

# Immissions d'ammoniac et dépôts de composés azotés

Clarifications de la CFHA au sujet des immissions excessives



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

Commission fédérale de l'hygiène de l'air CFHA

## **Impressum**

### **Editeur**

Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA)

La Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) est une commission extra-parlementaire instituée par le Conseil fédéral et composée d'experts du domaine de la protection de l'air. Elle conseille le Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC) ainsi que l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) pour les questions de méthodologie scientifique liées à la protection de l'air et aux effets de la pollution atmosphérique sur la santé de l'homme et sur la nature. Du point de vue fonctionnel, elle est une commission administrative indépendante et interdisciplinaire qui peut aussi consulter d'autres spécialistes de différents domaines pour traiter certaines questions.

### **Membres de la commission**

Nino Künzli, président; Christof Ammann; Urs Baltensperger; Sabine Braun; Luca Colombo; Françoise Dubas; Alexandre Flückiger; Peter Gehr; Robert Gehrig; Hans Gygax; Peter Künzler; Bernhard Leikauf; Gerrit Nejedly; Nicole Probst

### **Auteur**

Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA)

### **Référence bibliographique**

Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) 2014: Immissions d'ammoniac et dépôts d'azote. Berne. 62 p.

### **Secrétariat CFHA**

Brigitte Gälli Purgart, division Protection de l'air et produits chimiques, Office fédéral de l'environnement (OFEV)

### **Graphisme, mise en page**

Karin Nöthiger, 5443 Niederrohrdorf

### **Photo de couverture**

© Beda Hanimann

### **Téléchargement du fichier PDF**

[www.ehl.admin.ch/fr/documentation/publications/index.html](http://www.ehl.admin.ch/fr/documentation/publications/index.html)

(il n'existe pas de version imprimée)

Cette publication est également disponible en allemand.

© CFHA 2014

## Table des matières

Abstracts	4
Avant-propos	5
Résumé	6
<b>1 Problématique, objectifs</b>	<b>8</b>
<b>2 Situation juridique, environnement international</b>	<b>10</b>
2.1 Situation juridique en Suisse	10
2.2 Environnement international	12
2.2.1 Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance	12
2.2.2 Le système des charges et niveaux critiques	13
2.2.3 Charges critiques d'azote	14
2.2.4 Niveaux critiques d'ammoniac	15
<b>3 Analyse de la charge sur les écosystèmes en Suisse</b>	<b>18</b>
3.1 Méthode et source des données	18
3.2 Données d'immissions	18
3.3 Cartographie des écosystèmes	22
3.4 Protection des écosystèmes sensibles	25
3.4.1 Evaluation de la sensibilité	25
3.4.2 Dépassement des niveaux critiques d'ammoniac	27
3.4.3 Dépassement des charges critiques d'azote	28
3.4.4 Synthèse de l'évaluation	30
3.5 Analyse des sources d'ammoniac qui polluent les écosystèmes	30
3.5.1 Variation des apports à la pollution des écosystèmes en fonction de la distance	31
3.5.2 Contribution des exploitations individuelles à la pollution des écosystèmes	33
3.5.3 Analyse détaillée de certains sites	35
3.5.4 Synthèse de l'évaluation	48
<b>4 Conclusions et recommandations</b>	<b>50</b>
<b>5 Bibliographie</b>	<b>56</b>
<b>6 Répertoires</b>	<b>60</b>
Liste des abréviations	60
Unités de mesure	62

## Abstracts

Air pollution from excess reactive nitrogen compounds harms semi-natural ecosystems and threatens biodiversity. Reactive nitrogen in the air arises primarily from agricultural ammonia emissions and nitrogen oxides emitted by combustion processes. The UNECE has set effect-based critical loads and critical levels within the framework of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. These can be considered as appropriate criteria for assessing the harmfulness of nitrogen deposition and ammonia air pollution in Switzerland. The Federal Commission for Air Hygiene (FCAH) recommends including these criteria explicitly in the Ordinance on Air Pollution Control. Application of the best available techniques to agricultural emission sources offers a significant potential to reduce ammonia emissions. As a priority, precautionary measures to reduce these emissions should be enforced by the Cantonal authorities, to exploit the large potential of these techniques.

### Keywords:

Nitrogen deposition, ammonia, critical level, critical load, agriculture, eutrophication, overfertilisation, sensitive ecosystems, forest, mires, species-rich meadows, biodiversity, Ordinance on Air Pollution Control

Übermäßige Belastungen mit reaktiven Stickstoffverbindungen, welche hauptsächlich auf landwirtschaftliche Ammoniakemissionen und Stickoxide aus Verbrennungsprozessen zurückzuführen sind, schädigen naturnahe Ökosysteme und beeinträchtigen die Artenvielfalt. Die UNECE hat im Rahmen der internationalen Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung wirkungsorientierte Critical Loads und Critical Levels festgelegt. Sie können als geeignete Massstäbe zur Beurteilung der Schädlichkeit von Stickstoffeinträgen und Ammoniakemissionen in der Schweiz herangezogen werden. Die EKL empfiehlt, dies explizit in der Luftreinhalte-Verordnung festzuhalten. Bei landwirtschaftlichen Anlagen besteht ein grosses Potential zur Ammoniakreduktion durch Anwendung des besten Standes der Technik. Die kantonalen Vollzugsbehörden sollen ein Schwergewicht auf die Anordnung vorsorglicher Massnahmen bei landwirtschaftlichen Quellen legen um dieses Potential auszuschöpfen.

### Stichwörter:

Stickstoffeinträge, Ammoniak, Critical Level, Critical Load, Landwirtschaft, Eutrophierung, Überdüngung, empfindliche Ökosysteme, Wald, Moore, artenreiche Wiesen, Biodiversität, Luftreinhalte-Verordnung

Les charges excessives de composés azotés réactifs, imputables pour l'essentiel aux émissions d'ammoniac d'origine agricole et aux oxydes d'azote issus des processus de combustion, nuisent aux écosystèmes proches de l'état naturel et portent atteinte à la diversité des espèces. Dans le cadre de la Convention internationale sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, la CEE-ONU a défini des charges et des niveaux critiques fixés sur la base des effets induits, qui peuvent fournir des critères appropriés pour évaluer la nocivité des dépôts azotés et des immissions d'ammoniac en Suisse. La CFHA recommande de le mentionner dans l'ordonnance sur la protection de l'air. Les installations agricoles peuvent réduire considérablement leurs émissions d'ammoniac en recourant aux techniques les plus modernes. Pour exploiter ce potentiel, les autorités cantonales d'exécution doivent avant tout prendre des mesures préventives au niveau des sources agricoles.

### Mots-clés:

Dépôts d'azote, ammoniac, niveau critique, charge critique, agriculture, eutrophisation, surfertilisation, écosystèmes sensibles, forêts, marais, prairies riches en espèces, biodiversité, ordonnance sur la protection de l'air

I carichi eccessivi di composti azotati reattivi provenienti principalmente dalle emissioni di ammoniaca nell'agricoltura e dagli ossidi di azoto generati dai processi di incenerimento danneggiano gli ecosistemi seminaturali e minacciano la diversità delle specie. Nel quadro della Convenzione sull'inquinamento atmosferico attraverso le frontiere a lunga distanza, l'UNECE ha fissato dei carichi e dei livelli critici in funzione degli effetti sull'ambiente. Questi criteri sono considerati adeguati e possono essere utilizzati per valutare la nocività degli apporti di azoto e delle immissioni di ammoniaca in Svizzera. La Commissione federale d'igiene dell'aria (CFIAR) raccomanda di sancire esplicitamente questo aspetto nell'ordinanza contro l'inquinamento atmosferico. Gli impianti agricoli dispongono di un grande potenziale di riduzione dell'ammoniaca se sono dotati delle tecnologie più avanzate. Le autorità esecutive cantonali dovranno focalizzare maggiormente l'attenzione sull'adozione di misure preventive per le fonti agricole che consentano di sfruttare questo potenziale.

### Parole chiave:

apporti di azoto, ammoniaca, livello critico, carico critico, agricoltura, eutrofizzazione, ecosistemi sensibili, foreste, paludi, prati ricchi di specie, biodiversità, ordinanza contro l'inquinamento atmosferico

## Avant-propos

Les charges excessives de dépôts d'azote atmosphérique dans les écosystèmes proches de l'état naturel sont un problème qui est scientifiquement bien documenté en Europe et qui a aussi gagné en importance à travers le monde. Elles sont dues aux composés azotés réactifs, qui proviennent des émissions d'ammoniac d'origine agricole et des oxydes d'azote issus des processus de combustion. Le récent rapport circonstancié *European Nitrogen Assessment* a examiné tous les aspects de la problématique de l'azote. A l'échelle mondiale, le PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement) a aussi abordé cette thématique dans le rapport *Reactive Nitrogen in the Environment*. Dans la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, la CEE-ONU (Commission Economique des Nations Unies pour l'Europe, en anglais UNECE, United Nations Economic Commission for Europe) a défini des critères d'évaluation fixés sur la base des effets induits. Les dépôts de composés azotés réactifs dans les écosystèmes sensibles sont analysés à l'aide des charges critiques. Les niveaux critiques servent quant à eux à évaluer les effets directs de l'ammoniac sur la végétation. Le Protocole de Göteborg adopté en 1999 dans le cadre de la convention et révisé en 2012 comprend des charges et niveaux critiques sous la forme d'objectifs fixés sur la base des effets induits. Pour les réaliser, il prévoit une réduction progressive des émissions d'ammoniac et d'oxydes d'azote.

En 2005, la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) a déjà traité la problématique des polluants atmosphériques azotés et publié un rapport correspondant, *Les polluants atmosphériques azotés en Suisse*. Elle y évaluait l'impact des composés azotés réactifs sur les écosystèmes sensibles principalement sur la base des charges critiques d'azote. Vu les développements de la science et du droit international, la CFHA a réfléchi dans quelle mesure la définition d'une valeur limite d'immission pour l'ammoniac à l'annexe 7 de l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) pouvait contribuer à une meilleure évaluation de l'influence des composés azotés réactifs à l'échelle nationale et permettre aux autorités cantonales d'exécution de prendre plus facilement des mesures visant à réduire les concentrations d'ammoniac. Le présent rapport documente en détail les clarifications de la CFHA, tire les conclusions correspondantes et émet des recommandations sur la prise en compte optimale dans le droit suisse des critères internationaux fixés sur la base des effets induits.

La CFHA recommande de concrétiser ses propositions dans les prochaines révisions de l'OPair et de combler ainsi les lacunes existantes afin de parvenir à une réduction efficace et rapide des effets nocifs des composés azotés réactifs. En comparaison internationale, la Suisse compte parmi les pays où la charge d'azote atmosphérique est la plus élevée. La diminuer est primordial pour protéger la structure et la fonction des écosystèmes proches de l'état naturel, notamment pour préserver la diversité des espèces qui dépendent de milieux pauvres en nutriments.

J'aimerais remercier tous les membres de la CFHA et les autres experts impliqués pour leur précieux travail. La commission a approuvé le présent rapport et ses ajouts à l'unanimité lors de ses séances de novembre 2012 et de mai 2014.

P<sup>r</sup> Nino Künzli

Président de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air

## Résumé

Dans de nombreux écosystèmes proches de l'état naturel, les charges excessives de polluants atmosphériques azotés provoquent une surfertilisation (eutrophisation) et contribuent, avec les dépôts de composés soufrés, à l'acidification des sols. Parmi les écosystèmes sensibles, il y a par exemple les forêts, les prairies riches en espèces, les hauts-marais, les bas-marais et les landes. L'eutrophisation et l'acidification ont un impact sur la structure et la fonction de tels écosystèmes, notamment sur les processus pédologiques, l'équilibre nutritif, la croissance, la sensibilité aux agents pathogènes, voire sur la diversité des espèces.

Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, la CEE-ONU a défini des charges critiques pour les dépôts d'azote atmosphérique dans les écosystèmes sensibles proches de l'état naturel, appelées charges critiques d'azote ou *critical loads* (CLN). Les niveaux critiques ou *critical levels* servent quant à eux à évaluer les limites de concentrations pour les effets directs de l'ammoniac gazeux sur la végétation.

Dans le présent rapport, la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) a examiné dans quelle mesure la définition d'une valeur limite d'immission (VLI) pour l'ammoniac à l'annexe 7 de l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) pouvait simplifier la prescription et l'exécution de mesures visant notamment à réduire les émissions d'ammoniac d'origine agricole.

Elle parvient à la conclusion que les charges critiques pour les dépôts d'azote atmosphériques constituent des critères de protection plus étendus et pertinents que les niveaux critiques pour l'ammoniac gazeux. L'influence des dépôts excessifs d'azote sur les écosystèmes proches de l'état naturel bénéficie dans l'ensemble d'une base de données scientifiques nettement plus solide que les effets directs de l'ammoniac gazeux sur la végétation. Les charges critiques pour les dépôts d'azote dans les hauts-marais, les bas-marais, les prairies sèches riches en espèces et les forêts sont dépassées sur un nombre de surfaces proportionnellement bien plus élevé que les niveaux critiques d'ammoniac. A l'échelle nationale, une évaluation à l'aune des dépôts d'azote révèle qu'il est nettement plus urgent de prendre des mesures pour protéger les écosystèmes sensibles qu'une évaluation fondée sur les immissions d'ammoniac.

Aussi la CFHA recommande-t-elle pour l'heure de ne pas définir de valeur limite d'immission (VLI) pour l'ammoniac à l'annexe 7 OPair. Une telle VLI donnerait aux niveaux critiques d'ammoniac, du fait de la relation entre l'annexe 7 et l'art. 2, al. 5, OPair, la primauté sur les charges critiques d'azote, ce qui ne se justifie pas d'un point de vue scientifique.

En revanche, la CFHA propose de mentionner explicitement à l'art. 2, al. 5, OPair la possibilité de recourir en premier lieu aux charges critiques d'azote mais aussi, dans certains cas motivés, aux niveaux critiques d'ammoniac comme critères afin de déterminer si des immissions sont excessives. Une telle approche permet d'accorder aux charges critiques d'azote l'importance qui leur revient. La possibilité de se servir du niveau critique d'ammoniac dans certains cas spécifiques demeure cependant. Cette solution pourrait se révéler particulièrement appropriée lorsque, dans certaines situations locales, une ou plusieurs sources entraînent un dépassement notable du niveau critique d'ammoniac dans un écosystème proche de l'état naturel malgré des limita-

tions préventives des émissions. Avec des concentrations élevées d'ammoniac, il faut s'attendre à des dépôts d'azote importants qui découlent des dépôts secs d'ammoniac, de sorte que la charge critique d'azote devrait aussi être excessive. Une analyse détaillée des relations spatiales entre émissions d'ammoniac et immissions sur des sites qui présentent des écosystèmes sensibles montre que de très nombreuses sources situées dans l'environnement proche et lointain contribuent à la charge globale d'un écosystème. Si l'on considère l'ensemble des surfaces des hauts-marais, des bas-marais, des prairies et pâturages secs riches en espèces et des forêts en Suisse, les sources «locales» d'ammoniac (à une distance d'un kilomètre au plus des écosystèmes sous revue) contribuent en moyenne au quart de la concentration totale d'ammoniac dans les écosystèmes. L'apport de sources situées à une distance d'un à quatre kilomètres représente un autre quart. Enfin, les sources situées à une distance de plus de quatre kilomètres sont globalement responsables de la moitié des immissions. A certains endroits, ces apports peuvent sensiblement s'écarter de la moyenne suisse. Dans l'ensemble, il ne suffit donc pas de réduire les émissions provenant de la source la plus proche de l'écosystème pour diminuer les immissions excessives: il convient de tenir compte de toutes les sources situées dans un environnement proche et lointain.

En ce qui concerne l'application de mesures de réduction des émissions, la CFHA recommande, pour les installations agricoles, de se concentrer pour l'instant sur les limitations préventives des émissions conformément à l'état de la technique. En Suisse, le potentiel correspondant n'est de loin pas exploité. Les aides à l'exécution publiées conjointement par les offices fédéraux de l'environnement et de l'agriculture donnent des indications sur l'état de la technique tout comme, à l'échelle internationale, le document d'orientation sur les techniques de prévention et de réduction des émissions d'ammoniac adopté par l'Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU).

Comme il y a tout lieu de supposer qu'à l'avenir nous élargirons nos connaissances sur les effets des polluants atmosphériques azotés et que la transformation structurelle en cours dans l'agriculture peut amener des changements dans les relations spatiales entre les sources d'émission et les charges sur les différents sites, la CFHA propose de procéder à une nouvelle analyse dans cinq à dix ans.



## 1 Problématique, objectifs

Dans de nombreux écosystèmes proches de l'état naturel, les charges excessives de polluants atmosphériques azotés provoquent une surfertilisation (eutrophisation) et contribuent, avec les dépôts de composés soufrés, à l'acidification des sols. Parmi les écosystèmes sensibles, il y a par exemple les forêts, les prairies riches en espèces, les hauts-marais, les bas-marais et les landes. L'eutrophisation et l'acidification ont un impact sur la structure et la fonction de tels écosystèmes, notamment sur les processus pédologiques, l'équilibre nutritif, la croissance, la sensibilité aux agents pathogènes, voire sur la diversité des espèces. Dans son rapport *Les polluants atmosphériques azotés en Suisse* (CFHA 2005), la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) présente en détail la situation et les répercussions de la charge de polluants en Suisse et sa signification. Elle révèle les limites de charge servant à déterminer si la charge de polluants atmosphériques azotés est excessive. Il s'agit en particulier des limites de charge définies dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU) pour les dépôts d'azote dans les écosystèmes sensibles proches de l'état naturel, qui sont appelées charges critiques d'azote (CLN).

En vertu de la loi sur la protection de l'environnement (LPE), le Conseil fédéral édicte par voie d'ordonnance des valeurs limites d'immission applicables à l'évaluation des atteintes nuisibles ou incommodantes (art. 13, al. 1, LPE). La loi comprend aussi une liste contraignante de critères sur la définition de ces valeurs limites d'immission (art. 14, art. 13, al. 2 et art. 8 LPE). Elle précise que ces valeurs doivent être fixées sur la base des effets induits. L'idée de protection prime. Les valeurs limites d'immission sont ainsi définies indépendamment de considérations économiques.

Les valeurs limites d'immission fixées par le Conseil fédéral figurent à l'annexe 7 de l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair). Pour ce qui est des polluants atmosphériques azotés, l'annexe 7 ne comporte que des valeurs limites d'immission pour le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>). Elle ne définit à ce jour aucune valeur limite d'immission pour l'ammoniac (NH<sub>3</sub>), un polluant atmosphérique qualifié également d'important à l'heure actuelle, ni pour les dépôts d'azote, qui jouent un rôle majeur dans le cadre de la protection des écosystèmes sensibles (semi-)naturels. La procédure prévue en pareils cas pour déterminer si des immissions sont excessives est décrite à l'art. 2, al. 5, OPair.

Dans le présent rapport, la CFHA examine dans quelle mesure la définition d'une valeur limite d'immission (VLI) pour l'ammoniac dans l'OPair peut simplifier la prescription et l'exécution de mesures visant notamment à réduire les émissions d'ammoniac d'origine agricole. Pour traiter cette problématique, il est nécessaire de procéder à une analyse détaillée de plusieurs aspects, dont:

- la situation juridique nationale et son rapport au droit international qui découle de traités juridiquement contraignants, à l'instar de la Convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU) et des protocoles correspondants (p. ex. Protocole de Göteborg de 1999 et sa révision en 2012);
- l'évaluation de la situation des immissions sur la base des critères de la LPE fixés sur la base des effets induits et compte tenu des limites de charge disponibles à l'échelle internationale qui, fondées sur les concentrations et les dépôts, correspondent aux critères de la LPE;
- l'analyse de la situation des immissions en Suisse en tenant compte des relations spatiales entre les sources d'émission et les récepteurs sensibles;



- l'examen visant à répondre à la question suivante: si les limites de charge disponibles fondées sur les concentrations et les dépôts figuraient comme des valeurs limites d'immission à l'annexe 7 OPAir, pourraient-elles faciliter le renforcement des limitations d'émission par l'autorité d'exécution pour les installations stationnaires selon les art. 5 et 9 OPAir et, dans le cas de plusieurs installations, selon les art. 31 à 34 OPAir.;
- la discussion de conséquences possibles pour l'évaluation des dépôts d'azote excessifs: quelle influence la définition d'une VLI pour l'ammoniac gazeux à l'annexe 7 OPAir aurait-elle sur l'application de l'art. 2, al. 5, OPAir (déterminer si des immissions de polluants sont excessives sans valeur limite d'immission) pour les dépôts d'azote?
- la formulation de recommandations sur la façon d'envisager la marche à suivre de manière optimale en tenant compte des différents aspects précités.

Les chapitres suivants examinent ces différents aspects plus en détail. Il y a lieu de relever que les analyses, résultats, conclusions et recommandations se réfèrent à la situation qui prévaut actuellement en Suisse pour les particularités naturelles, l'état et la portée des sources d'émission d'ammoniac ainsi que les charges de polluants atmosphériques azotés. Par conséquent, ils ne sont pas applicables tels quels à d'autres pays.

## 2 Situation juridique, environnement international

### 2.1 Situation juridique en Suisse

En vertu de la loi sur la protection de l'environnement (LPE), les émissions de polluants atmosphériques sont limitées en deux étapes (art. 11 LPE). Indépendamment des nuisances existantes, il importe, dans un premier temps, de limiter les émissions dans la mesure que permettent l'état de la technique et les conditions d'exploitation et pour autant que cela soit économiquement supportable (art. 11, al. 2, LPE). Dans un second temps, les émissions seront limitées plus sévèrement s'il appert ou s'il y a lieu de présumer que les atteintes, eu égard à la charge actuelle de l'environnement, seront nuisibles ou incommodes (art. 11, al. 3, LPE). La protection de l'être humain et de l'environnement prime ainsi les considérations économiques dans cette deuxième étape, où se pose aussi la question de déterminer si la charge environnementale (immissions) est excessive. Comme nous l'avons mentionné auparavant, la première étape (limitation préventive des émissions) doit en effet se dérouler indépendamment des nuisances existantes.

L'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) concrétise l'approche en deux étapes de la protection contre les immissions. La limitation préventive est régie par l'art. 3 avec les annexes 1 à 4, par l'art. 4 OPair pour les nouvelles installations stationnaires et par l'art. 7 OPair pour les installations stationnaires existantes. L'autorité imposera des limitations d'émissions plus sévères aux nouvelles installations (art. 5 OPair) ou aux installations existantes (art. 9 OPair) si celles-ci entraînent des immissions excessives quand bien même elles respectent la limitation préventive des émissions. La procédure se conforme aux art. 31 à 34 OPair (plan de mesures) si, en dépit d'une limitation préventive des émissions, des immissions excessives sont occasionnées par plusieurs installations stationnaires.

L'approche en deux étapes de la protection contre les immissions s'applique aussi aux émissions d'ammoniac d'origine agricole. La situation juridique en lien avec la réduction des émissions d'ammoniac provenant de la garde d'animaux de rente dans les exploitations agricoles est présentée en détail dans les informations concernant l'ordonnance sur la protection de l'air n° 13 (OFEP 2002) et dans l'aide à l'exécution *Constructions rurales et protection de l'environnement* (OFEV et OFAG 2011). Celles-ci expliquent aussi comment déterminer les immissions excessives en cas de charges d'azote. En vertu de l'art. 2, al. 5, OPair, les immissions sont excessives si elles dépassent une ou plusieurs des valeurs limites d'immission (VLI) figurant à l'annexe 7. Cet article définit aussi la marche à suivre si aucune VLI n'est fixée pour un polluant. En référence à l'art. 14 LPE, les immissions sont considérées comme excessives lorsque:

- a) elles menacent l'homme, les animaux et les plantes, leurs biocénoses ou leurs biotopes;
- b) sur la base d'une enquête, il est établi qu'elles incommode sensiblement une importante partie de la population;
- c) elles endommagent les constructions; ou
- d) elles portent atteinte à la fertilité du sol, à la végétation, ou à la salubrité des eaux.

Comme aucune VLI n'est fixée pour l'ammoniac à l'annexe 7 OPair, il est nécessaire de déterminer au cas par cas, sur la base de l'art. 2, al. 5, OPair, si les immissions sont

excessives. Selon l'OFEFP (2002) de même qu'OFEV et OFAG (2011), les valeurs d'appréciation reconnues à l'échelle internationale peuvent servir à cette évaluation. De telles valeurs ont été définies dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU) et par le Bureau régional de l'Organisation mondiale de la santé pour l'Europe (WHO Regional Office for Europe).

D'après la CEE-ONU, les valeurs permettant de déterminer les immissions sont qualifiées de limites de charge critiques (charges et niveaux critiques). Elles sont décrites en détail dans le *Mapping manual* de l'UNECE (UNECE 2004). Comme les VLI suisses, elles ont été fixées sur la seule base des effets induits et ont donc une portée équivalente aux VLI. Les charges critiques ou *critical loads* sont des limites de charge critiques pour les dépôts de polluants atmosphériques (p. ex. soufre, azote, métaux lourds) dans les écosystèmes sensibles et les niveaux critiques ou *critical levels*, des concentrations critiques de polluants atmosphériques en référence à leurs effets directs sur des récepteurs sensibles, à l'instar de l'être humain, de la végétation et des matériaux. Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), les émissions doivent être réduites progressivement en vertu des nouveaux protocoles (p. ex. Protocole de Göteborg) pour que les dépôts de polluants atmosphériques et les concentrations ne dépassent plus les charges et niveaux critiques à long terme (voir 2.2).

OFEFP (2002) de même qu'OFEV et OFAG (2011) relèvent qu'en lien avec l'ammoniac et les composés d'ammonium, les charges critiques pour les dépôts d'azote dans les écosystèmes sensibles sont les limites de charge critiques déterminantes au-delà desquelles des effets nocifs sont escomptés et les immissions considérées comme excessives. Il faut aussi avoir à l'esprit que le Protocole de Göteborg (UNECE 1999) mentionne les charges critiques pour les dépôts de polluants atmosphériques eutrophisants comme l'un des objectifs fixés sur la base des effets induits. En outre, le dépassement des charges critiques d'azote constitue la base qui a permis de dégager les mesures à prendre à l'échelle nationale pour réduire les émissions d'ammoniac dans le rapport du Conseil fédéral *Stratégie fédérale de protection de l'air du 11 septembre 2009* (FF 2009). Les charges critiques d'azote ont aussi servi à définir les objectifs environnementaux pour l'agriculture dans le domaine de l'ammoniac (OFEV et OFAG 2008).

Le Cahier de l'environnement de l'OFEFP n° 180 consacré à la signification des valeurs limites d'immission de l'ordonnance sur la protection de l'air (OFEFP 1992) comprend des indications sur le champ d'application territorial des VLI. En conséquence, les VLI doivent être respectées partout où il y a des objets protégés. Elles n'ont aucune valeur juridique dans les espaces intérieurs et à l'intérieur des installations. Selon OFEFP (2002) de même qu'OFEV et OFAG (2011), les constructions libérant de l'ammoniac dans l'agriculture, telles que les étables, les silos et les installations de stockage du lisier, ainsi que les appareils et les machines, à l'instar des dispositifs d'épandage du lisier, sont considérés comme des installations stationnaires au sens de l'art. 2, al. 1, OPair. Par conséquent, les installations sont le plus souvent des parties de l'exploitation agricole. Parmi les installations stationnaires, on ne compte en revanche pas les champs exploités, qui relèvent de la surface agricole utile et donc aussi de l'exploitation agricole. Comme les charges critiques d'azote selon l'UNECE ne sont pas définies pour les champs exploités, mais pour les écosystèmes sensibles en dehors de la surface agricole utile exploitée intensivement, elles s'appliquent exclusivement en dehors de la surface utile, même si les surfaces agricoles exploitées ne sont pas considérées comme une installation et qu'on se trouve donc en dehors de l'installation. Il en va de même pour les niveaux critiques d'ammoniac selon l'UNECE (voir 2.2.4).

Dans ce contexte, il est nécessaire de discuter dans quelle mesure la définition d'un niveau critique ou d'une VLI pour l'ammoniac à l'annexe 7 OPair tiendrait suffisamment compte de la protection des écosystèmes requise par la LPE. Il s'agit en particulier d'examiner dans quelle mesure la définition d'une telle VLI pourrait entraîner des restrictions de l'application de la seconde partie de l'art. 2, al. 5, OPair, en vertu duquel d'autres critères peuvent servir à déterminer des immissions excessives en l'absence de VLI. Car selon la situation juridique en vigueur, l'art. 2, al. 5, OPair est uniquement appliqué si pour un polluant aucune VLI n'est fixée à l'annexe 7 OPair.

## 2.2 Environnement international

### 2.2.1 Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance

La Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU, en anglais UNECE LRTAP Convention) forme l'accord-cadre pour le développement de stratégies visant à réduire les émissions de polluants atmosphériques sur le territoire de la CEE-ONU et, ainsi, pour la négociation de protocoles contraignants à l'échelle internationale dans l'optique d'une mise en œuvre progressive de ces stratégies par les parties contractantes.

Les charges et niveaux critiques constituent les valeurs cibles fixées sur la base des effets induits pour les immissions maximales autorisées dans les nouveaux protocoles de la convention (p.ex. Protocole de Göteborg de 1999 et sa révision en 2012). Une réduction progressive des émissions devrait permettre de ne plus dépasser les charges et niveaux critiques à long terme. Comme les écosystèmes font preuve de sensibilités différentes aux dépôts de polluants en fonction de leur type et de la région, et que les émissions de polluants atmosphériques des parties contractantes à la convention se distinguent en termes de quantité et de dispersion spatiale, il s'ensuit, en cas d'approche protectrice maximale à l'échelle du territoire de la CEE-ONU, que toutes les parties contractantes ne font pas face aux mêmes engagements de réduction des émissions. C'est notamment le cas dans le Protocole de Göteborg de 1999 qui comprend, comme objectifs fixés sur la base des effets induits, les charges critiques pour les dépôts de polluants atmosphériques acidifiants, les charges critiques pour les dépôts d'azote eutrophisant et les niveaux critiques d'ozone. Le Protocole révisé, adopté en mai 2012 par les parties contractantes, renvoie aussi à la méthode des flux d'ozone dans le cas des niveaux critiques de ce gaz (voir 1.1.1). Il reprend aussi les niveaux critiques de poussières fines (PM<sub>2.5</sub> selon les lignes directrices de l'OMS relatives à la qualité de l'air), les niveaux critiques d'ammoniac et les niveaux acceptables pour la protection des matériaux et du patrimoine culturel comme objectifs fixés sur la base des effets induits. Le protocole n'indique néanmoins pas de valeurs concrètes pour les charges et niveaux critiques, mais renvoie aux prescriptions du *Mapping manual* (UNECE 2004). Pour que le protocole entre en vigueur, les parties contractantes doivent encore le ratifier.

## 2.2.2 Le système des charges et niveaux critiques

Le système des charges et niveaux critiques a été développé dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU) pour protéger les récepteurs sensibles (santé humaine, écosystèmes, matériaux). Les travaux scientifiques menés par le Working Group on Effects revêtent une importance particulière. Entre 1988 et 2010, de nombreux ateliers d'experts ont été organisés à l'échelle internationale sur la question de la définition de limites de charge critiques. Il s'agissait d'évaluer la sensibilité des écosystèmes aux dépôts («deposition» en anglais) de polluants atmosphériques acidifiants et eutrophisants, mais aussi de déterminer des charges critiques en lien avec les effets directs de concentrations accrues de polluants atmosphériques gazeux et particuliers tels que le dioxyde de soufre, l'ozone, les oxydes d'azote, l'ammoniac et les poussières fines, le cas échéant en tenant compte des effets combinés de plusieurs gaz nocifs. Les charges critiques spécifiques aux écosystèmes sont qualifiées de charges critiques pour les dépôts de polluants atmosphériques et de niveaux critiques dans le cadre des effets directs des concentrations de polluants atmosphériques sur les récepteurs sensibles (être humain, environnement).

L'adaptation en cours du système des charges et niveaux critiques à l'état des connaissances a aussi révélé qu'il est souvent difficile, lors de l'évaluation des atteintes, de faire la distinction entre l'effet direct d'un polluant atmosphérique sur la végétation et le dépôt dans un écosystème, car tout polluant contenu dans l'air se dépose en fin de compte. La méthode des niveaux critiques fondée sur les concentrations s'est transformée, pour les atteintes à la végétation dans le cas de l'ozone par exemple, en une approche qui se concentre sur l'absorption stomatique d'ozone par les plantes, en relation avec les atteintes. Le flux d'ozone dans la végétation constitue ainsi la donnée décisive et les charges critiques sont qualifiées de *Critical ozone fluxes* ou *Phytotoxic ozone doses* (POD) (UNECE 2004, updated chapter 3.3). Cela montre que les concentrations de polluants atmosphériques conduisent toujours à des flux de polluants vers des récepteurs sensibles et donc à des dépôts.

Comme nous l'avons mentionné, les charges critiques servent à protéger les écosystèmes sensibles contre les dépôts de polluants. Pour déterminer les atteintes des dépôts de polluants, comme l'azote, plusieurs composants azotés s'additionnent dans l'évaluation. Il s'agit des dépôts secs d'ammoniac gazeux, d'oxydes d'azote gazeux et d'acide nitrique, des dépôts secs d'aérosols contenant de l'ammonium et du nitrate ainsi que des dépôts humides d'ammonium et de nitrate dans les précipitations. On suppose que les différents composants des dépôts d'azote secs et humides sont équivalents en termes d'atteintes. Il existe néanmoins des indices selon lesquels cette hypothèse ne tient pas toujours, les composés azotés réduits (ammoniac et ammonium) générant des atteintes plus importantes avec la même charge critique (Bobbink & Hettelingh 2011). D'après de nouvelles études, les dépôts secs d'ammoniac peuvent en outre avoir des effets plus rapides et prononcés sur la composition de la végétation que les dépôts humides d'ammonium (Sheppard et al. 2011).

En moyenne suisse, les dépôts secs d'ammoniac gazeux contribuent pour près d'un tiers aux dépôts totaux d'azote (CFHA 2005, voir tab. 2 dans le présent rapport). Les concentrations d'ammoniac ne couvrent donc qu'une partie de la problématique de la charge azotée. Cette part varie fortement selon l'endroit et peut être aussi très élevée selon la situation locale, par exemple à proximité immédiate de sources d'émission d'ammoniac (voir 3.5).

### 2.2.3 Charges critiques d'azote

Dans le cadre de la problématique de l'azote, les charges critiques des dépôts d'azote (CLN) dans les écosystèmes sensibles sont définies comme suit: «évaluation quantitative des dépôts d'azote (sous la forme  $\text{NH}_y\text{-N}$  et/ou  $\text{NO}_y\text{-N}$ , p. ex. en  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) en dessous de laquelle, selon l'état actuel des connaissances, il n'y a pas d'effets nocifs pour la structure et la fonction de l'écosystème» (UNECE 2004).

Les méthodes permettant de déterminer les charges critiques sont décrites en détail dans le *Mapping manual* (UNECE 2004). Deux méthodes entrent en ligne de compte pour fixer les charges critiques des dépôts d'azote dans les écosystèmes sensibles:

- a) Méthode du bilan massique: pour les écosystèmes avec des flux d'azote quantifiables ou quantifiés (p. ex. forêts exploitées). Une limite critique (*critical limit*) est fixée pour un flux d'azote considéré comme critique (p. ex. lessivage de l'azote du sol). Le dépôt d'azote maximal tolérable dans l'écosystème ou la charge critique sont déduits du bilan massique de telle manière à ne pas franchir la limite critique du flux d'azote considéré comme critique.
- b) Méthode empirique: examen et évaluation des études publiées et suffisamment documentées sur les effets des dépôts d'azote dans les écosystèmes sensibles dans l'optique de déterminer les charges critiques,. Il s'agit principalement d'essais sur le terrain réalisés pendant plusieurs années sur des apports d'azote en doses ayant une incidence importante sur l'environnement, mais aussi d'essais sur ou dans des écosystèmes où les dépôts d'azote varient le long d'un gradient. Cette méthode se sert en outre des résultats d'études expérimentales sur des apports d'azote échelonnés (p. ex. études du mésocosme).

Aujourd'hui, les charges critiques des dépôts d'azote sont disponibles pour nombre d'écosystèmes sensibles (hauts-marais, bas-marais, prairies riches en espèces, landes ou forêts). Elles bénéficient d'une large documentation scientifiques (UNECE 2010; Bobbink & Hettelingh 2011). L'accumulation d'azote dans les écosystèmes, les changements induits par l'azote dans les processus pédologiques, les déséquilibres nutritionnels induits par l'azote dans les plantes, l'accroissement de la sensibilité aux parasites et aux agents pathogènes, les atteintes à la croissance des plantes (p. ex. rapport entre les pousses et les racines) et les changements induits par l'azote dans la composition des espèces sont des paramètres de résultats inclus dans les évaluations. Selon Bobbink & Hettelingh (2011), les charges critiques empiriques des dépôts d'azote sont actuellement évaluées comme suit d'un point de vue scientifique pour les écosystèmes mentionnés dans le tab. 1:

**Tab. 1 > Domaine des charges critiques empiriques d'azote pour certains types d'écosystèmes**

Type d'écosystème	Domaine de la charge critique (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Degré de fiabilité
Hauts-marais	5–10	fiable
Bas-marais	10–15	assez fiable
Herbage alpin/subalpin	5–10	assez fiable
Prairies humides oligotrophes	15–25	avis d'expert
Landes (sub)alpines à arbrisseaux nains	5–15	assez fiable
Prairies de fauche de l'étage montagnard	10–20	avis d'expert
Forêts de feuillus	10–20	fiable
Forêts de résineux	5–15	fiable
Eaux oligotrophes peu profondes	3–10	fiable

Cette sélection montre les écosystèmes qui revêtent de l'importance en Suisse et qui ont été cartographiés pour la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (Achermann et al. 2011). De nouvelles études réalisées en Suisse sur le rapport entre les dépôts d'azote atmosphérique et les changements de la biodiversité dans les prairies de fauche de l'étage montagnard ont permis de démontrer la nécessité d'abaisser encore quelque peu la charge critique empirique d'azote par rapport aux indications du tab. 1 pour garantir la protection des espèces qui dépendent d'un environnement pauvre en nutriments pour leur développement (Roth et al. 2013).

Les charges critiques empiriques d'azote ont aussi été déterminées pour de nombreux autres écosystèmes que l'on trouve sur le territoire de la CEE-ONU (UNECE 2010, Bobbink & Hettelingh 2011).

Pour l'évaluation des risques, les charges critiques d'azote sont comparées avec l'apport total (sec et humide) des composants azotés réduits et oxydés, ce qui permet de déterminer si les charges critiques sont dépassées.

#### 2.2.4 Niveaux critiques d'ammoniac

Les niveaux critiques sont définis comme suit (UNECE 2004): «concentrations de polluants dans l'atmosphère au-delà desquelles il faut s'attendre, en vertu de l'état actuel des connaissances, à des effets directs nocifs sur des récepteurs tels que l'être humain, les plantes, les écosystèmes ou les matériaux».

Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), les niveaux critiques d'ammoniac ont été adaptés à l'état des connaissances en 2006 à l'occasion d'un atelier consacré à l'ammoniac à Edimbourg (Royaume-Uni) aux fins de protéger la végétation (UNECE 2007a). Les bases permettant de déterminer les niveaux critiques révisés figurent dans les actes de l'atelier en tant que contribution de Cape et al. (2009) (Sutton et al. 2009). Le Groupe de travail sur les Effets de la convention a adopté ces niveaux critiques, qui ont alors fait leur entrée dans le *Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends* (UNECE 2004, updated chapter 3.2.3).



Les niveaux critiques d'ammoniac s'élèvent à  $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  (moyenne annuelle) pour la protection des lichens et des mousses et à  $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  (moyenne annuelle) pour la protection des plantes supérieures (marge d'incertitude de 2 à  $4 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ). La limitation de la charge sous la forme d'une moyenne annuelle maximale vise à empêcher les effets nocifs directs d'expositions à l'ammoniac accrues de façon chronique, sur plusieurs années voire plusieurs décennies. Le *Mapping manual* signale explicitement que les effets à long terme sont plus importants que les atteintes à court terme, et que les niveaux critiques ne s'appliquent pas aux surfaces agricoles intensives, mais aux écosystèmes sensibles en dehors de la surface agricole utile.

Un argument majeur pour adapter les niveaux critiques à l'état des connaissances en 2006 était la constatation qu'en dépit du respect du niveau critique de  $8 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  (moyenne annuelle) défini en 1993, les seuls dépôts secs d'ammoniac entraînent des dépassements importants des charges critiques des dépôts d'azote dans les écosystèmes (Cape et al. 2009). Le niveau critique d'alors n'offrait ainsi aucune protection contre les dépôts d'azote excessifs.

L'évaluation des relations exposition-effet existantes, menée dans le cadre de la révision du niveau critique, a aussi révélé que les données disponibles pour les plantes supérieures sont assez limitées. Les études sur les plantes supérieures tiennent compte des analyses pour certaines plantes que l'on trouve dans les prairies, les landes et comme élément de la végétation du sol forestier. Dans l'ensemble, Cape et al. (2009) disposaient de trois études pour l'évaluation, avec des résultats sur la teneur en azote de cinq espèces de plantes supérieures, deux herbacées (*Lolium perenne*, *Deschampsia flexuosa*), une bruyère (*Calluna vulgaris*), une fougère (*Dryopteris dilatata*) et un arbuste (*Sambucus nigra*). Les paramètres d'effets tels que les changements dans la composition des espèces, les paramètres écosystémiques comme l'accumulation d'azote et les changements des processus pédologiques qui en découlent ne sont par contre pas documentés. Aucune étude n'était disponible sur les effets directs de l'ammoniac sur les arbres dans des concentrations ayant une incidence sur l'environnement. Selon Cape et al. (2009), l'évidence concernant les atteintes est plus concluante pour les lichens et les mousses, car des changements de la composition des espèces sont avérés en sus de la hausse de la teneur en azote et en acides aminés des plantes en cas d'augmentation de la concentration d'ammoniac. D'après Cape et al. (2009), le niveau critique pour la protection des lichens et des mousses peut aussi servir pour la protection des écosystèmes où ces végétaux jouent un rôle important, à l'instar des hauts-marais.

La plupart des analyses précitées ont été réalisées le long de gradients de concentrations d'ammoniac aux alentours de grandes installations agricoles d'élevage. La période d'observation varie entre quelques semaines ou mois et plusieurs années. Dans de telles études sur le terrain et en partie aussi dans le cas d'études expérimentales menées sur une longue période, il est assez difficile, voire impossible, de distinguer l'effet direct de l'ammoniac gazeux de l'effet des dépôts d'azote et, ainsi, de déterminer l'atteinte du «niveau» indépendante de la «charge». Partant, et eu égard aux rares études disponibles sur les effets directs de concentrations d'ammoniac accrues, la conclusion s'impose que les niveaux critiques d'ammoniac sont moins étayés que les charges critiques des dépôts d'azote dans les écosystèmes sensibles (UNECE 2010, Bobbink & Hettelingh 2011).

Pour l'évaluation des risques, les niveaux critiques sont comparés aux concentrations d'ammoniac mesurées ou modélisées, ce qui permet de déterminer si les niveaux critiques sont excessifs. En outre, il est possible d'estimer l'apport des dépôts secs d'ammoniac aux dépôts totaux d'azote dans un écosystème sensible à partir des concentrations d'ammoniac.

## 3 Analyse de la charge sur les écosystèmes en Suisse

### 3.1 Méthode et source des données

L'analyse de la charge sur les écosystèmes en Suisse recourt aux inventaires d'écosystèmes sensibles existants et aux données disponibles sur les charges de polluants atmosphériques azotés (concentrations, dépôts). Pour évaluer si les immissions sont excessives, elle se sert des niveaux critiques d'ammoniac et des charges critiques d'azote définis dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (UNECE 2004, UNECE 2007a, UNECE 2010).

L'analyse traite en particulier les questions suivantes:

- Quelles sont les répercussions pour la protection des écosystèmes sensibles si les niveaux critiques des concentrations d'ammoniac dans l'air (CL<sub>e</sub>NH<sub>3</sub>) sont appliqués?
- Quelles sont les répercussions pour la protection des écosystèmes sensibles si les charges critiques d'azote (CLN) sont appliquées?
- Analyse de la relation spatiale entre les sources d'émission d'ammoniac et les récepteurs sensibles. Dans quelle mesure les dépassements de CL<sub>e</sub>NH<sub>3</sub> et CLN sont-ils imputables à certaines sources agricoles situées à proximité d'écosystèmes sensibles? De nombreuses sources contribuent-elles aux dépassements, nécessitant ainsi un plan de mesures si les immissions sont excessives en dépit d'une limitation préventive des émissions?

Pour les examens, il est possible d'utiliser les données des immissions mesurées et modélisées (concentrations de NH<sub>3</sub>, dépôts d'azote) et les cartes des écosystèmes sensibles pour lesquels les charges critiques d'azote (CLN) et les niveaux critiques d'ammoniac (CL<sub>e</sub>NH<sub>3</sub>) peuvent servir à déterminer si des immissions sont excessives.

### 3.2 Données d'immissions

Les données d'immissions utilisées se réfèrent à l'année 2007. La méthodologie a peu changé en comparaison du rapport *Les polluants atmosphériques azotés en Suisse* de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA 2005). Les émissions et immissions ont néanmoins été actualisées par de nouvelles bases de données et les résultats des modélisations.

La méthodologie visant à cartographier les émissions d'ammoniac est décrite dans le rapport de mai 2013 sur la réévaluation des émissions d'ammoniac en Suisse avec le modèle AGRAMMON (Kupper et al. 2013). Les principales données sont le recensement géocodé des exploitations agricoles 2007 de l'OFS (coordonnées hectométriques, nombre de bêtes) et les facteurs d'émission stratifiés issus du projet AGRAMMON (Bonjour 2010). Les facteurs d'émission sont des moyennes suisses pour 24 catégories d'animaux; ils sont différenciés en 32 classes définies par les critères de la zone d'altitude, de la région et du type d'exploitation. Les émissions sont calculées séparément par exploitation pour les quatre étapes suivantes: stabulation, stock d'engrais de ferme, épandage des engrais de ferme et pâture. Pour l'établissement de la carte des émissions, il a été admis que les émissions provenant de la stabulation et du stockage d'engrais de ferme surviennent sur le site de l'exploitation, tandis que les émissions découlant de l'épandage et de la pâture se répartissent sur les surfaces agricoles à

l'intérieur du territoire communal. Les émissions non agricoles sont cartographiées à l'aide de méthodes descendantes ou *top-down*. En d'autres termes, les émissions dues aux transports sont attribuées aux surfaces de circulation selon le modèle des transports, celles des ménages aux surfaces d'habitat selon la statistique de la superficie et celles de l'industrie et de l'artisanat aux surfaces industrielles et commerciales.

La concentration d'ammoniac dans l'air est calculée sur la base du quadrillage hectométrique à l'aide d'un simple modèle de dispersion (Thöni et al. 2004, avec des modifications) (fig. 1). Les sources ponctuelles et surfaciques sont traitées de la même manière, à savoir comme une source ponctuelle à une hauteur de trois mètres au milieu de la cellule. Asman et Jaarsveld (1990) ont développé la fonction de dispersion utilisée pour déterminer la concentration d'ammoniac en tenant compte de la distance par rapport à la source d'émission. Cette fonction a été appliquée et testée dans plusieurs pays (Belgique, Danemark, Pays-Bas, Royaume-Uni, Suède).

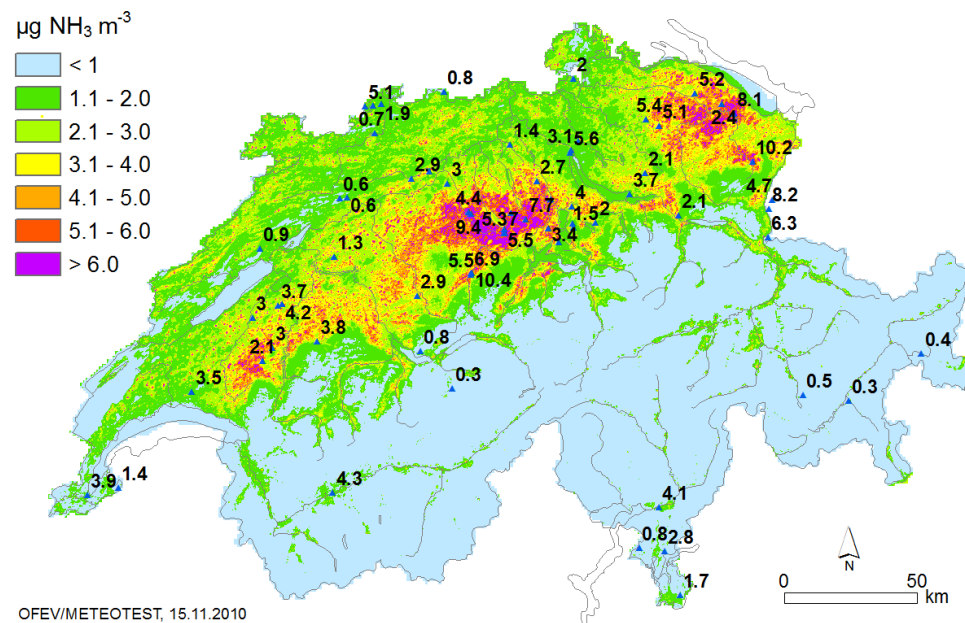
Aucune donnée météorologique annuelle spécifique n'est utilisée pour déterminer les émissions et la dispersion. Le modèle ne peut donc pas reproduire les fluctuations météorologiques des moyennes annuelles mesurées. Une comparaison des valeurs modélisées et mesurées (fig. 1 et fig. 2) devrait donc recourir à des moyennes sur plusieurs années, p. ex. 2000–2008; les taux d'émission d'ammoniac (calculés) n'ont guère changé durant cette période (FOEN 2011).

La fig. 2 montre que dans l'ensemble, le modèle reproduit bien la situation des immissions en comparaison avec les mesures d'ammoniac (Thöni et Seitler 2011); les conditions et effets spécifiques aux sites (p. ex. topographie complexe et direction du vent s'écartant des conditions moyennes) qui ne sont pas pris en compte dans le modèle sont en grande partie responsables de la dispersion résiduelle des données. De plus, il n'a pas été possible de différencier la hauteur des sources d'émission au-dessus du sol dans ce modèle national en raison du manque d'informations correspondantes pour les différentes exploitations. Que l'ammoniac s'échappe à proximité du sol (p. ex. d'une étable à stabulation libre) ou d'une cheminée d'une hauteur de douze mètres (p. ex. d'une porcherie aérée) joue un rôle pour les immissions à proximité de la source. A une hauteur d'émission de douze mètres, les immissions sont, à une distance de 100 mètres, en moyenne près de 60 % plus faibles que dans le cas des émissions proches du sol, comme l'a montré une comparaison des matrices de dispersion utilisées pour le NO<sub>x</sub> (FOEN 2011a). A une hauteur d'émission de trois mètres, le modèle utilisé pour l'ammoniac est dans une zone intermédiaire.

**Fig. 1 > Modélisation de la concentration d'ammoniac 2007**

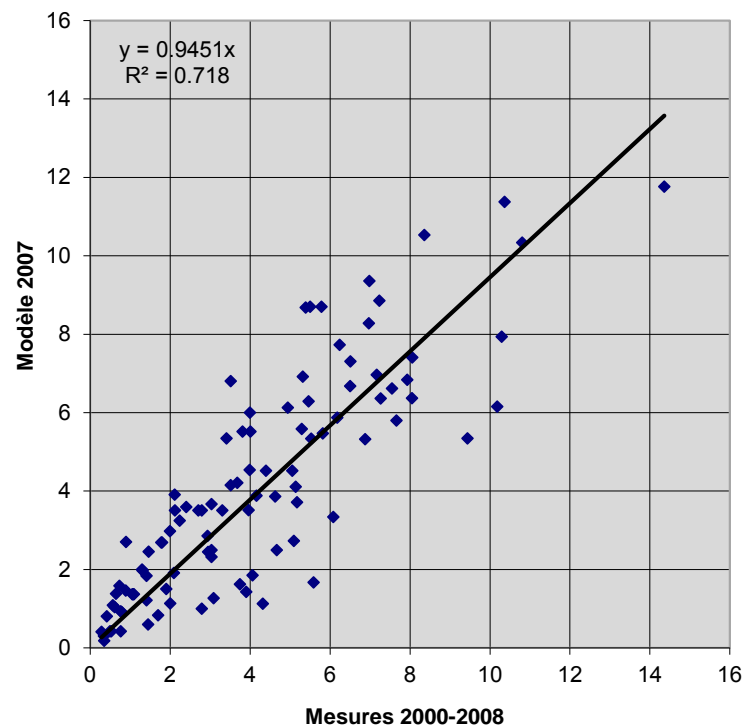
(en  $\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ , selon l'échelle de couleurs).

Les sites de mesure sont inscrits avec la moyenne des mesures 2000–2008.



**Fig. 2 > Comparaison entre les concentrations d'ammoniac mesurées (moyennes 2000–2008) et modélisées (2007)**

Unité:  $\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ .



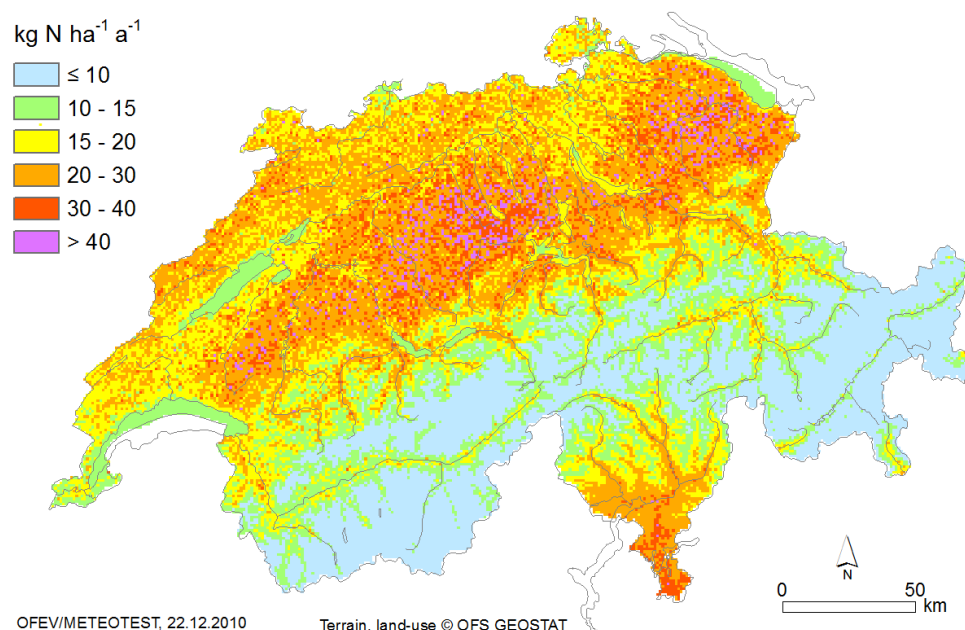
Les dépôts totaux d'azote sur un site sont déterminés par la somme des différents composants des dépôts. Ce sont principalement les dépôts humides de nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) et d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), les dépôts gazeux d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), de dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ) et d'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) ainsi que les dépôts sous forme d'aérosols (particulaire) de nitrate et d'ammonium. Pour calculer les dépôts humides, il a fallu cartographier la concentration de nitrate et d'ammonium dans les précipitations comme une fonction de l'altitude et de la région et la multiplier ensuite avec la quantité de précipitations selon l'Atlas hydrologique. L'apport des composants d'azote gazeux et sous forme d'aérosol aux dépôts d'azote a été calculé comme le produit de la concentration et de la vitesse de déposition. Les composants d'azote ont des vitesses de déposition différentes en fonction de l'utilisation du sol, reprises de la littérature spécialisée (FOEFL 1996, Asman 2002, Rihm et al. 2009, Cape et al. 2009, Loubet et al. 2009).

Les vitesses de déposition ( $V_{\text{dép}}$ ) décrivent la retombée verticale d'un polluant atmosphérique au moyen du dépôt sur la végétation ou sur le sol. Elles sont calculées à l'aide de modèles par analogie des résistances ou déterminées directement sur le terrain par des mesures de corrélation d'Eddy. Elles sont le résultat intégré de plusieurs processus influencés par la turbulence atmosphérique, la rugosité de la surface, l'humidité à la surface de la terre et d'autres facteurs. Les présentes  $V_{\text{dép}}$  constituent des moyennes annuelles qui sont attribuées à différentes classes d'utilisation du sol. Les vitesses de déposition du  $\text{NH}_3$  sont nettement plus élevées que celles du  $\text{NO}_2$ , raison pour laquelle les dépôts locaux et régionaux d'ammoniac sont comparativement plus élevés que ceux de  $\text{NO}_2$ .

Les dépôts totaux pour 2007 a été calculée au moyen des cartes d'immissions actualisées pour le  $\text{NH}_3$ , le  $\text{NO}_2$  et les dépôts humides aux points des récepteurs choisis. La fig. 3 montre une carte pour laquelle une charge a été déterminée pour les points d'intersection sur une grille de 1x1 km en fonction de l'utilisation du sol. La déposition annuelle totale d'azote en Suisse s'élève ainsi à près de 74 kilotonnes.

**Fig. 3 > Dépôts d'azote 2007**

(en  $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) sur une grille de 1x1 km.



Le tab. 2 présente les apports des différents composants à la déposition totale. La part de l'ammoniac gazeux s'élève environ à un tiers. Les apports des différents composants sur un site précis dépendent de la situation des immissions au niveau local; le chapitre 3.5.3 propose quatre exemples.

**Tab. 2 > Dépôts totaux de polluants atmosphériques azotés en Suisse**

calculés avec une résolution de 1x1 km. Moyenne annuelle 2007.

Composants	Total, 41 049 km <sup>2</sup> kt N a <sup>-1</sup>	Moyenne par hectare kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
humides: NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	21,1	5,2
secs: NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> aérosol	2,9	0,7
NH <sub>3</sub> gaz	24,8	6,0
<b>Total NH<sub>y</sub>-N:</b>	<b>48,9</b>	<b>11,9</b>
humides: NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	15,7	3,8
secs: NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> aérosol	1,2	0,3
NO <sub>2</sub> gaz	5,8	1,4
HNO <sub>3</sub> gaz	2,0	0,5
<b>Total NO<sub>y</sub>-N:</b>	<b>24,7</b>	<b>6,7</b>
<b>Total N</b>	<b>73,6</b>	<b>17,9</b>

### 3.3 Cartographie des écosystèmes

La présente étude a utilisé les mêmes valeurs pour les charges critiques que lors de la soumission des données à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance en mars 2011 (Achermann et al. 2011). Cette soumission concrétisait déjà, pour la Suisse, les nouvelles charges critiques empiriques d'azote qui ont été définies à l'occasion d'un atelier d'experts en juin 2010 à Noordwijkerhout aux Pays-Bas (UNECE 2010, Bobbink & Hettelingh 2011). La méthode *simple mass balance* (SMB) a été employée pour les stations forestières (UNECE 2004).

La soumission à l'intention de la convention comprend une sélection d'écosystèmes sensibles des inventaires suivants:

- Inventaire des hauts-marais (HM), DFI 1991
- Inventaire des bas-marais (BM), WSL 1993
- Inventaire des prairies et pâturages secs d'importance nationale (PPS), FOEN 2007
- Atlas de la végétation à protéger en Suisse, Hegg et al. 1993
- Inventaire forestier national suisse (IFN / LFI 1990/92 de même que 260 autres stations forestières tirées de différentes sources.

Pour la soumission, ces inventaires ont été appliqués sur une grille de 1x1 km si nécessaire, car il s'agit en premier lieu de représenter la sensibilité des écosystèmes suisses dans le contexte européen.

Pour les analyses suivantes, qui examinent en détail les relations spatiales entre les installations émettrices et les immissions à l'emplacement des récepteurs sensibles, la généralisation spatiale serait trop approximative. Partant, les bas-marais (BM), les hauts-marais (HM) et les prairies et pâturages secs (PPS) qui figurent sous la forme de polygones ont été adaptés à une grille d'échantillonnage de 100x100 m (voir l'exemple à la fig. 4). Le premier inventaire forestier national suisse (LFI 1990/92) se compose

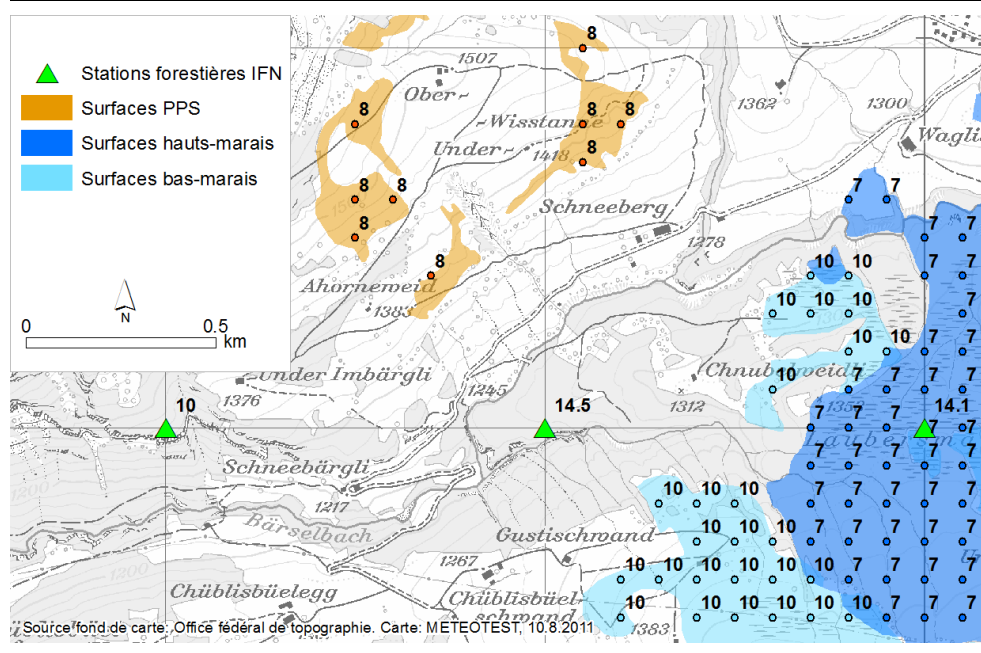


déjà d'une grille de 1x1 km avec un total de 11 863 prises de vue terrestres (les nouveaux relevés de l'IFN ont un réseau moins dense). 10 608 sites sont pris en compte dans l'évaluation.

Aussi bien les charges critiques d'azote (CLN) que les immissions modélisées pour le site concerné (concentrations d'ammoniac, dépôts d'azote) sont attribuées à ces points d'échantillonnage.

**Fig. 4 > Extrait de carte avec les points hectométriques**

pour les surfaces avec des prairies et pâturages secs (PPS), des hauts-marais et des bas-marais ainsi que les points d'échantillonnage de l'inventaire forestier national suisse (IFN) sur un réseau de 1x1 km pour les stations forestières. Les points sont inscrits avec les valeurs des charges critiques ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) spécifiques aux écosystèmes.



Cette approche n'est pas possible pour les écosystèmes mentionnés dans l'atlas de la végétation à protéger en Suisse (Hegg et al. 1993), car cet inventaire ne donne qu'une indication statistique sur la présence des types de végétation par cellule de 1x1 km sans en préciser l'emplacement. Aussi l'atlas de Hegg n'est-il pas inclus dans la présente étude; cette approche ne tient pas compte des landes arctiques-alpines et subalpines à buissons nains (*arctic alpine and subalpine scrub habitats*).

Les valeurs des CLN peuvent varier en fonction du type de végétation et des caractéristiques du site. La fig. 5 montre la distribution des fréquences des CLN dans les inventaires utilisés.

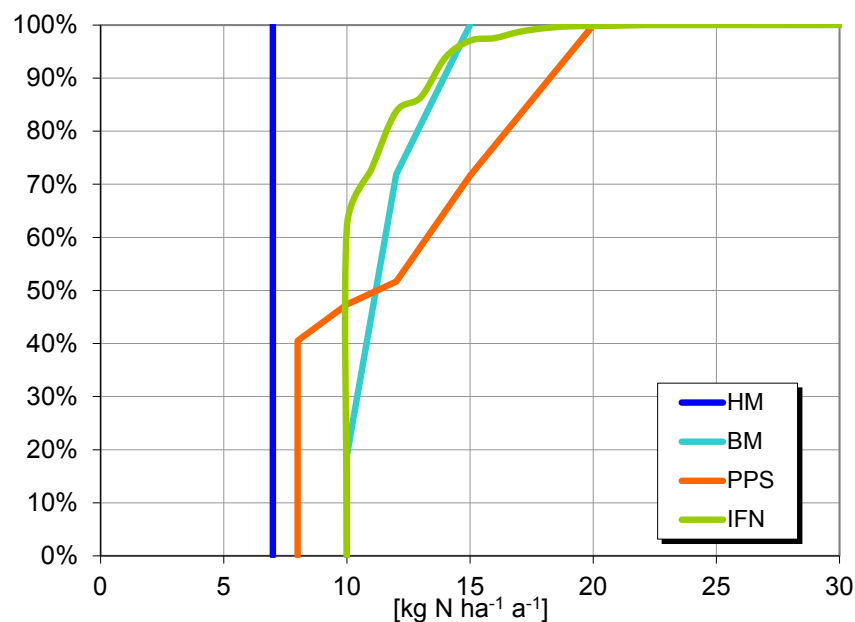
Pour les forêts, les charges critiques ont été déterminées à l'aide de la méthode SMB. On calcule le bilan des diminutions d'azote à long terme dans l'écosystème en cas d'exploitation durable: prélèvement net grâce à la récolte du bois; perte par la dénitrification, immobilisation dans le sol et lessivage. Pour éviter un déséquilibre des substances nutritives et une eutrophisation, il est nécessaire que le lessivage d'azote ne dépasse pas une ampleur considérée comme acceptable (limite critique) et que le dépôt d'azote ne soit pas plus important que la charge critique calculée à l'aide du bilan (UNECE 2004). D'un point de vue purement mathématique, on trouve aussi des va-

leurs CLN inférieures à  $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Elles ont néanmoins été fixées à un seuil minimal de 10, car il n'y a aucune preuve en Suisse d'effets nocifs en deçà de cette limite, comme un lessivage d'azote excessif. La plupart des valeurs CLN calculées à l'aide de la méthode SMB se situent ainsi entre 10 et  $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , dans de rares cas à  $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

La méthode empirique a été appliquée aux autres écosystèmes. Pour les hauts-marais, les CLN empiriques oscillent entre 5 et  $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ; pour la Suisse néanmoins, une valeur constante de  $7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  a été admise. Les bas-marais se situent dans une zone de 10 à 15 et les prairies et pâturages secs de 8 à  $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Pour les bas-marais, la zone indiquée par les charges critiques comprend trois types d'écosystèmes en Suisse et, pour les prairies et pâturages secs, 18 selon le classement européen EUNIS (Achermann et al. 2011). Les recommandations correspondantes du manuel de cartographie de l'UNECE ont servi à différencier les charges critiques dans les zones indiquées (UNECE 2004).

**Fig. 5 > Fréquence cumulée des charges critiques d'azote**

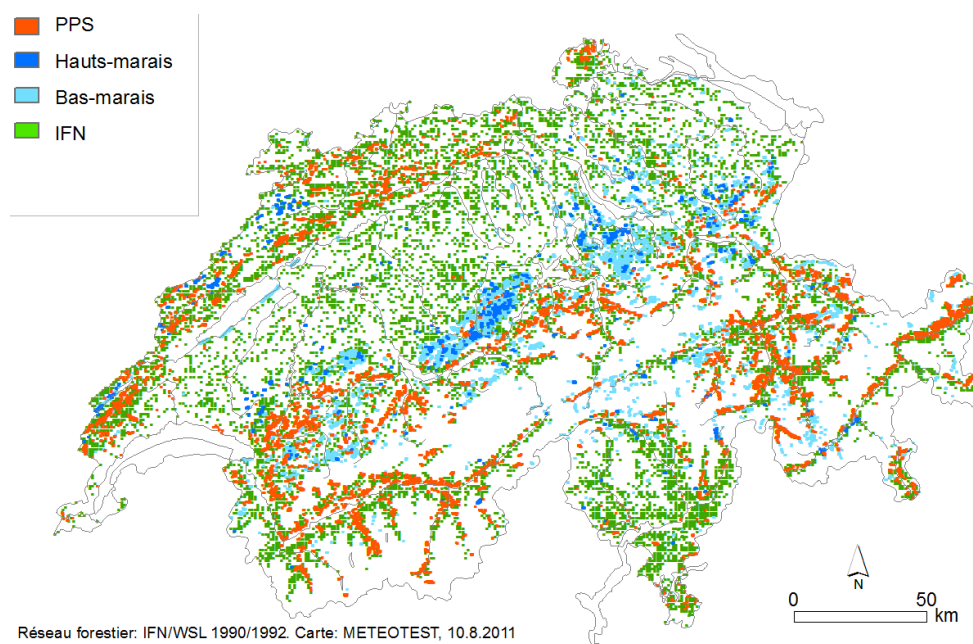
(CLN, en  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) pour les points d'échantillonnage des hauts-marais (HM), des bas-marais (BM), des prairies et pâturages secs (PPS) et des stations forestières (inventaire forestier national suisse IFN et 260 autres stations).



Le nombre de points d'échantillonnage s'élève à 5192 pour les hauts-marais, 18 846 pour les bas-marais, 20 039 pour les prairies et pâturages secs et 10 608 pour les forêts. Leur distribution spatiale apparaît à la fig. 6.

**Fig. 6 > Vue d'ensemble des points d'échantillonnage**

pour les hauts-marais, bas-marais, prairies et pâturages secs (PPS) et pour les stations forestières (inventaire forestier national suisse IFN et 260 autres stations).



### 3.4 Protection des écosystèmes sensibles

#### 3.4.1 Evaluation de la sensibilité

A l'échelle tant nationale qu'internationale, la sensibilité des récepteurs (êtres humains, animaux, plantes, écosystèmes, matériaux) aux polluants atmosphériques est évaluée à l'aune de l'atteinte directe des concentrations de polluants et des dépôts («deposition» en anglais) (voir 2). L'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) comprend des valeurs limites d'immission fondées sur les concentrations et les dépôts, tout comme la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU) avec les niveaux critiques (limites de charge basées sur les concentrations et les flux) et les charges critiques (limites de charge basées sur les dépôts). Les charges critiques des dépôts d'azote dans les écosystèmes sensibles sont scientifiquement fondées et bien documentées (UNECE 2010, Bobbink & Hettelingh 2011, UNECE 2004). Les niveaux critiques d'ammoniac reposent sur une base de données moins large et ont récemment été adaptés à l'état des connaissances (UNECE 2007a, Cape et al. 2009, Sutton et al. 2009; voir 2.2).

Avec la révision des niveaux critiques d'ammoniac ( $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  pour les lichens et les mousses,  $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  pour les plantes supérieures), la question se pose aussi de savoir dans quelle mesure la protection, en cas d'application, est plus faible, identique ou meilleure que pour la charge critique d'azote. Pour cela, il faut examiner la relation entre la concentration de  $\text{NH}_3$  et les dépôts secs de  $\text{NH}_3\text{-N}$  un peu plus en détail, tout comme la relation entre les dépôts secs de  $\text{NH}_3\text{-N}$  et le dépôt total d'azote.

Le tab. 3 révèle dans quelle mesure  $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  et  $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  contribuent aux dépôts secs d'azote en fonction du type de végétation. Avec les vitesses de déposition utilisées, il s'agit de moyennes annuelles estimées et de valeurs moyennes pour plu-

sieurs classes d'utilisation du sol découlant de mesures effectuées à différentes saisons et conditions locales (voir 3.2). Pour  $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ , les dépôts secs d'azote qui en résultent pour une forêt de conifères atteignent près de  $7,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  et environ  $3,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Au milieu des prairies sèches, les valeurs correspondantes sont de 23,4 et  $9,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  pour  $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ . La déposition sèche d'ammoniac peut entraîner à elle seule des dépôts d'azote relativement élevés. En moyenne suisse, la déposition sèche de  $\text{NH}_3$  représente près du tiers du dépôt total d'azote (CFHA 2005, tab. 2 dans le présent rapport), mais indique de fortes disparités spatiales en raison de la variation des concentrations d'ammoniac (fig. 1). Le dépôt total d'azote dépasse  $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  sur de grandes parties du Plateau, du Jura et du sud de la Suisse (fig. 3).

Si l'on compare les dépôts secs d'azote résultant du niveau critique de  $\text{NH}_3$  avec les charges critiques empiriques d'azote (UNECE 2010), qui atteignent p. ex. 5 à  $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  pour une forêt de conifères et 5 à  $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  pour un haut-marais, et que l'on considère en outre que les dépôts totaux d'azote sur un site sont toujours plus importants que la seule déposition sèche d'azote due au  $\text{NH}_3$ , il apparaît que les charges critiques d'azote peuvent être nettement dépassées dans les écosystèmes sensibles malgré le respect du niveau critique d'ammoniac.

**Tab. 3 > Apport du  $\text{NH}_3$  aux dépôts secs d'azote en fonction du type de végétation**

Type de végétation	Vitesse de déposition <sup>1</sup> du $\text{NH}_3$ ( $\text{mm s}^{-1}$ )	Dépôts secs d'azote ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) provoqués par $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ et $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
Forêt de conifères	30	7,8 / 23,4
Forêt de feuillus	22	5,7 / 17,1
Végétation improductive (y c. marais)	20	5,2 / 15,6
Prés et terres arables (y c. prairies et pâturages secs)	12	3,1 / 9,3

<sup>1</sup> Remarque: les valeurs indiquées pour la vitesse de déposition sont définies pour les conditions applicables au Plateau suisse selon la littérature (FOEFL 1996, Asman 2002, Rihm et al. 2009). D'après Cape et al. (2009), elles oscillent entre 16 et  $32 \text{ mm s}^{-1}$  pour les écosystèmes à faible végétation sous des conditions anglaises et entre 33 et  $48 \text{ mm s}^{-1}$  pour les écosystèmes à végétation forte.

Les chapitres 3.4.2 et 3.4.3 suivants analysent l'étendue de la protection des écosystèmes importants à l'échelle nationale en tenant compte de ces aspects.

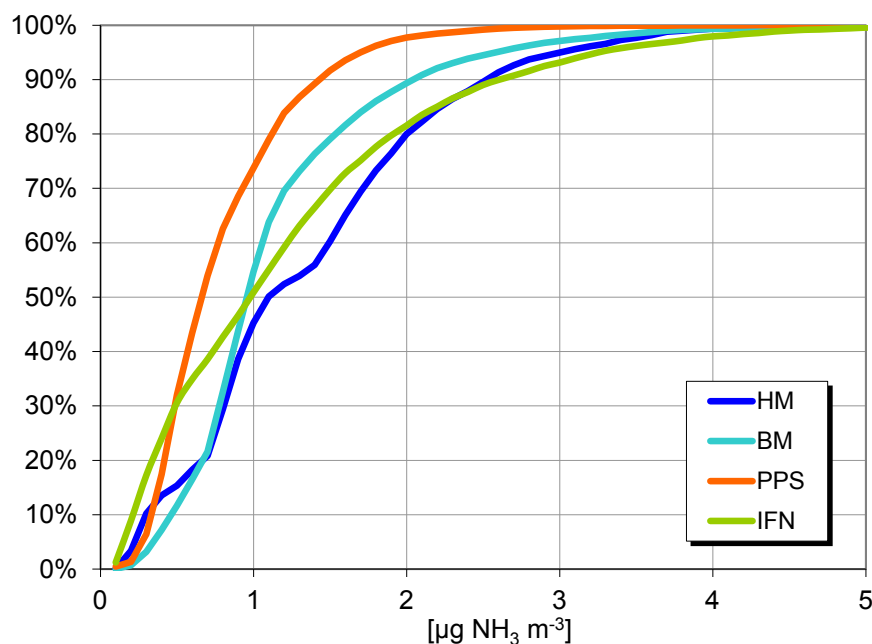
### 3.4.2 Dépassement des niveaux critiques d'ammoniac

La fig. 7 révèle la fréquence des concentrations d'ammoniac sur les points d'échantillonnage des différents écosystèmes (voir 3.3 pour la signification des points d'échantillonnage). Ces valeurs de charges peuvent être comparées directement avec les niveaux critiques d'ammoniac ( $CL_{NH_3}$ ) selon le *Mapping manual* de l'UNECE (UNECE 2004, updated chapter 3.2.3). Exprimés en moyennes annuelles, les niveaux critiques s'élèvent à :

- $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  pour les lichens et bryophytes (mousses) ou les écosystèmes où ces organismes jouent un rôle clé;
- $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  pour les plantes supérieures telles que les landes, la végétation herbacée semi-naturelle et la végétation du sol forestier. La marge d'incertitude indiquée est de 2 à  $4 \mu\text{g m}^{-3}$ . Elle peut et doit être exploitée selon le contexte de l'application (p. ex. principe de précaution).

**Fig. 7 > Fréquence cumulée des immissions d'ammoniac (2007)**

sur les points d'échantillonnage pour les hauts-marais (HM), les bas-marais (BM), les prairies et pâturages secs (PPS) et les stations forestières (inventaire forestier national suisse IFN et 260 autres stations forestières).

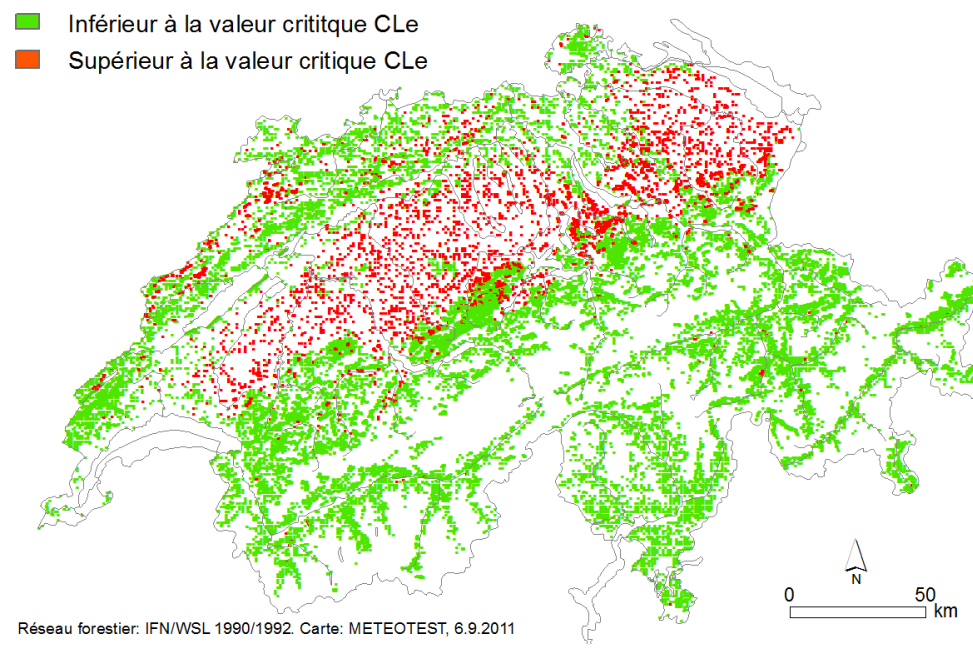


Le  $CLeNH_3$  pour les hauts-marais peut ainsi être fixé à  $1 \mu g NH_3 m^{-3}$ , car les sphaignes y sont pertinentes. Selon la fig. 7, le  $CLeNH_3$  est donc excessif sur 55 % de la surface.

Pour les bas-marais (BM), les prairies et pâturages secs (PPS) et les stations forestières de l'inventaire forestier national suisse (IFN), le  $CLeNH_3$  peut être défini à  $2 \mu g NH_3 m^{-3}$  en cas d'exploitation maximale de la marge d'incertitude au sens du principe de précaution. Il serait ainsi dépassé sur 10 % de la surface pour les BM, 2 % pour les PPS et de 18 % pour les stations forestières de l'IFN. La distribution spatiale du dépassement des niveaux critiques apparaît à la fig. 8.

**Fig. 8 > Dépassement des niveaux critiques d'ammoniac**

( $CLeNH_3$ ) pour les hauts-marais, les bas-marais, les prairies et pâturages secs ainsi que les stations forestières en 2007.



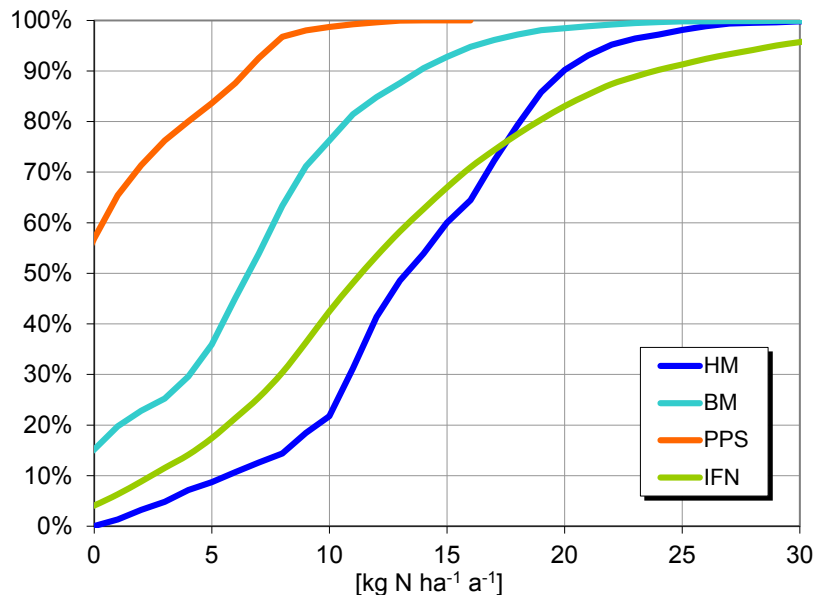
### 3.4.3 Dépassement des charges critiques d'azote

Le dépassement des charges critiques d'azote (ExCLN) est calculé par site comme la différence entre les dépôts d'azote et la CLN. La fig. 9 montre la fréquence de l'ExCLN sur les points d'échantillonnage des différents écosystèmes (voir 3.3 pour la signification des points d'échantillonnage).

Pour les hauts-marais, les CLN sont dépassées sur l'ensemble des surfaces, sur 95 % d'entre elles pour les forêts, 84 % pour les bas-marais et 42 % pour les prairies et pâturages secs. La distribution spatiale du dépassement des charges critiques apparaît à la fig. 10.

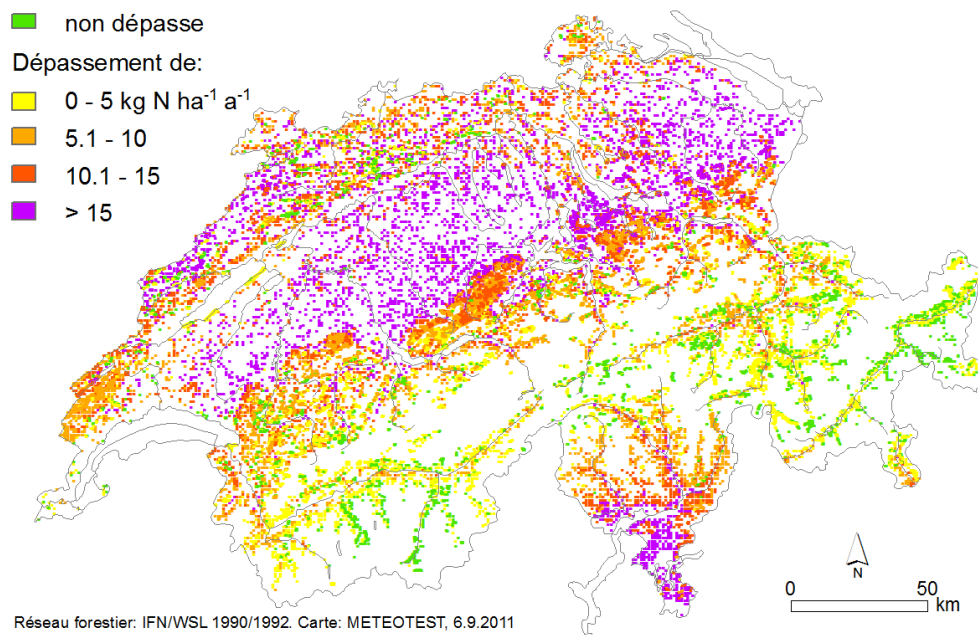
**Fig. 9 > Fréquence cumulée du dépassement des charges critiques d'azote**

sur les points d'échantillonnage des hauts-marais (HM), des bas-marais (BM), des prairies et pâturages secs (PPS) et des stations forestières (inventaire forestier national suisse IFN et 260 autres stations forestières) en 2007.



**Fig. 10 > Dépassement des charges critiques d'azote**

pour les hauts-marais, les bas-marais, les prairies et pâturages secs ainsi que les stations forestières en 2007. Unité: kg N ha⁻¹ a⁻¹.



Réseau forestier: IFN/WSL 1990/1992. Carte: METEOTEST, 6.9.2011



### 3.4.4 Synthèse de l'évaluation

Si les charges critiques d'azote (CLN) sont retenues en Suisse comme des critères fixés sur la base des effets induits pour limiter la charge d'azote, la nécessité d'agir est plus importante dans l'optique de diminuer les immissions excessives qu'avec les niveaux critiques d'ammoniac (CLeNH<sub>3</sub>). Dans le cas des CLN, la valeur limite est dépassée sur une plus grande partie des écosystèmes que dans celui des CLeNH<sub>3</sub>, comme le montre le Tab. 4, synthèse des résultats des précédents chapitres. Il apparaît qu'une réduction des émissions axée sur le seul respect des niveaux critiques d'ammoniac ne résoudrait que partiellement le problème des charges d'azote élevées. La protection des écosystèmes ne serait donc pas suffisamment garantie.

**Tab. 4 > Part dans l'ensemble des surfaces des écosystèmes en Suisse**

où les charges critiques d'azote (CLN) ou les niveaux critiques d'ammoniac (CLeNH<sub>3</sub>) sont dépassés.

Inventaire écosystémique	CLN excessives	CLeNH <sub>3</sub> excessifs
Hauts-marais (HM)	100 %	55 %
Bas-marais (BM)	84 %	10 %
Prairies et pâturages secs (PPS)	42 %	2 %
Forêts (IFN)	95 %	18 %

## 3.5 Analyse des sources d'ammoniac qui polluent les écosystèmes

Le présent chapitre examine à quelle distance des écosystèmes se trouvent les sources d'ammoniac qui sont pertinentes pour les concentrations d'ammoniac sur les sites des écosystèmes concernés et dans quelle mesure elles y contribuent. Seuls les niveaux critiques d'ammoniac servent à déterminer si la charge est excessive.

A cette fin, une première analyse porte sur *la surface totale* de tous les écosystèmes sensibles (voir 3.5.1). Pour ce faire, elle recourt aux points d'échantillonnage des écosystèmes décrits au point 3.3. Elle détermine dans quelle mesure les sources d'ammoniac contribuent, à plusieurs distances, à la moyenne annuelle de la concentration d'ammoniac sur le point d'échantillonnage. Elle tient compte de toutes les sources d'émission qui ont servi à établir la carte des immissions (voir Fig. 1). Il en résulte une évaluation statistique à l'échelle nationale de la variation des concentrations d'ammoniac en fonction de la distance.

La seconde analyse ne vise pas la surface des écosystèmes mais les exploitations agricoles (voir 3.5.2). Elle détermine le nombre d'exploitations dont les émissions provenant des étables et des stockages d'engrais de ferme peuvent provoquer à elles seules, en moyenne annuelle, une concentration d'ammoniac excessive dans un écosystème sensible. Elle n'examine *pas la surface totale* des écosystèmes, mais uniquement les parties situées à proximité des sources d'émission et le plus fortement polluées, à l'instar de la lisière d'une forêt ou de la limite extérieure d'un haut-marais.

Enfin, pour illustrer la situation d'exposition, quatre sites choisis sont présentés en détail compte tenu de l'ensemble des émissions, y compris l'épandage des engrais de ferme (voir 3.5.3).

### 3.5.1 Variation des apports à la pollution des écosystèmes en fonction de la distance

Pour étudier la question de l'apport des sources d'ammoniac proches et lointaines aux concentrations d'ammoniac sur les points d'échantillonnage de certains écosystèmes en Suisse, les cartes d'immissions suivantes ont été établies:

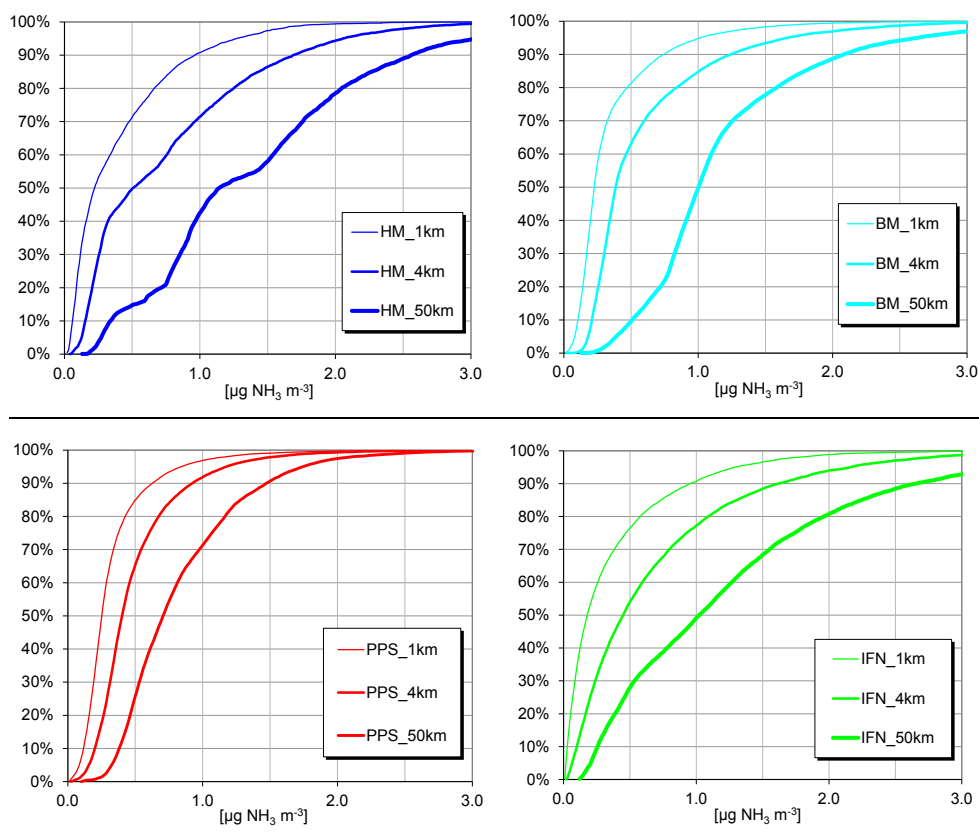
- CNH3\_1km: apport à la concentration annuelle moyenne de  $\text{NH}_3$  provoquée par les sources de  $\text{NH}_3$  à une distance d'un kilomètre au plus. En général, on peut aussi dire que c'est la charge d'ammoniac qui est imputable aux «sources locales».
- CNH3\_4km: apport à la concentration annuelle moyenne de  $\text{NH}_3$  provoquée par les sources de  $\text{NH}_3$  à une distance de quatre kilomètres au plus. En général, on peut aussi dire que c'est la charge d'ammoniac qui est imputable aux «sources régionales».
- CNH3\_50km: concentration de  $\text{NH}_3$  provoquée par les sources de  $\text{NH}_3$  à une distance de 50 kilomètres au plus. Cette version correspond à la carte des immissions totales en vertu de la fig. 1, car le modèle de dispersion ne peut pas tenir compte des émissions provenant de sources à une distance de plus de 50 kilomètres.

Le choix des distances d'un et de quatre kilomètres par rapport aux sources vise à déterminer l'influence des sources locales et régionales sur les immissions totales. L'évaluation statistique reproduite à la fig. 11 découle de la superposition de ces cartes d'immissions et des points des récepteurs des écosystèmes. Les fréquences montrent que les sources locales (distance d'un kilomètre au plus) contribuent en moyenne au quart et les sources régionales (distance de quatre kilomètres au plus) à près de la moitié de l'ensemble des immissions sur les sites des écosystèmes.

En forêt par exemple (IFN), les sources situées dans un rayon d'un kilomètre (IFN\_1km) contribuent, avec  $0,2 \mu\text{g m}^{-3}$ , à un quart et celles dans un rayon de quatre kilomètres (IFN\_4km), avec près de  $0,5 \mu\text{g m}^{-3}$ , à la moitié de la concentration totale d'ammoniac de  $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$  (IFN\_50km) au cinquantième percentile de la distribution de la fréquence (médiane).

**Fig. 11 > Fréquence cumulée de la concentration d'ammoniac sur les points d'échantillonnage**

des hauts-marais (HM, bleu foncé), des bas-marais (BM, bleu clair), des prairies et pâturages secs (PPS, rouge) et de l'inventaire forestier national suisse (IFN, vert) occasionnée par des sources d'ammoniac situées à une distance de 1 km, 4 km et 50 km de l'écosystème.



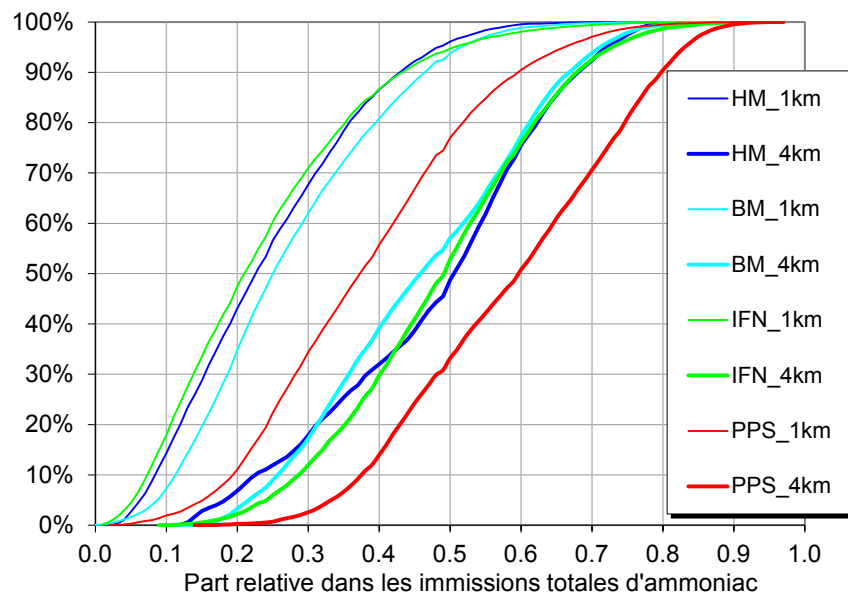
Cela apparaît encore un peu plus clairement à la fig. 12. Les rapports entre CNH3\_1km et CNH3\_50km de même qu'entre CNH3\_4km et CNH3\_50km y ont été déterminés pour chaque point d'échantillonnage des hauts-marais, des bas-marais, des prairies et pâturages secs ainsi que de l'inventaire forestier national suisse et sont présentés sous la forme d'une fréquence cumulée. Pour les hauts-marais, bas-marais et stations forestières de l'IFN, les médianes (cinquantième percentile) oscillent entre 0,20 et 0,25 pour les sources locales (1 km), entre 0,45 et 0,50 pour les sources régionales (4 km). Pour les prairies et pâturages secs, les apports relatifs des sources locales et régionales sont quelque peu plus importants, mais les immissions totales y sont plus faibles que pour les autres écosystèmes selon la fig. 11.

En moyenne suisse, les émissions «locales» d'ammoniac dont les sources se situent à une distance de zéro à un kilomètre des écosystèmes sous revue contribuent ainsi pour un quart à la concentration totale d'ammoniac sur les sites des écosystèmes (cinquantième percentile à la fig. 12). Les émissions «régionales» (distance d'un à quatre kilomètres) le font pour un autre quart, de sorte que celles à une distance supérieure à quatre kilomètres sont responsables de près de la moitié des immissions.

On reconnaît cependant d'importantes disparités entre les sites: la part des sources locales, p. ex., varie entre 0,05 et plus de 0,8. A titre d'exemple, le chapitre 3.5.3 présente quelques situations typiques plus en détail.

**Fig. 12 > Apport des sources d'ammoniac à une distance maximale d'un et de quatre kilomètres aux immissions totales d'ammoniac**

sur les points d'échantillonnage des hauts-marais (HM), des bas-marais (BM), des prairies et pâturages secs (PPS) et de l'inventaire forestier national suisse (IFN), présenté sous la forme d'une fréquence cumulée.



### 3.5.2 Contribution des exploitations individuelles à la pollution des écosystèmes

Eu égard à l'exécution de l'OPair pour les sources d'ammoniac d'origine agricole, on peut se demander combien d'exploitations agricoles, à l'échelle nationale, peuvent générer un dépassement du niveau critique dans l'écosystème le plus proche du seul fait des émissions provenant de l'étable et du stockage d'engrais de ferme ainsi que de la proximité avec un écosystème. Pour évaluer le nombre d'exploitations, la relation spatiale des 61 764 exploitations figurant dans le recensement des exploitations agricoles de 2007 (OFS 2011) avec les écosystèmes proches de l'état naturel a été analysée comme suit:

- Recherche séparée de l'écosystème le plus proche du site de l'exploitation pour les hauts-marais, les bas-marais, les prairies et pâturages secs (PPS) ainsi que les forêts. Pour des raisons techniques, le rayon de recherche est limité à 300 mètres, ce qui n'influe cependant guère sur le résultat final.
- Calcul de la distance par rapport à l'écosystème. Trois méthodes différentes ont été utilisées pour ce faire. Elles sont décrites ci-après.
- Détermination de la concentration d'ammoniac sur la base de la distance et des émissions provenant de l'étable et du stock d'engrais de ferme de l'exploitation. Les facteurs d'émission moyens mentionnés au chapitre 3.2 et le modèle de dispersion simple ont servi à cette fin.
- Comparaison de la concentration d'ammoniac avec le niveau critique de l'écosystème concerné pour déterminer si elle est excessive.

Le fait que les sites des exploitations ne soient pas connus avec précision réduit l'exactitude de la présente analyse. Dans les données à disposition (OFS 2011), les coordonnées x et y étaient arrondies à l'hectomètre (points hectométriques), ce qui

entraîne une incertitude pouvant aller jusqu'à 70 mètres. De plus, il n'y a qu'une indication de coordonnées par exploitation; certaines étables et installations de stockage ne sont donc pas différenciées. Dans certains cas, une étable à l'écart peut se situer loin du site de l'exploitation (plus d'un kilomètre).

La concentration produite par une source ponctuelle dépend très fortement de la distance, en particulier à proximité (jusqu'à 300 mètres). En raison de l'incertitude relative à l'emplacement des sources, les distances calculées par rapport aux écosystèmes présentent aussi une grande imprécision. Partant, trois méthodes différentes ont été utilisées au sens d'une analyse de la sensibilité pour déterminer les distances:

- La méthode «Polygone50» calcule la distance la plus courte entre le site de l'exploitation et la limite de l'écosystème et recourt aux données vectorielles (polygones) des inventaires de protection présentées à la fig. 4 (surfaces colorées), et non aux points des grilles. Pour les forêts, les lisières utilisées sont celles de la carte nationale 1:25 000 (lignes grises à la figure 4). En raison de l'incertitude relative à l'emplacement du site de l'exploitation, une distance de zéro mètre est un résultat possible. Dans la méthode «Polygone50», toutes les distances de moins de 50 mètres ont été fixées à 50 mètres. C'est la limite inférieure qui permet d'estimer la concentration à l'aide du modèle de dispersion simple.
- La méthode «Polygone70» correspond à la méthode «Polygone50», mais la distance minimale est fixée à 70 mètres.
- La méthode «Points100» recourt aux points hectométriques des écosystèmes reproduits à la fig. 4. Pour les forêts, elle a aussi établi des points qui se situent dans leur surface selon la carte nationale 1:25 000 (en gris clair à la fig. 4). Si la distance calculée était de zéro mètre (c.-à-d. que l'exploitation et l'écosystème se trouvent dans la même cellule hectométrique), l'analyse a admis une distance minimale de 100 mètres pour le calcul de la dispersion.

Les résultats des analyses à l'aide des trois méthodes sont synthétisés dans le tab. 5. De manière générale, il y a lieu de relever que le nombre d'exploitations où il faut s'attendre à des dépassements du niveau critique dépend fortement de la distance utilisée. Dans la méthode «Points100», la distance par rapport à l'écosystème a tendance à être surévaluée, car pour le calcul des immissions, il ne faudrait pas examiner un point (hectométrique) dans le cadre de la surface de l'écosystème, mais un point à sa périphérie, comme le font les méthodes «Polygone50» et «Polygone70».

**Tab. 5 > Nombre d'exploitations qui peuvent potentiellement générer une concentration d'ammoniac supérieure au niveau critique**

indication en valeur absolue et en pour cent (100 % = 61 764 exploitations).

Ecosystèmes	Hauts-marais	Bas-marais	PPS	Forêts
Critical Level NH <sub>3</sub>	1 µg m <sup>-3</sup>	3 µg m <sup>-3</sup>	3 µg m <sup>-3</sup>	3 µg m <sup>-3</sup>
Méthode Polygone50	34 0,1 %	39 0,1 %	121 0,2 %	4464 7,2 %
Méthode Polygone70	34 0,1 %	21 0,0 %	42 0,1 %	2 116 3,4 %
Méthode Points100	11 0,0 %	2 0,0 %	1 0,0 %	295 0,5 %

Pour les hauts-marais et les bas-marais, entre deux et 39 exploitations (0,0 à 0,1 %) ont été identifiées selon la méthode et peuvent mener à elles seules à une concentration d'ammoniac excessive. Les différences entre les méthodes «Polygone50» et «Polygone70» sont relativement faibles, ce qui indique un résultat solide. L'analyse révèle un nombre d'exploitations identifiées un peu plus important pour les prairies et pâturages secs (PPS). Le nombre maximal d'exploitations s'élève ici à 121 (0,2 %). On peut néanmoins dire que les étables et les stockages d'engrais de ferme d'une exploitation n'entraînent à elles seules une concentration d'ammoniac excessive que dans de rares cas pour ces trois types d'écosystèmes à l'échelle nationale.

La situation est différente pour les forêts, où plusieurs milliers d'exploitations peuvent être concernés selon la méthode d'analyse (0,5 à 7,2 % de toutes les exploitations). En premier lieu, la raison en est que les forêts sont nettement plus répandues en Suisse que les autres écosystèmes et que la proximité des exploitations avec une forêt est donc plus fréquente. Si l'on fixe le respect du niveau critique comme critère pour chaque lisière, des mesures s'imposent pour un nombre assez important d'exploitations (entre 2000 et 4000 exploitations, situation des émissions en 2007).

Les présentes évaluations ne sont qu'une estimation approximative à l'échelle nationale du nombre d'exploitations qui peuvent produire à elles seules une concentration excessive d'ammoniac dans l'écosystème le plus proche du fait de leurs étables et installations de stockage des engrais de ferme. Aux incertitudes précitées liées à l'emplacement s'ajoutent des incertitudes quant aux émissions qui sont calculées à l'aide de facteurs d'émission moyens et ne correspondent pas forcément aux conditions de l'exploitation. En outre, les conditions locales de dispersion ne sont pas prises en compte dans le calcul des immissions. S'il y a lieu d'évaluer des cas concrets, il est impératif de relever et de prendre en compte les indications spécifiques à l'exploitation et les autres informations locales.

### 3.5.3 Analyse détaillée de certains sites

Le calcul des émissions d'ammoniac d'origine agricole se fonde sur les données individuelles géocodées de l'Office fédéral de la statistique (OFS 2011). Pour des raisons de protection des données, les sites sont présentés ici sous une forme anonymisée pour que les exploitations agricoles impliquées ne soient pas reconnaissables. En principe, les résultats sont néanmoins applicables à d'autres sites.

Le premier site sous revue est un bas-marais très pollué dans le canton de Lucerne. La charge aussi bien locale, régionale que globale d'ammoniac est élevée, comme le montrent les indicateurs (tab. 6). Avec  $6,2 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ , la charge totale d'ammoniac est nettement supérieure au niveau critique pour les bas-marais ( $2 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ , valeur inférieure de la marge d'incertitude de 2 à  $4 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ).

**Site A – bas-marais dans le canton de Lucerne**

Les sources non agricoles sont aussi comprises dans les émissions totales recensées; leur apport est cependant minime (6 % en moyenne suisse, dont 5 % de sources anthropogènes et 1 % de sources naturelles, cf. Kupper et al. 2013).

Tab. 6 &gt; Indicateurs du site A (bas-marais)

Paramètre	Valeur	Unité
Coordonnées nationales x/y	6..... / 2.....	m
CNH3_1km (voir 3.5.1)	3,2	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
CNH3_4km (voir 3.5.1)	4,4	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
Immissions totales de $\text{NH}_3$ (50 km)	6,2	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 1 km	14	--
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 4 km	195	--
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 50 km	20 508	--
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 1 km	12,5	$\text{t N a}^{-1}$
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 4 km	229,3	$\text{t N a}^{-1}$
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 50 km	15 564	$\text{t N a}^{-1}$
Dépôts humides de $\text{NO}_3^-$ et $\text{NH}_4^+$	3,6 / 4,9	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts particulaires de $\text{NO}_3^-$ et $\text{NH}_4^+$	0,2 / 0,6	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts gazeux de $\text{HNO}_3$ et $\text{NO}_2$	0,7 / 1,9	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôt gazeux d'ammoniac	32,3	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts totaux d'azote	44,2	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

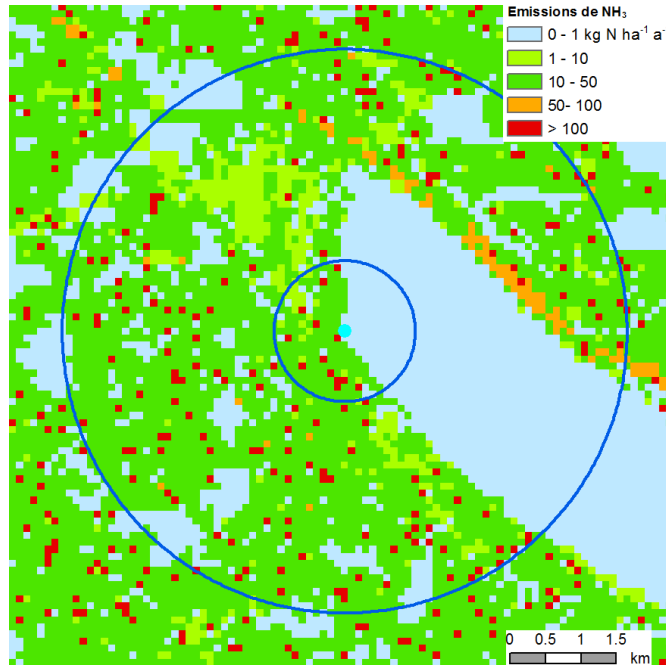
La fig. 13 présente les sources d'ammoniac aux alentours du site A à une échelle hectométrique. Les surfaces en rouge comportent les sites d'une ou parfois plusieurs exploitations agricoles, c.-à-d. les sources ponctuelles provenant des étables et du stockage des engrais de ferme. Dans la plupart des cas, les surfaces agricoles entrent dans la catégorie vert foncé (10 à 50  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ).

Pour illustrer la situation des immissions, la fig. 14 montre la modélisation de la concentration d'ammoniac pour le même territoire.

La fig. 15 révèle les distances et l'intensité de la source des exploitations agricoles aux environs du site A. Il apparaît qu'il y a plusieurs exploitations de taille moyenne à proximité (dans un rayon de 0,5 km).

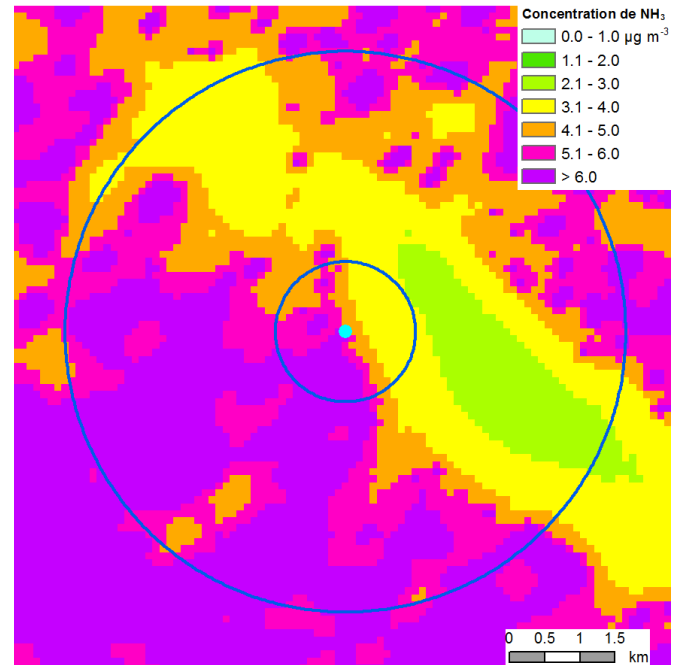
**Fig. 13 > Emissions de NH<sub>3</sub> dans les environs du site A**

(point bleu clair). Les cercles bleus marquent des distances de 1 km et de 4 km du site A.



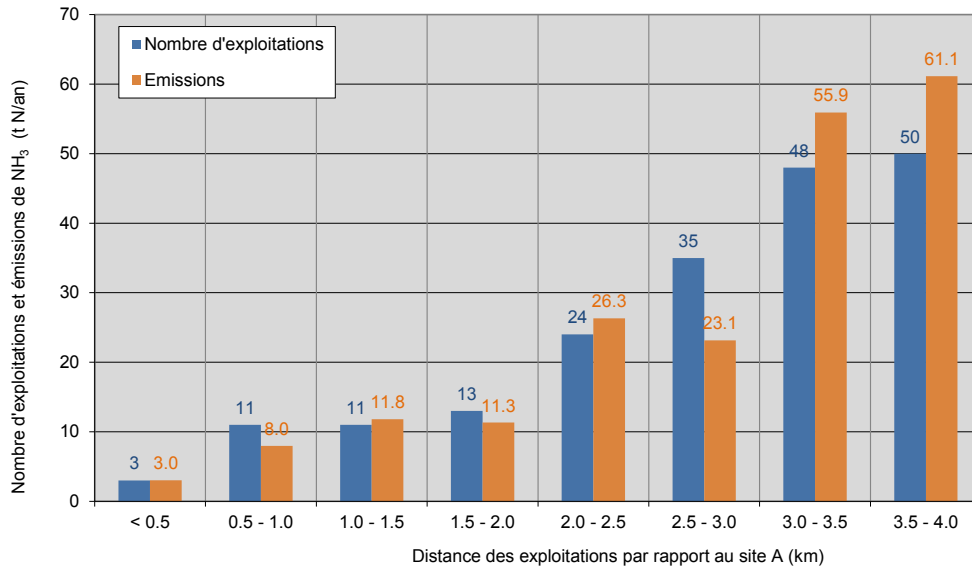
**Fig. 14 > Modélisation des concentrations de NH<sub>3</sub> dans les environs du site A**

(point bleu clair). Les cercles bleus marquent des distances de 1 km et de 4 km du site A.



**Fig. 15 > Nombre et taux d'émission des exploitations agricoles**

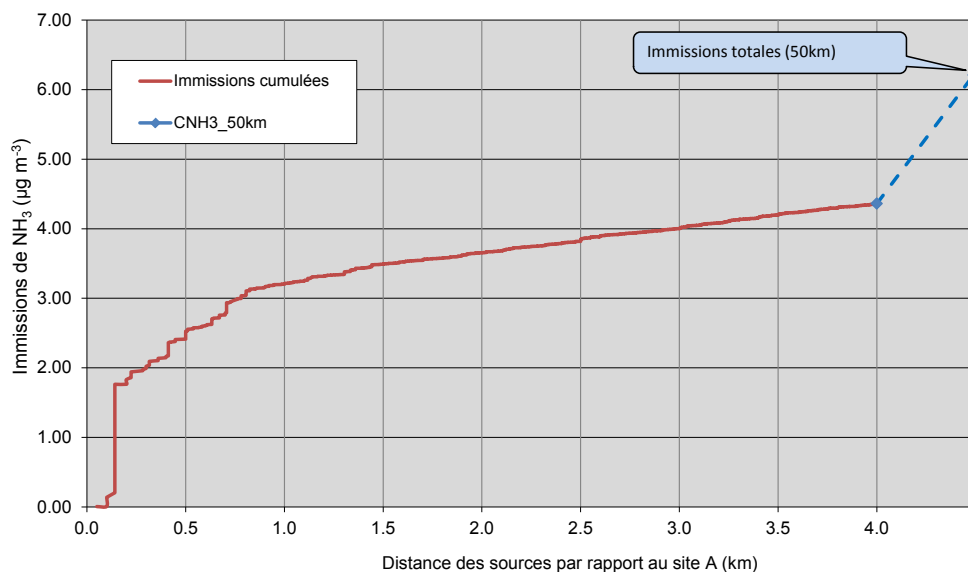
classés selon la distance par rapport au site A (jusqu'à 4 km).





**Fig. 16 > Apport cumulé des sources aux immissions de NH<sub>3</sub>**

(en  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) en fonction de la distance par rapport au site A.



La fig. 16 montre l'influence des sources d'ammoniac (d'après la fig. 13) en fonction de leur distance par rapport au site A. On voit que les sources situées à une distance maximale de 250 mètres sont déjà responsables d'immissions de  $2,0 \mu\text{g m}^{-3}$ , mais une source ponctuelle (c.-à-d. le site d'une exploitation) y contribue pour la majeure partie. Les sources à une distance maximale d'un kilomètre génèrent ensemble une concentration d'ammoniac d'un peu plus de  $3 \mu\text{g m}^{-3}$  et contribuent ainsi à près de 50 % de la charge totale de  $6,2 \mu\text{g m}^{-3}$ .

Le second site choisi est un haut-marais dans le Jura. La charge totale d'ammoniac ( $1,8 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ) est nettement moins élevée que pour le site A, mais néanmoins supérieure au niveau critique pour les hauts-marais ( $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ). La part relativement importante des immissions produites à l'échelle régionale (sources situées à une distance d'un à quatre kilomètres) y est particulière, comme le montrent les indicateurs (tab. 7).

**Site B – haut-marais  
dans le Jura**

**Tab. 7 > Indicateurs du site B (haut-marais)**

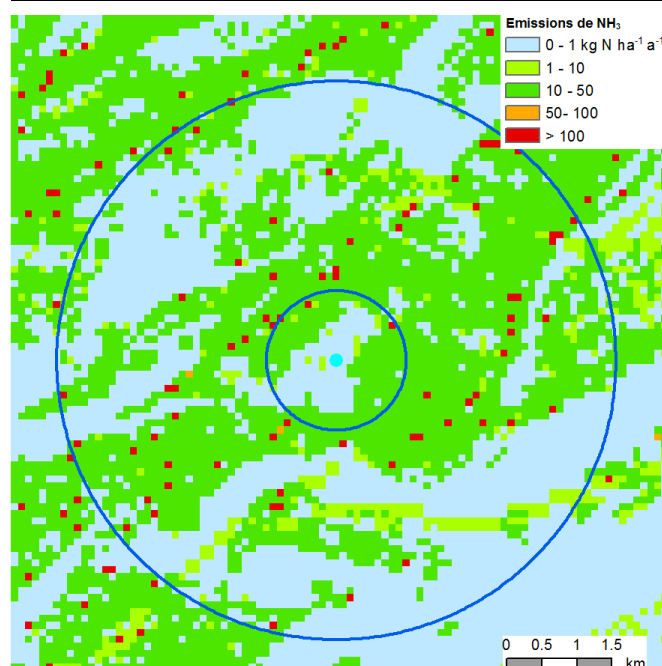
Paramètre	Valeur	Unité
Coordonnées nationales x/y	5..... / 2.....	m
CNH3_1km (voir 3.5.1)	0,4	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
CNH3_4km (voir 3.5.1)	1,1	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
Immissions totales de $\text{NH}_3$ (50 km)	1,8	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 1 km	3	--
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 4 km	74	--
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 50 km	8 642	--
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 1 km	8,6	$\text{t N a}^{-1}$
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 4 km	108,4	$\text{t N a}^{-1}$
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 50 km	7 786	$\text{t N a}^{-1}$
Dépôts humides de $\text{NO}_3^-$ et $\text{NH}_4^+$	4,8 / 6,6	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts particulaires de $\text{NO}_3^-$ et $\text{NH}_4^+$	0,3 / 0,7	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts gazeux de $\text{HNO}_3$ et $\text{NO}_2$	0,6 / 0,9	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôt gazeux d'ammoniac	9,2	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts totaux d'azote	23,1	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

La fig. 17 présente les sources d'ammoniac aux alentours du site B à une échelle hectométrique. Les surfaces en rouge comportent les sites d'une ou parfois plusieurs exploitations agricoles, c.-à-d. les sources ponctuelles provenant des étables et du stockage des engrais de ferme. Les forêts et les marais eux-mêmes n'ont que des émissions naturelles ( $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Les surfaces agricoles émettent entre 34 et 44  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Pour illustrer la situation des immissions, la fig. 18 montre la modélisation de la concentration d'ammoniac pour le même territoire.

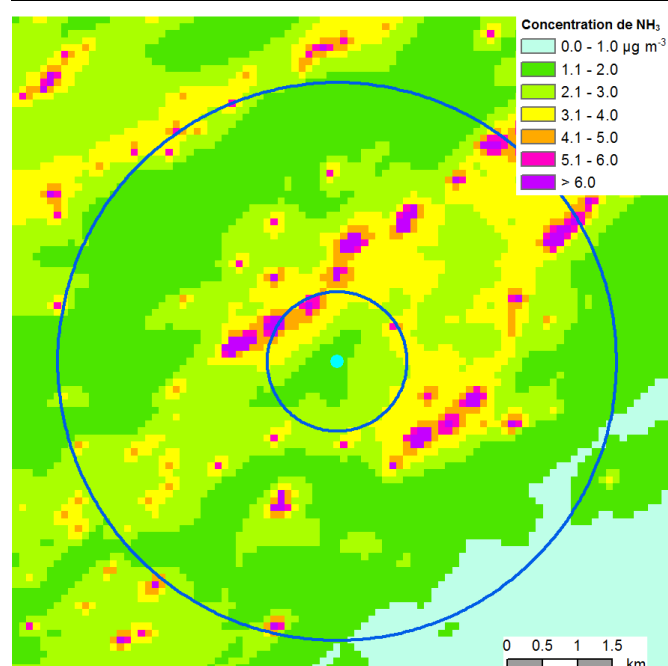
**Fig. 17 > Emissions de  $\text{NH}_3$  dans les environs du site B**

(point bleu clair). Les cercles bleus marquent des distances de 1 km et de 4 km du site B.



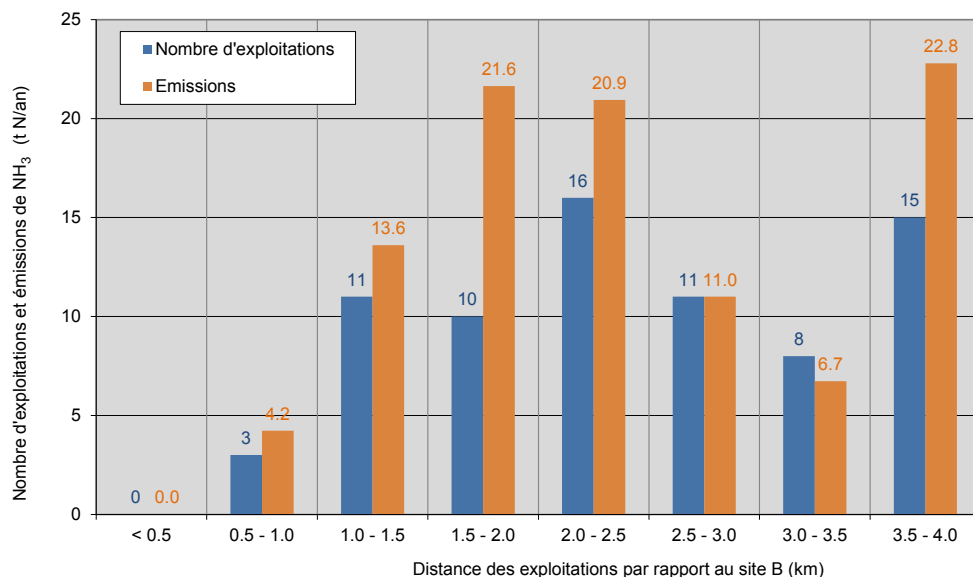
**Fig. 18 > Modélisation des concentrations de  $\text{NH}_3$  dans les environs du site B**

(point bleu clair). Les cercles bleus marquent des distances de 1 km et de 4 km du site B.



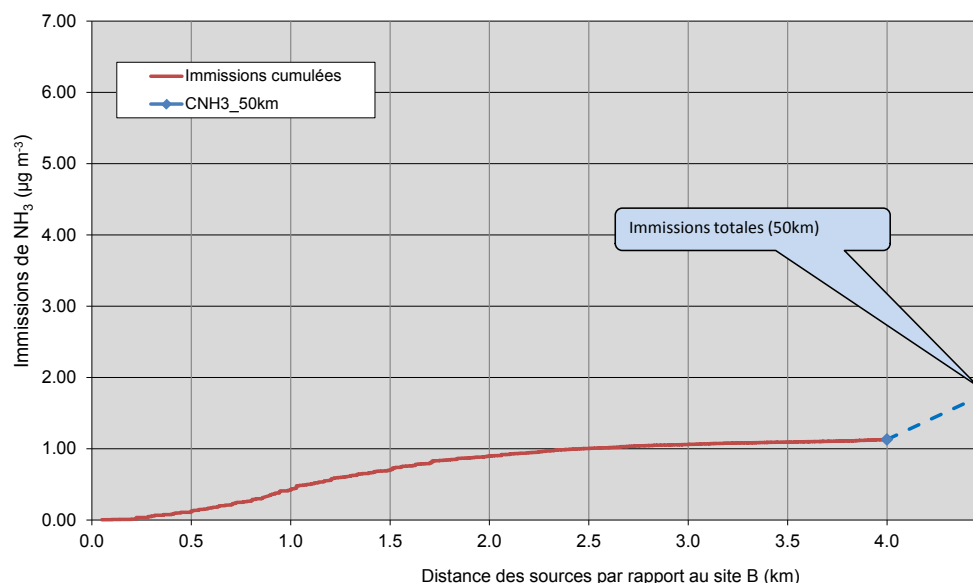
**Fig. 19 > Nombre et taux d'émission des exploitations agricoles**

classés selon la distance par rapport au site B (jusqu'à 4 km).



**Fig. 20 > Apport cumulé des sources aux immissions de NH<sub>3</sub>**

(en µg m<sup>-3</sup>) en fonction de la distance par rapport au site B.



La fig. 19 révèle les distances et l'intensité de la source des exploitations aux alentours du site B. Il apparaît qu'il y a trois exploitations dans un rayon d'un kilomètre; elles se trouvent (comme l'illustre la fig. 18) à une distance d'env. 900 mètres.

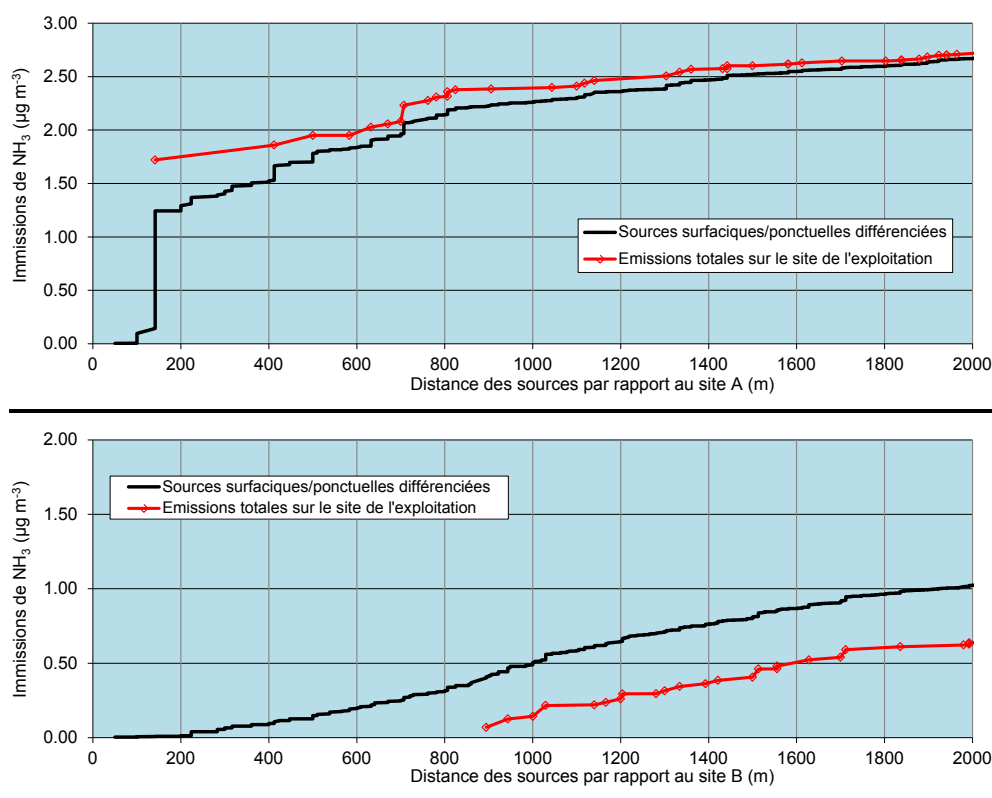
La fig. 20 montre cependant que les sources surfaciques (surface agricole, zones vert foncé à la fig. 17) provoquent, à partir d'une distance de 200 mètres, des immissions qui atteignent près de  $0,4 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  à une distance de 900 mètres (donc sans les sources ponctuelles des sites de l'exploitation).

L'exemple démontre ainsi qu'il n'est en général pas utile d'approximer les sources agricoles comme des sources ponctuelles sur les sites de l'exploitation, mais qu'il faut procéder à une répartition entre sources surfaciques et ponctuelles, c.-à-d. entre épandage/prairie et étable/stockage, pour l'examen des immissions.

Dans le cas du site B, l'hypothèse que l'ensemble des émissions (donc aussi prairies et épandage) apparaissent comme source ponctuelle sur le site de l'exploitation pourrait mener à une forte sous-estimation des immissions, comme l'illustre la comparaison suivante (fig. 21). Dans le cas du site A, où il y a quelques exploitations très proches (fig. 15), les immissions seraient en revanche surestimées.

**Fig. 21 > Comparaison du calcul des immissions pour les sites des écosystèmes**

A (en haut) et B (en bas) avec une différenciation des sources surfaciques et ponctuelles (en noir) et en supposant que l'ensemble des émissions (étable, stockage et épandage des engrais de ferme) sont concentrés sur les sites d'exploitation de façon ponctuelle (en rouge).



Le troisième site est une forêt de conifères du Plateau suisse. La concentration d'ammoniac ( $2,3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ) est inférieure au niveau critique de  $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  qu'a défini la convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (UNECE 2007a) pour les plantes supérieures et au-dessus de la valeur de  $2 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  si la valeur inférieure de la marge d'incertitude ( $2 \text{ à } 4 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ) est prise en compte pour l'évaluation.

**Site C – station forestière dans le canton d'Argovie**

Les sources ponctuelles les plus proches (exploitations agricoles) se situent à une distance de 700 mètres; elles ne sont néanmoins pas très fortes. De plus, la station forestière se trouve environ 200 mètres à l'intérieur de la forêt, de sorte que les immissions produites localement (sources à une distance maximale d'un kilomètre) sont relativement faibles (tab. 8).

**Tab. 8 > Indicateurs du site C (forêt de conifères)**

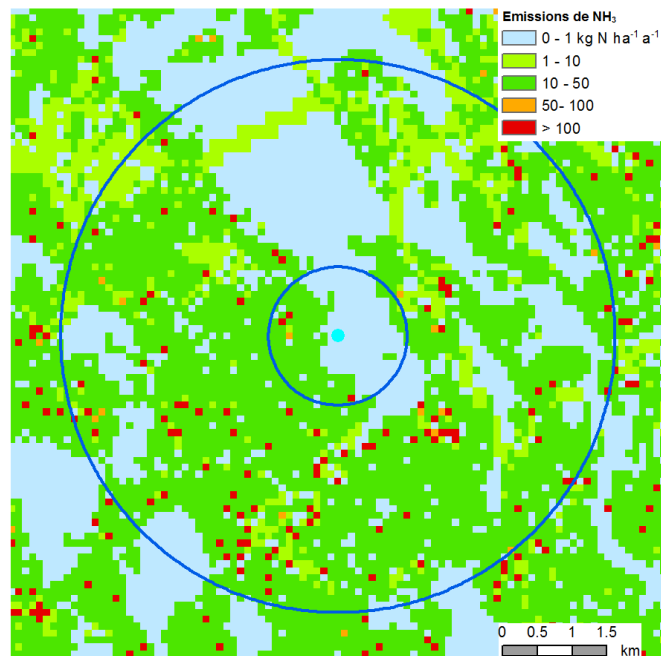
Paramètre	Valeur	Unité
Coordonnées nationales x/y	5..... / 2.....	m
CNH3_1km (voir 3.5.1)	0,4	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
CNH3_4km (voir 3.5.1)	1,2	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
Immissions totales de $\text{NH}_3$ (50 km)	2,3	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 1 km	9	--
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 4 km	155	--
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 50 km	18 865	--
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 1 km	5,8	$\text{t N a}^{-1}$
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 4 km	151,3	$\text{t N a}^{-1}$
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 50 km	14 038	$\text{t N a}^{-1}$
Dépôts humides de $\text{NO}_3^-$ et $\text{NH}_4^+$	3,4 / 4,6	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts particuliers de $\text{NO}_3^-$ et $\text{NH}_4^+$	0,6 / 1,4	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts gazeux de $\text{HNO}_3$ et $\text{NO}_2$	0,8 / 4,9	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôt gazeux d'ammoniac	17,8	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts totaux d'azote	33,5	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

La fig. 22 présente les sources d'ammoniac aux alentours du site C à une échelle hectométrique. Les surfaces en rouge comportent les sites d'une ou parfois plusieurs exploitations agricoles, c.-à-d. les sources ponctuelles provenant des étables et du stockage des engrais de ferme. Les forêts elles-mêmes n'ont que des émissions naturelles ( $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Les surfaces agricoles émettent entre 20 et  $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Pour illustrer la situation des immissions, la fig. 23 montre la modélisation de la concentration d'ammoniac pour le même territoire.

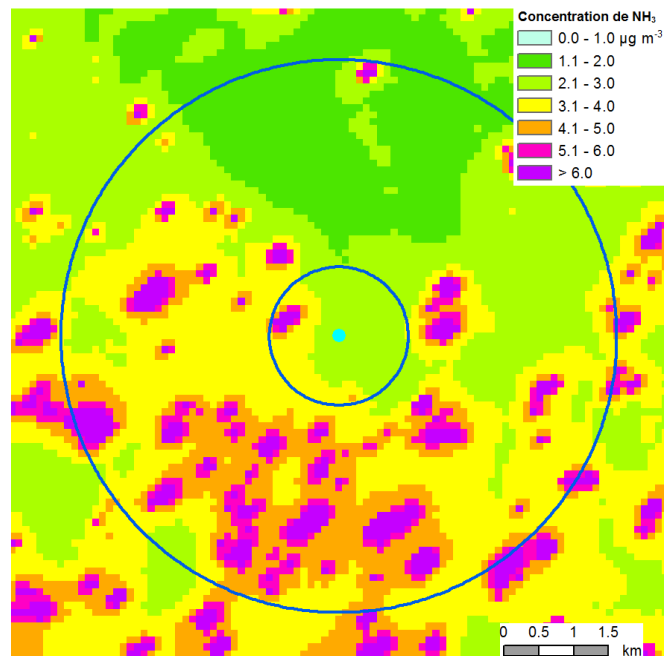
**Fig. 22 > Emissions de NH<sub>3</sub> dans les environs du site C**

(point bleu clair). Les cercles bleus marquent des distances de 1 km et de 4 km du site C.



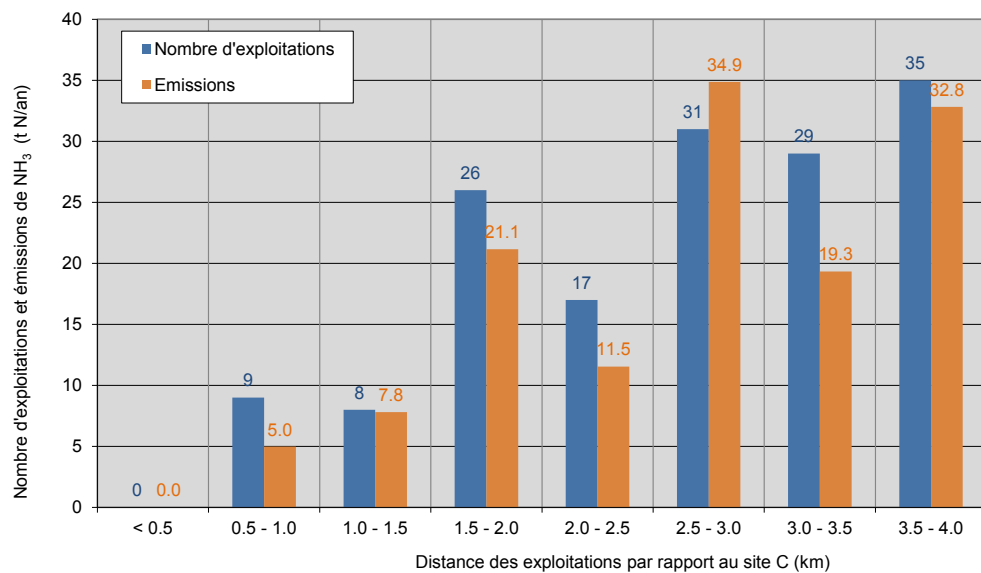
**Fig. 23 > Modélisation des concentrations de NH<sub>3</sub> dans les environs du site C**

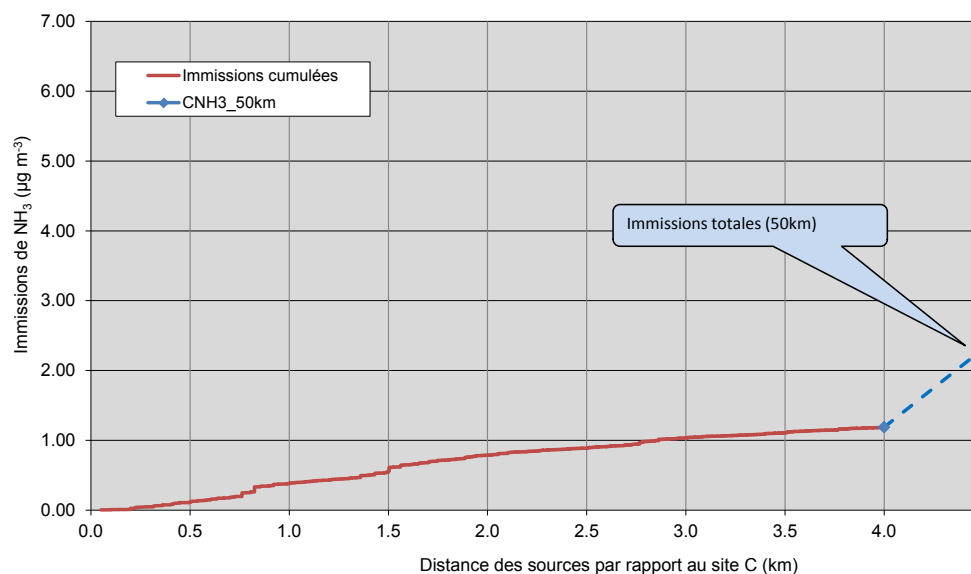
(point bleu clair). Les cercles bleus marquent des distances de 1 km et de 4 km du site C.



**Fig. 24 > Nombre et taux d'émission des exploitations agricoles**

classés selon la distance par rapport au site C (jusqu'à 4 km).



**Fig. 25 > Apport cumulé des sources aux immissions de NH<sub>3</sub>**(en  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) en fonction de la distance par rapport au site C.

La fig. 24 révèle les distances et l'intensité de la source des exploitations aux alentours du site C. Il apparaît qu'il y a neuf exploitations dans un rayon d'un kilomètre; elles se trouvent (comme l'illustre la fig. 22) à une distance d'env. 700 mètres.

La fig. 25 montre l'apport des 155 exploitations situées dans un rayon de quatre kilomètres autour de la forêt de conifères à la concentration d'ammoniac sur ce site. Cet apport n'explique que la moitié environ de la concentration d'ammoniac modélisée ( $2,3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ). Aucune exploitation ne cause donc à elle seule une charge qui dépasserait le niveau critique de  $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  (ou  $2 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  si la valeur inférieure de la marge d'incertitude de 2 à  $4 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  est prise en compte pour l'évaluation). A l'instar des exemples A et B, le rayon choisi autour du site C doit être bien supérieur à quatre kilomètres pour pouvoir expliquer la concentration d'immissions sur le site avec les apports des sources d'émission. Le problème découle donc des apports cumulés des charges par toutes les sources dans un rayon important, et non au premier chef par certaines sources situées à proximité du site qui comprend l'objet à protéger.

Le dépôt d'azote modélisé dans la station forestière atteint  $33,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (voir tab. 8) et se révèle ainsi nettement supérieur à la charge critique empirique d'azote pour les forêts de conifères ( $5 \text{ à } 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) et à la charge critique calculée à l'aide de la méthode SMB ( $11,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Il ressort du tab. 8 que la seule déposition sèche d'ammoniac gazeux (pour une vitesse de déposition moyenne de  $30 \text{ mm s}^{-1}$ ), avec un apport de  $17,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , entraîne un dépassement de la charge critique d'azote.

Le quatrième site est une station forestière en Suisse orientale. C'est un exemple de lisière dont la charge, très élevée, est due à une exploitation toute proche qui à elle seule génère un dépassement du niveau critique (voir 3.5.2). La concentration d'ammoniac ( $6,9 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ) est largement supérieure au niveau critique de  $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  (marge d'incertitude de 2 à  $4 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ) fixé par la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU) pour les plantes supérieures.

**Site D – forêt mixte dans le canton de Thurgovie**

La source ponctuelle la plus proche, une grande exploitation agricole, est à moins de 100 mètres, de sorte que les immissions produites localement (sources situées à une distance maximale d'un kilomètre) dominant et qu'elles fournissent un apport de  $5,4 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  aux  $6,9 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  modélisés dans l'ensemble (tab. 9).

**Tab. 9 > Indicateurs du site D (forêt mixte)**

Paramètre	Valeur	Unité
Coordonnées nationales x/y	7..... / 2.....	m
CNH3_1km (voir 3.5.1)	5,4	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
CNH3_4km (voir 3.5.1)	6,4	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
Immissions totales de $\text{NH}_3$ (50 km)	6,9	$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 1 km	3	--
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 4 km	170	--
Nombre d'exploitations agricoles à une distance maximale de 50 km	11 530	--
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 1 km	6,0	$\text{t N a}^{-1}$
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 4 km	173,4	$\text{t N a}^{-1}$
Emissions totales de $\text{NH}_3$ à une distance maximale de 50 km	8 981,8	$\text{t N a}^{-1}$
Dépôts humides de $\text{NO}_3^-$ et $\text{NH}_4^+$	3,0 / 4,2	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts particulaires de $\text{NO}_3^-$ et $\text{NH}_4^+$	0,5 / 1,2	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts gazeux de $\text{HNO}_3$ et $\text{NO}_2$	0,7 / 4,5	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôt gazeux d'ammoniac	54,0	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Dépôts totaux d'azote	68,1	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

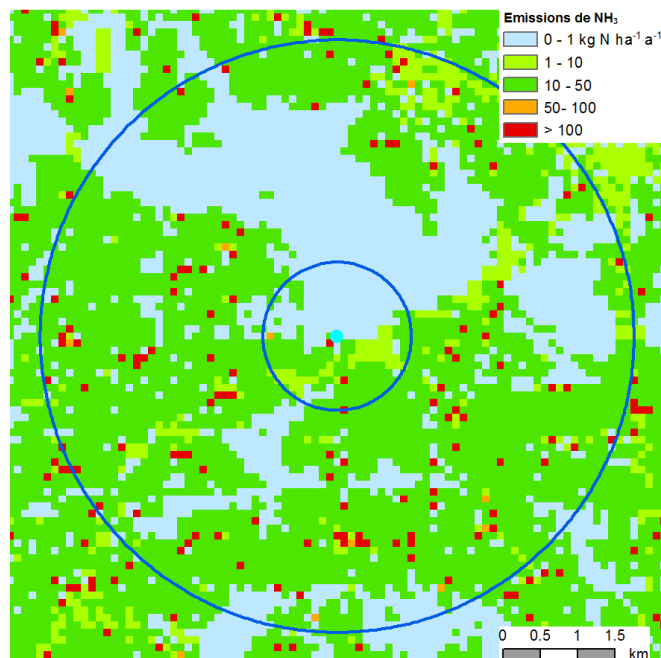
La fig. 26 présente les sources d'ammoniac aux alentours du site D à une échelle hectométrique. Les surfaces en rouge comportent les sources ponctuelles provenant des étables et du stockage des engrais de ferme d'une ou plusieurs exploitations agricoles. Le site D se trouve à la lisière sud d'une vaste région forestière où seules ont été cartographiées les émissions naturelles ( $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) (en bleu). Les surfaces agricoles émettent entre 25 et  $35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Pour illustrer la situation des immissions, la fig. 27 montre la modélisation de la concentration d'ammoniac pour le même territoire.



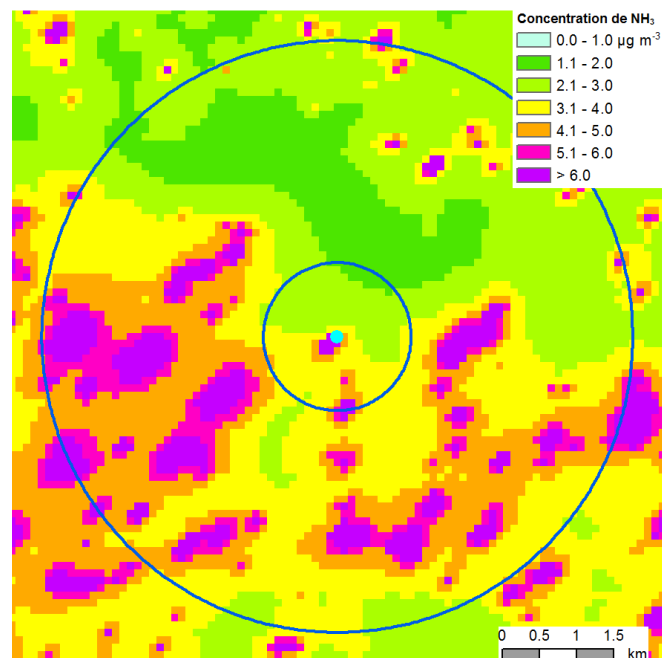
**Fig. 26 > Emissions de NH<sub>3</sub> dans les environs du site D**

(point bleu clair). Les cercles bleus marquent des distances de 1 km et de 4 km du site D.



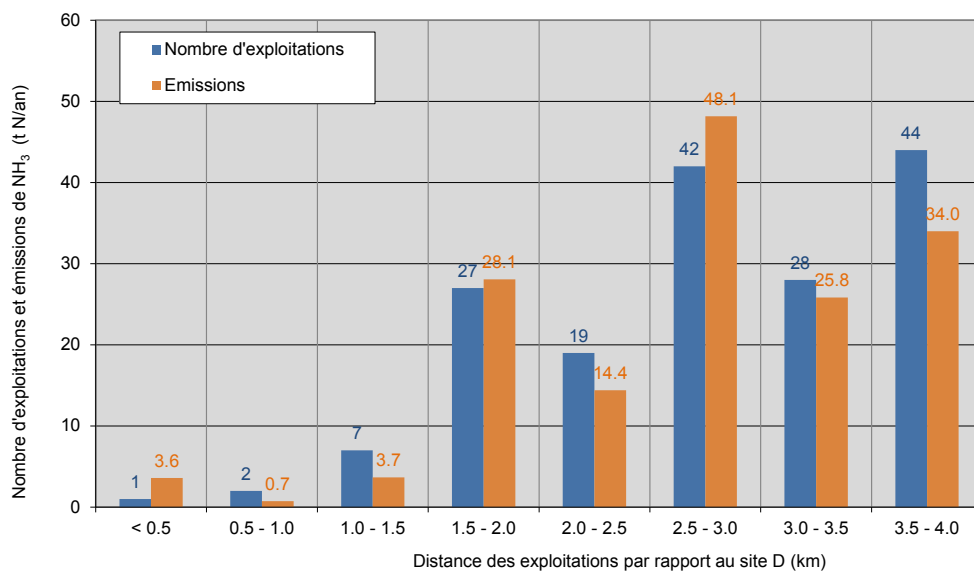
**Fig. 27 > Modélisation des concentrations de NH<sub>3</sub> dans les environs du site D**

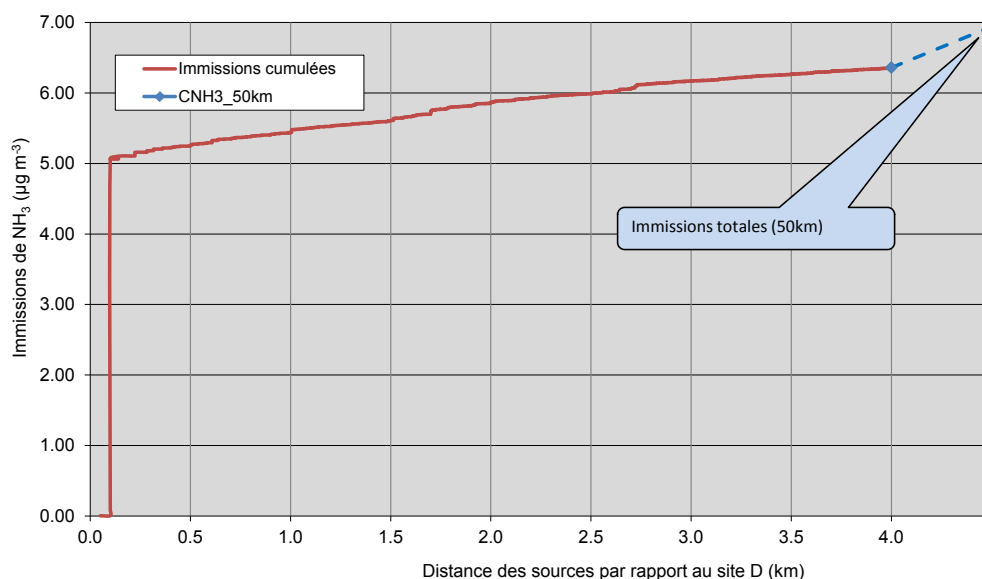
(point bleu clair). Les cercles bleus marquent des distances de 1 km et de 4 km du site D.



**Fig. 28 > Nombre et taux d'émission des exploitations agricoles**

classés selon la distance par rapport au site D (jusqu'à 4 km).



**Fig. 29 > Apport cumulé des sources aux immissions de NH<sub>3</sub>**(en  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) en fonction de la distance par rapport au site D.

La fig. 28 révèle les distances et l'intensité de la source des exploitations aux alentours du site D. Il apparaît qu'il n'y a que trois exploitations dans un rayon d'un kilomètre; l'une d'elles se trouve cependant (comme l'illustre la fig. 29) à une centaine de mètres seulement.

La fig. 29 montre l'apport des 170 exploitations situées dans un rayon de quatre kilomètres autour de la station forestière à la concentration d'ammoniac sur ce site. Cet apport explique environ 90 % de la concentration d'ammoniac modélisée ( $6,9 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ). L'exploitation la plus proche cause à elle seule une charge de près de  $5 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ , qui dépasse le niveau critique de  $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  (ou  $4 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  si la valeur supérieure de la marge d'incertitude de 2 à  $4 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$  est prise en compte pour l'évaluation). Contrairement à l'exemple C, la situation des immissions est principalement marquée par certaines sources à proximité immédiate du site.

Le dépôt d'azote modélisé sur le site D atteint  $68 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (voir tab. 9) et se révèle ainsi nettement supérieur à la charge critique empirique d'azote pour les forêts mixtes ( $10 \text{ à } 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). La seule déposition sèche d'ammoniac gazeux (pour une vitesse de déposition moyenne de  $30 \text{ mm s}^{-1}$ ), avec un apport de  $54 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , entraîne un très important dépassement de la charge critique d'azote. Sa part dans le dépôt total s'élève à près de 80 % et dépasse sensiblement la part moyenne d'un tiers en Suisse (voir 3, tab. 2).

### 3.5.4 Synthèse de l'évaluation

En moyenne suisse, les émissions «locales» d'ammoniac dont les sources se situent à une distance de zéro à un kilomètre des écosystèmes sous revue contribuent pour un quart à la concentration totale d'ammoniac sur les sites des écosystèmes (cinquantième percentile à la fig. 12). Les émissions «régionales» (distance d'un à quatre kilomètres) le font pour un autre quart, de sorte que celles à une distance supérieure à quatre kilomètres sont responsables de près de la moitié des immissions.

Les situations des immissions varient fortement, aussi bien entre les types d'écosystèmes sous revue (hauts-marais, bas-marais, prairies et pâturages secs, stations forestières de l'IFN) que dans ces écosystèmes en fonction de la situation géographique (fig. 11). A titre d'illustration, le présent rapport a examiné quatre sites en détail.

Sur le site A, à la périphérie d'un bas-marais, les sources locales (en particulier plusieurs exploitations agricoles situées à une distance de moins de 500 mètres) représentent une grande partie des immissions. Mais les nombreuses sources plus éloignées contribuent de manière substantielle à la charge totale. Dans l'ensemble, le site est ainsi bien plus pollué que la moyenne. En pareil cas, il n'est pas possible de réduire la charge en polluants dans la mesure souhaitée en prenant uniquement des mesures pour les sources locales, p. ex. dans les trois exploitations les plus proches. Des mesures régionales seraient sans doute appropriées, voire l'instrument du plan de mesures visé aux art. 31 à 34 OPair en cas d'immissions excessives en dépit de mesures préventives de réduction des émissions. Les concentrations d'ammoniac résultant des émissions «locales» (distance de 0 à 1 km) sont si importantes (plus de  $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ) que des mesures spéciales concernant ces sources permettraient de soulager l'écosystème voisin de manière considérable.

Pour le site B (haut-marais), il n'y a pas d'exploitation à moins de 900 mètres et la concentration d'ammoniac est fortement marquée par des sources régionales. On peut qualifier ce site de situation typique où il est indispensable de chercher une solution grâce à des mesures régionales tenant compte de toutes les sources d'émission à l'échelle régionale.

Pour le site C, dans une forêt de conifères, le nombre assez important d'exploitations dans un rayon de quatre kilomètres n'explique que la moitié de la concentration d'ammoniac mesurée. Aucune exploitation ne génère à elle seule des immissions qui dépasseraient le niveau critique au sens de l'UNECE. Le problème découle plutôt des apports cumulés de charges dus à l'ensemble des sources dans un rayon assez important. Il s'agit ici aussi d'une situation d'immissions excessives qu'il faudrait maîtriser en premier lieu au moyen de l'instrument du plan de mesures si les limitations préventives des émissions dans les différentes exploitations ne devaient pas suffire pour faire baisser la charge en dessous du niveau critique.

L'exemple D, un site en lisière de forêt mixte, montre que les exploitations situées à proximité immédiate d'un écosystème peuvent générer à elles seules une concentration d'ammoniac et des dépôts d'azote excessifs, en particulier si l'on tient compte de la périphérie et non du cœur de l'écosystème comme point d'évaluation. Alors qu'en pareilles situations, les immissions excessives ne sont que rarement occasionnées par une seule source dans les marais ou les prairies et pâturages secs, cela peut fréquemment survenir en forêt (pour quelques centaines voire plusieurs milliers d'exploitations individuelles en fonction de la méthode).

En général, la modélisation des immissions devrait distinguer les sources agricoles en fonction des sources surfaciques (épandage, prairie) et ponctuelles (étables, stockage), car il peut s'ensuivre des sous- ou des surestimations importantes (fig. 21). S'il s'agit d'évaluer les immissions locales, en particulier celles d'une exploitation individuelle, il est impératif de recourir à des informations plus détaillées sur les sources (émissions, situation, altitude) et les conditions de dispersion que cela n'a été possible pour la présente évaluation à l'échelle nationale.

## 4 Conclusions et recommandations

L'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) ne contient à ce jour aucune valeur limite d'immission pour l'ammoniac à l'annexe 7. D'un point de vue juridique, il est donc possible, pour déterminer si les immissions sont excessives, de prendre en compte, au sens de l'art. 2, al. 5, OPair, les charges et niveaux critiques qui ont été définis sur la base des effets induits dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU) et qui, ainsi, sont équivalents de par leur importance aux valeurs limites d'immission fixées sur la même base des effets induits selon les critères de la loi sur la protection de l'environnement (LPE).

En référence à la récente révision des niveaux critiques d'ammoniac réalisée dans le cadre de la Convention de la CEE-ONU et eu égard au fait que les émissions d'ammoniac, d'origine agricole en particulier, fournissent une contribution prépondérante à la charge d'azote dans les écosystèmes proches de l'état naturel, la question s'est posée de savoir dans quelle mesure la définition d'une valeur limite d'immission pour l'ammoniac à l'annexe 7 OPair pouvait simplifier l'application de limitations plus sévères des émissions pour les installations agricoles visées aux art. 5 et 9 OPair et, s'il y a plusieurs installations stationnaires, aux 31 à 34 OPair.

Pour y répondre, l'analyse a porté sur plusieurs aspects partiels en lien avec l'évaluation des immissions et les relations spatiales entre les émissions et les immissions. Elle permet de tirer les *conclusions* suivantes:

### ***1. Disparités en cas de dépassement des charges critiques d'azote et des niveaux critiques d'ammoniac***

Les charges critiques des dépôts d'azote dans les hauts-marais, les bas-marais, les pâturages secs riches en espèces et les forêts sont dépassées sur une part nettement plus élevée de la surface des écosystèmes que les niveaux critiques d'ammoniac. A l'échelle nationale, la protection des écosystèmes sensibles est mieux assurée lorsque ce sont les charges critiques d'azote qui déterminent la nécessité de réduire les immissions excessives.

### ***2. Rapport entre les dépassements des niveaux critiques d'ammoniac et des charges critiques d'azote***

Selon le type d'écosystème, des concentrations d'ammoniac de l'ordre du niveau critique peuvent entraîner à elles seules des dépassements de la charge critique d'azote. En règle générale, d'autres polluants contribuent aussi au dépôt d'azote. La charge d'azote effective et l'ampleur d'un éventuel dépassement de la charge critique sont ainsi nettement plus importantes que ne le révèle une évaluation à l'aune de la seule concentration d'ammoniac.

### ***3. Apport des sources d'émission à la concentration d'ammoniac sur le site d'un écosystème en fonction de leur distance par rapport à ce dernier***

L'analyse spatiale des relations émissions/immissions entre les sources d'émission (installations agricoles) et les sites comprenant des écosystèmes sensibles montre que la concentration des immissions d'ammoniac sur le site d'un écosystème est le résultat d'apports cumulés d'émissions en provenance de toutes les sources situées dans un rayon important. Cette concentration n'est pas uniquement causée par les émissions d'une seule ou de plusieurs sources à proximité immédiate de l'objet à protéger. Selon la grandeur de la source et sa proximité avec le site de l'écosystème, il peut cependant arriver qu'une installation agricole contribue à elle seule à ce que

la concentration d'ammoniac sur un site dépasse le niveau critique. A ce sujet, les stations forestières sont nettement plus touchées que les sites dans les hauts-marais, les bas-marais ainsi que les prairies et pâturages secs (voir conclusion n° 5).

#### ***4. Apport des sources d'émission aux concentrations d'ammoniac sur les sites des écosystèmes à l'échelle nationale***

Si l'on considère la surface totale des écosystèmes, les émissions « locales » d'ammoniac dont les sources se situent à une distance de zéro à un kilomètre des écosystèmes sous revue contribuent en moyenne suisse pour un quart à la concentration totale d'ammoniac sur les sites des écosystèmes. Les émissions à une distance d'un à quatre kilomètres le font pour un autre quart, de sorte que celles à une distance supérieure à quatre kilomètres sont responsables en moyenne de près de la moitié des immissions. Pour certains sites, ces apports peuvent sensiblement s'écarter de la moyenne suisse.

#### ***5. Analyse du nombre d'exploitations agricoles dont les émissions peuvent entraîner à elles seules un dépassement du niveau critique d'ammoniac***

Si l'on considère la périphérie des écosystèmes à proximité des sources d'émission, une analyse de la situation actuelle à l'échelle nationale montre, en tenant compte de l'ensemble des exploitations agricoles (env. 61 000 en 2007) et en formulant l'hypothèse de facteurs d'émission moyens, qu'en de rares cas les étables et les stockages d'engrais de ferme des exploitations agricoles situées à proximité immédiate de hauts-marais, bas-marais ou prairies et pâturages secs peuvent contribuer à elles seules à ce que la concentration d'ammoniac sur le site de l'écosystème dépasse le niveau critique. En fonction du choix des conditions régissant la détermination de l'écart, cela peut concerner entre un petit nombre et une centaine d'exploitations.

Pour les exploitations agricoles situées à proximité immédiate de stations forestières, de tels cas peuvent survenir plus souvent en fonction de la taille de l'exploitation. Cela concerne avant tout des exploitations qui se trouvent à moins de 100 mètres d'une lisière de forêt. En vertu de l'analyse réalisée à l'échelle nationale avec une résolution spatiale limitée (un hectare), qui comprend aussi toutes les exploitations agricoles, les étables et stockages d'engrais de ferme de quelques centaines voire de quelques milliers d'exploitations peuvent, en fonction du choix des conditions régissant la détermination de l'écart, contribuer à elles seules à ce que les concentrations d'ammoniac dans la station forestière la plus proche dépassent le niveau critique.

Même dans ces cas, la concentration totale d'ammoniac sur le site de l'écosystème s'explique uniquement par l'apport de toutes les sources situées dans un rayon important. Les indications concernant le nombre d'exploitations potentiellement concernées constituent une estimation approximative à l'échelle nationale qui repose sur de nombreuses incertitudes en termes d'emplacement des exploitations, d'émissions précises et de conditions de dispersion locales. Cette analyse ne permet donc pas d'évaluer des cas individuels. Pour cela, il serait impératif de relever et de prendre en compte les indications spécifiques aux exploitations et les informations locales.

#### ***6. Importance des sources agricoles et non agricoles en cas de dépassement des charges critiques d'azote et des niveaux critiques d'ammoniac***

L'apport des sources agricoles est primordial dans le dépassement du niveau critique d'ammoniac, alors que les transports, l'industrie, l'artisanat et les ménages sont des sources qui contribuent aussi au dépassement de la charge critique d'azote, tout comme les émissions d'oxydes d'azote provenant des processus de combustion.

Dans ce cadre et en tenant compte des conclusions n°s 3 et 4, on constate que l'introduction d'une valeur limite d'immission pour l'ammoniac ne permettrait de

simplifier l'exécution des art. 5 et 9 OPair (limitations plus sévères des émissions pour les installations projetées et existantes en cas d'immissions excessives malgré une limitation préventive des émissions) que dans des cas spécifiques, car aussi bien à l'aune des niveaux critiques d'ammoniac que des charges critiques d'azote, les immissions excessives sont occasionnées dans la plupart des cas par nombre de sources dans un rayon important autour de l'écosystème sensible.

Ainsi dans les deux cas (dépassement de la charge critique d'azote, dépassement du niveau critique d'ammoniac), le plan de mesures visé aux art. 31 à 34 OPair est en général l'instrument le plus approprié pour diminuer les immissions excessives si, malgré une limitation préventive des émissions, de nombreuses sources génèrent des immissions excessives.

### **7. Conséquences possibles pour la place des charges critiques d'azote en cas de définition d'une valeur limite d'immission pour l'ammoniac à l'annexe 7 OPair**

La définition d'une valeur limite d'immission (VLI) pour l'ammoniac à l'annexe 7 OPair pourrait mener à ce que les autorités d'exécution se focalisent uniquement sur l'ammoniac gazeux et à ce que la problématique des flux d'azote accrus dans les écosystèmes sensibles passe au second plan. La conséquence pourrait donc être négative pour la protection des écosystèmes, car suite à l'orientation unique de l'exécution sur le respect d'une valeur limite d'immission fondée sur les concentrations, une simple augmentation de la distance entre la source d'émission et l'objet à protéger pourrait entraîner la baisse nécessaire de la charge sans qu'il ne faille procéder à des réductions des émissions. Le flux des composés azotés réactifs dans l'environnement ne diminuerait néanmoins pas dans l'ensemble.

Fixer comme priorité l'approche des niveaux critiques pourrait ainsi limiter l'application étendue de l'art. 2, al. 5, OPair, car suite à la définition d'une valeur limite d'immission pour l'ammoniac à l'annexe 7 OPair et du fait de la relation de l'art. 7 à l'art. 2, al. 5, OPair, on ne tiendrait le cas échéant plus compte d'autres critères telles les charges critiques pour déterminer si des immissions sont excessives.

Cela équivaldrait à affaiblir la protection des écosystèmes parce que les charges critiques d'azote sont dépassées sur une part plus importante de la surface des écosystèmes que les niveaux critiques d'ammoniac. En outre, ces derniers se fondent globalement sur des données scientifiques plus restreintes que les charges critiques d'azote.

Eu égard à ces conclusions, nous pouvons formuler les **recommandations** suivantes, qui s'adressent aux autorités fédérales et cantonales et concernent aussi les travaux futurs de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA):

### **Recommandations à l'intention des autorités fédérales**

#### **1. Evaluer en priorité la pollution par l'azote des écosystèmes proches de l'état naturel à l'aide du dépassement des charges critiques d'azote**

Actuellement, aucune valeur limite d'immission (VLI) pour l'ammoniac ne doit être fixée à l'annexe 7 de l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair). Au contraire, il s'agit d'évaluer en priorité l'ammoniac sur la base de sa forte concentration dans les dépôts d'azote présents dans les écosystèmes sensibles. En lien avec l'ammoniac et les composés d'ammonium, les charges critiques des dépôts d'azote dans les écosystèmes sensibles sont les limites de charge dont il faut tenir compte en priorité: au-dessus de celles-ci, il faut s'attendre à des atteintes à la structure et à la fonction des écosystèmes, et les immissions doivent être considérées comme excessives.

## **2. Renforcer l'importance des charges critiques d'azote, mais aussi créer la possibilité de tenir compte du niveau critique d'ammoniac pour évaluer la situation des immissions dans des cas spécifiques**

Les informations concernant l'ordonnance sur la protection de l'air n° 13 (OFEFP 2002) et l'aide à l'exécution *Constructions rurales et protection de l'environnement* (OFEV et OFAG 2011) relèvent que, d'un point de vue juridique, les charges et niveaux critiques (UNECE) peuvent servir à déterminer si des immissions sont excessives en l'absence d'une valeur limite d'immission à l'annexe 7 OPair. Cela pourrait être plus évident si l'art. 2, al. 5, OPair signalait explicitement cette possibilité. Il convient d'examiner une extension correspondante de cette disposition dans le cadre d'une éventuelle révision de l'OPair.

Une telle approche permettrait d'accorder aux charges critiques d'azote l'importance qu'elles méritent, mais les niveaux critiques d'ammoniac pourraient aussi servir au besoin à déterminer si des immissions sont excessives. Comme les concentrations d'ammoniac fournissent un peu partout une contribution considérable aux dépôts totaux d'azote dans les écosystèmes proches de l'état naturel, le respect des niveaux critiques d'ammoniac entraînerait dans de nombreux cas une réduction substantielle des dépôts. Il faut néanmoins relever que le seul respect du niveau critique d'ammoniac ne résout en général pas le problème des dépôts d'azote trop élevés. Mais si tant les charges critiques d'azote que les niveaux critiques d'ammoniac sont disponibles pour déterminer si des immissions sont excessives, il est possible de clarifier et de décider au cas par cas, du point de vue de l'exécution, le critère d'évaluation qui doit avoir la priorité dans l'optique d'une protection appropriée des écosystèmes.

En cas d'inscription des niveaux critiques d'ammoniac comme VLI à l'annexe 7 OPair, ceux-ci primeraient les charges critiques. Sous un angle scientifique, cela ne peut se justifier sur la base des données disponibles relatives aux relations exposition-effet.

## **Recommandations à l'intention des autorités cantonales**

### **1. Axer l'application de la limitation préventive des émissions conformément à l'état de la technique**

Actuellement, l'attention doit se fixer sur la limitation préventive des émissions pour la réduction de l'ammoniac dans les installations agricoles, car le potentiel de cette première étape de la protection de l'air, où la question de savoir si des immissions sont excessives n'est pas essentielle, n'est de loin pas exploité. L'état de la technique, qui est déterminant pour l'exécution, est décrit dans les aides à l'exécution pour la protection de l'environnement dans l'agriculture (cf. OFEV et OFAG 2011, OFEV et OFAG 2012), publiées par la Confédération, dans le document international d'orientation sur les techniques de prévention et de réduction des émissions d'ammoniac (CEE-ONU 2007b) et dans sa version révisée (CEE-ONU 2012), que l'Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance a approuvée en 2012.

Ce n'est que lors de la seconde étape, avec des limitations plus sévères des émissions – en cas d'immissions excessives malgré une limitation préventive des émissions –, qu'il s'agit de déterminer si des immissions sont excessives. Du point de vue actuel, les dépassements des charges critiques des dépôts d'azote dans les écosystèmes sensibles restent les critères d'évaluation les mieux étayés. Comme, en vertu de la présente analyse, les immissions excessives sur le site d'un écosystème ne sont guère générées par une seule installation mais par de nombreuses sources dans un environnement proche et lointain, le plan de mesures visé aux art. 31 à 34



OPair est en règle générale l'instrument approprié pour réduire les immissions excessives.

## ***2. Poursuivre les mesures des concentrations d'ammoniac***

Si aucune valeur limite d'immission n'est définie pour l'ammoniac à l'annexe 7 OPair, cela ne veut pas dire qu'il ne faut plus réaliser de mesures des concentrations d'ammoniac dans l'air pour surveiller la situation des immissions. Comme l'ammoniac gazeux contribue dans une large mesure aux dépôts d'azote dans les écosystèmes et que l'ammoniac se mesure bien, il est recommandé de poursuivre la mesure des concentrations d'ammoniac sur des sites appropriés à l'échelle locale, régionale et suprarégionale et, le cas échéant, de la compléter par des mesures de la somme de l'ammoniac et des aérosols contenant de l'ammonium.

Dans d'autres pays aussi (p. ex. Danemark, Pays-Bas), il s'est avéré que les concentrations d'ammoniac et lesdites mesures de la somme sont de très bons indicateurs de l'évolution de la pollution dans le temps. Si des mesures efficaces de réduction des émissions d'ammoniac sont prises à l'échelle nationale, cela apparaît aussi dans l'évolution des immissions mesurées dans le temps.

Les mesures des immissions sont ainsi un instrument de contrôle indépendant du calcul des émissions. Lorsqu'elles doivent servir à déterminer si des immissions sont excessives, il est nécessaire de les effectuer dans le domaine d'application des critères d'évaluation tels les niveaux et charges critiques, c'est-à-dire sur le site de l'écosystème sensible. Pour les stations forestières, la mesure des immissions peut être réalisée pour se rapprocher des conditions réelles à proximité de la lisière de forêt, car des mesures faites à des hauteurs différentes dans des tours ont révélé que les différences entre les concentrations d'ammoniac près du sol et à la hauteur des cimes ne sont pas très importantes. Mais les immissions d'ammoniac ne doivent en aucun cas être mesurées dans la végétation même.

### **Recommandation concernant la suite du travail de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) sur ces questions**

Dans un souci prospectif, nous recommandons de répéter la présente analyse dans cinq à dix ans, car il faut procéder de l'idée que nous disposerons de nouvelles découvertes scientifiques sur les différents effets et que la transformation structurelle en cours dans l'agriculture pourra conduire à d'importants changements dans la relation spatiale entre les sources d'émission et les charges sur les sites qui comptent des écosystèmes sensibles.

### **Remerciements**

La Commission fédérale de l'hygiène de l'air remercie Beat Achermann, Christof Ammann, Sabine Braun, P<sup>r</sup> Jürg Fuhrer, Hans Gygax et Fritz Zürcher pour leur participation à l'élaboration du présent rapport au sein du groupe d'experts. Elle adresse aussi ses vifs remerciements à M. Beat Rihm de la société Meteotest, qui a établi les cartes d'immission et réalisé les analyses sur les dépassements des charges et niveaux critiques de même que sur les relations spatiales entre les sources d'émission et les immissions enregistrées dans les écosystèmes.

## 5 Bibliographie

Achermann B., Rihm B., Kurz D. 2011: National Focal Centre Report – Switzerland. In: Posch M., Slootweg J., Hettelingh J.-P. (eds.), Modelling Critical Thresholds and Temporal Changes of Geochemistry and Vegetation Diversity, CCE Status Report 2011. Coordination Centre for Effects (CCE), Bilthoven, The Netherlands. 186 pp. RIVM report 680359003. ISBN 978-90-6960-254-7. The report can be downloaded from the CCE-website:

[www.rivm.nl/en/themasites/cce/publications/CCE\\_Status\\_Report\\_2011/index.html](http://www.rivm.nl/en/themasites/cce/publications/CCE_Status_Report_2011/index.html).

Asman W.A.H. 2002: Die Modellierung lokaler Ammoniak-Depositionen im Umfeld von Stallgebäuden. KTBL-Schrift 406, S. 295–319. In: KTBL (Ed.): Emissionen der Tierhaltung. KTBL/UBA-Symposium 3.–5. Dezember 2001. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt.

Asman W.A.H., Jaarsveld H.A. 1990: A variable-resolution statistical transport model applied for ammonia and ammonium. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Report no. 228471007, Bilthoven, The Netherlands.

Bobbink R., Hettelingh J.-P. (eds.) 2011: Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop held from 23–25 June 2010 in Noordwijkerhout, The Netherlands. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands. RIVM report 680359002. ISBN 978-90-6960-251-6. The report can be downloaded from the CCE-website:

[www.rivm.nl/en/themasites/cce/publications/other-publications/Revemp.html](http://www.rivm.nl/en/themasites/cce/publications/other-publications/Revemp.html).

Bonjour C. 2010: Stratifizierte mittlere Ammoniak-Emissionsfaktoren für 24 Tiergruppen, Resultate aus dem AGRAMMON-Projekt im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU. Persönliche Mitteilung von Cyrill Bonjour, Bonjour Engineering GmbH, Lostorf, März 2010.

Cape J.N., van der Erden L.J., Sheppard L.J., Leith I.D., Sutton M.A. 2009: Reassessment of Critical Levels for Atmospheric Ammonia. In: Sutton et al. (eds), Atmospheric Ammonia, Detecting emission changes and environmental impacts, Results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Springer Science + Business Media B.V. 2009, 15–40. ISBN 978-1-4020-9120-9.

CEE-ONU 1999: Protocole à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, de 1979, relatif à la réduction de l'acidification, l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique, adopté à Göteborg (Suède) le 30 novembre 1999. Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU).

[www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap\\_s.html](http://www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap_s.html)

CEE-ONU 2007b: Document d'orientation sur les techniques de prévention et de réduction des émissions d'ammoniac. Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. CEE-ONU Genève. ECE/EB.AIR/WG.5/2007/13, 16 juillet 2007.

CEE-ONU 2012: Document d'orientation sur les techniques de prévention et de réduction des émissions d'ammoniac. Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. CEE-ONU Genève. ECE/EB.AIR/120.

CFHA 2005: Les polluants atmosphériques azotés en Suisse. Rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA). Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP, éd.), Cahier de l'environnement n° 384, Berne: 168 p.

DFI 1991: Inventaire fédéral des hauts-marais et des marais de transition d'importance nationale. (Federal Inventory of Raised and Transitional Bogs of National Importance). Appendix to the Federal Ordinance on the Protection of Raised Bogs. Département fédéral de l'intérieur (DFI), Berne.

FF 2009: Rapport Stratégie fédérale de protection de l'air du 11 septembre 2009. Feuille fédérale n° 40 du 6 octobre 2009, 5941–5972.  
[www.admin.ch/opc/fr/federal-gazette/2009/5941.pdf](http://www.admin.ch/opc/fr/federal-gazette/2009/5941.pdf).

FOEFL 1996: Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances, Eutrophying Atmospheric Deposition. Environmental Series No. 275. Federal Office of Environment, Forests and Landscape (FOEFL), Berne. 90pp. (out of print, reprint with updates in prep.)

FOEN 2007: Inventaire fédéral des prairies et pâturages secs d'importance nationale (PPS) [Inventory of dry grasslands of national importance]. Pers. comm. (GIS data) by Christophe Hunziker on behalf of the Federal Office for the Environment, 22. Oct. 2007.  
[www.bafu.admin.ch/schutzgebiete-inventare/07849/index.html?lang=fr](http://www.bafu.admin.ch/schutzgebiete-inventare/07849/index.html?lang=fr).

FOEN 2011: Switzerland's Informative Inventory Report 2011 (IIR). Submission under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). Federal Office for the Environment FOEN, Berne.

FOEN 2011a: NO<sub>2</sub> ambient concentrations in Switzerland – Modelling results for 2005, 2010, 2015. Federal Office for the Environment FOEN, UW-1123-E, Bern.  
[www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01634/index.html?lang=en](http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01634/index.html?lang=en).

Hegg O., Béguin C., Zoller H. 1993: Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen der Schweiz. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Kupper T., Bonjour C., Achermann B., Zaucker F., Rihm B., Menzi H. 2013: Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neuberechnung 1990–2010, Prognose bis 2020. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Mai 2013. Verfügbar auf [www.agrammon.ch](http://www.agrammon.ch).

LFI (1990/92): Schweizerisches Landesforstinventar (LFI), Datenbankauszüge vom 30. Mai 1990 und vom 8. Dezember 1992. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf.

Loubet B., Asman W.A.H., Theobald M.R., Hertel O., Sim Tang Y., Robin P., Hassouna M., Dämmgen U., Genermont S., Cellier P., Sutton M.A. 2009: Ammonia deposition Near Hot Spots: Processes, Models and Monitoring Methods. In: Sutton et al. (eds), Atmospheric Ammonia, Detecting emission changes and environmental impacts, Results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Springer Science + Business Media B.V. 2009, 15–40. ISBN 978-1-4020-9120-9.

LPE 1983: Loi fédérale du 7 octobre 1983 sur la protection de l'environnement (loi sur la protection de l'environnement [LPE]). RS 814.01. [www.admin.ch/ch/f/sr/8/814.01.fr.pdf](http://www.admin.ch/ch/f/sr/8/814.01.fr.pdf).

OFEFP 1992: La signification des valeurs limites d'immission de l'ordonnance sur la protection de l'air. Cahier de l'environnement n° 180, Air. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne, juillet 1992.  
[www.bafu.admin.ch/publi-kationen/publikation/00275/index.html?lang=fr](http://www.bafu.admin.ch/publi-kationen/publikation/00275/index.html?lang=fr).

OFEFP 2002: Réduction des émissions d'ammoniac (NH<sub>3</sub>) provenant de la garde d'animaux de rente dans les exploitations agricoles. Informations concernant l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) n° 13. L'environnement pratique, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP): 10 p.

OFEV et OFAG (éds.) 2008: Objectifs environnementaux pour l'agriculture. A partir de bases légales existantes. Connaissance de l'environnement n° 0820. Office fédéral de l'environnement, Berne: 221 p.

OFEV et OFAG (éds.) 2011: Constructions rurales et protection de l'environnement. Un module de l'aide à l'exécution pour la protection de l'environnement dans l'agriculture. L'environnement pratique n° 1101. Office fédéral de l'environnement, Berne: 123 p.

OFEV et OFAG (éds.) 2012: Eléments fertilisants et utilisation des engrais dans l'agriculture. Un module de l'aide à l'exécution pour la protection de l'environnement dans l'agriculture. L'environnement pratique n° 1225. Office fédéral de l'environnement, Berne: 62 p.

OFS 2011: Recensement des entreprises agricoles 2000, 2007. Données individuelles, Office fédéral de la statistique (OFS), Neuchâtel.

OPair 1985: Ordonnance du 16 décembre 1985 sur la protection de l'air (OPair). RS 814.318.142.1. [www.admin.ch/ch/f/sr/8/814.318.142.1.fr.pdf](http://www.admin.ch/ch/f/sr/8/814.318.142.1.fr.pdf).

Rihm B., Urech M., Peter K. 2009: Mapping Ammonia Emissions and Concentrations for Switzerland. In: Sutton et al. (eds), Atmospheric Ammonia, Detecting emission changes and environmental impacts, Results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Springer Science + Business Media B.V. 2009, 15–40. ISBN 978-1-4020-9120-9.

Roth T., Kohli L., Rihm B., Achermann B. 2013: Nitrogen deposition is negatively related to species richness and species composition of vascular plants and bryophytes in Swiss mountain grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 178, 121–126.

Sheppard L.J., Leith I.D., Mizunuma T., Cape J.N., Crossley A., Leeson S., Sutton M.A., van Dijk N., Fowler D. 2011: Dry deposition of ammonia gas drives species change faster than wet deposition of ammonium ions: evidence from a long-term field manipulation. *Global Change Biology* 17, 3589–3607.

Sutton M.A., Reis S., Baker S.M.H. (eds.) 2009: Atmospheric Ammonia, Detecting emission changes and environmental impacts, Results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Springer Science + Business Media B.V. ISBN 978-1-4020-9120-9. 464 pp.

Thöni L., Brang P., Braun S., Seitler E., Rihm B. 2004: Ammonia monitoring in Switzerland with passive samplers: patterns, determinants and comparison with modelled concentrations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 98, 93–107.

Thöni L., Seitler E. 2011: Ammoniak-Immissionsmessungen in der Schweiz 2000 bis 2010. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU, der OSTLUFT und verschiedener Kantone. [www.bafu.admin.ch/luft/00649/01960/index.html?lang=de](http://www.bafu.admin.ch/luft/00649/01960/index.html?lang=de).

UNECE (ed.) 2010: Empirical critical loads and dose-response relationships. Report on a workshop held from 23 to 25 June 2010 in Noordwijkerhout, The Netherlands, prepared by the Coordination Centre for Effects on behalf of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Working Group on Effects, 13 July 2010, ECE/EB.AIR/WG.1/2010/14.

UNECE 2004: Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, United Nations Economic Commission for Europe, version with updates downloadable at [www.rivm.nl/en/themasites/icpmm/manual-and-downloads/manual-english/index.html](http://www.rivm.nl/en/themasites/icpmm/manual-and-downloads/manual-english/index.html).

UNECE 2007a: Report on the Workshop on Atmospheric Ammonia, Detecting Emission Changes and Environmental Impacts. United Nations Economic Commission for Europe, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Working Group on Strategies and Review, ECE/EB.AIR/WG.5/2007/3

WSL 1993: Federal Inventory of Fenlands of National Importance. Pers. comm. from A. Grünig and P. Schönenberger, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf. The inventory was published in 1995 as an Appendix to the Federal Ordinance on the Protection of Fenlands.

## 6 Répertoires

### Liste des abréviations

AGRAMMON	application en ligne pour calculer les émissions d'ammoniac des exploitations agricoles et des régions, <a href="http://www.agrammon.ch">www.agrammon.ch</a>
BM	inventaire des bas-marais
CEE-ONU	Commission économique des Nations Unies pour l'Europe.
CFHA	Commission fédérale de l'hygiène de l'air
CLe	niveau critique ou <i>critical level</i> . Concentration critique d'un polluant dans l'air selon l'UNECE. Limite de charge pour évaluer l'atteinte directe des polluants gazeux sur des récepteurs sensibles.
CLeNH <sub>3</sub>	niveau critique d'ammoniac
CLN	charge critique d'azote ou <i>critical load</i> . Charge critique pour les polluants atmosphériques azotés selon l'UNECE. Limite de charge pour évaluer l'apport sec et humide des polluants atmosphériques azotés dans les écosystèmes sensibles.
CNH3_1km	concentration de NH <sub>3</sub> produite par les sources d'émission de NH <sub>3</sub> à une distance de 1 km au plus.
CNH3_4km	concentration de NH <sub>3</sub> produite par les sources d'émission de NH <sub>3</sub> à une distance de 4 km au plus.
CNH3_50km	concentration de NH <sub>3</sub> produite par les sources d'émission de NH <sub>3</sub> à une distance de 50 km au plus.
Concentration	quantité de polluants par volume d'air souvent exprimée en $\mu\text{g m}^{-3}$ . La concentration des substances dans les précipitations sert aussi à déterminer les dépôts sous forme humide.
Dépôt	(en anglais «deposition»), flux de substances de l'atmosphère vers la surface terrestre, rapporté à une surface; les dépôts azotés sont exprimés en kilogramme d'azote par hectare et par an ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ ).
Emission	polluant émis à la source.
EUNIS	European Nature Information System. Banque de données avec des indications sur les espèces, les types d'habitats et les habitats en Europe <a href="http://www.eunis.eea.europa.eu/index.jsp">www.eunis.eea.europa.eu/index.jsp</a>
ExCLN	dépassement (en anglais <i>exceedance</i> ) de la charge critique d'azote (CLN). Pour les polluants atmosphériques azotés, il se définit comme la différence entre le dépôt total d'azote et la CLN.
HM	inventaire des hauts-marais

HNO <sub>3</sub>	acide nitrique
IFN	inventaire forestier national suisse, géré par le WSL
Immission	concentration dans l'air ou dépôt des polluants à l'endroit où ils agissent.
LPE	loi fédérale du 7 octobre 1983 sur la protection de l'environnement (loi sur la protection de l'environnement [LPE]). RS 814.01.
LRTAP	(UNECE Convention on) Long-range Transboundary Air Pollution (Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance)
N	azote
NH <sub>3</sub>	ammoniac
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ammonium
NHy-N	azote dans les composés d'azote réduits (ammoniac et ammonium)
NO <sub>2</sub>	dioxyde d'azote
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	nitrate
NO <sub>x</sub>	oxydes d'azote (NO + NO <sub>2</sub> )
NOy-N	azote dans les composés d'azote oxydés (oxydes d'azote, acide nitrique et nitrate)
OFEFP	Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage
OFEV	Office fédéral de l'environnement
OFS	Office fédéral de la statistique
OMS	Organisation mondiale de la santé
OPair	ordonnance du 16 décembre 1985 sur la protection de l'air (OPair). RS 814.318.142.1. <a href="http://www.admin.ch/ch/f/sr/8/814.318.142.1.fr.pdf">www.admin.ch/ch/f/sr/8/814.318.142.1.fr.pdf</a>
PPS	inventaire des prairies et pâturages secs
SMB	<i>simple mass balance</i> , méthode permettant de déterminer la charge critique d'azote selon le <i>Mapping manual</i> de la Convention de l'UNECE sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance.
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
V <sub>dép</sub>	vitesse de déposition
VLI	valeur limite d'immission. Les VLI sont définies dans l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair).
WSL	application en ligne pour calculer les émissions d'ammoniac des exploitations agricoles et des régions, <a href="http://www.agrammon.ch">www.agrammon.ch</a>



---

### Unités de mesure

$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	kilogramme d'azote par hectare et par an (dépôt)
$\text{kt N a}^{-1}$	kilotonne d'azote par an
$\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$	microgramme (millionième de gramme) d'ammoniac par mètre cube d'air (concentration)

---