la transmission immédiate aux préfets des informations relatives aux dépassements ou prévisions de dépassements des seuils d'alerte et de recommandations.

Pour qualifier la qualité globale de l'air dans les agglomérations, le MEDDE, l'ADEME, et les associations de surveillance ont développé un indicateur : l'indice ATMO, diffusé de manière quotidienne vers le grand public. Il permet de traduire les nombreuses données de mesure enregistrées chaque jour en un indicateur chiffré simple.

L'indice ATMO fait l'objet de l'arrêté ministériel du 22 juillet 2004. Le calcul de cet indice ATMO est modifié à partir du 1^{er} janvier 2012 par arrêté ministériel du 21 décembre 2011.



Prévisions :

Atmo Picardie diffuse chaque jour les prévisions de l'indice pour le jour J et J+1 en utilisant les plateformes de prévision Prévoir (échelle nationale) et Esmeralda (échelle grand nord de la France). Ces plateformes fournissent des prévisions pour les principaux polluants et pour l'indice Atmo.

Fondé en 1978, le réseau de mesure Atmo Picardie possède des appareils de mesure des principaux polluants de l'air implantés dans des stations et un camion laboratoire, et 1 capteur de pollen.

Atmo Picardie dispose d'une station de référence équipée d'appareils de contrôle et de bouteilles certifiées.



INTRODUCTION

La pollution atmosphérique est de plus en plus présente dans l'actualité, en témoignent les vigilances mises en œuvre en avril dernier suite aux pics de pollution en Picardie. Il est difficile de dater quand l'Homme a réellement pris conscience des effets négatifs de la pollution de l'air sur la santé et l'environnement. D'après le CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique), c'est en 1661 que l'écrivain anglais John Evelyn a décrit pour la première fois les nuages de soufre de Londres, cachant alors le soleil et ayant un effet corrosif sur le marbre. Les premiers effets sur la santé vont être relatés par le médecin Le Begne de Presles en 1763, qui évoqua alors l'atmosphère particulièrement pesante de Paris où un nuage formé de corpuscules provoqua des douleurs au niveau de la gorge et des yeux. En France, un décret impérial sur les manufactures et ateliers, qui répandaient une odeur insalubre ou incommode, a été pris en 1810. Suite à la révolution industrielle du XIX^{ème} siècle, de nouvelles formes de pollutions vont apparaître de manière massive dans les villes. En effet, l'utilisation croissante du charbon par les industries et la proximité des habitations d'ouvriers avec leur lieu de travail entraîneront des effets très graves sur leur santé (CITEPA, 2010).

Les premières mesures des concentrations d'ozone à la surface de centaines de sites dans le monde sont réalisées dès 1860 et, en 1872, pour la première fois, le terme de « pluies acides » est employé par le chimiste écossais Robert Angus Smith. La première loi en France relative aux pollutions est promulguée le 19 décembre 1917 sur les établissements dangereux, insalubres et incommodes et sera à l'origine de la législation sur les installations classées de 1976. Malheureusement, cela ne sera pas suffisant pour éviter l'accident de la vallée de la Meuse de 1930 qui causera la mort d'une cinquantaine de personnes suite à leur exposition à des brouillards de couleur jaunâtre, chargés de composés sulfureux. Suite à cette catastrophe industrielle, une loi sur la suppression des fumées industrielles est prise deux années plus tard, introduisant pour la première fois le terme de pollution atmosphérique dans la législation française. En 1954, la création de la Commission interministérielle pour l'étude de la pollution atmosphérique sera suivie en 1958 par la création de l'APPA (Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique). Et ce fut lors de la première Conférence des Nations unies sur l'Environnement à Stockholm, en 1972, qu'une étude a démontré l'acidification de lacs en Suède par le soufre présent dans l'air. En France, le contrôle des émissions polluantes dans l'atmosphère est mis en place par un décret en 1974 (PCIT, 2012)

Ces différentes dates clés démontrent la difficulté qu'a représentée la prise en compte des effets de la pollution atmosphérique sur la santé et d'autant plus pour l'environnement. Depuis une dizaine d'années, les prises de décisions se sont accélérées avec notamment le programme de lutte contre le changement climatique, la création de la fédération ATMO en 2000, la directive 2001/81/CE sur les plafonds d'émissions nationaux en 2001, l'arrêté sur la déclaration annuelle des émissions polluantes des installations classées soumises à autorisation en 2002 et le programme national de réduction des émissions de polluants atmosphériques pour le SO₂ (dioxyde soufre), NO_x (oxydes d'azote), COV (Composés Organiques Volatils) et NH₃ (Ammoniac) en 2003. En 2013, le plan d'urgence pour la qualité de l'air a été adopté, visant à la recherche de solutions concrètes et durables pour l'amélioration de la qualité de l'air.

La surveillance de la qualité de l'air s'appuie sur la directive n°2004/107/CE du 15 décembre 2004 et sur la directive européenne n°2008/50/CE. L'arrêté du 24 août 2011, relatif au SNIEPA (Système National d'Inventaire des Emissions de Polluants Atmosphériques), a été mis en place et suivi par la DGEC (Direction Générale de l'Energie et du Climat) du Ministère en charge de l'Environnement. Dans l'objectif de son application,

des inventaires territoriaux des émissions atmosphériques sont réalisés par les différentes AASQA (Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air) de chaque région. Ils permettent de faire un état des lieux des émissions de divers polluants à une échelle communale voire kilométrique. Différents secteurs d'activité sont pris en compte (résidentiel-tertiaire, agricole, industriel...). Ces inventaires sont réalisés régulièrement selon une méthode décrite dans le guide méthodologique pour l'élaboration des inventaires territoriaux des émissions atmosphériques et élaborée par le PCIT (Pôle National de Coordination des Inventaires Territoriaux), avec la participation financière du Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie. La méthodologie étant réactualisée tous les 2 ans environ, les inventaires précédemment produits sont mis à jour. Les résultats de ces différents bilans permettent d'avoir des données chiffrées sur l'émission par commune des polluants considérés et d'observer l'évolution des inventaires d'émissions sur plusieurs années. Ainsi, les effets des plans de réductions d'émissions de polluants peuvent être analysés.

Des données cartographiques sont produites en parallèle, afin de dégager les zones les plus émettrices de polluants, représentant des risques sanitaires et environnementaux. Ces inventaires visent donc à recenser la nature et la quantité des polluants atmosphériques émis selon les secteurs d'activités et en fonction de leur localisation. Chaque pays de l'Union Européenne est chargé de fournir son inventaire des émissions, permettant ainsi un diagnostic de l'émission de chacun des secteurs à l'échelle européenne. A partir des bilans des inventaires, l'évaluation de scénarios sur les prochaines années est possible et de nouveaux plans de réductions, en fonction des secteurs et des sites les plus émetteurs, peuvent être réalisés. Ces inventaires permettent également de mettre en relief des sites intéressants pour l'installation de nouvelles stations de surveillance de la qualité de l'air. (CITEPA, 2010).

Mais quelles informations, le cadastre des émissions atmosphériques, nous donne sur les menaces qui pèsent sur la biodiversité ? C'est dans le but de faire progresser l'inventaire des émissions, qu'Atmo Picardie a proposé au Conseil Régional de Picardie, de mettre en place une étude sur la comparaison du cadastre des émissions atmosphériques en 2010 en Picardie, avec les zones recensées de biodiversité de la région.

Après une recherche bibliographique sur le sujet, l'étude a pour objectif de mettre en place une méthodologie permettant de réaliser cette comparaison. Il a été décidé de s'intéresser essentiellement à quelques secteurs de pollution qui semblent avoir une bonne cohérence avec les dangers qui pèsent sur la biodiversité.

Les principaux secteurs de l'inventaire des émissions qui seront étudiés dans cette étude sont l'agriculture et le secteur routier. Il s'agira donc de rechercher des corrélations entre les sites à enjeux pour la biodiversité en Picardie et les localisations des sites émetteurs de pollution, c'est-à-dire les risques qu'encourent la faune et la flore situées à proximité des sources de pollution. Cette recherche de coïncidences permettrait de mieux prendre en compte la pollution atmosphérique dans les études d'impact des projets situés dans des zones vulnérables du point de vue de la protection de la biodiversité. D'autant plus que ces pollutions ne s'arrêtent pas à la frontière et menacent donc les écosystèmes des pays voisins.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Les inventaires territoriaux des émissions atmosphériques font références aux sources de rejets des polluants et non aux retombées. Il est très complexe d'évaluer les retombées des polluants dont la dispersion dans l'air dépend des conditions météorologiques et de la nature du polluant. Il faut donc bien faire la distinction entre les émissions atmosphériques de polluants, d'une part, et les concentrations dans l'air de polluants d'autre part.

Plusieurs pistes seront étudiées. L'objectif est de trouver une espèce polluo-sensible assez bien représentée dans la région et/ou des modifications d'écosystèmes causées par la pollution atmosphérique.

A. UNE ESPECE POLLUO-SENSIBLE : LE LICHEN

La réflexion s'est tout d'abord portée sur le lichen, organisme composé résultant d'une symbiose entre un mycobionte (champignon hétérotrophe) et une algue verte. Il est souvent retrouvé dans des milieux possédant des conditions de vie extrêmes (températures, pollutions,...). Sa nourriture provient de l'air et de l'eau, ainsi le lichen peut assimiler la moindre substance présente, sans distinction. Ces substances ingérées ont tendances à s'accumuler dans son organisme et c'est le cas pour les polluants rencontrés. Cette accumulation se fait de manière passive et entraîne des réactions sur l'aspect des lichens à plus ou moins long terme (mois ou années). Les lichens sont également actifs toute l'année, ils possèdent une grande représentativité et sont peu sensibles aux perturbations extérieures. Ils sont une composante importante de la biodiversité, en étant une source importante de nourriture pour de nombreuses espèces et correspondent ainsi à de bons indicateurs de l'état de la biodiversité. De plus, leur grande longévité (parfois plus d'un siècle) permet de suivre l'évolution de la pollution sur une longue période. Il existe 20000 espèces de lichens en France et toutes n'ont pas le même seuil de sensibilité aux polluants (Escat, 2007).

Les changements dans l'aspect du lichen, en fonction des substances qu'il a accumulées, peuvent permettre une étude sur le terrain. Le prélèvement et l'analyse des substances présentes est ensuite envisageable pour établir un lien entre la pollution et l'état de la biodiversité. Une cartographie, à l'échelle communale, de la présence des espèces de lichens permettrait ainsi de se rendre compte de la pollution de l'air et, en parallèle, d'avoir une idée sur ses effets sur la biodiversité. L'analyse de la pollution atmosphérique peut être assez précise en fonction de l'espèce de lichen présente, de son aspect, de son état physiologique... Il serait alors intéressant de mettre en parallèle la carte des émissions atmosphériques et ces données sur les lichens, afin de montrer l'impact des polluants sur la biodiversité, notamment des retombées atmosphériques.

Malheureusement, les études sur le sujet en Picardie sont beaucoup trop rares et ne concernent des territoires restreints.

B. L'EUTROPHISATION DES MILIEUX

D'après le conservatoire botanique de Bailleul, un des principaux risques, pour la flore originale du Nord-Pas-de-Calais et de la Picardie, est l'eutrophisation excessive et généralisée des milieux pauvres en nutriments. L'eutrophisation est un processus qui modifie la composition floristique d'un milieu par un apport excessif d'éléments nutritifs, notamment d'azote. L'azote est normalement un élément qui limite la croissance de la flore. Mais, un apport massif va favoriser l'envahissement du milieu par des espèces nitrophiles souvent communes aux dépens d'espèces plus rares d'intérêt patrimonial qui se contentent

de milieux très pauvres en nutriments (oligotrophe) (NEGTA, 2001). L'azote provient essentiellement de deux sources : des épandages agricoles riches en engrais azotés et de la pollution automobile (Dupouey et al., 1993).

L'eutrophisation peut également se dérouler de manière naturelle, elle est alors beaucoup plus lente que l'eutrophisation due aux pollutions. En effet, dans ce cas, l'apport en nutriment est plus faible, les changements sur l'écosystème sont donc plus longs à apparaître, ce qui permet aux milieux et aux espèces de s'adapter et de mieux résister au phénomène. Dans l'autre cas, les changements sont beaucoup plus rapides, favorisant l'arrivée en masse de nouvelles espèces mieux adaptées à la modification du milieu. Néanmoins c'est un phénomène très difficile à déterminer car la plupart des changements mettent plusieurs années à être observés. Le phénomène affecte moins vite les plantes supérieures, il est plus facilement observable chez les espèces telles que les lichens et les bryophytes (Le Gall, 2004).

Les deux secteurs responsables de l'eutrophisation massive des milieux correspondent à des secteurs du cadastre des émissions produit par Atmo Picardie. Une recherche bibliographique a donc été menée afin de trouver des informations sur l'eutrophisation des milieux en Picardie. D'après la base de données du conservatoire de Bailleul, les dernières observations d'espèces oligotrophes remontent souvent à 1990 et les observations d'espèces caractéristiques de milieux eutrophes, absentes avant 1990, se sont multipliées ces dernières années. Cette absence d'observations d'espèces caractéristiques de milieux oligotrophes picards montrent bien une eutrophisation progressive des milieux. En effet, les espèces oligotrophes seraient peu à peu remplacées par des espèces eutrophes ou nitrophiles beaucoup plus communes (Fowler et al., 2001). Plus généralement en France, les espèces nitrophiles ont significativement augmentées dans les chênaies et les hêtraies (Leguédou et al., 2011). Or ce sont des écosystèmes très représentés en Picardie.

La Picardie est une grande région agricole, mais les études montrant un impact de l'azote atmosphérique sur l'eutrophisation des eaux de surface sont encore rares. Un communiqué de presse de l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) fait état d'une amélioration de la teneur en nitrate des eaux de captage sur le bassin d'alimentation en eau de Bruyères-et-Montbérault dans l'Aisne. Elle a été obtenue grâce à de bonnes pratiques agricoles (système raisonné) couplées à des transferts limités de pollution azotée vers l'atmosphère. Il semble alors intéressant de prendre en compte la pollution azotée qui est en partie responsable de l'eutrophisation des milieux.

C. LES SOURCE D'AZOTE

L'azote utilisé à trop grande échelle représente un problème majeur. Il est même considéré comme la troisième menace pour la planète après la perte de la biodiversité et le changement climatique (Giles, 2005). Les émissions d'azote vers l'atmosphère ont été beaucoup moins étudiées que la contamination des eaux superficielles par le nitrate. En effet, la lixiviation du nitrate a souvent été mise en avant pour les pollutions azotées du sol. Les émissions gazeuses d'azote sous des formes diverses sont relayées au second plan avec peu d'études sur le sujet. Ces émissions sont pourtant importantes du point de vue de la santé humaine, du climat et de l'état des écosystèmes. La principale source d'émissions d'azote est le diazote (N_2) suivi de l'ammoniac (NH_3), du protoxyde d'azote (N_2O) et du monoxyde d'azote (NO). Le total de ces émissions serait équivalent à la lixiviation (Cellier et al., 2013). En ce qui concerne l'ammoniac, d'après EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) la principale source est l'élevage, très répandu en Bretagne, une région où l'excédent d'azote eutrophisant est un des plus élevés en Europe. Plus généralement, l'agriculture est responsable d'environ 97% des émissions d'ammoniac, de

85% de celles des émissions de protoxyde d'azote et de 14% de celles d'oxydes d'azote en France (CITEPA, 2010).

L'évaluation des impacts de l'azote atmosphérique sur l'environnement se fait à deux échelles : une locale, à proximité des sources d'agricultures intensives avec des dépôts secs essentiellement, et, à une échelle plus large qui correspond davantage à des dépôts humides de composés azotés. Les contributions de ces deux types d'impacts sont à peu près équivalentes, avec une légère domination des dépôts secs. Ces impacts proviennent de deux types de composés azotés : les composés réduits NH_3 et NH_4^+ qui dominent à proximité de bâtiments d'élevage intensif et les composés oxydés NO et NO_2 , qui participent essentiellement au transport à longue distance des composés azotés (Hertel et al., 2011). Les niveaux critiques permettent d'évaluer le risque potentiel que représente la concentration atmosphérique locale en NH_3 et dans certains cas de NO_2 pour les routes principales. Il apparaît clairement que la concentration en ammoniac décline exponentiellement avec la distance du site d'élevage (Pitcairn et al., 1998). De plus, une étude menée en Irlande du Nord montre que les concentrations d'ammoniac modélisées à la résolution de 1 km correspondent fortement aux sites d'émissions d'ammoniac (Sutton et al., 2011). Les dépôts de NH_3 locaux peuvent être absorbés rapidement par les stomates des plantes, ou juste être posés sur l'épiderme par l'intermédiaire de la rosée.

L'ammoniac est un précurseur de particules, il entraîne la diminution de la qualité des sols, l'eutrophisation des milieux et peut provoquer des impacts sur le climat. L'ammoniac est devenu le principal composé responsable du phénomène des pluies acides suite aux réductions des émissions d'oxydes de soufre et d'oxydes d'azote (CITEPA, 2013). Au niveau de la parcelle, les dépôts sont, en outre, très localisés autour des sites d'émissions (Loubet et al., 2009), ce qui pose le problème de la présence de sites à enjeux faunistiques et floristiques à proximité de fortes zones d'émissions d'ammoniac. Ainsi, l'agriculture représente plus de 90% de ces émissions avec essentiellement les bâtiments d'élevage, les zones de stockage des déjections animales et les parcelles.

Les dépôts de NH_3 , bien que très proches des sources d'émissions, dépendent fortement des conditions pédoclimatiques et des modes de gestion des élevages. L'azote ammoniacal se retrouve en grande quantité dans les sols agricoles suite à l'apport important d'engrais industriels et d'effluents d'élevage. Lorsque les quantités apportées sont trop élevées par rapport à la capacité d'assimilation des plantes, un risque de volatilisation vers l'atmosphère apparaît (Cellier et al., 2013). Ce phénomène va dépendre de nombreuses conditions physiques du milieu comme, notamment, la température, le pH ou la surface exposée à l'atmosphère. Il a été démontré que la volatilisation se produit dans les premières heures suivant l'application d'engrais en surface d'une parcelle (Génermont et al., 1998 ; Huijsman et al., 2003 ; Sommer et al., 2003). En ce qui concerne l'élevage, la volatilisation peut se faire à différentes étapes, de la production de l'effluent à son utilisation au champ (Jarvis et al., 2011).

Les émissions d'ammoniac dépendent du type de sol, des conditions météorologiques, des doses et de l'heure d'application des engrais (Ecetoc, 1994 ; Harrison et Webb ; 2001 ; Sommer et al., 2003). En ce qui concerne l'élevage, qui est la principale source d'ammoniac, les facteurs d'émissions sont déterminés en fonction des différents types d'animaux (ovins, bovins, porcins...), du type d'effluent (lisier ou fumier) et des différentes étapes de l'élevage (bâtiment d'élevage, stockage, pâturage, épandage) (CITEPA, 2010). A propos de ces différentes étapes, c'est le bâtiment d'élevage (42%) et l'épandage (30%) qui représentent les plus importantes pertes d'ammoniac vers l'atmosphère (figure 1) (Gac et al., 2007).

Sources	Gamme de variation (%)
Bâtiments d'élevage	25-50
Installations de stockage des effluents	18-25
Application des effluents d'élevage au champ	30-40
Pâturage (bovins et ovins)	~ 12

La gamme des chiffres (%) intègre les différentes formes d'élevage (bovins, porcins, ovins et volailles). D'après Ademe (2012) sur la base de données Citepa (2012).

Figure 1 : Les différentes sources de NH₃ et leurs contributions aux pertes totales d'ammoniac en élevage. (source Cellier et al., 2013)

Les écosystèmes impactés sont situés dans les zones riveraines des épandages ou des bâtiments d'élevage avec en conséquence, un risque pour les milieux oligotrophes dont l'apport en azote peut changer drastiquement la nature et la composition en espèces rares (Cellier et al., 2013). Les concentrations atmosphériques d'azote et les dépôts représentent une menace majeure pour la biodiversité, pour les habitats sensibles et les espèces présentes dans la « Directive Habitat », adaptées à des milieux pauvres en azote (Hicks et al., 2011).

Une étude récente démontre le caractère important des sources d'ammoniac dans les dépôts retrouvés, telles que les fermes d'élevage. En effet, de forts niveaux d'ammoniac ont été retrouvés dans un site Natura 2000 localisé à 3 kilomètres d'un élevage de volailles (Jones et al., 2013). Quelques solutions peuvent être mises en place pour réduire les émissions, comme la couverture des engrais, des effluents juste après leurs applications et des fosses de stockage. Ces solutions réduiraient les risques de volatilisations de 30 à 70 % (Cellier et al., 2013).

Les inventaires nationaux pour le secteur agricole fournissent des informations sur les émissions communales des composés azotés. Mais, il faut prendre en compte les incertitudes liées aux données utilisées et aux méthodes de calculs des fiches. Il faudrait, si cela était possible, réaliser des mesures sur les sites et communes où sont identifiées de fortes émissions de composés azotés en Picardie. Ces inventaires sont fondés sur des méthodologies mettant en jeu le produit d'un facteur d'émission (FE) par une activité correspondant par exemple à l'apport d'une quantité d'engrais. Ce facteur peut dépendre des conditions pédoclimatiques et de l'engrais utilisé. Il est déterminé à partir de résultats expérimentaux (CITEPA, 2010).

Une des solutions envisagées serait d'utiliser des zones tampons autour des routes pour les émissions de composés azotés oxydés et autour des sources agricoles pour les émissions de composés azotés réduits. Ces zones permettraient ainsi d'augmenter la distance entre un site à enjeux de conservation et une source d'émissions azotées. Aussi, le fait de planter dans ces zones, des plantes hautes capables de fixer les composés azotés améliorerait leur effet tampon (Sutton et al., 2011).

D. LE CONCEPT DE CHARGES ET DE NIVEAUX CRITIQUES

Afin de démontrer le risque d'eutrophisation d'un milieu par l'apport d'azote, un concept de charges critiques a été créé. Il définit : « une estimation quantitative de l'exposition à un ou plusieurs polluants en dessous de laquelle des effets nocifs significatifs sur des éléments sensibles spécifiés de l'environnement n'apparaissent pas, dans l'état actuel des connaissances » (Nilssonpitca, 1986). En d'autres termes, la charge critique désigne une valeur seuil à partir de laquelle un risque de modification significative du milieu

peut apparaître. Le concept a été adopté dans les années 1990 dans le cadre de la convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance, par la Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies. Les pays signataires de cette convention se sont donc engagés à fournir les cartes de charges critiques.

La charge critique peut être calculée. Elle est alors obtenue à partir des données disponibles sur les écosystèmes, telles que la nature des sols, les conditions climatiques et l'occupation des sols, par exemple. Ces charges critiques sont basées sur des calculs et des hypothèses, qui peuvent constituer une incertitude par rapport à la réalité. Les charges critiques peuvent également être déterminées directement sur le terrain à partir de l'observation des changements des milieux ou des espèces : on parle alors de charges critiques empiriques. Ces dernières sont plus fidèles à la réalité du terrain et aux caractéristiques physico-chimiques des écosystèmes mais nécessitent beaucoup plus de temps et de moyens. Dans les deux cas, des cartes de charges critiques et de dépassement de celles-ci en fonction des écosystèmes sont réalisables. Les dépassements sont obtenus par la comparaison des charges critiques aux charges réelles.

Les charges réelles correspondent aux dépôts d'azotes sur le milieu. Elles sont calculées à partir des émissions atmosphériques de NH_3 , NO_2 , NO et N_2O et de leur dispersion (Figure 2 ci-après) (Le Gall, 2004).

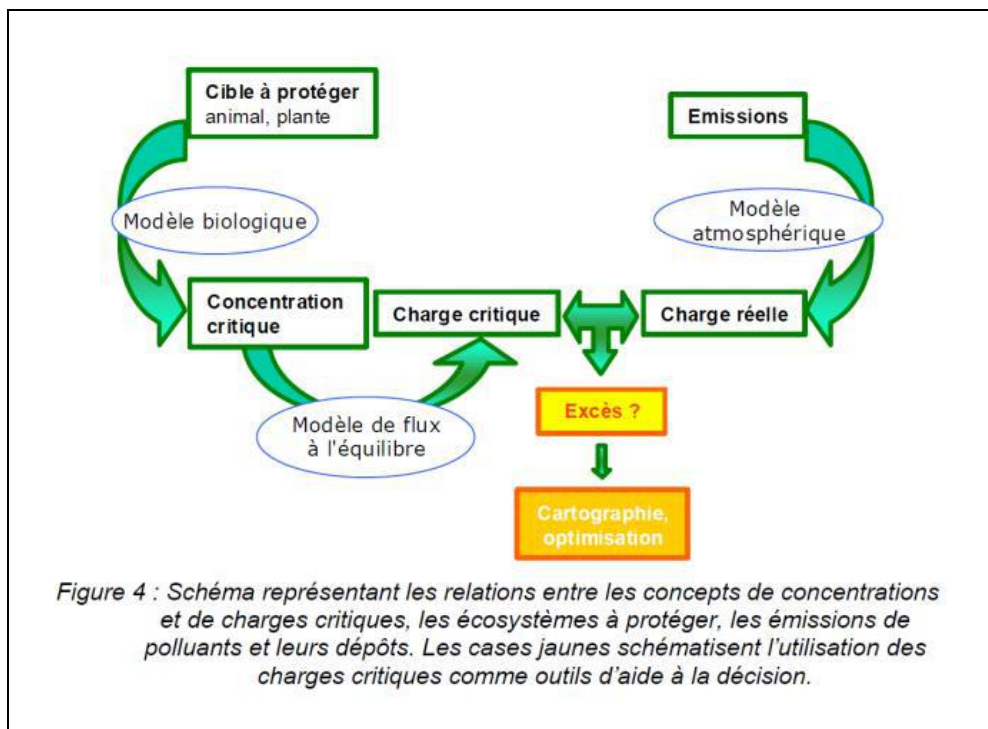


Figure 2: Schéma des relations entre les concepts de concentrations et de charges critiques (Source : INERIS)

L'enrichissement en azote du milieu peut avoir des effets positifs sur la croissance floristique jusqu'à la charge critique d'azote eutrophisant. Au-delà de ce seuil, un changement de la nature du milieu peut apparaître entraînant une modification de sa composition floristique. Et notamment, pour les espèces vivant dans des milieux oligotrophes, qui subiront la pression d'espèces nitrophiles plus communes (CORPEN, 2001). C'est d'ailleurs le cas des peuplements forestiers, naturellement pauvres en azote, qui sont très affectés par ces dépôts azotés supérieurs à la charge critique. Les différentes études menées dans les milieux forestiers du Nord-est de la France l'ont démontré (Thimonier et al., 1992 ; Dupouey et al., 1999). Les autres écosystèmes vulnérables sont les tourbières et zones humides, les landes et les prairies naturelles.

Néanmoins, les charges critiques des milieux pour l'azote eutrophisant sont encore difficiles à trouver par rapport à celles pour l'azote acidifiant. Les études n'étant pas encore toutes

abouties. Pourtant, le pourcentage de milieux en risque d'eutrophisation ne diminue que très légèrement depuis 2000. En effet, le pourcentage était de 79% environ en 2000 alors qu'il est de 71% en 2010 dans l'Europe des 27 (voir figure 3 ci-après).

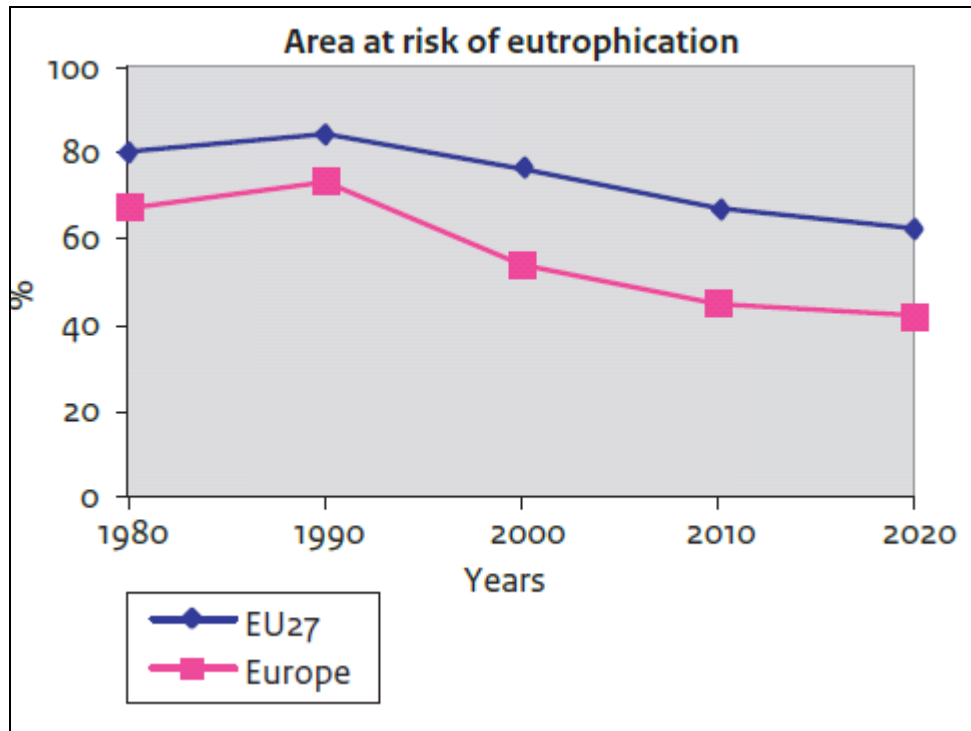


Figure 3: Pourcentage de milieux en risque d'eutrophisation en Europe (Source : CCE)

On remarque que même si les excès d'azote eutrophisant diminuent depuis 1980 en Europe, notamment, en Picardie, ils restent néanmoins très importants dans la région avec un azote excédentaire de 700 à 1200 eq ha⁻¹ a⁻¹. Il existe ainsi un risque d'eutrophisation des écosystèmes très important. Il apparaît essentiel de définir les causes de ces excès en cherchant les sources d'émissions grâce à l'inventaire des émissions atmosphériques de Picardie. Les régions européennes possédant les plus fort excès d'azote eutrophisant se situent dans les zones qui pratiquent les grandes cultures et l'élevage de ruminants à grande échelle : la Bretagne, le Benelux, l'Irlande, le Centre de la Pologne, l'Autriche et le Nord de l'Italie. (Voir figure 4 ci-après)

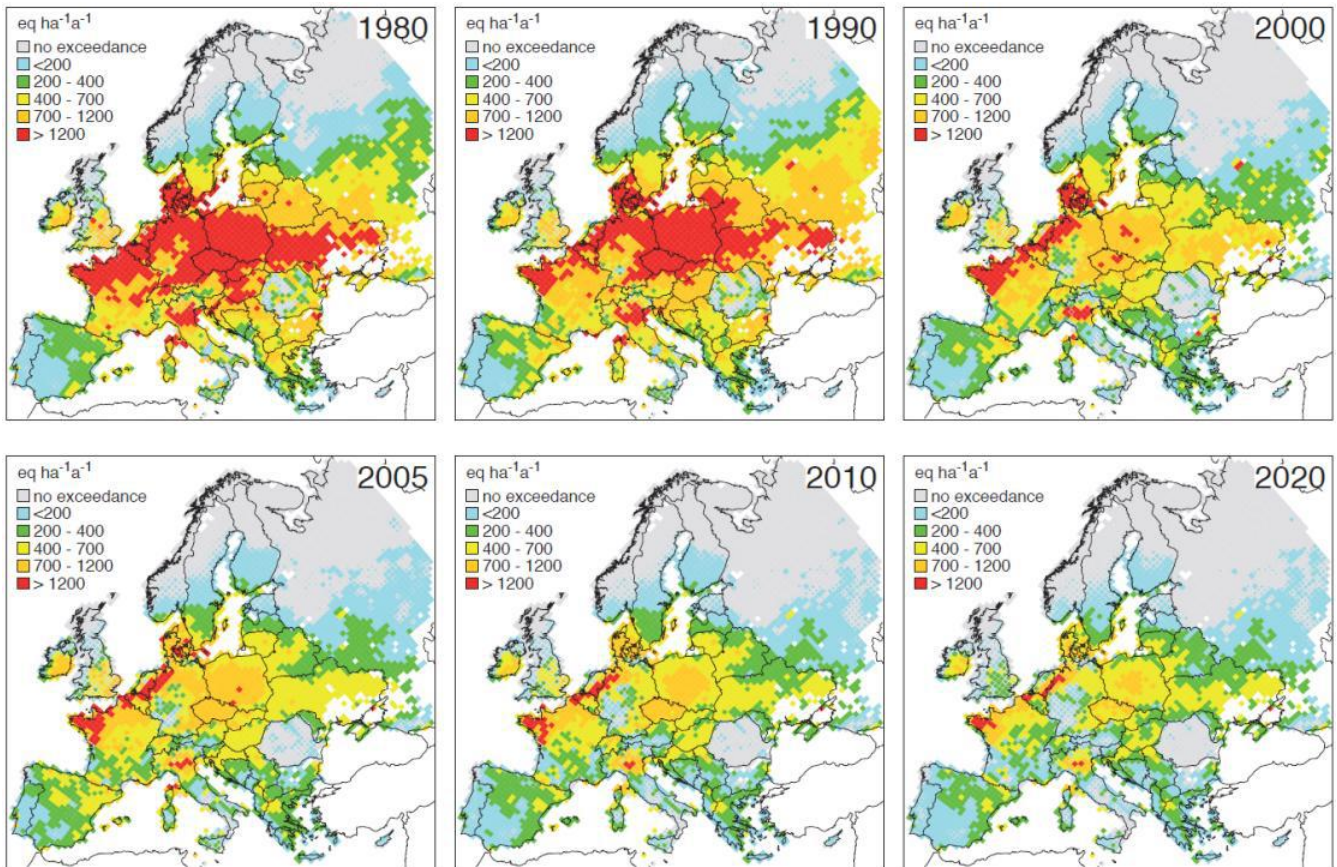


Figure 4: Cartes des excès par rapport aux charges critiques d'azote eutrophisant en fonction de différentes années (Source : CCE)

Les cartes de dépassement des charges critiques d'azotes eutrophisants de l'EEA (European Environment Agency) (Figure 5 ci-après) montrent que la France est un des pays où les excès sont les plus forts. La France est, en l'occurrence, de par sa surface agricole, le plus gros émetteur européen d'azote d'origine ammoniacale. Les régions françaises les plus touchées par ces excès sont celles les plus émettrices d'ammoniac, dans l'ordre : la Bretagne, la Normandie, le Nord-Pas-de-Calais et la Picardie. De plus, plusieurs études montrent que la majorité des retombées atmosphériques de NH_3 (60% environ) se situent dans un rayon de 100 km autour de la source d'émissions. Avec, notamment, 20 % des retombées qui se déposent dans le premier kilomètre. Malheureusement, la résolution de la maille des cartes (50x50 km) est un obstacle pour leur utilisation. On observe sur ces cartes que l'évolution sur 10 ans est à la baisse globalement, mais le risque d'eutrophisation des milieux restent toujours présent dans ces régions.

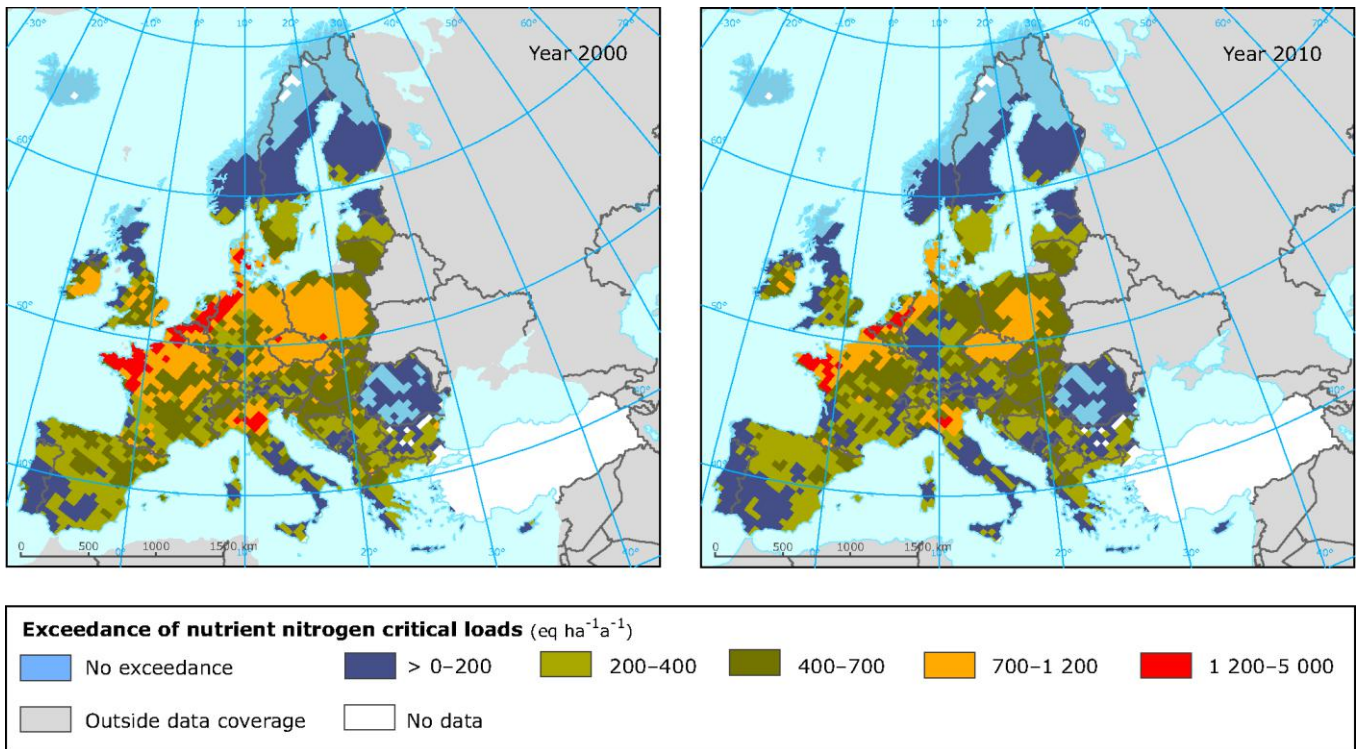


Figure 5: Cartes des excès des charges critiques d'azote nutritif (Source: EEA)

L'année 2010 a vu le surplus d'azote en France métropolitaine être estimé à 902 kT, bien au-dessus du plafond prévu (Doublet et Le Gall, 2013). Cet excès correspond à une consommation nette de 1,9 million de tonnes d'engrais minéral et 1,3 tonne d'engrais organique. Le secteur qui utilise le plus d'azote et de produits phytosanitaire est l'agriculture. Le surplus peut se retrouver transféré vers les milieux à proximité de la source. L'utilisation excessive d'intrants, pour augmenter la productivité agricole, engendre de fortes pressions sur l'environnement.

Un problème se pose : nous n'avons accès qu'aux données de l'inventaire des émissions dans l'air et non à celui des dépôts des différents polluants. Néanmoins, il apparaît que les incertitudes sur l'évaluation des émissions sont inférieures à celles résultant de l'évaluation des dépôts. Il existe, également, de grandes lacunes dans les calculs qui ne prennent pas en compte les dépôts issus de la volatilisation des fertilisants (Hicks et al., 2011). Malgré cela, selon le CCE (Coordination Centre for Effects), 64% de la superficie des écosystèmes naturels dans l'Europe des 27 sera touchée par un excédent par rapport à la charge critique d'azote en 2020.

La détermination des impacts des dépôts secs et humides est très importante et difficile. En effet, les sites Natura 2000 proches de sources d'émissions peuvent être touchés par les dépôts secs alors que les sites plus éloignés seront touchés par les dépôts humides d'ion ammonium (figure 6 ci-dessous). De plus, la réglementation de chaque pays diffère au sujet de la distance de sécurité à adopter pour la mise en place d'une activité agricole autour d'un site protégé. Il apparaît que les dégâts causés par les dépôts secs d'ammoniac sont plus importants que ceux causés par les dépôts humides d'ammonium, à dose égale (Hicks et al., 2011). La proximité des sites Natura 2000 avec les sources ponctuelles d'ammoniac devient de plus en plus préoccupante dans les études récentes (Shepard et al., 2011).

Ammonia (NH ₃)	Ammonium (NH ₄ ⁺)	Nitrate (NO ₃ ⁻)
Deposits close to source	Naturally occurring in soil (mineralization)	No reports of direct damage to plants
Highly reactive and alkaline	Dominates in acid soils, as pH increases more will be nitrified	Effects soil mediated through eutrophication, acidification and competition
Effects most likely mediated above ground	Reduces growth and survival in sensitive species	
Effects are concentration driven	High concentration potentially toxic	
Close relationship between effects and proximity to sources	Soil mediated effects through acidification and eutrophication	

Figure 6 : Caractéristiques des différents dépôts de composés d'azote (Sheppard et al., 2011)

Le fort degré de dépassement des charges critiques d'azote en Europe, dans des régions qui possèdent des sites Natura 2000, démontre une incohérence entre le haut degré de protection que représentent ces sites et le peu de décisions prises en faveur de réduction des émissions de composés azotés (Sutton et al., 2011).

En effet, les dépôts sont calculés à partir des concentrations atmosphériques et les modèles utilisés sont très difficiles à valider. Cette étude mentionne aussi une incertitude dans les modèles utilisés dans les différentes évaluations d'impact pour les sites Natura 2000 ne prenant pas en compte les émissions provenant des fertilisants appliqués. Ces différentes émissions sont pourtant prises en compte dans les inventaires territoriaux atmosphériques relatifs au secteur de l'agriculture. L'étude explique que deux approches peuvent être envisagées : l'impact d'une source sur plusieurs aires naturelles à proximité ou analyser tous les impacts provenant de plusieurs sources différentes sur un site naturel. Chaque pays adopte l'une ou l'autre de ces approches pour mettre en place son modèle d'évaluation. Ceci peut être un problème pour obtenir des méthodologies cohérentes en Europe. Cette cohérence est d'ailleurs importante puisque les dépôts transfrontaliers peuvent être conséquents. Il faudrait donc, dans l'idéal, disposer pour chaque source d'intérêt de la concentration atmosphérique en NH₃ et en NO₂, des dépôts secs d'ammoniac et de dioxyde d'azote ainsi que des dépôts humides.

Les différents scénarios ne sont pas très optimistes en ce qui concerne les dommages causés par l'ammoniac sur les écosystèmes pour 2020 : des dépassements des niveaux critiques sont prévus dans la plupart des zones d'agriculture intensive dans le Nord et le Nord-ouest de la France (Bak et al., 2012). Selon ces différents modèles, la Bretagne est toujours la région la plus touchée par des risques de dépassements des charges critiques pour l'eutrophication des milieux. La Picardie fait ensuite partie avec la Normandie et le Nord-Pas-de-Calais des régions les plus touchées. En outre, il a été souligné lors de discussions à propos de la révision du Protocole de Gothenburg, que les dépassements des niveaux critiques de concentration en ammoniac atmosphériques avaient une corrélation avec les dépassements des charges critiques en dépôts d'ammonium.

MATERIEL ET METHODE

D'après les différentes recherches bibliographiques, il apparaît significatif de s'intéresser aux émissions d'azote dues à l'agriculture et au secteur routier afin de voir leurs impacts sur les écosystèmes au voisinage des sources.

Une grande partie de l'étude a donc consisté à mettre à jour l'inventaire des émissions atmosphériques pour l'année de référence 2010, notamment pour deux secteurs : l'agriculture et le transport routier.

La mise à jour de l'inventaire concerne en tout 7 secteurs différents : le résidentiel-tertiaire, l'industrie, le traitement des déchets, le transport routier, les autres transports, l'agriculture et le biotique.

Ces inventaires sont réalisés dans le cadre de l'arrêté du 24 août 2001 relatif au SNIEBA (Système National d'Inventaires d'Emissions et de Bilans dans l'Atmosphère). Cet arrêté prévoit la mise en place du PCIT (Pole de Coordination des Inventaires Territoriaux) avec une uniformisation de la méthodologie au niveau national et l'utilisation de données homogènes. Ce pôle est présidé par la DGEC. Les guides méthodologiques ont été élaborés par ATMO France, le CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique) et l'INERIS. Ce guide donne ainsi accès aux différents facteurs d'émissions nécessaires pour les calculs et les bases d'informations consultables (DGEC et PCIT, 2012).

Les objectifs des inventaires territoriaux d'après la méthode décrite par le PCIT sont multiples.

Dans un premier temps, il s'agit de produire des éléments de caractérisation de la pollution atmosphérique sur tout le territoire, à différentes échelles, de la commune à la région et d'avoir un suivi tous les 2 à 3 ans de l'évolution de ces différents polluants.

Ensuite, les différentes données recueillies permettront d'agréments les outils de planification réglementaire tels que le PPA (Plans de Protection de l'Atmosphère) ou le SRCAE (Schémas Régionaux Climat-Air-Energie). Les inventaires définiront les politiques de réduction des émissions, en ciblant les secteurs les plus polluants. Les différents modèles de qualité de l'air utilisent ces inventaires pour affiner les prévisions et les cartographies des niveaux de concentrations des polluants.

Ils servent aussi pour le choix du lieu d'implantation des stations mobiles de surveillance de la qualité de l'air.

Parmi les polluants qui reviennent le plus, on peut citer : les oxydes d'azotes, le monoxyde de carbone, le dioxyde de soufre, les composés organiques volatils non méthaniques, les particules fines de 10 à 1 µm de diamètre, l'ammoniac, les dioxines et furannes, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les métaux lourds. Le dioxyde de carbone, le méthane et le protoxyde d'azote sont les principaux gaz à effet de serres recensés.

A. LE SECTEUR AGRICOLE

Les fiches réalisées pour ce secteur suivent la méthodologie du guide PCIT et font référence aux données du recensement général agricole de 2010. Plusieurs types d'émissions ont été calculés. Il s'agit des émissions issues des cultures avec engrais, des émissions liées à la pratique de l'écobuage, des émissions issues de la fermentation entérique, des émissions de composés organiques issus des déjections animales et des émissions de composés azotés issus des déjections animales.

Les émissions des composés ayant un intérêt pour notre étude (NH₃ et NOx) ont été spatialisées à la commune. Une intégration de ces données communales à une carte a été réalisée afin de chercher une éventuelle corrélation avec un bioindicateur.

B. LE SECTEUR ROUTIER

Les émissions de ce secteur sont calculées en utilisant les données du trafic routier en Picardie. Ces données sont fournies par les Conseils Généraux et la DIRNord. Elles correspondent au comptage réalisé sur les différentes routes : le TMJA (Trafic Moyen Journalier Annuel). Ce TMJA fait référence au trafic total de l'année cumulé dans les deux sens de circulation divisé par 365. Néanmoins ces comptages ne sont pas disponibles pour l'ensemble du réseau routier de Picardie. Une estimation a donc été réalisée pour les routes sans comptage.

Les comptages sont réalisés à partir des stations SIREDO (Système Informatique de Recueil des Données) avec des boucles électromagnétiques intégrées à la chaussée et une borne de comptage qui transmet les données tout au long de l'année. Ils peuvent aussi être réalisés avec des tubes en caoutchouc ou des plaques situés au sol.

Les principales difficultés pour l'élaboration de cet inventaire résident donc à identifier les routes manquantes et à affecter le TMJA pour toutes les routes sans comptage. Lorsque des données antérieures sont disponibles, Celles-ci sont utilisées. On attribut alors un facteur d'évolution fournit par le SOeS (Service d'Observation et des Statistiques) pour l'année 2010.

Cet inventaire est un des plus difficiles à réaliser, puisqu'il fait appel à de nombreuses données souvent absentes qu'il faut reconstituer et qu'il nécessite plusieurs outils de calcul pour aboutir à l'estimation des émissions.

RÉSULTATS

A. REPARTITION DES EMISSIONS DE COMPOSES AZOTES

Le graphique ci-dessous présente la répartition des émissions de NO_x et NH₃ par secteur d'activité pour l'année 2010.

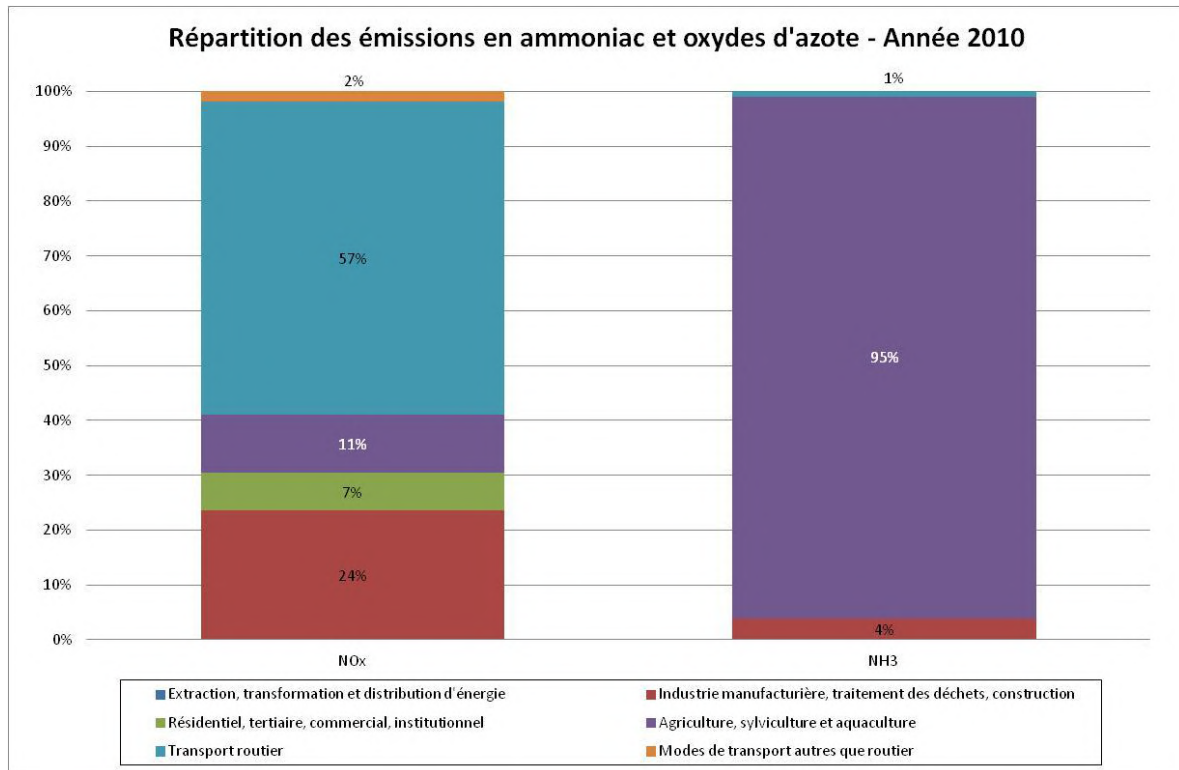


Figure 8 : Répartition des émissions de NO_x et NH₃ par secteur d'activité pour l'année 2010

Pour les émissions de NO_x, 57% de celles-ci sont issues du trafic routier, 24% de l'industrie et 11% de l'agriculture.

Pour les émissions de NH₃, 95% des émissions viennent du secteur agricole.

B. REPARTITION SPATIALE DES EMISSIONS D'AMMONIAC

Une carte communale a été réalisée (figure 9 ci-après) avec à 95% les sommes des émissions d'ammoniac issues des fiches sur les cultures avec ou sans engrais, sur l'écobuage et sur les composés azotés provenant des déjections animales.

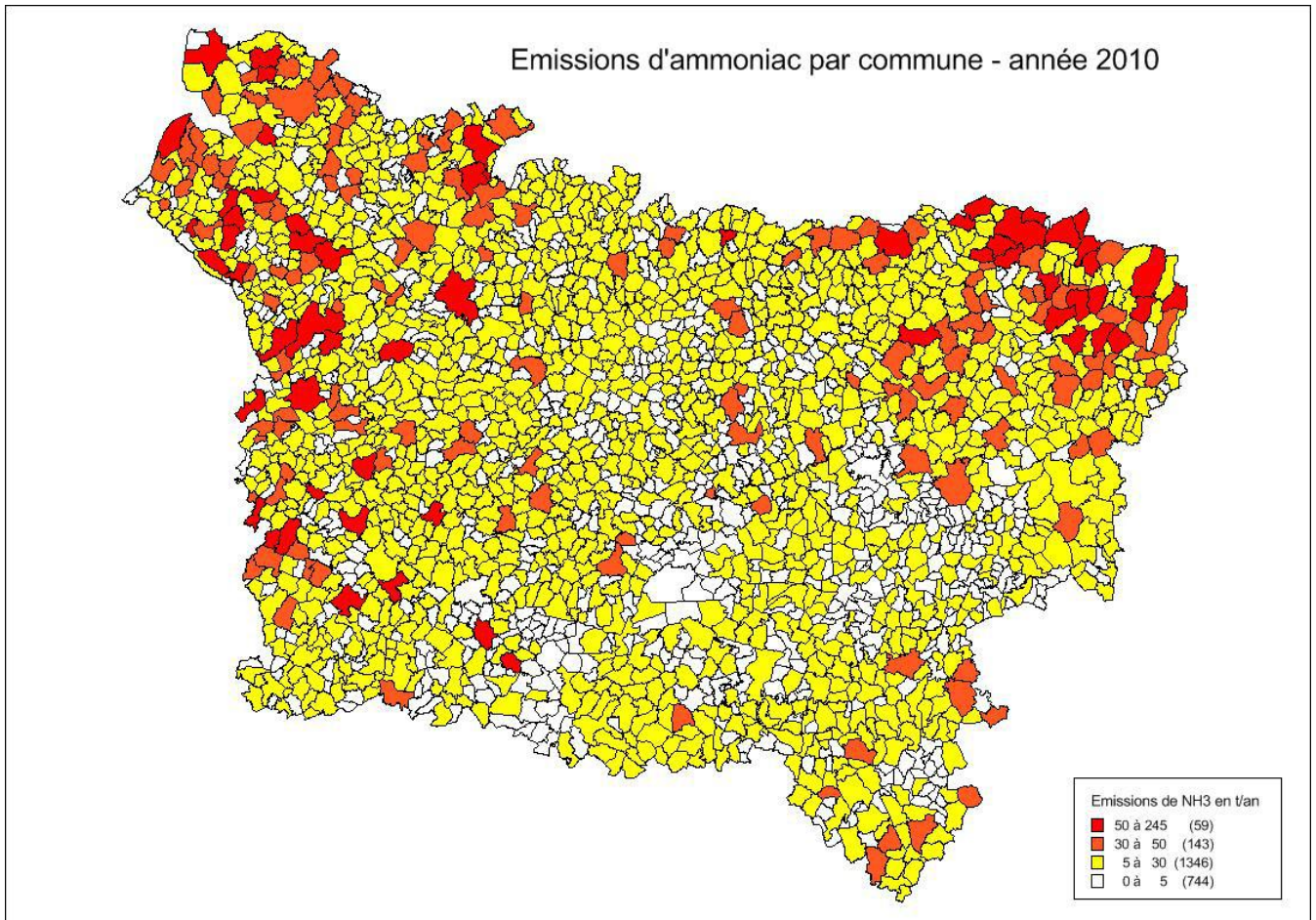


Figure 9 : Emissions de NH₃ par communes pour l'année 2010

Cette carte montre deux emplacements où l'émission d'ammoniac est plus élevée : le Nord-est de l'Aisne et l'embouchure de la Somme. Ces deux zones correspondent à des sites Natura 2000, des zones humides, des ZNIEFF (Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique) de types 1 et 2 et des ZICO. Parmi les 3 communes les plus émettrices, on distingue également Saint-Michel située proximité de La Flamengrie. Cette zone de la Thiérache constitue un enjeu majeur dans les problèmes liés à l'ammoniac, d'autant plus qu'elle est proche de sites protégés tels que la forêt des Ardennes, de sites Natura 2000 (massif forestier d'Hirson et les forêts de Thiérache d'Hirson et Saint-Michel), de réserves naturelles et de ZNIEFF de type 1 et 2.

Nous avons superposé cette carte à celle de l'orientation technico-économique de la commune (figure 10) afin de savoir si l'orientation principale de la commune avait une corrélation directe avec les émissions les plus élevées.

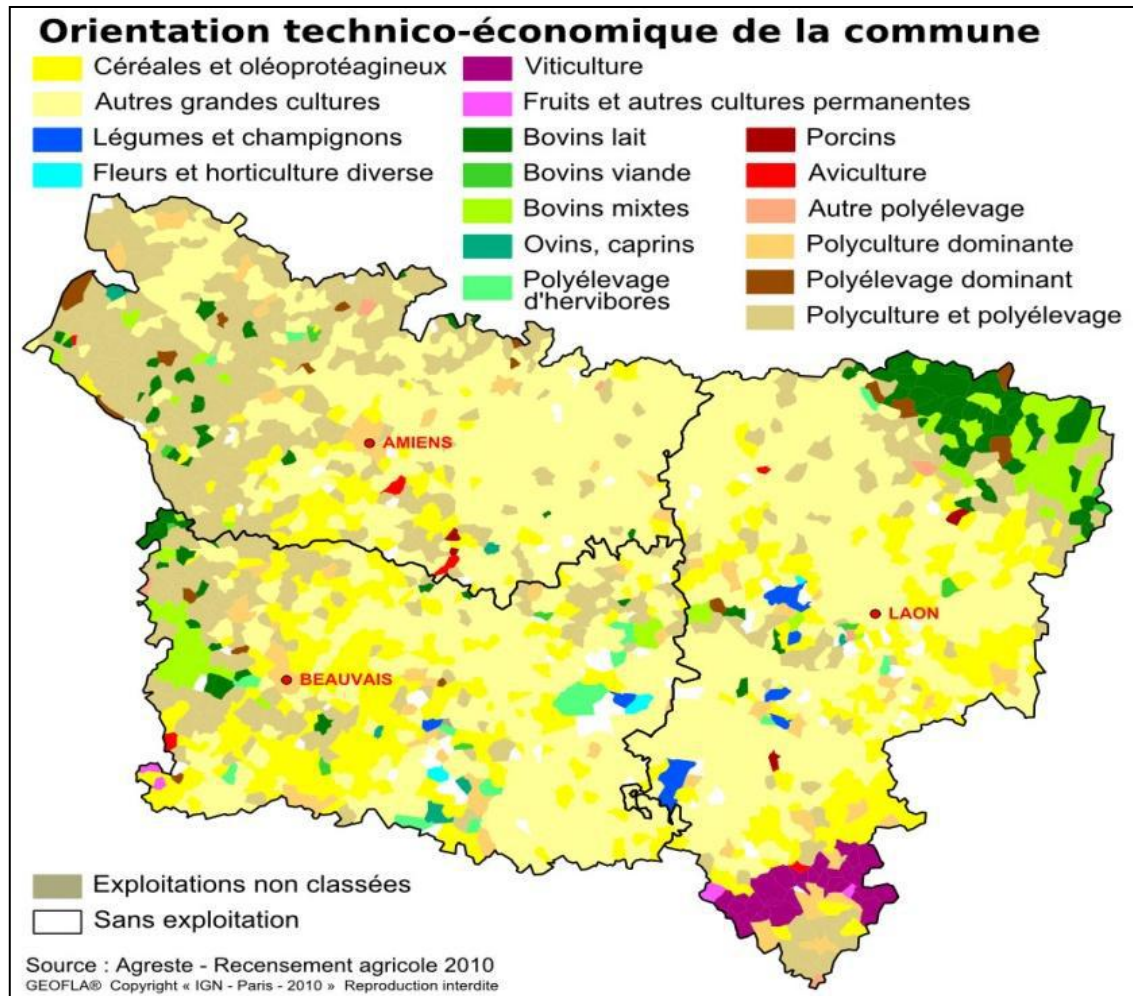


Figure 10 : Orientation Technico-économique de la commune (Source Agreste 2010)

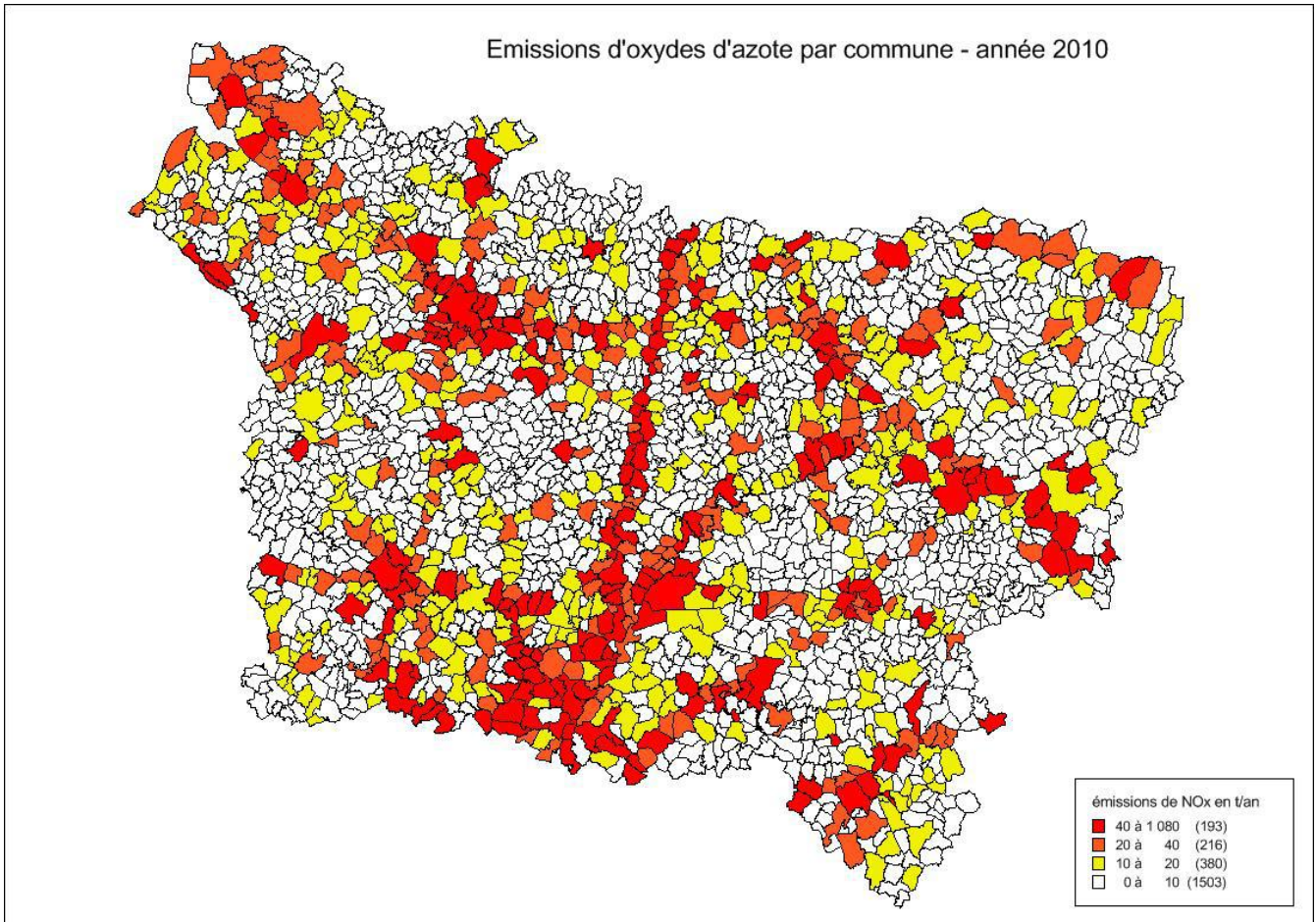


Figure 11 : Superposition de l'Orientation Technico-économique de la commune (Source Agreste 2010) et des Emissions de NH₃ par communes pour l'année 2010

Comme nous pouvons le voir sur la figure ci-dessus (figure 11), les communes ayant les émissions les plus élevées correspondent à des élevages de bovins pour le lait, la viande avec des pratiques de polyculture et de polyélevage.

C. REPARTITION SPATIALE DES EMISSIONS D'OXYDES D'AZOTE

La carte ci-dessous présente les émissions d'oxydes d'azote par commune pour l'année de référence 2010. Ces émissions sont principalement constituées des émissions du secteur routier mais aussi de l'industrie et dans une moindre mesure de l'agriculture.



Cette carte montre clairement le positionnement des axes routiers, des pôles urbains importants. Les communes ayant une forte activité agricole ressortent également (nord de l'Aisne et embouchure de la Somme).

DISCUSSION

Une enquête publique a été déposée en septembre 2013. Celle-ci porte sur une demande d'autorisation formulée par le groupement agricole d'exploitation en commun des Hayettes à Rocquigny (nord de l'Aisne). Il s'agit d'une exploitation multi élevage dont le projet vise à une extension de ce site : l'exploitation serait alors un élevage de 201 vaches laitières, 81 bovins (destinés à l'engraissement), 154655 animaux (équivalent volailles) et 9180 lapins.

L'enquête comporte les avis d'habitants, de conseillers généraux, d'exploitants agricoles et d'autres personnes intéressées par le sujet. Les avis sont très divisés sur la question.

Ces communes se situent pour la plupart dans des zones vulnérables selon la « Directive Nitrates ». Dans ces zones vulnérables, la fertilisation azotée doit être équilibrée par îlot cultural afin de réduire les fuites de composés azotés dans les eaux superficielles et souterraines. Ces réglementations doivent être respectées par tout agriculteur qui possède une exploitation présente en partie ou en totalité dans une zone vulnérable. Des recommandations spécifiques concernent notamment la Thiérache (cantons de La Capelle, Hirson et Le-Nouvion-en-Thiérache) située dans le Nord-est de l'Aisne, dans la zone où les émissions d'ammoniac sont les plus élevées. La dose d'azote à apporter est alors calculée en fonction des besoins et des fournitures en azote. Ainsi, les effluents d'élevage pour les épandages ne peuvent contenir une quantité supérieure à 170 kg d'azote par hectare de surface agricole utile. Des périodes d'interdiction d'épandage sont également définies (arrêté LE/2009).

Il serait intéressant, dans ces communes, de disposer de mesures empiriques de la concentration atmosphérique, des dépôts et de la concentration dans les sols en ammoniac. L'observation des populations de lichens serait également intéressante afin de démontrer les impacts de la pollution ammoniacale sur la flore.

En fonction des écosystèmes présents en Picardie et des charges critiques d'azote eutrophisant calculées ou empiriques d'un côté et des émissions et dépôts atmosphériques liées à l'agriculture de l'autre, il serait alors sans doute possible d'atteindre l'objectif de l'étude.

Mais les données concernant les charges critiques et les concentrations critiques doivent être définies en Picardie pour réaliser ce travail. Un élargissement, aux espèces pollu-sensibles telles que les lichens et les mousses, pourra être fait par la suite afin de vérifier les conclusions de ce rapport sur le terrain.

CONCLUSION

Une des principales conclusions à tirer de cette étude est qu'il est difficile à l'heure actuelle de répondre à la problématique de départ, en raison des rares études permettant de lier les menaces qui pèsent sur la biodiversité et la pollution atmosphérique. En effet, selon les différentes études consultées lors de la recherche bibliographique sur le sujet, il apparaît difficile de trouver un bioindicateur avec une résolution assez fine pour être utilisé à l'échelle de la Picardie.

Néanmoins, le sujet de départ a permis de mettre en exergue le problème de l'eutrophisation des milieux dont la pollution atmosphérique azotée semble avoir un impact. Le concept de charges critiques semble être le meilleur indicateur mais il nécessite d'avoir des données sur les dépôts secs et humides des polluants. Il serait alors intéressant d'évaluer ces charges critiques pour les écosystèmes de Picardie. Dans ce cas, il conviendrait alors de distinguer les quantités de polluants émises (émissions) des concentrations atmosphériques de polluants (immissions) qui proviennent des émissions. Ainsi, même si l'évaluation des immissions permettrait d'évaluer la qualité de l'air d'un territoire, les émissions donneraient des informations intéressantes sur les sources de rejets de polluants dans l'air et donc des immissions.

Le cadastre des émissions atmosphériques produit constitue pour cela une base importante permettant d'avoir les émissions de polluant par commune. Son suivi sur plusieurs années permet de faire un bilan et d'analyser l'évolution des plans de réduction d'émissions. Leur spatialisation a permis de mettre en évidence les dangers de sources de rejets proches de zones de protection de la biodiversité. Les secteurs routier et agricole semblent être les plus émetteurs pour l'ammoniac, ils sont donc les principaux axes à étudier dans les plans de réduction de polluants.

BIBLIOGRAPHIE

- Bak, J., Doytchinov, S., Fisher, R., Forsius, M., Grennfelt, P., Harmens, H., & Wright, R., 2012. Impacts of air pollution on ecosystems, human health and materials under different Gothenburg Protocol scenarios. *Geneva, United Nations Economic and Social Council*, pp 57.
- Cellier, P., Rochette, P., Hénault, C., Générmont, S., Laville, P., Loubet, B., 2013. Les émissions gazeuses dans le cycle de l'azote à différentes échelles du territoire: une revue. *Cahiers Agricultures*, 22(4), 258-271.
- CITEPA, 2010. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France – Séries sectorielles et analyses étendues. pp.316.
- CITEPA, 2013. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France - séries sectorielles et analyses étendues. Format SECTEN, pp 332.
- CORPEN, 2001. Les émissions d'ammoniac d'origine agricole dans l'atmosphère – Etat des connaissances et perspectives de réduction des émissions. *Ministère de l'agriculture et de la pêche, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement*, 110 p.
- DGEC, PCIT, 2012. Guide méthodologique pour l'élaboration des inventaires territoriaux des émissions atmosphériques (polluants de l'air et gaz à effet de serre), pp. 293.
- Doublet, S., Le Gall, G., 2013. Outils de spatialisation des pressions de l'agriculture – Méthodologie et résultats pour les surplus d'azote et les émissions des gaz à effet de serre – *Campagne 2010-2011. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE)*, pp 108.
- Dupouey, J.L., Thimonier, A., Lebourgeois, F., Becker, M., Picard, J.F., Timbal, J., 1999. Changements de la végétation dans les forêts du Nord-Est de la France entre 1970 et 1990. *Rev.For.Fr.* 51(2) : 219-230.
- Dupouey, J.L., Thimonier, A., Menette, B., 1993. Dynamique de la végétation et pollution atmosphérique. *Annales de géographie* 102 (572), 386-396.
- ECETOC 1994. Ammonia Emissions to Air in Western Europe. *ECETOC Technical Report No. 62*.
- Escat, E., 2007. Synthèse/Surveillance de la qualité de l'air - Mise en place d'un suivi longue durée par les bio indicateurs / lichens. *Atmo Picardie*. pp 10.
- Fowler, D., Coyle, M., ApSimon, H. M., Ashmore, M. R., Bareham, S. A., Battarbee, R. W., ... & Woodin, S. (2001). Transboundary air pollution. Acidification, eutrophication and ground-level ozone in the UK. National Expert Group on Transboundary Air Pollution, Department for the Environment. *Food and Rural Affairs, London*, pp 332.
- Gac, A., Béline, F., Bioteau, T., Maguet, K., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science* 112, 252e260.

Génermont, S., Cellier, P., Flura, D., Morvan, T., Laville, P., 1998. Measuring ammonia fluxes after slurry spreading under actual field conditions. *Atmospheric Environment*, 32(3), 279-284.

Giles, J., 2005. Nitrogen study fertilizes fears of pollution. *Nature*, 433(7028), 791-791.

Harrison, R., Webb, J. 2001. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Advances in Agronomy*, 73, 65-108.

Hertel, O., Reis, S., Skjoth, C. A., Bleeker, A., Harrison, R., Cape, J. N., Erisman, J. W. 2011. Nitrogen processes in the atmosphere. *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, 177-207.

Hicks, W.K., Whitfield, C.P., Bealey, W.J., Sutton, M.A., 2011. Nitrogen Deposition and Natura 2000: Science & practice in determining environmental impacts. COST. pp 307. Available at: [http:// cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop](http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop).

Huijsmans, J. F. M., Hol, J. M. G., Vermeulen, G. D., 2003. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmospheric Environment*, 37(26), 3669-3680.

Jarvis, S., Hutchings, N., Brentrup, F., Olesen, J. E., van der Hoek, K., 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. *The European Nitrogen Assessment - Sources, Effects and Policy Perspectives*, pp. 211–228.

Jones, L., Nizam, M.S., Reynolds, B. *et al.*, 2013. Upwind impacts of ammonia from an intensive poultry unit. *Environmental Pollution*. 180: 221-228.

Le Gall, A.C., 2004. Effets des dépôts atmosphériques de soufre et d'azote sur les sols et les eaux douces en France. *Ineris rapport*, pp 116.

Leguëdois, S., Party, J.P., Dupouey, J.L., Gauquelin, T., Gégout, J.C., Lecareux, C., Badeau, V., Probst, A., 2011. La carte de végétation du CNRS à l'ère du numérique. *European Journal of geography*. ISSN 1278-3366.

Loubet, B., Asman, W. A., Theobald, M. R., Hertel, O., Tang, Y. S., Robin, P., Sutton, M. A., 2009. Ammonia deposition near hot spots: processes, models and monitoring methods. *Atmospheric Ammonia*, 205-267.

Nilsson, J., (1986) Critical loads for nitrogen and sulphur - Nordic Council of Ministers - Report 1986: 11, 232 pp.

Pîrtac, F.I., 2014. Estimation du trafic routier en Bourgogne, pour l'année 2010. Amélioration de la méthode PCIT. pp 44.

Pitcairn, C. E. R., Leith, I. D., Sheppard, L. J., Sutton, M. A., Fowler, D., Munro, R. C., Wilson, D., 1998. The relationship between nitrogen deposition, species composition and foliar nitrogen concentrations in woodland flora in the vicinity of livestock farms. *Environmental pollution*, 102(1), 41-48.

Sheppard, L.J., Leith, I.D., Mizunuma, T., van Dijk, N., Cape, J.N., Sutton, M.A., 2011. All forms of reactive nitrogen deposition to Natura 2000 sites should not be treated equally: effects of wet versus dry and reduced versus oxidised nitrogen deposition. *European Cooperation in Science and Technology*, 181-190.

Sommer, S. G., Genermont, S., Cellier, P., Hutchings, N. J., Olesen, J. E., Morvan, T. 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, 19(4), 465-486.

Sutton, M.A., Leith, I.D., Bealey, W.J., van Dijk, N., Tang, Y.S, Bruce, D., Bell, D., 2011. Moninea Bog: A case study of atmospheric ammonia impacts on a Special Area of

Thimonier, A., Dupouey, J.L., Timball, J., 1992. Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. *For. Ecol. Manage.* 55 :149-167.