



Indicateur de l'ammoniac d'origine agricole

Rapport sur les indicateurs agroenvironnementaux

La durabilité environnementale de l'agriculture canadienne

Année de recensement 2021



Indicateur de l'ammoniac d'origine agricole

Rapport sur les indicateurs agroenvironnementaux, Année de recensement 2021

Statut : Couverture nationale, 1981-2021

Auteurs: S. Bittman, D. Worth, S. Nanayakarra, T. Martin, D. MacDonald

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire, 2026

Version électronique disponible à publications.gc.ca

AAFC no. 13345F

ISBN 978-0-660-98490-2

No. de catalogue A59-124/2026F-PDF

Also published in English under the title, Agricultural Ammonia Indicator

Consultez les [Indicateurs agroenvironnementaux sur agriculture.canada.ca](https://indicateurs.agroenvironnementaux.sur.agriculture.canada.ca) pour obtenir des renseignements sur cet indicateur et d'autres indicateurs agroenvironnementaux.

Pour de plus amples renseignements, consultez le www.agriculture.canada.ca ou composez sans frais le 1-855-773-0241.

Table des matières

Résumé.....	1
L'enjeu et son importance	2
L'indicateur des émissions de NH ₃ d'origine agricole.....	7
Limites.....	9
Résultats et interprétation	11
Options d'intervention.....	30
Références :.....	35
Références supplémentaires.....	38
Livres et chapitres	40

Liste des figures

Figure 1 : Montagnes de la vallée du bas Fraser, en Colombie-Britannique, enveloppées d'une brume causée par les particules secondaires à la fin de l'été, le 12 août 2012.....	3
Figure 2 : Cascade d'azote simplifiée (Galloway et coll., 2003), montrant le devenir de l'azote réactif utilisé en agriculture (adaptée de Sutton et coll., 2022).....	6
Figure 3 : Étapes de gestion du fumier, le mouvement progressif du fumier depuis son excrétion dans les bâtiments d'élevage jusqu'à son application sur les terres agricoles en passant par son stockage dans les systèmes de gestion du fumier.	9
Figure 4 : Émissions annuelles d'ammoniac (NH ₃) provenant de la production animale et de l'application d'engrais au Canada de 1981 à 2021.	12
Figure 5 : Émissions annuelles d'ammoniac (NH ₃) provenant de la production animale (en haut) et de l'application d'engrais (en bas) dans les provinces canadiennes de 1981 à 2021. Les provinces de l'Atlantique comprennent le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard ainsi que Terre-Neuve-et-Labrador.	13
Figure 6 : Pourcentage des émissions d'ammoniac (NH ₃) d'origine agricole en 2021, par secteur.	14

Figure 7 : Émissions d’ammoniac (NH ₃) provenant du bétail et des engrais en 2021.....	15
Figure 8. Émissions d’ammoniac (NH ₃) provenant des engrais en 2021.....	16
Figure 9. Émissions d’ammoniac (NH ₃) provenant du bétail en 2021.....	17
Figure 10. Émissions d’ammoniac (NH ₃) provenant du bétail par hectare de terre agricole en 2021.....	18
Figure 11 : Émissions d’ammoniac (NH ₃) provenant du bétail et des engrais par PPC en 2021.....	20
Figure 12 : Émissions d’ammoniac (NH ₃) provenant du bétail et des engrais par superficie de PPC en 2021.....	21
Figure 13. Évolution des émissions totales d’ammoniac par hectare de terres agricoles entre 1981 et 2021.....	24
Figure 14. Haut : Pourcentage des émissions provenant du bétail à la ferme et pourcentage d’azote (N) retenu après application sur les terres cultivées et les pâturages en 2021. Centrale : Valeurs réelles des excréments d’azote (N) et de l’azote retenu sur les terres cultivées et les pâturages (kt) en 2021, pour chaque province. Bas : Pertes réelles d’azote (N) (kt) attribuables aux émissions de NH ₃ provenant des bâtiments d’élevage, de l’entreposage, de l’épandage et du pâturage, dans chaque province.	26
Figure 15: Haut : Émissions d’ammoniac au Canada en 2021, calculées pour janvier (A) et mai (B). Les valeurs entre crochets dans la légende indiquent la proportion des CLS totales dans la catégorie correspondante. Les deux cartes utilisent les mêmes intervalles de classes afin de mettre en évidence les contrastes saisonniers des émissions. Bas : Carte moyenne sur 9 ans (2012 à 2021) des concentrations d’ammoniac (NH ₃) à la surface, observées de jour par le satellite CrIS, représentées sur une grille spatiale de 0,1° × 0,1° (environ 10 km × 10 km) pour l’hiver (C : décembre, janvier, février) et le printemps (D : mars, avril, mai), illustrant la présence d’ammoniac atmosphérique au Canada et dans le nord des États-Unis. Les images satellitaires ont été fournies par Sean Ford et Mark Shephard d’Environnement et Changement climatique Canada.	30
Figure 16 : Haut : Concentrations moyennes annuelles des particules secondaires dans le sud du Canada et dans le nord des États Unis en 2016, selon les prédictions du modèle Community Multiscale Air Quality (CMAQ) de l’Environmental Protection Agency (EPA) pour le projet Air Quality Time Series de l’EPA	

(<https://www.epa.gov/cmaq/equates>). (Avec l'aimable autorisation de Donna Schwede, EPA, É. U.) Bas : Les émissions d'ammoniac (NH₃) d'origine agricole en 2016 présentent une tendance similaire. D'autres modélisations sont nécessaires pour élaborer des méthodes de réduction..... 31

Liste des tableaux

Tableau 1: Pourcentage de la superficie totale des terres dans les régions agricoles, par province, qui appartient à chaque classe d'intensité des émissions de NH₃, pour les années choisies 1981, 2001, and 2021. 23

Tableau 2: Pourcentage des émissions d'ammoniac par secteur dans chaque province en 2021 et contribution de chaque province aux totaux nationaux de 1981 à 2021. 25

Résumé

L'ammoniac (NH_3) est un gaz basique, réactif et potentiellement toxique, composé d'azote (N) et d'hydrogène (H), qui nourrit les plantes tout en pouvant nuire à l'environnement et à la santé humaine. Au Canada, l'agriculture est à l'origine d'environ 93 % des émissions anthropiques de NH_3 dans l'atmosphère (Environnement et Changement climatique Canada, 2021). Les plus fortes émissions de NH_3 se produisent dans les régions où l'élevage est concentré, notamment dans le sud du Québec, de l'Ontario et du Manitoba, dans certaines parties de l'Alberta et dans la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique. Le NH_3 est libéré par les fumiers, principalement après décomposition de l'urée excrétée (bovins et porcins) et de l'acide urique (volailles). Les émissions de NH_3 proviennent également des engrais azotés contenant du NH_3 , de l'ammonium (NH_4^+) ou de l'urée. Lorsque la concentration de NH_3 est élevée dans les espaces clos, tels que les poulaillers, une ventilation suffisante est nécessaire pour qu'il ne devienne pas irritant, voire toxique, pour les humains et les animaux.

L'indicateur des émissions de NH_3 d'origine agricole a été mis au point pour estimer les émissions canadiennes de NH_3 d'origine agricole au moyen de données spatiales et temporelles sur la production agricole, les pratiques de gestion et les facteurs d'émission liés aux pratiques agricoles. Cet indicateur évalue l'état et la tendance à grande échelle des émissions sectorielles de NH_3 à l'échelle nationale et dans le paysage agricole canadien, ainsi que pour chaque pédopaysage du Canada (PPC) et chaque mois

En 2021, les émissions nationales de NH_3 provenant de toutes les sources agricoles s'élevaient à 403 kilotonnes (kt), contre 325 kt en 1981, les émissions provenant des engrais n'en représentant que 17 %. Depuis 1981, les émissions de NH_3 dues à l'application d'engrais (celles provenant de la fabrication sont exclues de cette mesure) ont été multipliées par 2,9 (passant de 54 kt en 1981 à 156 kt en 2021), l'usage d'engrais azotés s'étant renforcé, alors que les émissions dues au bétail ont diminué (de 51 kt), en particulier depuis 2006. Ces émissions reflètent une tendance générale à la réduction du cheptel et à l'augmentation des terres consacrées à la culture, ce qui nécessite plus d'engrais.

La plupart des émissions de NH_3 se produisent au printemps lors de l'épandage du fumier et des engrais, tandis que peu se produisent en hiver, où il y a peu d'épandage et où les entrepôts de fumier et les bâtiments d'élevage relativement froids émettent peu. La répartition temporelle et spatiale de l'inventaire est généralement soutenue par les observations terrestres récentes. On s'inquiète du fait que la réaction du NH_3 avec les gaz acides dans l'atmosphère produit des particules fines dont on sait qu'elles sont nuisibles à la santé humaine et aux écosystèmes naturels vierges, et qui peuvent avoir

des effets sociaux par la réduction de la visibilité. La modélisation montre que la plupart des particules se forment dans le sud du Québec et de l'Ontario et dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique. La perte de 326 kt d'azote sous forme de NH_3 dans l'atmosphère équivaut à une perte de 13 % des engrais azotés utilisés au Canada, soit 400 à 800 millions de dollars canadiens selon la composition actuelle des engrais. Le NH_3 émis, tout en réduisant les émissions d'oxyde nitreux (N_2O) aux exploitations agricoles, donne lieu à des émissions secondaires qui sont comptabilisées dans l'inventaire des gaz à effet de serre (GES), et qui représentent environ 0,5 mégatonnes (Mt) d'équivalent CO_2 (éq. CO_2).

L'enjeu et son importance

Le NH_3 est à la fois un nutriment végétal et un sous produit de la digestion et de la dégradation des protéines chez les animaux, en particulier des protéines consommées en sus de la capacité d'assimilation. L'azote excédentaire est excrété sous forme d'urée dans l'urine des mammifères, sous forme d'acide urique dans le fumier aviaire et sous forme de molécules organiques complexes dans les fèces. Le NH_3 est également libéré lentement par la décomposition des composés organiques azotés présents dans le fumier, la matière organique du sol et les résidus de culture. Le NH_3 est également libéré par les engrais contenant de l'urée et de l'azote ammoniacal, mais pas de l'azote nitrique. Les émissions de NH_3 , dites fugitives, sont inhérentes à la vie végétale et animale et se produisent dans les paysages naturels, ainsi que dans les paysages aménagés. La libération de NH_3 précède généralement les autres pertes d'azote dans les systèmes agricoles, comme le N_2O et le nitrate (NO_3^-), ce qui signifie que les autres pertes sont nettes des émissions de NH_3 et qu'il est difficile de les calculer sans une bonne estimation des émissions de NH_3 . Comme on peut le voir ci-dessous et dans d'autres chapitres de cette série, la perte de l'azote par diverses voies (cf. figure 2) dans l'agriculture canadienne est importante par rapport aux apports d'engrais et aux autres pertes environnementales. Bien que le NH_3 ne soit pas un GES, on suppose que 1 % du NH_3 transformé est émis sous forme de N_2O après dépôt, indépendamment du paysage, et on parle d'émissions indirectes ou secondaires de N_2O .

Le NH_3 est soluble dans l'eau et réagit facilement avec les gaz acides, notamment les oxydes d'azote (NO_x) et les oxydes de soufre (SO_x), ainsi que le chlorure (Cl) et les acides organiques, dans l'atmosphère, générant des composés à base d'ammonium sous la forme de fines particules respirables (appelées particules secondaires) d'un diamètre inférieur à 2,5 micromètres ($\text{PM}_{2,5}$). Ces particules fines se retrouvent dans le smog et sont préjudiciables à la santé humaine (Deutsch et coll., 2008; Domingo et coll., 2021). C'est parce qu'il pose ce danger à la santé que le NH_3 est classé comme étant un des principaux contaminants atmosphériques au Canada

(<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/pollution-atmospherique/polluants/principaux-contaminants.html>). Les particules secondaires ne peuvent être entièrement attribuées aux émissions de NH_3 d'origine agricole, mais le secteur agricole canadien est à l'origine de l'essentiel (93 %) des émissions anthropiques de NH_3 (ECCC, 2021); il y aurait donc beaucoup moins de particules secondaires sans les émissions agricoles. Les particules à base d'ammonium se forment en particulier dans les zones caractérisées par une production animale abondante ou un usage intensif d'engrais, zones situées à proximité de centres urbains ou de sites industriels émettant de grandes quantités de NO_x et de SO_x acides (Erisman et Schaap, 2004). La brume qui se forme dans le sud de l'Ontario et dans la vallée du bas Fraser, en Colombie-Britannique, contient des particules à base de NH_3 ; Barthelmie et Pryor (1998) ont attribué les importants épisodes de « smog gris » qui se produisent à la fin de l'été dans la vallée du bas Fraser aux émissions de NH_3 , liées au bétail, qui réagissent avec les gaz acides des véhicules (figure 1). Ces épisodes réduisent la visibilité et nuisent probablement aux activités économiques telles que le tourisme et la production cinématographique (McNeill et Roberge, 2000; Cecato, 2019).



Figure 1 : Montagnes de la vallée du bas Fraser, en Colombie-Britannique, enveloppées d'une brume causée par les particules secondaires à la fin de l'été, le 12 août 2012

(photo de gauche), et le même paysage par temps clair, le 2 février 2013 (photo de droite). Les particules à l'origine de la brume, composées principalement de nitrate d'ammonium, proviennent de réactions chimiques entre l'ammoniac d'origine principalement agricole (poulaillers, p. ex., comme celui visible en bas à gauche des deux photos) et les oxydes d'azote émis par les véhicules (d'après Bittman et Sheppard, 2014).

Le NH_3 atmosphérique gazeux est très soluble dans l'eau et adsorbable; il s'élève peu dans l'air quand il provient de sources agricoles. Il se dépose donc facilement sur les surfaces rugueuses (dépôts secs), notamment la végétation et le sol, dans un rayon de

quelques centaines de mètres de la source, en particulier des exploitations d'élevage (Asman et coll., 1998). En revanche, l'ammonium atmosphérique peut être transporté par les courants aériens, sous forme de particules ou d'aérosols, à des centaines de kilomètres et se déposer dans des zones naturelles vulnérables à l'enrichissement en azote, comme la végétation alpine, les tourbières oligotrophes et les sols appauvris en calcium, voire les lacs vierges (Baron et coll., 2011). La modélisation indique que le NH_3 émis dans le Midwest américain a une incidence sur la qualité de l'air dans le sud de l'Ontario, et que le NH_3 émis dans le sud de l'Ontario a une incidence sur les écosystèmes éloignés en aval dans d'autres régions de l'Ontario et au Québec (Makar et coll., 2009; Zbieranowski et Aherne, 2013).

Le dépôt humide de particules ou d'aérosols d'ammonium réduit et de gaz oxydés (NO_x) est surveillé dans les régions frontalières des États-Unis et du Canada par le National Atmospheric Deposition Program. L'Union européenne a fixé des plafonds d'émission nationaux pour limiter les émissions atmosphériques de NH_3 de chaque État membre, mais il n'existe pas de réglementation sur les émissions de NH_3 au Canada et aux États-Unis. Étant donné que l'ammonium traverse librement les frontières internationales, les pays de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE ONU), qui comprend le Canada et les États-Unis, ont inscrit l'ammonium dans la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance et dans le Protocole de Göteborg connexe relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique. Le Canada a ratifié le protocole révisé, qui a été adopté en 2012, et s'est engagé à déclarer annuellement la totalité des émissions, d'origine agricole et non agricole. Pour aider les pays à mettre en œuvre des mesures de réduction, la CEE ONU a publié un document d'orientation détaillé sur la réduction des émissions de NH_3 dans le contexte d'autres espèces d'azote (Bittman et coll., 2014), ainsi qu'un code cadre de base sur les pratiques agricoles, qui est un document par défaut pour toutes les parties qui n'ont pas leur propre code.

Les émissions atmosphériques de NH_3 augmentent fortement de l'hiver au printemps en fonction de la hausse des températures et de l'activité agricole, notamment l'épandage d'engrais et de fumier, et de l'activité animale, par exemple le vêlage. Le caractère saisonnier du NH_3 atmosphérique est important, car il influe sur le risque d'exposition des êtres humains aux particules secondaires. En outre, il existe d'importantes variations saisonnières dans les schémas de circulation aérienne, la température et le rayonnement solaire, qui ont une incidence sur la chimie et le transport atmosphériques, et par conséquent la végétation naturelle vulnérable, l'eau et le sol. Les émissions de NH_3 varient également d'un jour à l'autre en fonction de l'ensoleillement, de la température et de l'activité agricole générale.

Dans les sols dont le pH est inférieur à 7, en raison d'un excédent d'ions hydrogène (H^+) le NH_x est principalement sous forme d'ammonium (NH_4^+) qui peut être adsorbé aux particules d'argile, absorbé par les plantes et transformé par les microbes en plusieurs autres formes réactives d'azote (Nr) importantes pour l'environnement, puis immobilisé dans des molécules organiques et des matrices argileuses. L'azote réactif le plus abondant dans les sols non saturés est généralement le nitrate (NO_3^-) issu principalement de l'oxydation de l'ammonium (appelée nitrification), qui libère des ions hydrogène et acidifie les sols. Ainsi, le dépôt humide de NH_3 et d'ammonium est désormais un important facteur d'acidification des sols naturels (parfois appelé pluie acide). Le nitrate est facilement absorbé par les plantes pour soutenir leur croissance ou par des microbes qui l'immobilisent ou le réduisent chimiquement (dénitrification) en gaz N_2 non réactif, renvoyé vers l'atmosphère où il constitue le gaz dominant. La nitrification aérobie et la dénitrification anaérobie, qui peuvent se produire simultanément dans des sols à humidité modérée en raison de microsites variables, produisent un puissant gaz à effet de serre, le N_2O . Il est important de noter qu'entre 0,5 % et 1,4 % des émissions fugitives d'ammoniac au Canada seraient à l'origine de N_2O , quel que soit le paysage. La séquence de transformations que subissent les formes réactives de l'azote dans l'environnement, appelée cascade de l'azote (Galloway et coll., 2003), illustre comment les émissions d'ammoniac contribuent à diverses conséquences environnementales (figure 2).

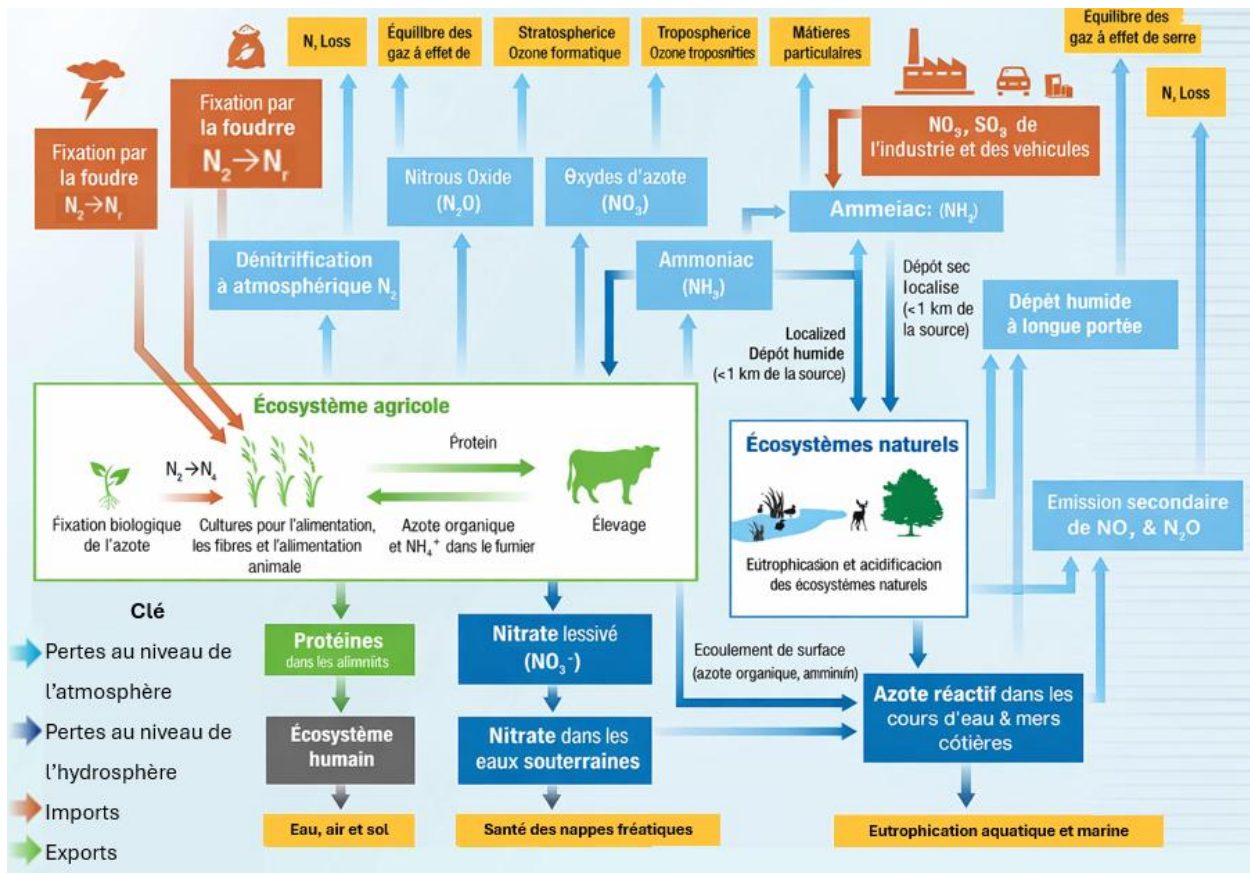


Figure 2 : Cascade d'azote simplifiée (Galloway et coll., 2003), montrant le devenir de l'azote réactif utilisé en agriculture (adaptée de Sutton et coll., 2022).

Pour les agriculteurs, la perte de NH_3 dans l'agriculture est la perte d'un nutriment essentiel qui doit être remplacé par des engrais minéraux coûteux. À l'échelle du Canada, la perte de 396 000 tonnes (t) de NH_3 (326 000 t d'azote) dans les exploitations agricoles en 2016 équivaut à environ 13 % de tous les engrais azotés livrés aux exploitations cette année là, soit bien plus de 400 à 800 millions de dollars (selon les prix en 2020 et en 2022 respectivement de l'engrais à base d'urée). Le remplacement du NH_3 N perdu n'a pas seulement un coût financier pour le producteur, il a aussi de grandes répercussions économiques et environnementales liées à la production d'engrais azotés, production qui consomme de grandes quantités de gaz naturel non renouvelable et important sur le plan géopolitique (méthane), et qui participe donc de façon importante à la consommation énergétique dans le secteur agricole au Canada, tout en apparaissant dans l'inventaire des émissions de GES industriels plutôt qu'agricoles.

L'indicateur des émissions de NH₃ d'origine agricole

L'indicateur des émissions de NH₃ d'origine agricole estime les émissions annuelles de NH₃ dans l'atmosphère provenant de l'élevage du bétail et de l'application d'engrais, par hectare de terre, dans chacun des 3 400 polygones agricoles des PPC. Cela rend l'indicateur NH₃ compatible avec d'autres indicateurs d'azote, notamment l'azote résiduel dans le sol et le N₂O dans cette publication, sauf que les unités NH₃ N sont utilisées par les autres indicateurs (et sont 17 % plus petites que le NH₃). Contrairement aux autres indicateurs environnementaux, l'indicateur NH₃ calcule les émissions mensuellement, car les données sont nécessaires pour interpréter le devenir et l'incidence du NH₃ dans l'environnement, et pour proposer les mesures de réduction les plus efficaces. (PGB)

L'indicateur est généré par des modèles informatiques alimentés par des données provenant de plusieurs sources : 1. Activité agricole – pratiques agricoles dans douze écorégions du Canada, obtenues principalement par des enquêtes spéciales sur les exploitations agricoles, axées sur les émissions de NH₃, et complétées par des avis d'experts; 2. Chiffres sur les animaux, provenant du Recensement de l'agriculture, enquêtes annuelles supplémentaires de Statistique Canada, et consommation d'engrais provenant du secteur des engrais; 3. Facteurs d'émission canadiens issus de données publiées (par exemple, Sorgaard et coll., 2002) et non publiées, canadiennes et autres, adaptées aux pratiques et conditions agricoles canadiennes; 4. Fractions d'émissions propres au Canada, déterminées pour chaque étape de gestion du fumier à l'aide de facteurs d'émission adaptés à chaque activité agricole. La figure 3 montre le flux progressif du fumier depuis l'excrétion dans les bâtiments d'élevage à l'épandage sur les terres agricoles, en passant par le stockage dans les systèmes de gestion du fumier, pour chaque grand type d'animaux d'élevage, et pour chaque forme de NH₃ jusqu'aux engrais, en fonction du moment et des pratiques d'épandage. Des modèles spécialisés sont utilisés pour les poulets à griller, les poules pondeuses, les dindes, les porcs, les bovins laitiers, les bovins de boucherie et les engrais, afin de tenir compte de leur système de production et de leurs propriétés dans chaque écorégion du Canada. Des sous modèles sont utilisés pour les sous secteurs, notamment dans le secteur laitier, les veaux, les génisses, les vaches tarées et les vaches en lactation. Les modèles de bétail ont plusieurs attributs communs (rapportés dans Sheppard et coll. [2009] et d'autres publications évaluées par des pairs, énumérées ci-dessous dans la partie « Références ») :

- Ils se fondent sur l'azote ammoniacal total dans les excréments, y compris l'urine et l'acide urique, estimé en partant des pratiques d'alimentation.
- On suppose que la quantité d'azote excrétée est égale à la quantité d'azote protéique consommé par l'animal, moins l'azote protéique retenu dans les tissus

animaux et les produits exportés (œufs et lait). L'azote ammoniacal total est une fraction du total de l'azote excrété, selon la littérature scientifique.

- Pour les animaux confinés, les modèles suivent le transfert de l'azote ammoniacal total excrété et la perte de NH_3 étape par étape (stabulation, y compris les enclos ouverts, stockage et épandage). On considère que les pertes par excrétion, principalement l'urine, déposées par les animaux en pâture constituent une seule étape.
- Les pratiques canadiennes en matière d'alimentation et de production sont analysées pour tous les secteurs à l'aide de plusieurs enquêtes agricoles axées sur le NH_3 , menées entre autres par Statistique Canada et publiées dans des revues spécialisées (énumérées ci-dessous).
- Dans la mesure du possible, des fonctions mathématiques issues de la documentation, qui relient les émissions aux pratiques agricoles et aux facteurs environnementaux, servent à calculer les fractions d'émission de chacune des douze écorégions, car ces fonctions mathématiques résument généralement une grande quantité de données et permettent leur interpolation dans des conditions bien précises. Les taux d'émission canadiens sont ajustés en fonction des températures moyennes mensuelles régionales et de la probabilité de précipitations immédiatement après l'épandage du fumier.
- Les chiffres relatifs aux animaux sont tirés du Recensement de l'agriculture et des enquêtes annuelles menées par Statistique Canada dans les districts de recensement, et ils sont attribués aux polygones des PPC selon des méthodes normalisées.

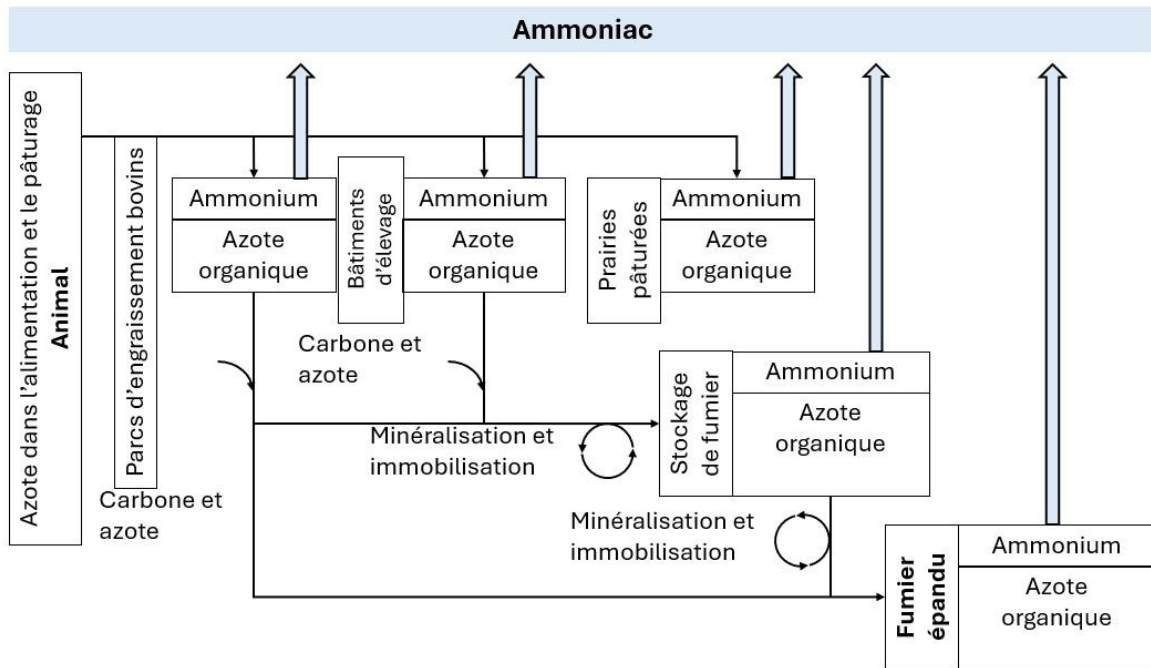


Figure 3 : Étapes de gestion du fumier, le mouvement progressif du fumier depuis son excrétion dans les bâtiments d'élevage jusqu'à son application sur les terres agricoles en passant par son stockage dans les systèmes de gestion du fumier.

Le modèle des émissions provenant des engrais (Sheppard et coll., 2010) calcule les émissions de NH_3 par superficie pour 35 types de cultures. Les émissions provenant de l'usage des engrais sont estimées comme étant la quantité de différentes formes d'engrais azotés appliqués par hectare, multipliée par les fractions de l'azote appliqué qui sont émises sous forme de NH_3 , selon les propriétés des engrais et les pratiques d'application mensuelles modifiées en fonction des conditions, y compris les taux. Les superficies cultivées sont tirées des enquêtes annuelles menées par Statistique Canada et superposées aux polygones des PPC selon des méthodes normalisées.

Le modèle et sa documentation sont maintenus par la Division des mesures de durabilité d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale des sciences et de la technologie. Les rapports internationaux sont réalisés par Environnement et Changement climatique Canada.

Limites

L'indicateur a été calculé pour les années de recensement de 1981 à 2016, selon des données détaillées sur l'alimentation du bétail, la stabulation, la gestion du fumier, et sur

les pratiques d'application d'engrais relevées en 2006 (à l'exception des bovins, qui sont adaptés à une enquête de 2012). Il a été nécessaire de supposer que les pratiques agricoles étaient similaires à celles de 2006 pour l'ensemble de la période de 35 ans, en raison du manque d'autres données; par conséquent, les évolutions qu'ont connues les pratiques agricoles et qui ont une incidence sur les émissions (comme l'injection de fumier liquide et le pâturage hivernal des bovins) ne peuvent être quantifiées pour toute cette période. À l'avenir, ayant une base de données robuste sur les pratiques appliquées depuis 2006 et des mises à jour périodiques, l'enquête sur les exploitations bovines réalisée en 2012 (Sheppard et coll., 2015), par exemple, et une nouvelle enquête sur le secteur porcin (Mario Tenuta et coll., communication personnelle, 2022), il est prévu de mettre à jour l'évolution des émissions dans tous les secteurs en fonction de l'évolution des pratiques agricoles, y compris les nouvelles mesures de réduction. Ces mises à jour permettront d'améliorer l'estimation de l'azote résiduel dans le sol et du N₂O (Yang et al., 2023).

Par leur nature, les données de l'indicateur comportent certaines incertitudes. Toutefois, les estimations globales sont surtout déterminées par les statistiques sur le bétail et les engrais (Sheppard et coll., 2007; idem, 2010), qui sont très fiables au Canada, et par les taux d'excrétion d'azote, qui sont assez bien compris pour la plupart des types de bétail. Les taux d'excrétion ajustés par notre modèle tiennent compte de la présence de protéines dans les aliments, rapportée dans les enquêtes sur les exploitations agricoles. Le détail des pratiques agricoles est tiré des enquêtes menées sur les activités agricoles et axées sur le NH₃, enquêtes qui sont soigneusement classées par type d'animal et par écorégion, et qui répartissent les exploitations selon leur taille. Dans les cas où les facteurs d'émission canadiens n'étaient pas disponibles, on a choisi les données les plus adéquates sur les facteurs d'émission en Europe et aux États-Unis et on les a ajustées aux conditions et pratiques canadiennes. Les fractions d'émission ont été calculées dans le modèle en tant que facteurs d'émission au prorata de l'ensemble des pratiques et des conditions agricoles canadiennes pour chaque secteur. L'incertitude dans les fractions d'émission est atténuée par le grand nombre de calculs, généralement indépendants, effectués dans le modèle, indiquant une erreur statistiquement décroissante dans l'estimation des émissions totales. Comme les émissions des bovins de boucherie ont une influence particulière sur les estimations nationales, et en raison d'un changement important dans les pratiques agricoles (pâturage hivernal), les pratiques relatives à ces bovins ont fait l'objet d'une nouvelle enquête en 2011 en collaboration avec l'Université du Manitoba (Sheppard et coll., 2015). Comme dans d'autres inventaires nationaux, les dépôts ne sont pas retirés du calcul des émissions en raison de l'insuffisance des données, mais on suppose qu'ils en constituent 5 à 19 % (Hao et coll., 2006; Seeton, 2016), la hauteur d'émission et les superficies étant des facteurs. À noter qu'une incertitude de 20 % a été estimée dans

l'inventaire des émissions de NH₃ d'origine agricole du Royaume Uni, qui présente une structure similaire (Webb et coll., 2009).

Cet indicateur doit être interprété avec prudence, car le transport atmosphérique et les réactions du NH₃ sont affectés par les conditions météorologiques, sachant que le taux des émissions varie sensiblement tout au long de l'année (Makar et coll., 2009; Philip et coll., 2014; Vet et coll., 2010). En outre, un même taux d'émission peut avoir une incidence beaucoup plus importante dans certaines régions que dans d'autres, en fonction de l'exposition et de la vulnérabilité des êtres humains ou de la végétation, sachant que l'incidence des particules secondaires à base de NH₃ peut se propager très loin de la source en fonction des vents dominants. Le calcul de la moyenne des émissions dans le temps constitue une restriction en ce qui concerne le rôle des émissions de NH₃ dans la formation du smog. Les épisodes de smog peuvent durer des heures ou des jours, selon la présence ou non d'autres polluants atmosphériques capables de réagir avec l'ammonium et selon les conditions atmosphériques, notamment le vent, la température et l'ensoleillement (Chu, 2004). Bien que la moyenne mensuelle des émissions de NH₃ ne soit pas idéale pour la modélisation de ces processus, les moyennes mensuelles constituent une amélioration tangible par rapport aux moyennes annuelles, étant donné les grandes variations mensuelles des émissions.

Résultats et interprétation

Au Canada, l'agriculture est à l'origine d'environ 93 % des émissions anthropiques de NH₃ dans l'atmosphère (ECCC, 2021). Les émissions totales de NH₃ ont augmenté au Canada entre 1981 et 2016, passant d'environ 329 kt à 396 kt, alors que celles d'autres principaux contaminants atmosphériques ont diminué (cf. ECCC). Les émissions de NH₃ provenant des animaux d'élevage constituaient 82 % des émissions d'origine agricole en 1981, et environ 76 % de 1986 à 2006, avant de baisser de façon marquée pour atteindre 68 % en 2011 et 64 % en 2016 (figure 4). Tout au long de cette période, les émissions dues à l'usage d'engrais azotés ont augmenté de façon constante, principalement dans les provinces des Prairies (figure 5). Les émissions du bétail ont diminué de 13 % entre 2006 et 2011, conséquence directe du déclin du cheptel bovin causé par l'encéphalopathie spongiforme bovine, les baisses les plus importantes ayant été enregistrées dans les provinces des Prairies et surtout en Alberta, où se concentre le secteur bovin (figure 5). Parmi les autres facteurs, citons la perte d'environ deux millions de porcs au cours de cette période et le déclin progressif du nombre de vaches laitières, dû à la hausse de la production de lait par vache, ce qui a un effet prédominant sur les émissions au Manitoba et dans l'est du Canada. Le secteur des bovins était à l'origine de 42 % des émissions en 2006, contre seulement 32 % en 2016

(figure 6). En 2016, les émissions liées aux engrais constituaient 36 % du total, dépassant le secteur bovin, en hausse par rapport aux 23 % de 2006. Cela dessine une tendance générale à la hausse de la superficie des cultures arables (au détriment des jachères et des fourrages pérennes), de la quantité d'engrais appliquée par hectare (plus de canola étant disponible) et à la réduction du cheptel, tendance observable sur les figures 4 à 6.

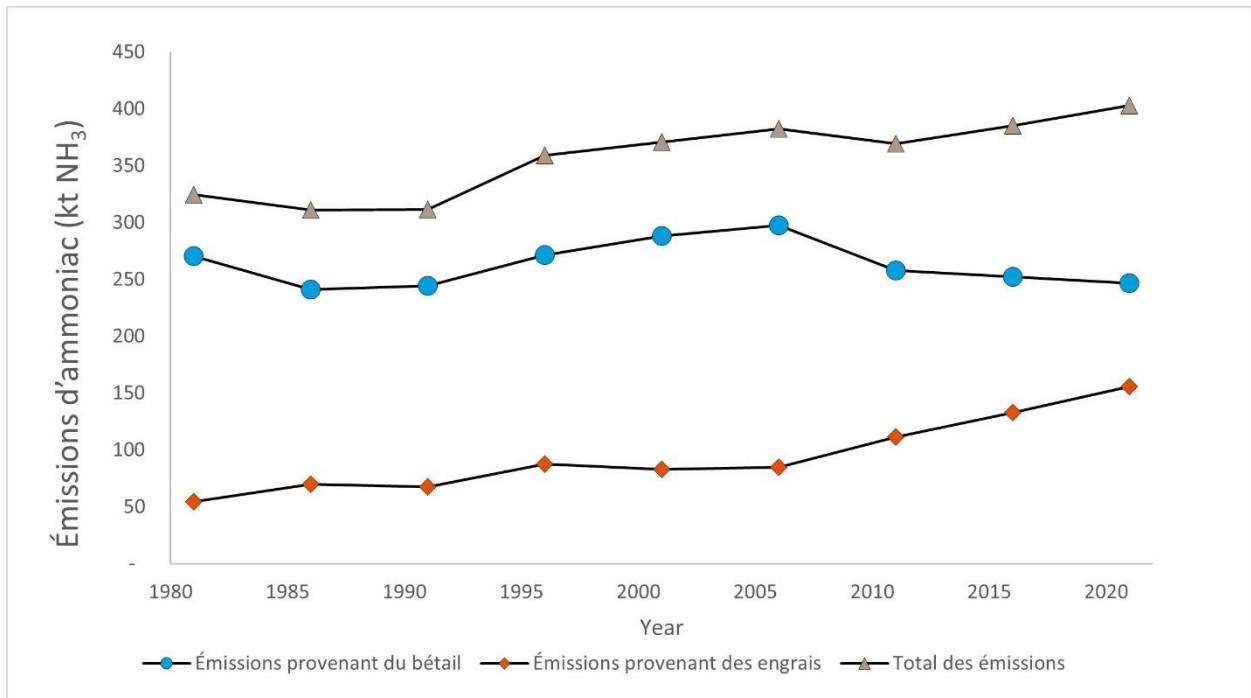


Figure 4 : Émissions annuelles d'ammoniac (NH₃) provenant de la production animale et de l'application d'engrais au Canada de 1981 à 2021.

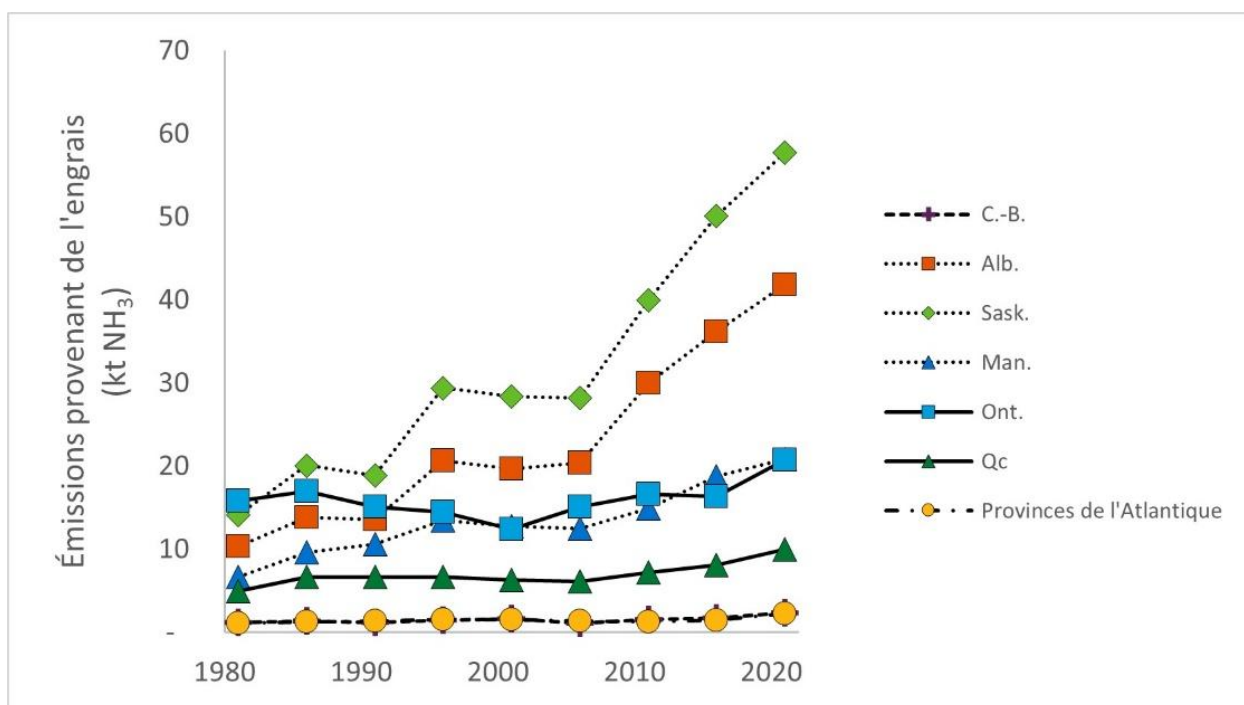
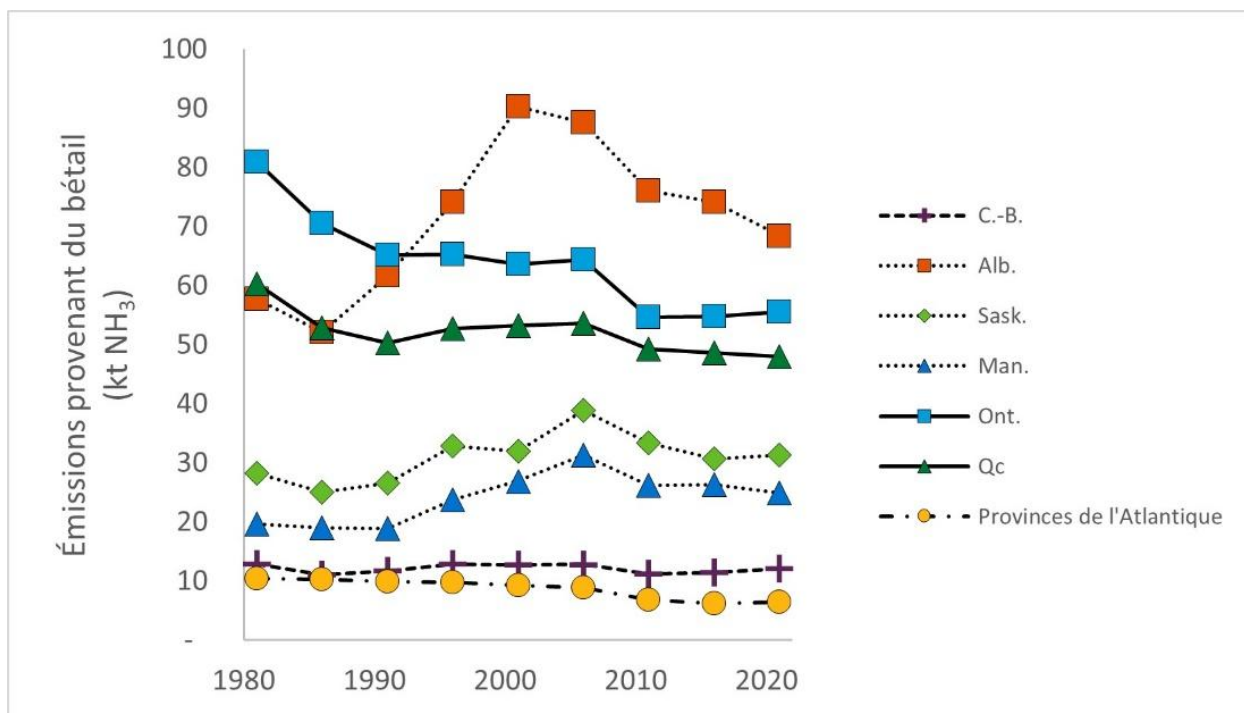


Figure 5 : Émissions annuelles d'ammoniac (NH₃) provenant de la production animale (en haut) et de l'application d'engrais (en bas) dans les provinces canadiennes de 1981 à 2021. Les provinces de l'Atlantique comprennent le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard ainsi que Terre-Neuve-et-Labrador.

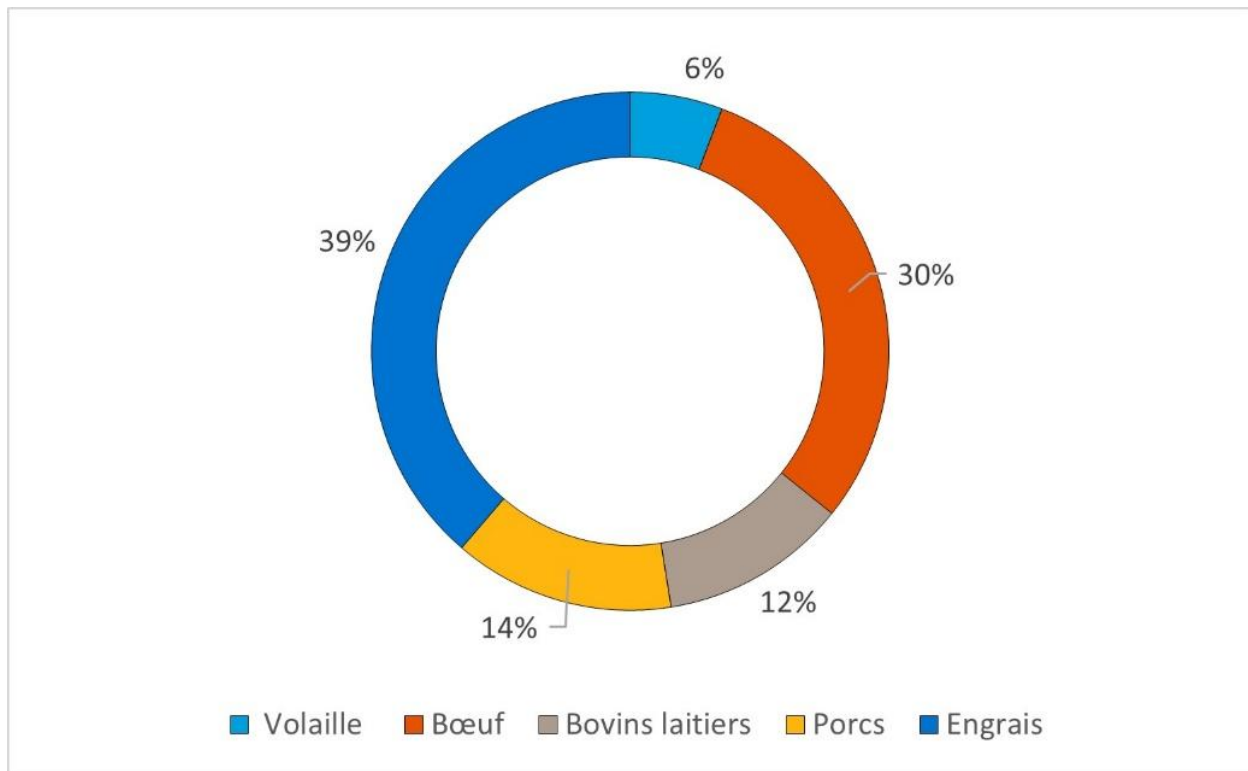


Figure 6 : Pourcentage des émissions d’ammoniac (NH₃) d’origine agricole en 2021, par secteur.

Les émissions totales de NH₃ (bétail + engrais), exprimées par hectare de terres agricoles en 2016, sont présentées à l’échelle des PPC dans la figure 7, séparément pour les engrais et le bétail dans la figure 8 et la figure 9, respectivement. La figure 8 illustre une répartition relativement uniforme des émissions provenant des engrais dans le paysage canadien, et les points chauds représentés sur la figure 7 montrent donc les émissions du bétail (figure 9).

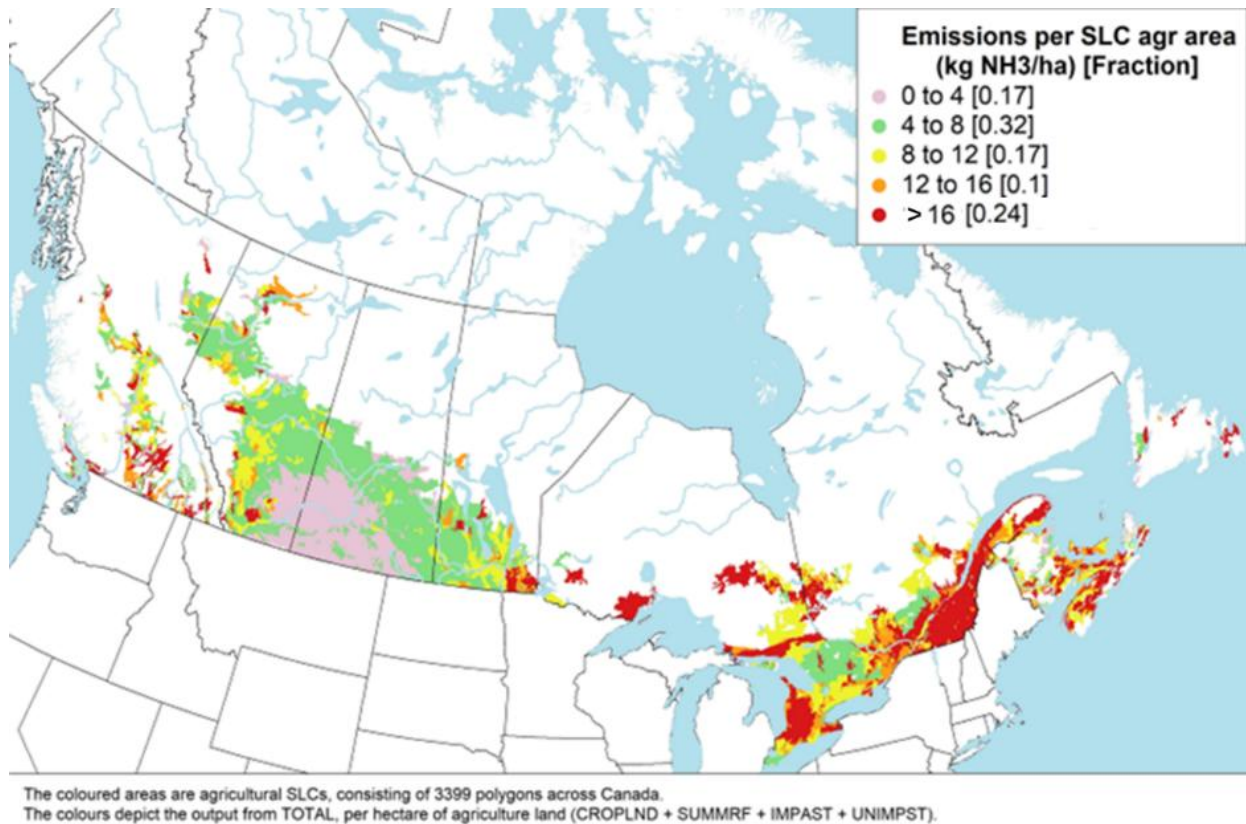


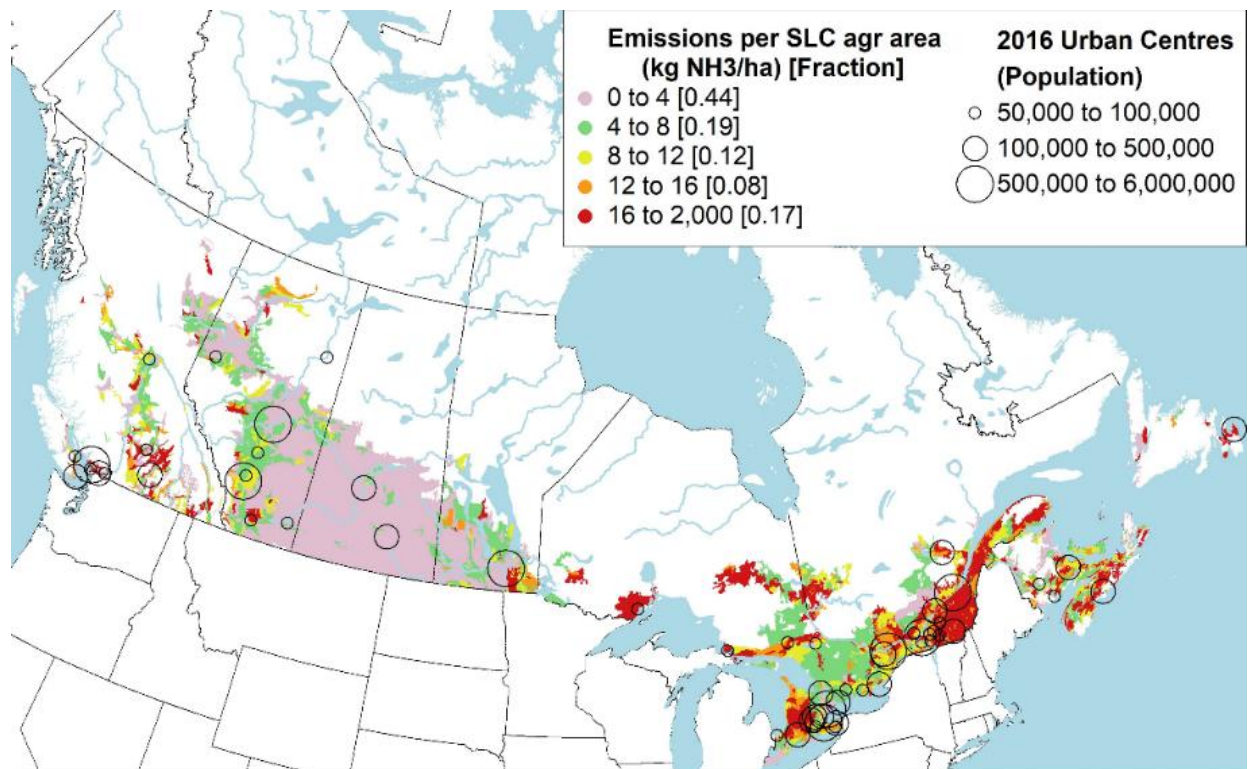
Figure 7 : Émissions d'ammoniac (NH₃) provenant du bétail et des engrais en 2021.

Les cartes montrent les émissions moyennes sur les terres agricoles dans chaque PPC (coloriées). Dans la légende, les valeurs entre crochets indiquent la fraction du total des PPC dans l'intervalle associé.

(Note: Seule la version anglaise est disponible.)

L'absence notable de zones d'émissions intenses en Saskatchewan par rapport à l'Alberta et au Manitoba est due à la prédominance des engrais répartis de façon éparse et de la faible densité des exploitations vache-vaud en Saskatchewan, ce qui amoindrit l'intensité spatiale des émissions. L'usage d'engrais se traduit par un taux d'émission de NH₃ généralisé, mais relativement faible par superficie, en particulier dans l'Ouest canadien, en raison des vastes terres cultivées semi arides qui reçoivent de l'engrais à des taux relativement faibles (dictés par le marché) par des techniques d'application à faible émission (en particulier l'injection en bandes latérales à 5 centimètre de profondeur). L'application d'engrais par injection étant répandue, les émissions de NH₃ provenant des engrais appliqués aux terres cultivées représentaient environ 4 % de l'azote appliqué en Saskatchewan, comparativement à environ 7 % en Ontario, où l'injection est moins courante, car les systèmes de culture sont différents

(plus d'azote appliqué au blé d'hiver et aux fourrages où l'injection d'azote est moins pratique). La forme prédominante d'engrais au Canada est un émetteur potentiellement élevé, contenant de l'urée ou du NH_3 . Ainsi, l'intensité des émissions de NH_3 à l'échelle des PPC est principalement due à la concentration du bétail, qui est à son plus haut dans le couloir du lac Ontario et du fleuve Saint Laurent en Ontario et au Québec (porcs et vaches laitières), dans la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique (vaches laitières et volaille), dans le sud de l'Alberta (parcs d'engraissement de bovins) et dans le sud-est du Manitoba (porcs); les valeurs élevées qui caractérisent les provinces de l'Atlantique proviennent de quantités limitées de terres agricoles accueillant du bétail (figure 10).

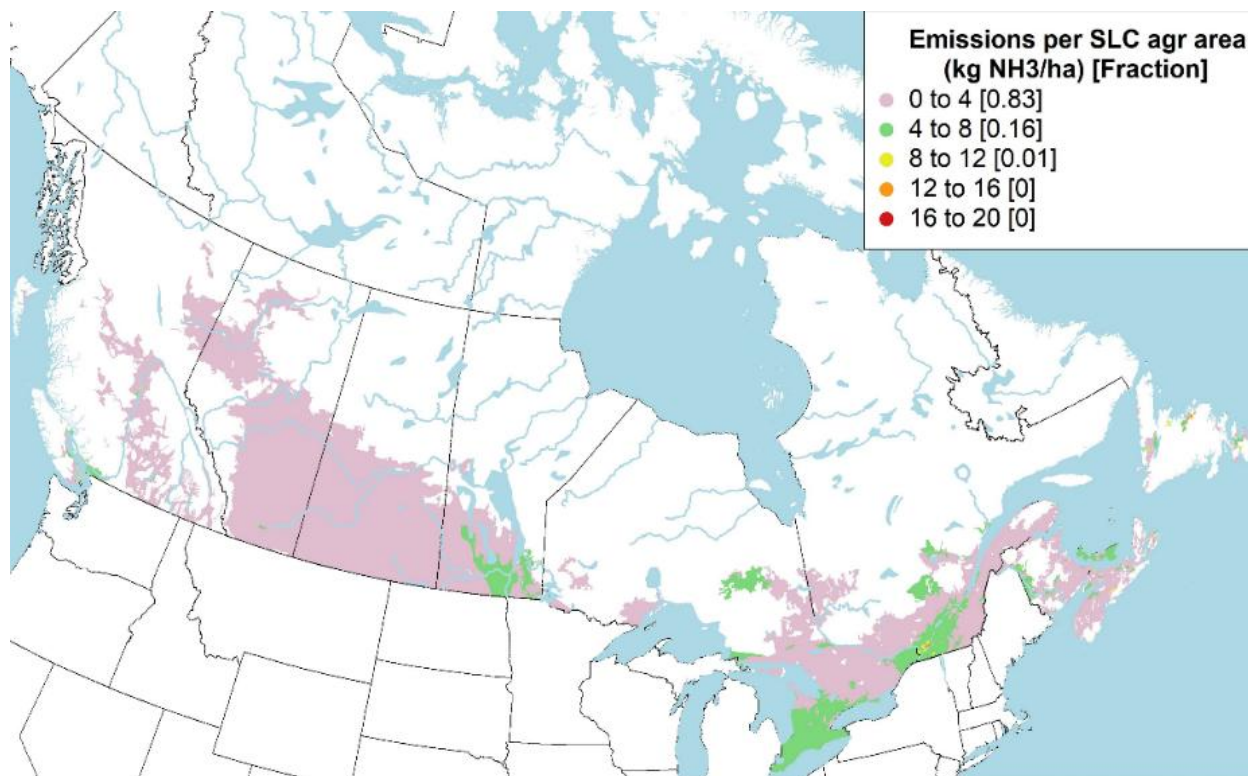


The coloured areas are agricultural SLCs, consisting of 3399 polygons across Canada.
The colours depict the output from TOTAL, per hectare of agriculture land (CROPLND + SUMMRP + IMPAST + UNIMPST).

Figure 8. Émissions d'ammoniac (NH_3) provenant des engrais en 2021.

Les cartes montrent les émissions moyennes sur les terres agricoles dans chaque PPC (coloriées). Dans la légende, les valeurs entre crochets indiquent la fraction du total des PPC dans l'intervalle associé.

(Note: Seule la version anglaise est disponible.)



The coloured areas are agricultural SLCs, consisting of 3399 polygons across Canada.
 The colours depict the output from TOTAL, per hectare of agriculture land (CROPLND + SUMMRF + IMPAST + UNIMPST).

Figure 9. Émissions d'ammoniac (NH3) provenant du bétail en 2021.

Les cartes montrent les émissions moyennes sur les terres agricoles dans chaque PPC (coloriées). Dans la légende, les valeurs entre crochets indiquent la fraction du total des PPC dans l'intervalle associé. Les cercles noirs indiquent les agglomérations urbaines.

(Note: Seule la version anglaise est disponible.)

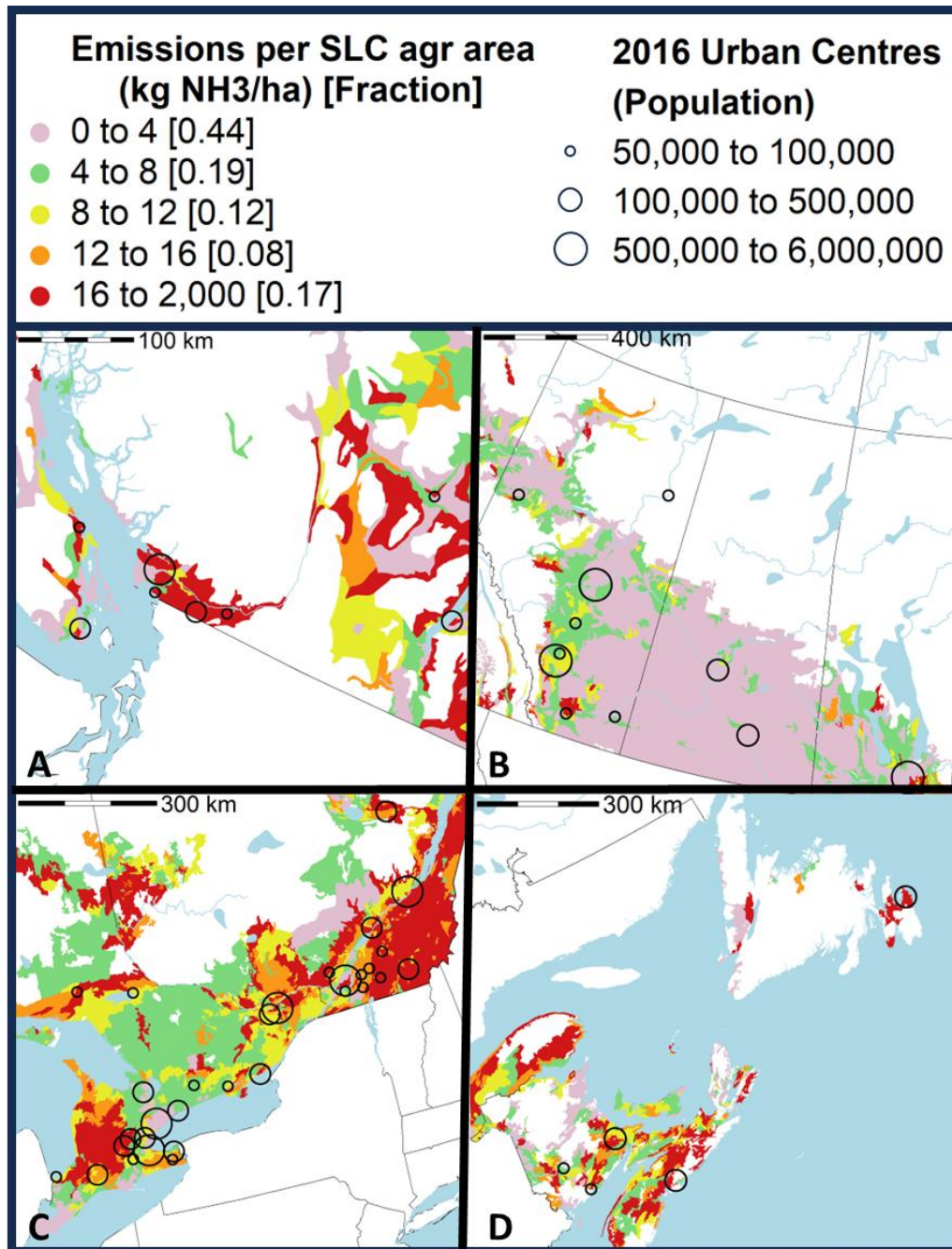
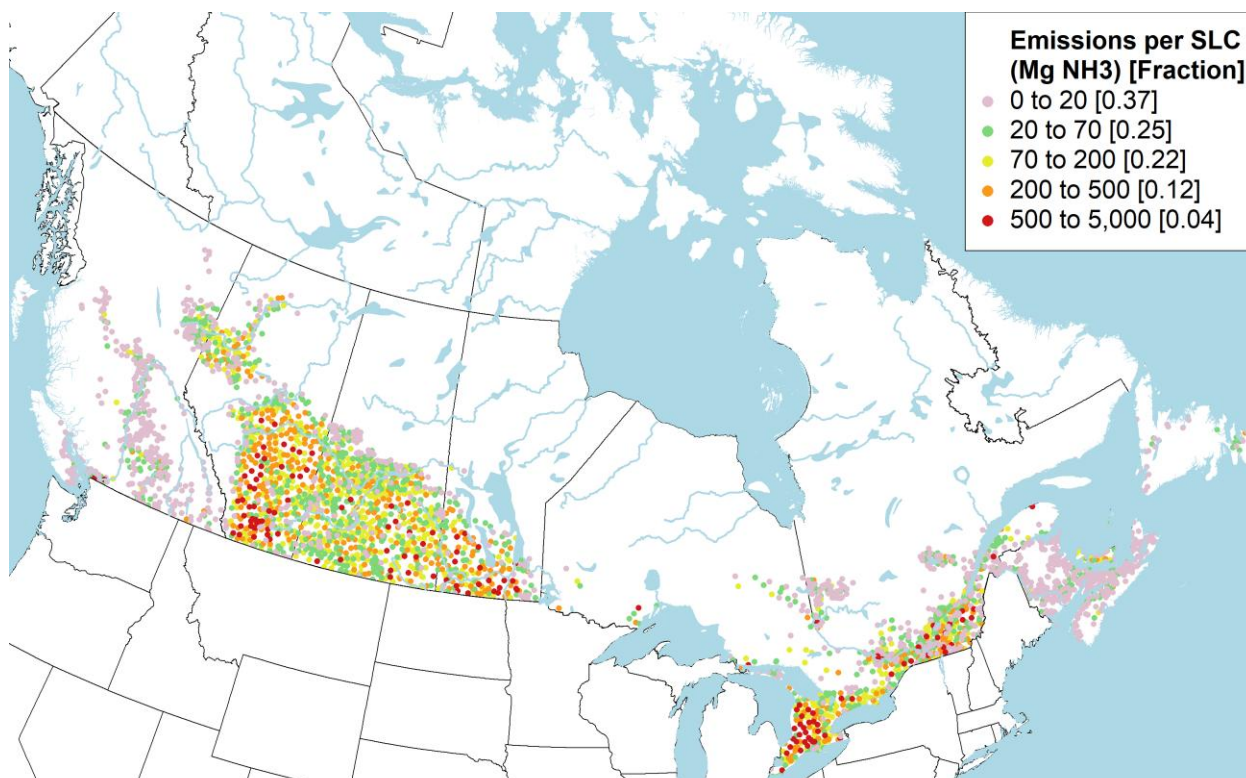


Figure 10. Émissions d'ammoniac (NH₃) provenant du bétail par hectare de terre agricole en 2021 dans les régions (A) de la vallée du Fraser, (B) des Prairies (C), du Saint Laurent et (D) de l'Atlantique. Dans la légende, les valeurs entre crochets indiquent, à l'échelle nationale (cf. figure 9), la fraction du total des PPC dans l'intervalle associé sans s'appliquer individuellement aux encarts A à D. Les cercles noirs indiquent les agglomérations urbaines.

(Note: Seule la version anglaise est disponible.)

La figure 11 indique les émissions totales de NH_3 dans chaque polygone des PPC plutôt que l'intensité des émissions par unité de terre agricole. La représentation des émissions totales de cette manière permet de comparer les polygones indépendamment de leur superficie agricole, illustrant le fait que les régions où l'intensité des émissions est élevée n'ont pas toutes des émissions totales élevées. Par exemple, dans les provinces de l'Atlantique, le facteur d'émission est élevé par hectare de terres agricoles (figure 7), mais il y a relativement peu de terres agricoles, ce qui entraîne de faibles émissions totales. À l'inverse, de vastes zones des provinces des Prairies où l'intensité des émissions est faible présentent des émissions totales élevées (figure 11). Dans ces polygones, l'essentiel de la superficie est consacré à la production de cultures annuelles fertilisées.

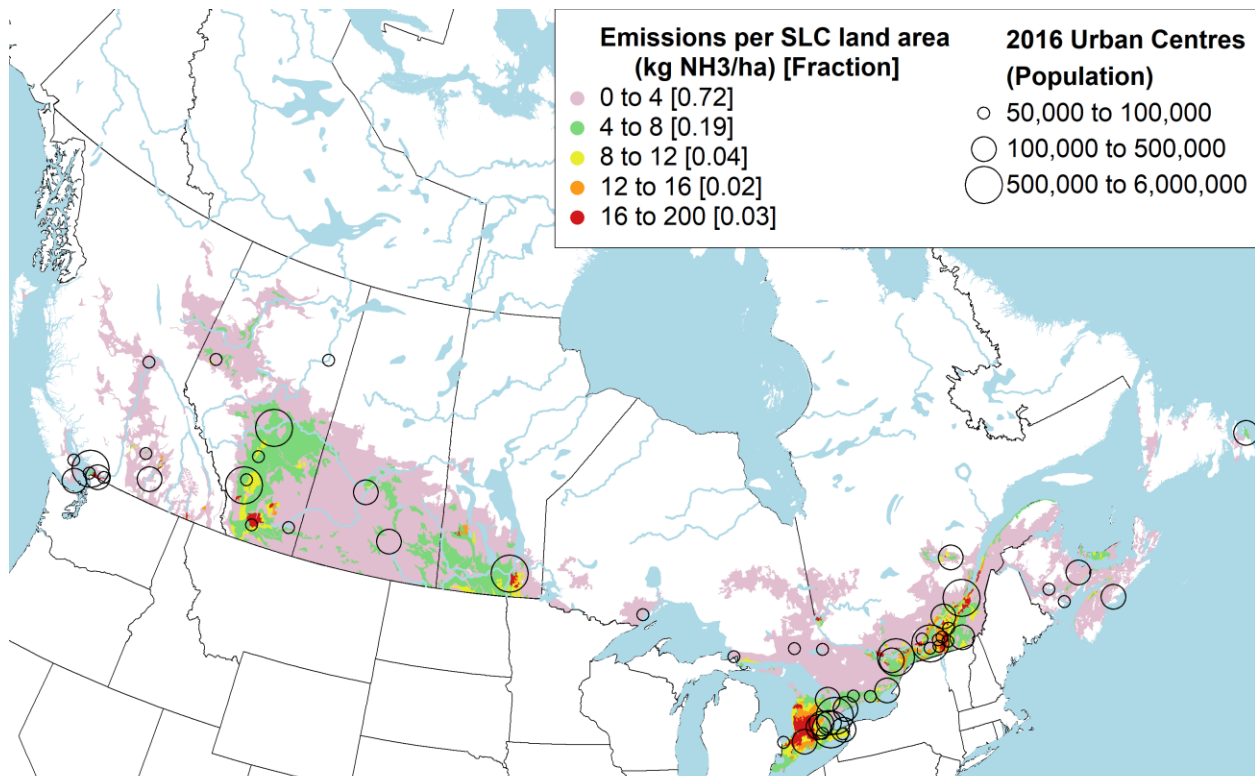
L'intensité des émissions totales de NH_3 peut également être exprimée par rapport à la superficie totale d'un polygone de PPC (figure 12), plutôt que par rapport aux terres agricoles. Cette approche permet d'intégrer les émissions dans l'ensemble du paysage, en diminuant l'intensité pour les régions qui ont une superficie des terres agricoles limitée. Cela montre que la plus grande intensité par superficie est limitée à un nombre relativement faible de polygones dans la vallée du Fraser de la Colombie-Britannique, le sud de l'Alberta et du Manitoba, le sud-ouest de l'Ontario et le sud du Québec. Bien que cela ne concerne qu'un petit nombre de régions, ces polygones sont souvent situés près de grandes agglomérations urbaines (représentées par des cercles noirs), ce qui augmente le potentiel d'incidence sur la population humaine.



The dots are agricultural SLCs, consisting of 3399 polygons across Canada.
The colours depict the output from TOTAL, per SLC.

Figure 11 : Émissions d'ammoniac (NH₃) provenant du bétail et des engrais par PPC en 2021. Dans la légende, les valeurs entre crochets indiquent la fraction du total des PPC dans l'intervalle associé.

(Note: Seule la version anglaise est disponible.)



The coloured areas are agricultural SLCs, consisting of 3399 polygons across Canada. The colours depict the output from TOTAL, per hectare of SLC land.

Figure 12 : Émissions d’ammoniac (NH₃) provenant du bétail et des engrais par superficie de PPC en 2021. Dans la légende, les valeurs entre crochets indiquent la fraction du total des PPC dans l’intervalle associé.

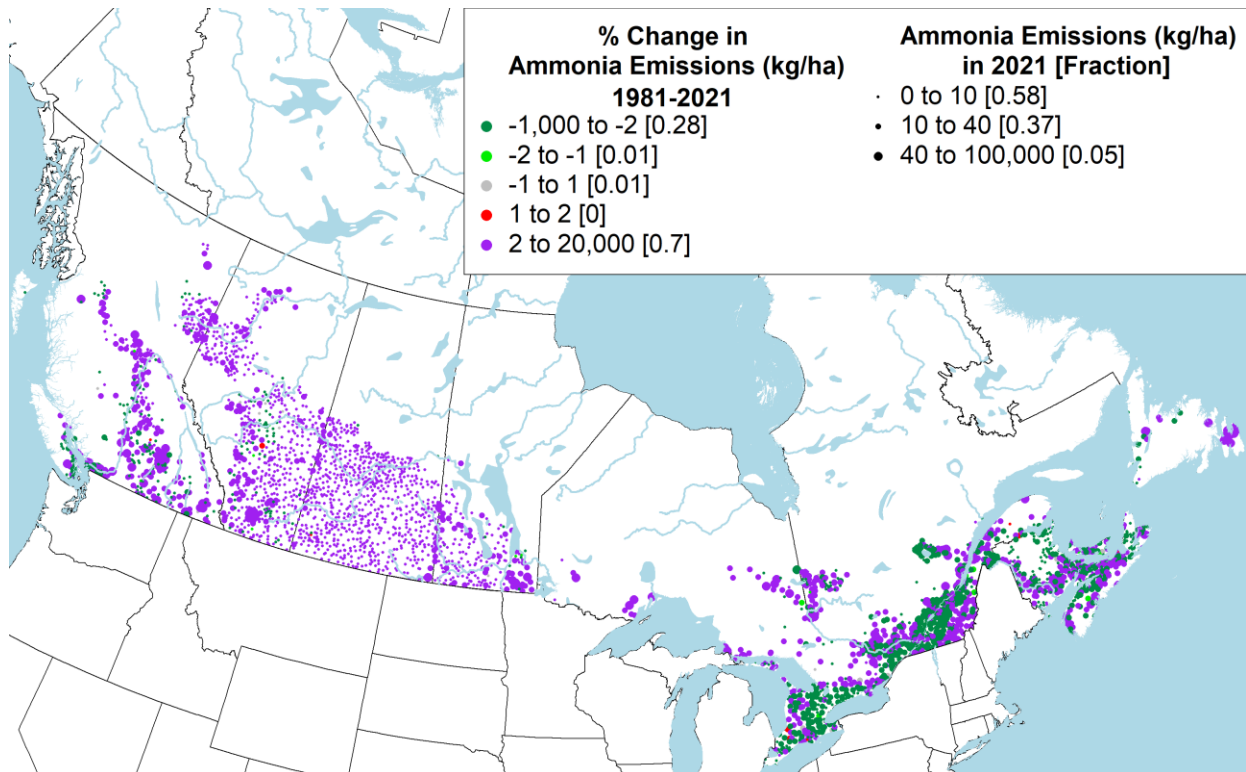
(Note: Seule la version anglaise est disponible.)

Figure 12 : Émissions d’ammoniac (NH₃) provenant du bétail et des engrais par superficie de PPC en 2021. Dans la légende, les valeurs entre crochets indiquent la fraction du total des PPC dans l’intervalle associé. Bien que les cartes de 2021 montrent des zones de fortes émissions provenant des engrais et de l’élevage (figures 7 à 12), il convient de noter que le pourcentage de terres agricoles dans chacune des cinq classes d’émissions a nettement changé entre 1981 et 2021 (tableau 1). Dans les Prairies, moins de terres se trouvaient dans la classe d’émissions la plus faible en 2021 qu’en 1981 (passant de 70 % en 1981 à 43 % en 2021). En Ontario et au Québec, 43 % des terres se trouvaient dans la classe d’émissions la plus élevée en 1981, mais en 2021, environ 14 % sont passées dans la classe immédiatement inférieure. En général, les émissions diminuent dans la région des plaines à forêts mixtes du centre-est du Canada en raison de la baisse du nombre de bovins laitiers et de bovins de boucherie, tandis qu’elles augmentent dans les Prairies en raison de la hausse du nombre de porcs, de bovins de boucherie et de l’utilisation d’engrais. Ces changements régionaux sont plus clairement visibles à la figure 13, qui utilise une échelle plus fine (environ par

pas de 1 %) pour illustrer l'évolution de cet indicateur entre 1981 et 2021. Environ un tiers des CLS ont connu une baisse de plus de 2 %, tandis que les deux autres tiers ont connu une hausse de plus de 2 %. Les sources d'émissions varient selon les secteurs et les provinces (tableau 2). Cela illustre l'évolution de la contribution de chaque secteur au total des émissions de 1981 à 2021 et reflète les tendances de la production par province.

Tableau 1: Pourcentage de la superficie totale des terres dans les régions agricoles, par province, qui appartient à chaque classe d'intensité des émissions de NH₃, pour les années choisies 1981, 2001, and 2021.

Province	Très Bas			Bas			Moyen			Élevé			Très Élevé		
	1981	2001	2021	1981	2001	2021	1981	2001	2021	1981	2001	2021	1981	2001	2021
Alb.	54,6	26,9	28,5	37,4	38,3	48,3	5,6	15,1	12,1	1,3	4,5	0,7	1,1	15,2	10,5
C.-B.	38,2	40,7	43,4	10,2	6,1	7,7	1,1	8,1	3,1	6,2	1,5	3,5	44,2	43,6	42,3
Man.	55,8	27,8	20,2	39,2	56,6	55,6	3,3	7,7	14,5	1,6	0,0	3,3	0,0	8,0	6,3
N.-B.	84,9	84,5	85,6	11,3	11,9	11,3	1,0	2,1	3,1	0,0	1,5	0,0	2,8	0,0	0,0
T.-N.-L.	100,0	100,0	60,0	0,0	0,0	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N.-É.	58,0	58,4	69,8	15,6	15,7	18,0	5,2	11,1	11,0	7,8	4,2	0,0	13,4	10,6	1,1
Ont.	5,4	9,1	11,5	13,4	23,1	24,1	21,4	18,6	18,2	18,2	16,5	16,1	41,6	32,8	30,1
Î.-P.-É.	21,3	18,5	28,6	34,4	42,2	58,6	44,3	34,3	12,8	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Qc	14,3	14,6	15,5	16,4	19,5	22,1	10,8	17,3	17,5	13,3	14,7	17,3	45,2	33,9	27,7
Sask.	98,9	92,4	79,4	1,1	7,6	20,1	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CA	37,1	33,5	35,0	19,5	27,3	32,6	10,6	12,6	11,3	8,9	7,3	6,2	23,9	19,3	14,8



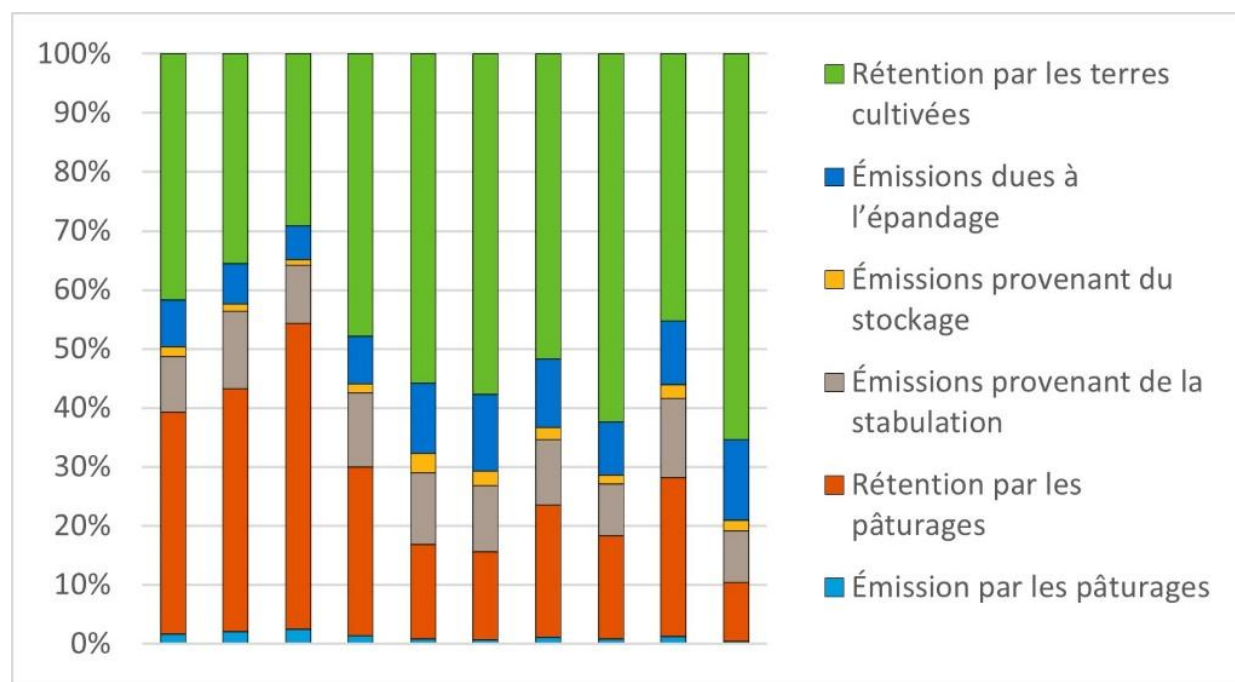
The dots are agricultural SLCs, consisting of 3399 polygons across Canada.
 The colours depict the relative difference in output from T1981 and T2021, per hectare of agriculture land (CROPLND + SUMMRF + IMPAST + UNIMPST).
 The dot sizes depict the output from T2021 per hectare of agriculture land (CROPLND + SUMMRF + IMPAST + UNIMPST).

Figure 13. Évolution des émissions totales d’ammoniac par hectare de terres agricoles entre 1981 et 2021. Les valeurs entre crochets dans la légende indiquent la proportion des CLS totales dans la catégorie correspondante (les valeurs négatives représentent des diminutions).

(Note: Seule la version anglaise est disponible.)

Tableau 2: Pourcentage des émissions d'ammoniac par secteur dans chaque province en 2021 et contribution de chaque province aux totaux nationaux de 1981 à 2021.

	Part en pourcentage du secteur aux émissions de NH ₃ en 2021 sans chaque province					Part provinciale aux émissions nationales (kg NH ₃)		
	Volaille	Bœuf	Bovins laitiers	Porcs	Engrais	1981	2011	2021
C.-B.	24,2	26,4	30,3	2,5	16,6	4,3	3,5	3,6
Alb.	2,2	50,6	3,6	5,6	38,0	21,0	28,7	27,4
Sask.	1,2	28,2	1,7	4,2	64,8	13,1	19,9	22,1
Man.	3,2	21,8	3,8	25,7	45,5	8,1	11,1	11,4
Ont.	10,5	22,5	20,1	19,8	27,2	29,8	19,3	19,0
Qc	9,1	12,1	30,2	31,4	17,2	20,1	15,3	14,4
N.-B.	16,5	19,7	30,9	4,7	28,2	1,1	0,7	0,6
N.-É.	24,6	23,1	34,0	1,1	17,2	1,4	0,8	0,7
Î.-P.-É.	3,1	25,4	25,8	6,8	38,9	1,0	0,6	0,6
T.-N.-L.	51,5	4,9	39,6	0,0	4,1	0,1	0,1	0,2
Canada	5,8	30,0	11,7	13,8	38,7	100,0	100,0	100,0
Total (kt NH₃)						324,6	369,3	402,8



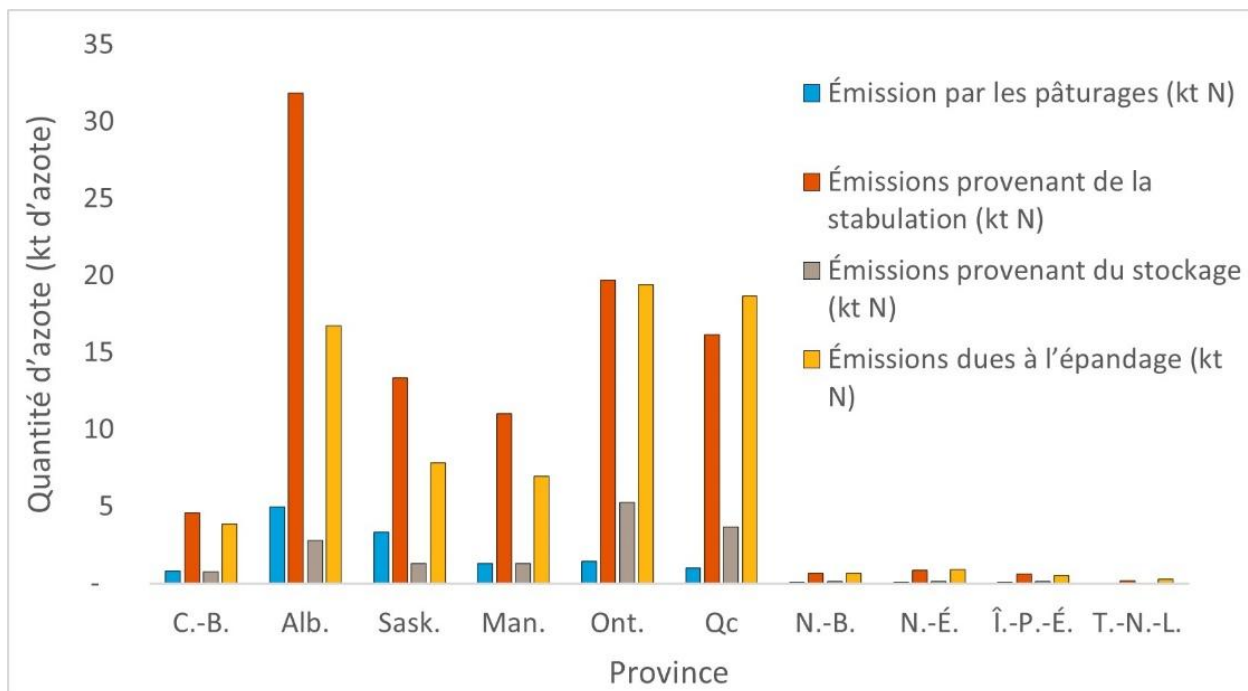
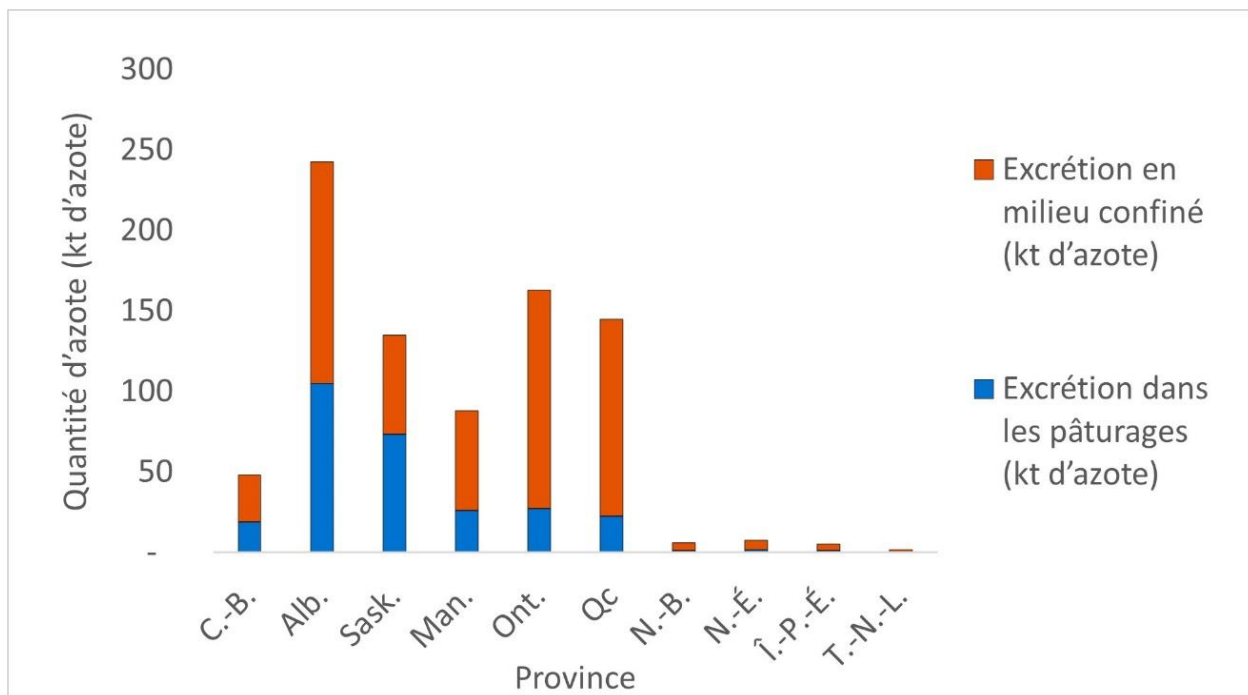


Figure 14. Haut : Pourcentage des émissions provenant du bétail à la ferme et pourcentage d'azote (N) retenu après application sur les terres cultivées et les pâturages en 2021. Centrale : Valeurs réelles des excréments d'azote (N) et de l'azote retenu sur les terres cultivées et les pâturages (kt) en 2021, pour chaque province. Bas : Pertes réelles d'azote (N) (kt) attribuables aux émissions de NH₃ provenant des bâtiments d'élevage, de l'entreposage, de l'épandage et du pâturage, dans chaque province.

Dans la plupart des provinces, 29 à 58 % de l'azote ammoniacal excrété est retenu pour être épandu sur les terres arables et les sols fourragers (graphique du haut, figure 14). Les parcs d'engraissement de l'Ouest constituent une exception, étant donné que le fumier prélevé dans les parcs d'engraissement est presque entièrement biologique. Le reste du fumier azoté épandu sur le sol est inorganique et se compose en grande partie d'azote ammoniacal, qui est rapidement converti en nitrate, devenant ainsi rapidement disponible pour les cultures et susceptible d'être perdu par lixiviation et par les émissions de N_2O , notamment lors de la dénitrification. En revanche, l'azote organique appliqué devient lentement rémanent (stable), avec l'aide des champignons du sol, ou minéralisé par les microbes en NH_3 , en quelques semaines à quelques années, puis rapidement oxydé en nitrate. Il est à noter que, bien qu'une grande partie de l'azote des fumiers épandus (y compris sur les pâturages) soit constituée d'azote ammoniacal dans les Prairies, le climat sec de cette région limite le risque de lixiviation et de dénitrification, mais augmente la propension à la volatilisation du NH_3 . Le pic d'émission de N_2O se produit après l'application de fumier et d'engrais et après le dégel du sol, tandis que les plaques d'urine sur les pâturages sont des points chauds de N_2O en raison de leur très forte concentration en azote.

Parmi le fumier produit par le bétail canadien (graphique du milieu, figure 14), seule la partie excrétée en milieu confiné (étables et enclos) peut être recueillie et appliquée au lieu des engrais, tandis que le fumier déposé dans les pâturages est moins sujet aux émissions de NH_3 (l'urée s'imprègne rapidement dans le sol avant d'être décarboxylée en NH_3), mais contribue de façon inégale à la production de fourrage, bien que le pâturage contrôlé puisse améliorer quelque peu la répartition de l'azote. L'azote du fumier excrété en milieu confiné est en moyenne supérieur à 100 kt dans trois provinces canadiennes. À un prix estimé à 1 100 \$ la tonne d'azote en 2021, l'azote excrété vaut 275 millions de dollars en Alberta et 165 millions de dollars par an au Québec et en Ontario si on voulait le remplacer par l'azote commercial. L'azote retenu par les terres cultivées vaut près de 110 millions de dollars dans chacune de ces provinces. Le NH_3 N perdu (émis) par les exploitations agricoles a une valeur annuelle de 45 millions de dollars au Québec, 50 millions de dollars en Ontario et 68 millions de dollars en Alberta.

Dans les étapes de gestion du fumier des exploitations agricoles, les émissions provenant de la stabulation (parcs d'engraissement compris) sont plus importantes en Alberta en raison de ces parcs, tandis que les émissions sont élevées au Québec et en Ontario en raison du grand nombre d'animaux logés (graphique du bas, figure 14). En Ontario et au Québec, les émissions provenant de la stabulation et de l'épandage sont similaires, mais dans la région des Prairies, les fortes émissions de la stabulation laissent moins de NH_3 , dans le fumier appliqué, qui peut être perdu par l'épandage. La plupart des émissions de NH_3 qui se produisent dans l'ensemble des secteurs de l'élevage peuvent être liées à la stabulation (y compris les parcs d'engraissement) et au

pâturage (55 %), ainsi qu'à l'épandage de fumier (37 %) [graphique du bas, figure 14], tandis qu'une fraction relativement faible des émissions (8 %) provient des systèmes de stockage du fumier, facteur qui pèse plus dans d'autres pays.

Les émissions provenant de l'épandage du fumier varient considérablement d'une région à l'autre, allant d'un minimum de 6 % de l'azote excrété en Saskatchewan à un maximum de 13 % au Québec et de 14 % à Terre Neuve (graphique du bas, figure 14). Cette situation est largement attribuable à l'injection de plus en plus de fumier par les éleveurs de porcs et à l'épandage automnal de fumier dans les Prairies, ainsi qu'aux pertes plus importantes de NH_3 dans les parcs d'engraissement de l'Ouest canadien, avant l'épandage. L'injection de fumier est une méthode pratique dans les Prairies, vu les sols relativement non pierreux, le terrain plat, la grande taille des exploitations agricoles et des tracteurs et probablement une grande dépendance à l'égard des entrepreneurs en épandage de fumier qui ont des outils d'application spécialisés. Sur les terres plates des prairies, le fumier est souvent appliqué en toute sécurité sur les sols non gelés à l'automne, les hivers étant froids et secs.

Les émissions provenant des pâturages sont faibles en raison des faibles apports d'azote dans les systèmes de pâturage (principalement la fixation et le dépôt d'azote; Sheppard et coll. [2018]) et à l'infiltration rapide de l'urine dans le sol de sorte que l'ammonium chargé positivement et libéré par la décarboxylation de l'urée est adsorbé sur les particules du sol chargées négativement (Bittman et coll., 2014). Les plaques d'urine peuvent contenir plus de 500 kg d'azote par hectare et sont considérées comme des points chauds pour les émissions de N_2O . Leur dispersion dans les pâturages, en évitant leur concentration dans les zones humides et compactes (notamment près des sources d'eau et des lieux de camping) par la gestion du pâturage, atténue les points chauds d'émission de N_2O .

Les émissions provenant du stockage de fumier sont faibles au Canada en raison des pertes en amont (stabulation) dans les parcs d'engraissement, du temps relativement frais pendant le stockage hivernal et de la formation de croûtes en surface dans certains systèmes de gestion du lisier. La perte de NH_3 depuis la litière accumulée dans les parcs à bétail des parcs d'engraissement peut être attribuée en partie aux pertes de stockage, car cette méthode de manutention du fumier exploite les parcs comme des stockages de facto. Compte tenu de l'ampleur de ces sources d'émissions de NH_3 , il est évident que la politique d'atténuation pratiquée au Canada devrait cibler la stabulation des bovins et l'épandage.

Les émissions liées à l'épandage du fumier varient considérablement d'une région à l'autre, allant d'un minimum de 6 % de l'azote total excrété en Saskatchewan à un maximum de 13 % au Québec et de 14 % à Terre-Neuve (graphique du bas de la figure

14). Les émissions liées à l'épandage sont quelque peu limitées en raison du recours restreint à l'injection du fumier par les producteurs porcins, de l'épandage automnal dans les Prairies ainsi que des pertes plus précoces d'ammoniac (NH_3) provenant des enclos pour bovins.

L'injection du lisier constitue une méthode plus pratique dans les Prairies qu'ailleurs, en raison de sols relativement peu pierreux, d'un relief plat, de la plus grande taille des exploitations agricoles et des tracteurs, ainsi que d'un recours possiblement plus fréquent à des entrepreneurs spécialisés dans l'épandage du fumier disposant d'équipements adaptés. Sur les terres planes des Prairies, le fumier est souvent injecté en toute sécurité dans des sols non gelés à l'automne en raison des hivers froids et secs, bien que des préoccupations croissantes existent quant à l'augmentation des émissions de N_2O lors du dégel printanier à partir du fumier injecté à l'automne.

Il n'existe aucune technologie pratique permettant d'injecter le fumier solide provenant des bovins; les émissions peuvent être réduites par une incorporation rapide du fumier dans le sol, mais cette pratique est limitée par la réduction du travail du sol. Compte tenu de l'importance de ces sources d'émissions de NH_3 , il est évident que les efforts d'atténuation au Canada devraient porter sur les installations d'élevage bovin (« housing ») et sur l'épandage.

Les émissions provenant de l'élevage et de l'utilisation d'engrais au Canada sont à leur maximum en mai, en raison de l'épandage de fumier et d'engrais avant les semis, et à leur minimum en hiver, lorsque le fumier est entreposé et que les températures dans les installations d'entreposage et dans la plupart des bâtiments d'élevage sont relativement basses (figure 15). Les répercussions sur l'exposition humaine sont visibles sur la figure 15, qui montre les émissions du bétail en janvier et en mai (graphiques du haut) par rapport aux grandes agglomérations urbaines du Canada. Le schéma saisonnier et spatial des émissions calculé dans cet indicateur a récemment été confirmé par l'observation de la Terre (figure 15, graphiques du bas, avec l'aimable autorisation de Sean Ford et Mark Shephard d'Environnement et Changement climatique Canada). Cette observation montre des pics d'émissions circonscrits dus aux feux de forêt dans l'ouest du Canada en été (non représentés ici) et les fortes émissions de NH_3 en provenance des États-Unis, qui peuvent avoir une incidence sur la qualité de l'air au Canada. Le risque d'exposition le plus élevé provient du NH_3 émis en mai dans le couloir du lac Ontario au fleuve Saint Laurent, dans la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique et, dans une moindre mesure, à Winnipeg. L'effet que produit l'exposition de la végétation au NH_3 au printemps ou en été par rapport à l'hiver est abordé ci-dessous.

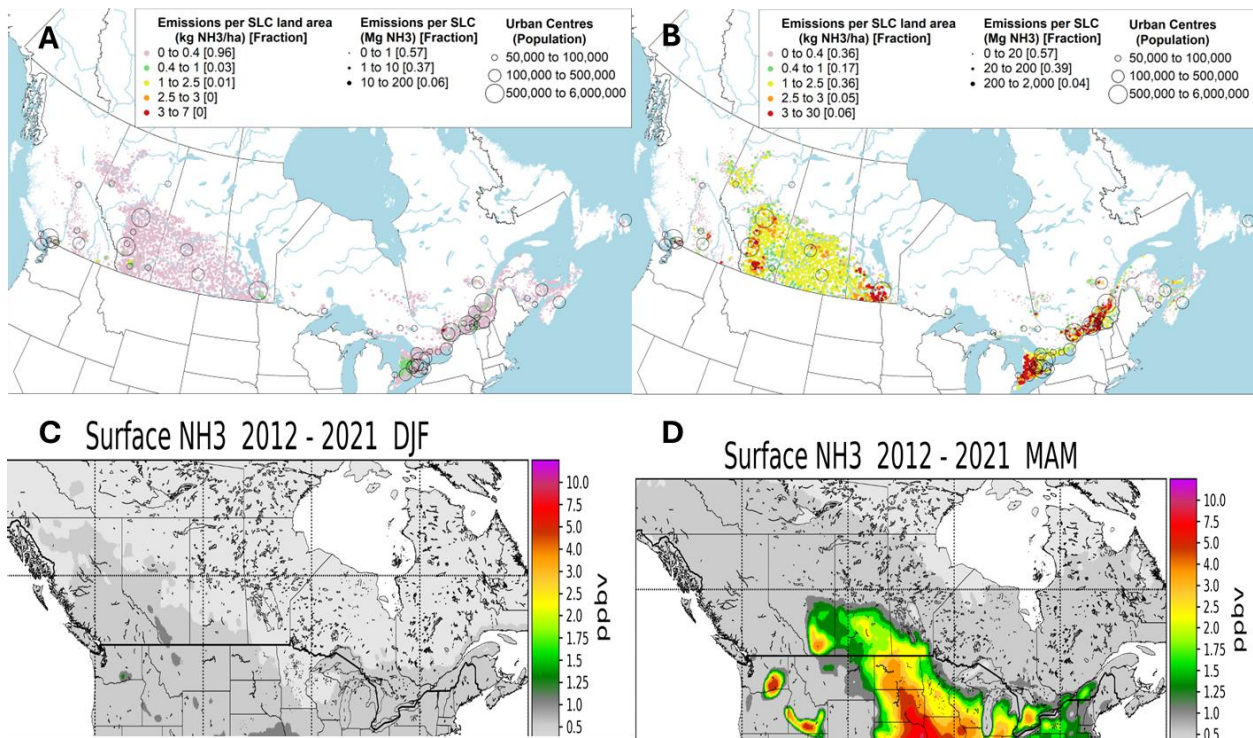


Figure 15: Haut : Émissions d’ammoniac au Canada en 2021, calculées pour janvier (A) et mai (B). Les valeurs entre crochets dans la légende indiquent la proportion des CLS totales dans la catégorie correspondante. Les deux cartes utilisent les mêmes intervalles de classes afin de mettre en évidence les contrastes saisonniers des émissions. Bas : Carte moyenne sur 9 ans (2012 à 2021) des concentrations d’ammoniac (NH₃) à la surface, observées de jour par le satellite CrIS, représentées sur une grille spatiale de 0,1° × 0,1° (environ 10 km × 10 km) pour l’hiver (C : décembre, janvier, février) et le printemps (D : mars, avril, mai), illustrant la présence d’ammoniac atmosphérique au Canada et dans le nord des États-Unis. Les images satellitaires ont été fournies par Sean Ford et Mark Shephard d’Environnement et Changement climatique Canada.

(Note: Seule la version anglaise est disponible.)

Options d’intervention

L’apparition des particules secondaires (PM_{2.5}) coïncide spatialement avec les émissions de NH₃ au Canada (<https://www.epa.gov/cmaq/equates>, voir la figure 16 et la graphique du haut). Il est important de noter qu’il a été récemment démontré que dans la réduction des particules secondaires, le coût de la réduction du NH₃ équivaut à environ 10 % du coût de la réduction des NO_x, ce qui souligne la nécessité de donner la priorité à la réduction du NH₃ (Gu et coll., 2021). Des méthodes de réduction

saisonniers sont nécessaires au Canada, où se concentre l'activité agricole et où les variations de température sont importantes, par rapport aux États-Unis.

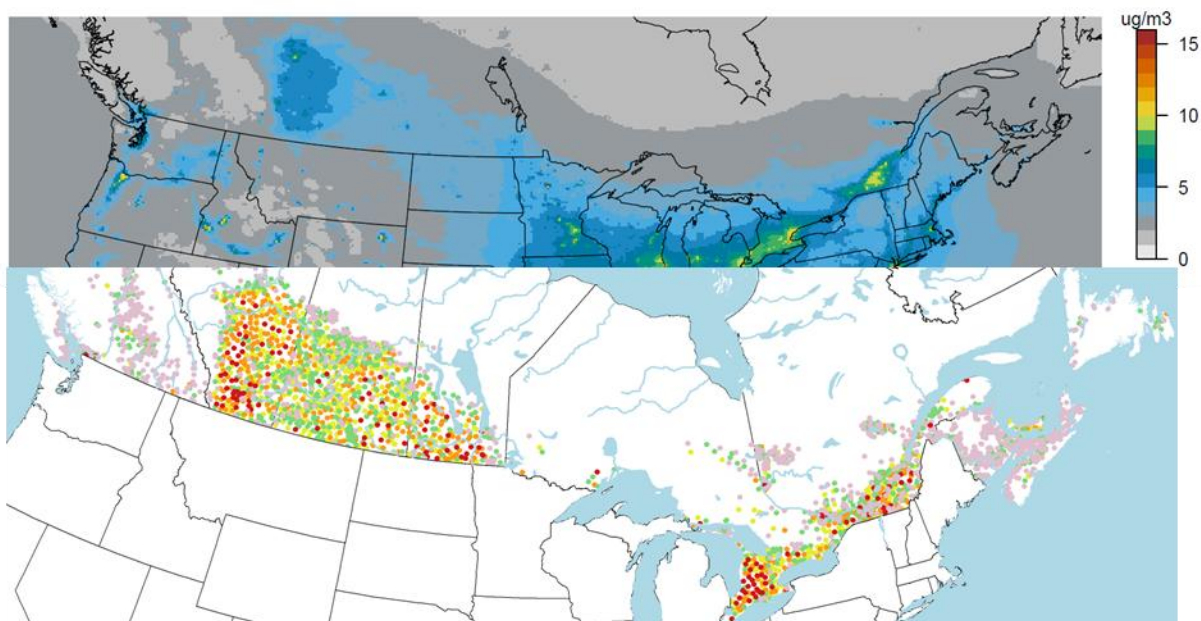


Figure 16 : Haut : Concentrations moyennes annuelles des particules secondaires dans le sud du Canada et dans le nord des États Unis en 2016, selon les prédictions du modèle Community Multiscale Air Quality (CMAQ) de l'Environmental Protection Agency (EPA) pour le projet Air Quality Time Series de l'EPA (<https://www.epa.gov/cmaq/equates>). (Avec l'aimable autorisation de Donna Schwede, EPA, É. U.) Bas : Les émissions d'ammoniac (NH₃) d'origine agricole en 2016 présentent une tendance similaire. D'autres modélisations sont nécessaires pour élaborer des méthodes de réduction.

Les pratiques de gestion bénéfiques (PGB) visant à réduire les pertes de NH₃ qui proviennent des nombreuses sources que contiennent les exploitations d'élevage sont complexes. Le NH₃ ayant une forte tendance à s'échapper dans l'atmosphère, il est essentiel que l'azote ammoniacal appliqué au sol sous forme de fumier ou d'engrais soit stabilisé par acidification ou par des inhibiteurs, adsorbé rapidement dans le sol et bien absorbé par les plantes cultivées. Il faut veiller à ce que la PGB choisie pour atténuer les pertes de NH₃ ne nuise ni aux autres aspects de l'exploitation agricole ni à l'environnement. À titre d'exemple, on pourrait atténuer les émissions de NH₃ par l'injection de fumier ou par le pâturage sur balles en hiver, mais cela risque d'augmenter les émissions de N₂O et de provoquer la lixiviation du nitrate par rapport à l'épandage de fumier et à la stabulation dans les mêmes conditions.

Sheppard et Bittman (2013) ont étudié les avantages et le coût des principales PGB qui réduisent les émissions de NH₃ selon les coûts courants à l'international (Bittman et

coll., 2014). Ils ont estimé le coût de la réduction des émissions de NH_3 dans l'atmosphère à plus de 0,80 \$ par kg, soit moins que le coût actuel des engrais azotés. Appliquées individuellement, la plupart de ces PGB ont réduit les émissions des principaux secteurs d'élevage de 10 % ou moins. Les PGB efficaces sont celles qui mettaient l'accent sur le pâturage (par opposition à l'alimentation en milieu confiné), sur la prévention de la surabondance de protéines alimentaires (en faisant correspondre étroitement la quantité de protéines alimentaires aux besoins des animaux) et sur l'application du fumier et des engrais par des méthodes à faibles émissions, notamment l'épandage en bandes, l'injection et l'incorporation rapide. Lorsqu'on les considère collectivement et qu'on les applique à tous les secteurs de l'élevage, les PGB peu coûteuses pour la réduction des émissions de NH_3 peuvent réduire les émissions globales de l'élevage au Canada de 26 %. Certaines PGB nécessitent des changements minimes et peu coûteux dans les pratiques existantes, tandis que d'autres nécessitent du matériel spécialisé ou des installations rénovées, notamment des bâtiments d'élevage.

Il faut souligner que de nombreux agriculteurs canadiens appliquent déjà des PGB qui ont pour avantage de réduire les émissions de NH_3 . Citons, à titre d'exemple, la généralisation de l'alimentation par étapes, ou par phases, des porcs et des poulets en protéines. Ces dernières années, on a assisté de plus en plus à l'application à faibles émissions de lisier (en particulier l'injection de lisier de porc dans les terres cultivées) pour réduire le ruissellement et les odeurs, et à l'alimentation hivernale des bovins sur les pâturages plutôt que dans les parcs d'engraissement d'hivernage, en tant que mesure de réduction des coûts (Sheppard et coll., 2013). En outre, dans le secteur laitier, la hausse de la production laitière par vache a réduit la taille des troupeaux, et dans le secteur de la volaille, la hausse de l'efficacité alimentaire et du taux de croissance du poulet à griller a réduit le temps nécessaire à ces animaux pour atteindre le poids marchand. Les agriculteurs canadiens réduisent sans cesse leurs émissions en améliorant l'efficacité de leur production.

L'injection dans le sol d'urée et d'engrais à base d'ammonium au moment de l'ensemencement (appelée application en bandes latérales) s'est généralisée, surtout dans l'Ouest canadien. Cette évolution a compensé la hausse des émissions qui se serait autrement produite après l'abandon par le secteur du nitrate d'ammonium au profit des engrais à base d'urée, qui se volatilisent beaucoup plus. Cependant, les grandes exploitations souffrent de la baisse de la vitesse d'ensemencement causée par cette technologie; or l'ensemencement en temps voulu est crucial dans les saisons de croissance courtes.

D'autres façons de gérer entraînent une hausse des émissions, notamment, dans le cas du secteur laitier, le recours accru à la stabulation libre à ventilation passive et la

réduction du temps de pâturage. On craint aussi que l'intensification du compostage cause une hausse des émissions, sachant que l'ampleur du compostage du fumier n'est pas bien documentée. Si la diminution de l'apport en protéines alimentaires est une PGB particulièrement efficace, la gestion précise des protéines alimentaires est plus facile pour les volailles et les porcs, qui sont monogastriques, que pour les bovins, en raison de la complexité de la digestion chez les ruminants et de l'utilisation accrue des fourrages et pâturages produits localement qui sont de qualité variable et non vérifiée. Il est vrai que l'ajout des résidus de transformation dans les aliments pour animaux (par exemple., la drêche sèche de distillerie) réduit les déchets agricoles, mais il peut entraîner une suralimentation en protéines.

Les émissions causées par le stockage du fumier au Canada sont généralement plus faibles que celles que rapportent d'autres pays, en raison du froid qui règne pendant une grande partie de la période de stockage et de la formation de croûtes par l'abondance de la litière et la sécheresse du temps hivernal. Cependant, il est possible de réduire les pertes dans les bâtiments d'élevage en ajoutant des produits chimiques à la litière (p. ex., des agents acidifiants comme l'alun et l'acide sulfurique), en séparant sans tarder les fèces du lisier de l'urine, en couvrant les réservoirs de lisier par des couvercles flottants et en équipant les événements de filtres absorbants. En Europe, on s'intéresse de plus en plus à l'acidification du lisier par l'acide sulfurique industriel excédentaire dans les bâtiments de stockage ou pendant l'épandage, mais cette méthode commence à peine à être mise à l'essai à titre expérimental au Canada (par exemple pour le fumier de bovins laitiers, Sokolov et coll. [2019]). Il est particulièrement nécessaire de mettre au point des PGB qui réduisent le NH_3 provenant des bovins de boucherie en confinement, peut être en ajoutant du lignite (Sun et coll., 2016) et du compost (Bai et coll., 2020).

L'incidence régionale et locale des émissions de NH_3 doit être étudiée en fonction de facteurs temporels (Bittman et coll., 2015). Les pics des émissions d'origine agricole, qui proviennent de l'épandage de fumier et d'engrais, se produisent trop tôt dans l'année pour avoir un effet direct sur le smog, qui est généralement un phénomène estival. Cependant, les émissions se produisent en été aussi, notamment dans les bâtiments d'élevage et de stockage, lors de l'application de fumier et d'engrais sur les cultures fourragères, et après la récolte des cultures d'hiver ou précoces. Les émissions estivales (y compris les odeurs) qui gênent les personnes profitant du plein air pourraient peut-être être ciblées par des mesures d'émissions saisonnières comme la réduction de l'épandage dans les champs et l'acidification des planchers des granges. Les premières émissions printanières peuvent, par excès d'azote, entraîner des effets écologiques, vu que la forte présence de NH_3 dans l'atmosphère peut être néfaste pour les nouveaux tissus des espèces végétales sensibles et parce que les plantes envahissantes, comme les graminées qui réagissent fortement à l'azote, connaissent

une croissance rapide au printemps. Les émissions de NH_3 au début du printemps sont susceptibles d'augmenter les émissions secondaires de N_2O après leur dépôt dans les sols relativement humides et chauds. Il est nécessaire de poursuivre l'étude des effets du NH_3 au Canada, notamment en fixant des concentrations critiques pour la protection des humains et des milieux vierges.

Références :

- Asman, W.A., Sutton, M.A. and Schjørring, J.K., 1998. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytologist*, 139(1): 27-48.
- Bai, M. et al., 2020. Lignite effects on NH₃, N₂O, CO₂ and CH₄ emissions during composting of manure. *Journal of Environmental Management*, 271: 110960.
- Baron, J.S., Driscoll, C.T., Stoddard, J.L. and Richer, E.E., 2011. Empirical critical loads of atmospheric nitrogen deposition for nutrient enrichment and acidification of sensitive US lakes. *BioScience*, 61(8): 602-613.
- Barthelmie, R.J. and Pryor, S.C., 1998. Implications of ammonia emissions for fine aerosol formation and visibility impairment: A case study of the Lower Fraser Valley, British Columbia. *Atmospheric Environment*, 32: 345-352.
- Bittman, S. et al., 2015. Weekly agricultural emissions and ambient concentrations of ammonia: Validation of an emission inventory. *Atmospheric Environment*, 113: 108-117.
- Bittman, S. et al., 2014. Effects of Agriculture on Air Quality in Canada. In: E. Taylor and A. McMillan (Editors), *Air Quality Management*. Springer Science+Business Media, Dordrecht, pp. 237-259.
- Bittman, S. et al., 2023. Distribution of livestock sectors in Canada: Implications for manure management. *Journal of Environmental Quality*, 52(3): 596-609.
- Cecato, B.R., 2019. Lower Fraser Valley Visual Air Quality Pilot Study: Synthesis of Findings. In: University of British Columbia (Editor), pp. 59.
- Chu, S.-H., 2004. PM_{2.5} episodes as observed in the speciation trends network. *Atmospheric Environment*, 38: 5237-5246.
- Collier, G.R., Spaner, D.M., Graf, R.J. and Beres, B.L., 2021. Optimal agronomics increase grain yield and grain yield stability of ultra-early wheat seeding systems. *Agronomy*, 11(2): 240.
- Deutsch, F., Mensink, C., Vankerkom, J. and Janssen, L., 2008. Application and validation of a comprehensive model for PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations in Belgium and Europe. *Applied Mathematical Modelling*, 32(8): 1501-1510.
- Domingo, N.G. et al., 2021. Air quality-related health damages of food. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(20): e2013637118.
- Environment and Climate Change Canada, 2019. Canada's Air Pollutant Emissions Inventory Report, 1990-2019. In: Environment and Climate Change Canada (Editor), Gatineau, QC, pp. 97.

- Erisman, J.W. and Schaap, M., 2004. The need for ammonia abatement with respect to secondary PM reductions in Europe. *Environmental Pollution*, 129: 159-163.
- Galloway, J.N. et al., 2003. The nitrogen cascade. *BioScience*, 53: 341-356.
- Gu, B. et al., 2021. Abating ammonia is more cost-effective than nitrogen oxides for mitigating PM_{2.5} air pollution. *Science*, 374(6568): 758-762.
- Hao, X., Chang, C., Janzen, H.H., Clayton, G.W. and Hill, B.R., 2006. Sorption of atmospheric ammonia by soil and perennial grass downwind from two large cattle feedlots. *Journal of Environmental Quality*, 35(5): 1960-1965.
- Makar, P.A. et al., 2009. Modelling the impacts of ammonia emissions reductions on North American air quality. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(18): 7183-7212.
- McNeill, R. and Roberge, A., 2000. The impact of visual air quality on tourism revenues in Greater Vancouver and the Lower Fraser Valley. In: *Environment and Climate Change Canada (Editor), Vancouver, British Columbia*.
- Misselbrook, T.H. et al., 2022. Field application of organic and inorganic fertilizers. In: M.A. Sutton, C.M. Howard, K.E. Mason, W.J. Brownlie and C.M.d.S. Cordovil (Editors), *Nitrogen Opportunities for Agriculture, Food & Environment. UNECE Guidance Document on Integrated Sustainable Nitrogen Management. UK Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh, UK*.
- Philip, S. et al., 2014. Global Chemical Composition of Ambient Fine Particulate Matter for Exposure Assessment. *Environmental Science and Technology*, 48(22): 13060-13068.
- Seeton, D.E., 2016. Ammonia emissions and dry deposition from broiler barns in the Fraser Valley of British Columbia, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia.
- Shephard, M.W. et al., 2020. Ammonia measurements from space with the Cross-track Infrared Sounder: characteristics and applications. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(4): 2277-2302.
- Sheppard, S. and Bittman, S., 2013. Estimated net application of ammoniacal and organic N from manure, and potential for mitigating losses of ammonia in Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 171: 90-102.
- Sheppard, S., Bittman, S. and Bruulsema, T.W., 2010. Monthly ammonia emissions from fertilizers in 12 Canadian Ecoregions. *Canadian Journal of Soil Science*, 90: 113-127.
- Sheppard, S. et al., 2015. Beef cattle husbandry practices across Ecoregions of Canada in 2011. *Canadian Journal of Animal Science*, 95: 305-321.

- Sheppard, S., Bittman, S. and Tait, J., 2009. Monthly NH₃ emissions from poultry in 12 Ecoregions of Canada. *Canadian Journal of Animal Science*, 89: 21-35.
- Sheppard, S., Bittman, S., Tait, J., Sommer, S.G. and Webb, J., 2007. Sensitivity analysis of alternative model structures for an indicator of ammonia emissions from agriculture. *Canadian Journal of Soil Science*, 87: 129-139.
- Sheppard, S.C., Bittman, S. and Ominski, K.H., 2018. Nitrogen budget estimated for 908 cow-calf, backgrounding and finishing beef operations across Canada. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 110(1): 7-24.
- Søgaard, H.T. et al., 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry – the ALFAM model. *Atmospheric Environment*, 36: 3309-3319.
- Sokolov, V. et al., 2019. Greenhouse gas mitigation through dairy manure acidification. *Journal of Environmental Quality*, 48(5): 1435-1443.
- Sun, J. et al., 2016. Effects of lignite application on ammonia and nitrous oxide emissions from cattle pens. *Science of the Total Environment*, 565: 148-154.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Mason, K.E., Brownlie, W.J. and Cordovil, C.M.d.S. (Editors), 2022. Nitrogen Opportunities for Agriculture, Food & Environment. UNECE Guidance Document on Integrated Sustainable Nitrogen Management. UK Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh, UK.
- Vet, R. et al., 2010. Characterization of Ambient Ammonia, PM and Regional Deposition Across Canada. In: C. Lillyman and K. Buset (Editors), *The 2008 Canadian atmospheric assessment of agricultural ammonia. The 2008 Canadian Atmospheric Assessment of Agricultural Ammonia*. Environment and Climate Change Canada, pp. 93-148.
- Webb, J. et al., 2009. Reliability of ammonia emission estimates and abatement efficiencies. In: M.A. Sutton, M.R. Reis and S.M.H. Baker (Editors), *Atmospheric Ammonia*. Springer Science.
- Yang, J.Y. et al., 2023. Simulating nitrogen balance in Canadian agricultural soils from 1981 to 2016. *Journal of Environmental Management*, 341(1): 118015.
- Zbieranowski, A.L. and Aherne, J., 2013. Ambient concentrations of atmospheric ammonia, nitrogen dioxide and nitric acid across a rural–urban–agricultural transect in southern Ontario, Canada. *Atmospheric Environment*, 62: 481-491.

Références supplémentaires

Documents évalués par les pairs

- Alemu, A.W., Amiro, B.D., Bittman, S., MacDonald, D. and Ominski, K.H., 2017. Greenhouse gas emission of Canadian cow-calf operations: A whole-farm assessment of 295 farms. *Agricultural systems*, 151, pp.73-83.
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.11.013>
- Bittman, S., Kowalenko, C.G., Forge, T., Hunt, D.E., Bounaix, F., and Patni, N. 2007. Agronomic effects of multi-year surface-banding of dairy slurry on grass. *Bioresource Tech.* 98: 3249-3258.
- Bittman, S., Liu, A., Hunt, D.E., Forge, T.A., Kowalenko, C.G., Chantigny, M.H. and Buckley, K. 2012. Precision placement of separated dairy sludge improves early phosphorus nutrition and growth in corn (*Zea mays* L.). *J. Environ. Qual.* 41:582–591
- Bittman, S., Sheppard, S.C. and Hunt, D., 2017. Potential for mitigating atmospheric ammonia in Canada. *Soil Use and Management*, 33(2), pp.263-275.
<https://doi.org/10.1111/sum.12336>
- Bittman, S., Sheppard, S.C., Poon, D. and Hunt, D.E., 2019. How efficient is modern peri-urban nitrogen cycling: A case study. *Journal of environmental management*, 244, pp.462-471.
- Chai, L., Kröbel, R., Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., McGinn, S.M., Bittman, S., Atia, A., Edeogu, I., MacDonald, D., Dong, R.. 2014. A regional mass balance model based on total ammoniacal nitrogen for estimating ammonia emissions from beef cattle in Alberta Canada *Atmospheric Environment* 92 (2014) 292-302.
- Clair, T. A., Pelletier, N., Bittman, S., Leip, A., Arp, P., Moran, M D., Dennis, I., Niemi, D., Sterling, S., Drury, C.F. and Yang, J. 2014. Interactions between reactive nitrogen and the Canadian landscape: a budget approach *Global Geochemical Cycles*. 28 (11):1343–1357.
- Hafner, S.D., Pacholski, A., Bittman, S., Burchill, W., Bussink, W., Chantigny, M., Carozzi, M., Géniermont, S., Häni, C., Hansen, M.N. and Huijsmans, J., 2018. The ALFAM2 database on ammonia emission from field-applied manure: Description and illustrative analysis. *Agricultural and forest meteorology*, 258, pp.66-79.
- Hafner, S.D., Pacholski, A., Bittman, S., Carozzi, M., Chantigny, M., Géniermont, S., Häni, C., Hansen, M.N., Huijsmans, J., Kupper, T. and Misselbrook, T., 2019. A flexible semi-empirical model for estimating ammonia volatilization from field-applied slurry. *Atmospheric Environment*, 199, pp.474-484.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.11.034>

- Lau, A.K., Bittman, S and Wong, M. 2009. Development of ammonia emission factors for the land application of poultry manure in the Lower Fraser Valley of British Columbia. *Canadian Biosystems Engineering*, 51: 9 pp.
- Legesse, G., Kröbel, R., Alemu, A., Ominski, K., McGeough, E., Beauchemin, K., Chai, L., Bittman, S. and McAllister, T.A., 2018. Effect of changes in management practices and animal performance on ammonia emissions from Canadian beef production in 1981 as compared to 2011. *Canadian Journal of Animal Science*, (ja). *Canadian Journal of Animal Science*, 98(4), pp.833-844.
<https://doi.org/10.1139/cjas-2017-0184>
- Sheppard, S.C. and Bittman, S. 2011. Farm survey used to guide estimates of N intake and NH₃ emissions for beef cattle, including early season grazing and piosphere effects. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 688-698.
- Sheppard, S.C. and Bittman, S. 2012. Farm practices as they affect NH₃ emissions from beef cattle. *Can. J. Animal Sci.* 92: 525-543.
- Sheppard, S.C., S. Bittman. 2015. Linkage of food consumption and export to ammonia emissions in Canada and the overriding implications for mitigation. *Atmospheric Environment*. 103: 43-52.
- Sheppard, S.C., Bittman, S., Beaulieu, M. and Sheppard, M.I. 2009. Ecoregion and farm size differences in feed and manure nitrogen management: 1) Survey methods and results for poultry. *Can J. Animal Science*. 89: 1-9
- Sheppard, S.C., Bittman, S., Swift, M.L., Beaulieu, M., and Sheppard, M.I. 2011. Ecoregion and farm size differences in dairy feed and manure nitrogen management: A survey. *Can J. Anim. Sci.* 91: 459-473.
- Sheppard, S.C., Bittman, S., Swift, M.L. and Tait J. 2010. Farm practices survey and modelling to estimate monthly NH₃ emissions from swine production in 12 Ecoregions of Canada. *Can. J. Animal Sci.* 90: 145-158
- Sheppard, S.C., Bittman, S., Swift, M.L. and Tait, J. 2011. Modelling monthly NH₃ emissions from dairy in 12 Ecoregions of Canada. *Can. J. Animal Sci.* 91: 1-13.
- Sheppard, S.C., De Jong, R., Sheppard, M.I., Bittman, S. and Beaulieu, M.S. 2007. Estimation of ammonia emission episodes for a national inventory using a farmer survey and probable number of field working days. *Can. J. Soil Sci.* 87: 301-313
- Webb, J., Pain, B., Bittman, S., and Morgan, J. 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response - a review. *Agric. Ecosys. and Env.* 137: 39-46

Livres et chapitres

- Ayres, J., Bittman, S., Girdhar, S., Sheppard, S., Niemi, D., Ratte, D., and Smith, P. 2010 Sources of Ammonia. In Annon [Ed.] The 2008 Canadian Atmospheric Assessment of Agricultural Ammonia. Pp 77-91.
- Bittman, S., Brok, J., Bleeker, A., and Bruulsema, T. 2013. Air quality, health effects and management of ammonia emissions from fertilizers. In E. Taylor (Ed), An Introduction to Canadian Air Quality Management. Springer, Dordrecht, pp. 261-277
- Bittman, S. and Hunt, D. 2015. Nitrogen management of forages in relation to gaseous emissions – new approaches and considerations. Pp.117 -128 in Vijay, D., Srivastava, M.K., Gupta, C.K., Malavya, D.R., Roy, M.M., Mahanta, S.K. Singh, J.B., Maity, A. and Ghosh, P.K. (Eds) Sustainable Use of Grassland Resources for Forage Production Biodiversity and Environmental Protection: Proceedings of 23rd International Grassland Congress Nov. 20-24, 2015 New Delhi, India Range Management Society of India, Jahnsi , U.P. India pp 383.
- Bittman, S., Massé, D.I., Pattey, E., Cournoyer, M., Qiu, G., Narjoux, A., Sheppard, S.C., VanderZaag, A. 2013. Effects of agriculture on air quality in Canada. In E. Taylor (Ed) An Introduction to Canadian Air Quality Management. Springer, Dordrecht, pp. 237-259.
- Bittman S. and Sheppard S. C. 2014 Ammonia emissions in Canada. pp 29-46, *In* Van der Hoek, K.W. and N.P. Kozlova (Editors). Ammonia workshop 2012, Saint Petersburg. Abating ammonia emissions in the UNECE and EECNA region. Семинар по аммиаку 2012, Санкт Петербург.Снижение выбросов аммиака в регионах ЕЭК ООН и ВЕКЦА. RIVM Report 680181001/SZNIIMESH Report. Bilthoven, The Netherlands. ISBN: 978-90-6960-271-4. Accessible at: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680181001.pdf> [Accessed May 9, 2022]
- Bittman, S. and Swift, M.L. 2010. Nitrogen Budgets for Agricultural Policy and Farm Management Ch. 5. *in* J. Delgado, Follett, Shaffer, Schepers (eds) in Advances in Nitrogen Management for Water Quality SWCS Press
- Cellier, P., Theobald, M.R., Asman, W., Bealey, W.J., Bittman, S., et al. 2009. Assessment method for ammonia hotspots. *in* M.A. Sutton, M.R. Reis, and S.M.H. Baker (Eds) Atmospheric Ammonia. Springer Science
- Drury, C.F., Yang, J., DeJong, R., Huffman, E.C., Reid, K., Yang, X.M., Bittman, S., and Desjardins, R.L. (2016). "Residual Soil Nitrogen Indicator.", in Clearwater, R.L., Martin, T. and Hoppe, T. (eds.) - Environmental sustainability of Canadian agriculture: Agri-environmental indicator report series -- Report #4, Agriculture and Agri-Food Canada, Chapter 11, pp. 115-120.

- Oenema, O., Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M., Sutton, M., Hutchings, N., Winniwarter. Pp. 5-9. W. Chapter 3: Nitrogen management, taking into account of the whole Nitrogen cycle. In Bittman, S., Dedina, M., Howard, C.M., Oenema, O., Sutton, M. (Eds). Options for Ammonia Mitigation. Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen. Centre for Ecology and Hydrology, The UK. ISBN 978-1-906698-46-1
- Oenema, O., Bittman, S., Dedina, M., Sutton, M.A. Chapter 2: Livestock production and developments. Pp.4-5. In Bittman, S., Dedina, M., Howard, C.M., Oenema, O., Sutton, M. (Eds). Options for Ammonia Mitigation. Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen. Centre for Ecology and Hydrology, The UK. ISBN 978-1-906698-46-1.
- Oenema, O., Sutton, M.A., Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M. 2014. Chapter 1: Introduction. Pp. 1-3. In Bittman, S., Dedina, M., Howard, C.M., Oenema, O., Sutton, M. (Eds). Options for Ammonia Mitigation. Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen. Centre for Ecology and Hydrology, The UK. ISBN 978-1-906698-46-1.
- Oenema, O., Sutton, M.A., Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M. 2014. Executive Summary. Pp. VII-XII. In Bittman, S., Dedina, M., Howard, C.M., Oenema, O., Sutton, M. (Eds). Options for Ammonia Mitigation. Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen. Centre for Ecology and Hydrology, The UK. ISBN 978-1-906698-46-1.
- Sheppard, S.C. and Bittman, S. (2016). "Ammonia.", in Clearwater, R.L., Martin, T. and Hoppe, T. (eds.) - Environmental sustainability of Canadian agriculture: Agri-environmental indicator report series -- Report #4, Agriculture and Agri-Food Canada, Chapter 16, pp. 180-194.
- VanderZaag, A., Amon, B., Bittman, S., and Kuczynski, T. 2015. Ammonia abatement with manure storage and processing techniques. Pp. 75-112 In Reis, S. Howard, C and Sutton, M.A. (eds.) Costs of ammonia abatement and the climate co-benefits. Springer Dordrecht.