

# L'ammoniac atmosphérique

De la caractérisation des sources aux leviers  
d'actions pour réduire les émissions

Février 2022 à avril 2023



Atmo Bourgogne-Franche-Comté est l'association agréée par le Ministère en charge de l'Environnement pour la surveillance de la qualité de l'air en région Bourgogne-Franche-Comté. Elle a pour principales missions :

Décliner et mettre en œuvre la stratégie de surveillance de la qualité de l'air de l'État français. Cela consiste en grande partie à produire des données (mesures, données d'émissions et de modélisation) qui répondent aux attentes qualitatives et quantitatives de l'Union Européenne ;

Prévoir les pics de pollution et diffuser l'information et les recommandations sanitaires ;

Sensibiliser la population et les décideurs aux enjeux sanitaires liés à la qualité de l'air ;

Réaliser des études prospectives dans le domaine de l'air (nouveaux polluants, nouvelles sources, nouvelles expositions...) ;

Réaliser des diagnostics et des prospectives pour aider à la décision à court, moyen et long terme ;

Accompagner les acteurs locaux pour atteindre le respect des normes en vigueur.

## Conditions d'utilisation du rapport

La diffusion ou la réutilisation des données est libre dans les conditions suivantes :

Les données contenues dans ce document restent la propriété d'Atmo Bourgogne-Franche-Comté. Toute utilisation partielle ou totale doit faire référence à Atmo Bourgogne-Franche-Comté et au présent rapport ;

Le rapport ne sera pas forcément rediffusé en cas de modification ultérieure. En cas de remarques ou questions, prenez contact avec Atmo Bourgogne-Franche-Comté ;

Sur demande, Atmo Bourgogne-Franche-Comté met à disposition les caractéristiques techniques des mesures et les méthodes d'exploitation des données.

Rédaction du rapport : Loïc GROSSON

Validation du document : Karine LEFEVRE

Crédits visuels : © Antoine Bardelli – Atmo BFC

# **Sommaire**

Table des matières

<b>Table des figures</b> .....	<b>5</b>
<b>Table des tableaux</b> .....	<b>7</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>8</b>
<b>Introduction</b> .....	<b>9</b>
<b>1. Généralités sur l'ammoniac</b> .....	<b>10</b>
1.1. Propriétés et caractéristiques.....	10
1.1.1. Propriétés et sources d'émission.....	10
1.1.2. La volatilisation de l'ammoniac : un processus clé dans le cycle de l'azote.....	11
1.2. Réglementation actuelle.....	13
1.3. Impact sur la biodiversité .....	14
1.3.1. L'acidification des milieux.....	14
1.3.2. L'eutrophisation des milieux .....	14
1.3.3. La toxicité directe sur les espèces végétales.....	15
1.3.4. Impacts indirects par des changements des caractéristiques d'un milieu.....	15
1.4. Conséquences des épandages d'engrais azotés sur le changement climatique .....	16
1.4.1. Contribution au changement climatique.....	16
1.4.2. Contribution à la destruction de la couche d'ozone.....	17
1.5. Les conséquences sur la santé des agriculteurs et des animaux.....	19
1.5.1. Conséquences sanitaires sur les agriculteurs.....	19
1.5.2. Conséquences sanitaires sur les animaux d'élevage.....	20
1.6. L'ammoniac, un précurseur de particules fines.....	21
<b>2. Généralité sur l'agriculture régionale</b> .....	<b>23</b>
<b>3. La campagne de mesures</b> .....	<b>27</b>
3.1. Objectifs de la campagne.....	27
3.2. Stratégie et matériel de mesures.....	27
3.3. Stratégie spatiale et temporelle.....	28
3.4. Conditions météorologiques durant la campagne.....	30
3.4.1. Evolution des températures mensuelles.....	30
3.4.2. Evolution des précipitations.....	31
<b>4. Résultats de la campagne de mesures</b> .....	<b>33</b>

4.1.	Résultats observés en Air Ambient.....	33
4.1.1.	Résultats des badges passifs.....	33
4.1.2.	Résultats des analyseurs automatiques.....	37
4.2.	Résultats observés en activités et élevage agricoles.....	42
4.2.1.	Généralités.....	42
4.2.2.	Répartition des niveaux d'ammoniac autour des élevages.....	44
4.2.3.	Evolution des concentrations durant la campagne.....	45
4.3.	Situation des niveaux par rapport aux seuils règlementaires et valeurs critiques.....	46
4.3.1.	Comparaison des concentrations vis-à-vis de la réglementation en vigueur.....	46
4.3.2.	Situation des niveaux par rapport aux valeurs critiques.....	47
<b>5.</b>	<b>Comparaison avec les autres régions.....</b>	<b>49</b>
<b>6.</b>	<b>Evolution des niveaux de particules fines en période d'épandages.....</b>	<b>54</b>
<b>7.</b>	<b>Analyse statistiques des résultats.....</b>	<b>57</b>
7.1.	Méthodologie de l'analyse.....	57
7.2.	Conditions météorologiques propices aux concentrations en ammoniac.....	58
7.2.1.	Les conditions météorologiques propices à l'année.....	58
7.2.2.	Les conditions météorologiques propices en journée.....	60
7.3.	Lien entre NH <sub>3</sub> , PM <sub>25</sub> et PM <sub>10</sub> .....	60
<b>Conclusion</b>	.....	<b>62</b>
<b>Références</b>	.....	<b>64</b>
<b>Annexes</b>	.....	<b>66</b>
	Annexe 1 : Liste des sites et leurs caractéristiques.....	66
	Annexe 2 : Résultats détaillé par site.....	68
	Annexe 3 : Comparaison des niveaux et des temporalités entre les sites de typologie 'grandes cultures' et 'prairie'.....	86
	Annexe 4 : Comparaison des niveaux entre Picarro et badge passif.....	89
	Annexe 5 : Comparaison des niveaux des sites de proximité.....	91

## **Table des figures**

Figure 1 - Répartition des émissions en NH <sub>3</sub> en France en 2021 selon le type d'activité agricole .....	10
Figure 2 - Répartition des émissions en NH <sub>3</sub> en France en 2021 (hors agriculture) .....	11
Figure 3 - Type d'engrais et leurs impacts dans le cycle de l'azote .....	12
Figure 4 - Origine des émissions de N <sub>2</sub> O en BFC en 2020 .....	17
Figure 5 - Evolution des teneurs atmosphériques en N <sub>2</sub> O (Source : CICERO - Center for International Climate Research) .....	18
Figure 6 - Formation des particules fines avec l'ammoniac .....	22
Figure 7 - Répartition de la surface agricole utile en BFC en 2020 .....	23
Figure 8 - Part de la SAU utilisée par activité agricole en BFC en 2020 .....	23
Figure 9 - OTEX dominante par commune en BFC en 2020 .....	24
Figure 10 - Type d'activité agricole par département en BFC en 2020 .....	25
Figure 11 - Evolution de la livraison d'engrais minéraux en BFC entre 2017 et 2022 .....	25
Figure 12 - Badge NH <sub>3</sub> à diffusion passive .....	27
Figure 13 - Typologie des sites de la campagne .....	29
Figure 14 - Température et anomalie thermique mensuelle à Auxerre, Chalon-sur-Saône, Dijon et Vesoul .....	30
Figure 15 - Cumul mensuel de pluie et anomalie pluviométrique à Auxerre, Chalon-sur-Saône, Dijon et à Vesoul .....	31
Figure 16 - Comparaison des niveaux d'ammoniac en typologie 'ambient' .....	33
Figure 17 - Comparaison des niveaux en ammoniac selon les typologies .....	34
Figure 18 - Evolution mensuelle des niveaux d'ammoniac en air ambient .....	35
Figure 19 - Evolution mensuelle des niveaux en ammoniac en site 'culture' .....	36
Figure 20 - Environnement d'influence de la station de Morvan .....	37
Figure 21 - Environnement d'influence de la station d'Auxerre .....	38
Figure 22 - Evolution des teneurs journalières en NH <sub>3</sub> à la station de Morvan .....	39
Figure 23 - Evolution des teneurs journalières en NH <sub>3</sub> à la station d'Auxerre .....	40
Figure 24 - Profil journalier des concentrations en NH <sub>3</sub> à Morvan .....	40
Figure 25 - Profil journalier des concentrations en NH <sub>3</sub> à Auxerre .....	41
Figure 26 - Comparaison des niveaux de NH <sub>3</sub> en élevage .....	42
Figure 27 - Comparaison des niveaux de NH <sub>3</sub> par type de méthaniseur .....	43
Figure 28 - Comparaison des niveaux des sites les plus exposés .....	44
Figure 29 - Comparaison des teneurs mesurées autour d'un élevage allaitant .....	45
Figure 30 - Variation des teneurs en NH <sub>3</sub> et activité agricole au site 18 .....	46
Figure 31 - Comparaison des valeurs seuils avec les niveaux d'ammoniac à l'intérieur d'un bâtiment d'élevage .....	47
Figure 32 - Comparaison des valeurs seuils avec les niveaux d'ammoniac sur une plateforme de compostage .....	47
Figure 33 - Comparaison des valeurs critiques avec les niveaux des sites 'air ambient' .....	48
Figure 34 - Comparaison des niveaux en NH <sub>3</sub> de différentes régions en contexte rural .....	50
Figure 35 - Comparaison des concentrations saisonnières de différentes régions en 2022 .....	51
Figure 36 - Comparaison des niveaux en contexte urbain .....	52

Figure 37 - Evolution des teneurs en NH3 dans trois villes françaises en 2023 .....	52
Figure 38 - Comparaison des niveaux en PM10, NH3 et de la pluie au site 2 .....	54
Figure 39 - Origine des particules durant les pics de pollution de mars 2022 .....	55
Figure 40 - Comparaison des niveaux en PM10, NH3 et de la pluie au site 11.....	55
Figure 41 - Evolution des niveaux et des origines en particules fines à Dijon lors de la semaine du 15 mars 2022.....	56
Figure 42 - Variation des teneurs en NH3 du site 1 .....	68
Figure 43 - Variation des teneurs en NH3 du site 2.....	69
Figure 44 - Variation des teneurs en NH3 du site 3.....	70
Figure 45 - Variation des teneurs en NH3 du site 4.....	70
Figure 46 - Variation des teneurs en NH3 du site 5.....	71
Figure 47 - Variation des teneurs en NH3 du site 6.....	72
Figure 48 - Variation des teneurs en NH3 du site 7.....	72
Figure 49 - Variation des teneurs en NH3 du site 8.....	73
Figure 50 - Variation des teneurs en NH3 du site 9.....	74
Figure 51 - Variation des teneurs en NH3 du site 10 .....	74
Figure 52 - Variation des teneurs en NH3 du site 11 .....	75
Figure 53 - Variation des teneurs en NH3 du site 12 .....	76
Figure 54 - Variation des teneurs en NH3 du site 13 .....	76
Figure 55 - Variation des teneurs en NH3 du site 14 .....	77
Figure 56 - Variation des teneurs en NH3 du site 15 .....	78
Figure 57 - Variation des teneurs en NH3 du site 16 .....	78
Figure 58 - Variation des teneurs en NH3 du site 17 .....	79
Figure 59 - Variation des teneurs en NH3 du site 18 .....	80
Figure 60 - Variation des teneurs en NH3 du site 19 .....	80
Figure 61 - Variation des teneurs en NH3 du site 20 .....	81
Figure 62 - Variation des teneurs en NH3 du site 21 .....	82
Figure 63 - Variation des teneurs en NH3 du site 22 .....	82
Figure 64 - Variation des teneurs en NH3 du site 23 .....	83
Figure 65 - Variation des teneurs en NH3 du site 24 .....	84
Figure 66 - Comparaison des niveaux entre les sites de typologie 'culture' .....	86
Figure 67 - Evolution des teneurs en NH3 dans les sites 'prairie' .....	87
Figure 68 - Evolution des teneurs en NH3 dans les sites 'culture' .....	88
Figure 69 - Comparaison des niveaux en NH3 entre badge et analyseur automatique à Auxerre .....	89
Figure 70 - Comparaison des niveaux en NH3 entre badge et analyseur automatique à Morvan .....	89
Figure 71 - Comparaison temporelle des niveaux mesurés à la station d'Auxerre.....	90
Figure 72 - Comparaison temporelle des niveaux mesurés à la station de Morvan.....	90
Figure 73 - Comparaison des niveaux mesurés en Côte d'Or .....	91
Figure 74 - Comparaison des niveaux mesurés dans le Jura .....	92

## **Table des tableaux**

Tableau 1 - Paramètres favorisant la volatilisation de l'ammoniac .....	12
Tableau 2 – Objectifs français de réduction des émissions en NH3 .....	13
Tableau 3 - Valeurs seuils de travail et de recommandation pour la santé .....	13
Tableau 4 - Impact de l'ammoniac sur la santé humaine .....	20
Tableau 5 - Impact de l'ammoniac sur les animaux d'élevage (lapins et volailles) .....	21
Tableau 6 – Valeurs seuils de travail et de recommandation pour la santé.....	46
Tableau 7 - Stations régionales surveillant l'ammoniac .....	49
Tableau 8 - Matrice de corrélation à l'année (condition météorologique).....	58
Tableau 9 - Matrice de corrélation à la journée (condition météorologique).....	60
Tableau 10 - Matrice de corrélation (lien NH3 et particules fines).....	61

## Résumé

L'ammoniac est un polluant gazeux émis principalement par les activités agricoles. Lors des épandages d'engrais organiques et minéraux et le stockage des déjections animales, l'ammoniac se volatilise quand les propriétés de l'engrais, les conditions météorologiques et pédologiques sont favorables. La perte d'azote sous forme d'ammoniac entraîne un coût économique pour les agriculteurs qui ne rentabilisent pas la totalité de leur engrais.

La présence d'ammoniac dans l'air cause aussi de nombreux impacts sur l'environnement : acidification et eutrophisation des milieux, perturbation des écosystèmes, disparition de certaines espèces végétales fragiles. Ce polluant a aussi un impact sur la santé des agriculteurs et des animaux d'élevage lors d'expositions prolongées et répétitives. Il est aussi impliqué dans la formation de particules fines, polluants cancérigènes avérés par le CIRC depuis 2013, en se combinant avec d'autres acides de l'air qui proviennent d'autres polluants (NO<sub>x</sub> et SO<sub>2</sub>).

Dans cette volonté de mieux comprendre les niveaux de ce polluant en BFC et d'en prévenir ses conséquences, ATMO BFC a entrepris une campagne de mesures sur 24 sites de typologies différentes à l'aide de badges passifs entre mars 2022 et avril 2023. Cette diversité de site reflète les différentes influences et sources potentielles de l'ammoniac. Un analyseur automatique a aussi été utilisé en parallèle à cette campagne.

Les résultats de la campagne de mesures montrent des niveaux plus importants dans les contextes d'élevage, de méthaniseurs et de plateforme de compostage. Les disparités entre les sites sont liées à la quantité de matière organique, la densité d'animaux et la présence d'installation de stockage d'effluents. Les niveaux en ammoniac sont supérieurs à l'intérieur des bâtiments d'élevage qu'en extérieur. De plus, les concentrations mesurées sont plus importantes en zone de grandes cultures et à proximité des axes routiers que dans des contextes de centre-ville, d'industries ou de prairies.

En zone de grandes cultures et de prairies, les concentrations les plus élevées sont observées en février, mars et mai tandis que la saison estivale s'ajoute aux périodes de fortes concentrations en zone urbaine. C'est le rythme des activités agricoles (épandage, stockage d'engrais, arrivée des animaux, curage des bâtiments) qui dicte la temporalité des niveaux en ammoniac sur l'année, que ce soit dans des contextes d'élevage, de cultures ou en milieu urbain. Les conditions météorologiques (température, humidité) jouent aussi un rôle dans cette répartition annuelle.

Les concentrations en ammoniac mesurées lors de la campagne respectent les valeurs seuils incluses dans le Code du Travail et les recommandations de l'ANSES mais sont systématiquement supérieures à la valeur critique pour la végétation fragile et celle de la végétation supérieure pour les sites présentant les niveaux les plus élevés.

L'analyse statistique des résultats révèlent qu'en dehors des périodes d'épandages, les concentrations les plus fortes sont observées les semaines aux températures élevées, à l'humidité relative basse et à l'ensoleillement important. Elle montre aussi qu'en 2022, en dehors de la période hivernale, les semaines à fortes concentrations de PM 10 et PM 2.5 sont celles à forte présence d'ammoniac pour la majorité des sites analysés. La comparaison de ces niveaux permet aussi d'identifier une contribution de l'ammoniac dans certains pics de particules de mars 2022. En 2023, l'analyse statistique n'a pas permis de conforter ces résultats en lien avec la pluviométrie.



## Introduction

ATMO Bourgogne-Franche-Comté, association agréée par le ministère en charge de l'environnement, a pour missions d'intérêt général de surveiller la qualité de l'air ambiant de la région, de prévoir les épisodes de pollution et d'en diffuser l'information mais aussi de sensibiliser et d'accompagner la population et les acteurs locaux aux enjeux sanitaires liés à la qualité de l'air. Dans le cadre de cette dernière mission, ATMO BFC a réalisé une étude globale sur un polluant atmosphérique émergent : l'ammoniac.

Fortement utilisé dès le XIXe et XXe siècle dans les procédés industriels et de distillation, l'ammoniac est un polluant gazeux émis principalement par les activités humaines. Connu pour son odeur piquante et ses propriétés irritantes, il implique aussi des conséquences sanitaires, environnementales et économiques, pendant bien longtemps sous-évaluées par les acteurs locaux du territoire.

La Bourgogne Franche-Comté, en tant que région agricole, est concernée par la pollution à l'ammoniac. Étant donné l'absence actuelle de mesures régionales sur ce polluant, Atmo-BFC a décidé de mener une étude approfondie pour évaluer sa répartition spatio-temporelle et son impact sur l'environnement et la santé publique. Cette démarche permettra de sensibiliser la population et les acteurs locaux aux enjeux environnementaux liés à l'agriculture et de prendre des mesures adaptées pour préserver la qualité de l'air et la biodiversité de la région.

ATMO BFC a mis en place une campagne de mesures sur 24 sites différents pour une durée de 14 mois (mars 2022 à avril 2023). La diversité des sites reflète les influences auxquelles pourraient être soumis un milieu et pouvant être une source d'ammoniac. Les badges passifs installés ont permis d'évaluer sur l'ensemble des sites, la teneur hebdomadaire à bi-hebdomadaire en ammoniac. Un analyseur automatique a aussi été utilisé en parallèle de cette démarche.

L'objectif de ce rapport sera de réaliser un inventaire des connaissances autour de l'ammoniac atmosphérique afin de mieux appréhender les problématiques liées à son sujet. Il présentera également les résultats de la campagne de mesures.

L'analyse des résultats de la campagne a été divisée en deux parties. Dans un premier temps, les teneurs en ammoniac seront analysés dans des contextes ruraux, urbains, de trafic et industriel. Dans un second temps, l'accent sera mis sur les niveaux à proximité des méthaniseurs, des plateformes de compostages et de différents types d'élevage.

Enfin, une analyse statistique sera effectuée pour déterminer des liens éventuels entre l'ammoniac et certains polluants de l'air ou paramètres météorologiques.

# ➤ 1. Généralités sur l'ammoniac

## 1.1. Propriétés et caractéristiques

### 1.1.1. Propriétés et sources d'émission

L'ammoniac, également connu sous le nom de gaz ammoniacal, est un composé chimique présent naturellement dans l'atmosphère. En condition ambiante, ce gaz se caractérise par une absence de couleur et une odeur piquante, qui dans le cas de concentration élevée peut provoquer des irritations sévères des voies respiratoires et des yeux (INRS, 2021). **L'ammoniac est également hydrosoluble, ce qui signifie qu'il peut se dissoudre dans l'eau et former de l'ammonium, ce qui en fait un composé très réactif dans les milieux aqueux tels que l'atmosphère** (ANSES, 2021). En conséquence, l'ammoniac réagit facilement avec les acides atmosphériques pour former des particules fines à base d'ammonium. **Son temps de résidence dans l'atmosphère est estimé à quelques heures seulement.**

En France, 94% des émissions d'ammoniac sont liées à l'agriculture. **Les élevages de bovins et l'utilisation d'engrais azotés pour les cultures représentent respectivement 55% et 24% des émissions en  $\text{NH}_3$ .** En outre, d'autres activités industrielles telles que la production de fibres textiles, d'explosifs, de plastiques et l'utilisation d'ammoniac en tant que gaz réfrigérant et détachant peuvent également contribuer à l'émission d'ammoniac (Behera, 2013). D'autres sources d'émissions d'ammoniac en France incluant la production de pâte à papier, le transport routier (émissions des pots catalytiques), le traitement des déchets et la combustion de biomasse (chauffage). Toutefois, ces sources cumulées ne représentent que 6% des émissions en ammoniac.

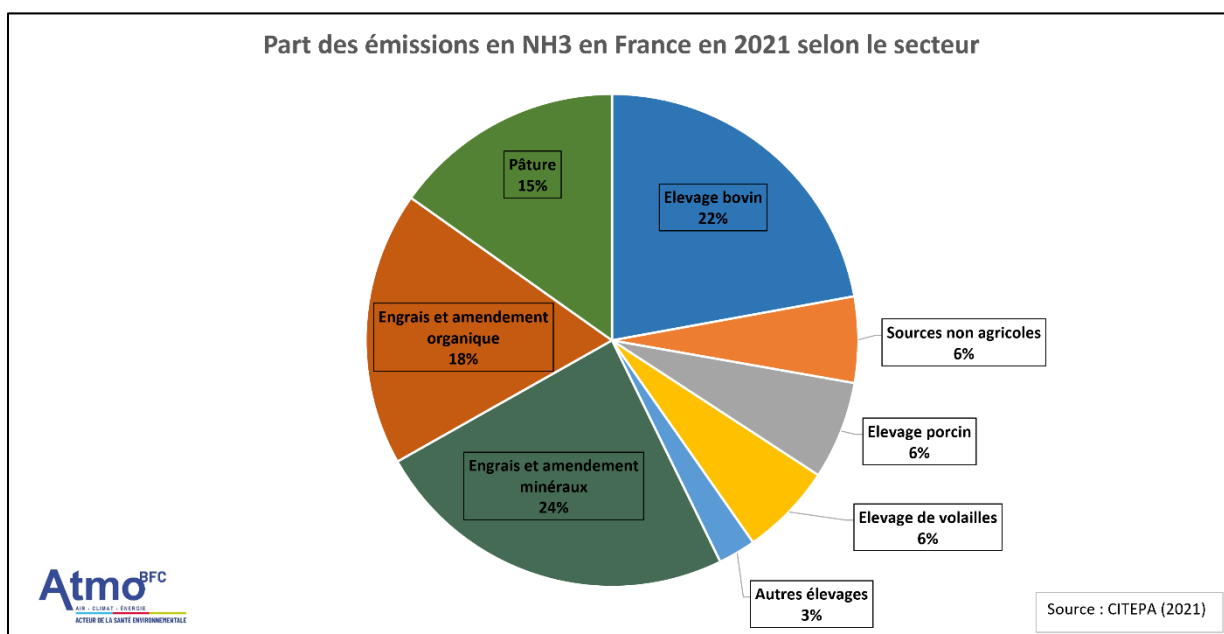


Figure 1 - Répartition des émissions en  $\text{NH}_3$  en France en 2021 selon le type d'activité agricole

En ce qui concerne les activités naturelles, bien qu'elles existent, elles sont limitées à la minéralisation de la matière organique dans les marécages, les océans et les gisements de gaz et de pétrole auxquels peuvent s'ajouter celles des feux de forêt. **Elles restent néanmoins bien inférieures** (1% parmi les sources non agricoles, soit 0,06% des émissions totales) **par rapport aux sources anthropiques** (Sapek, 2012).

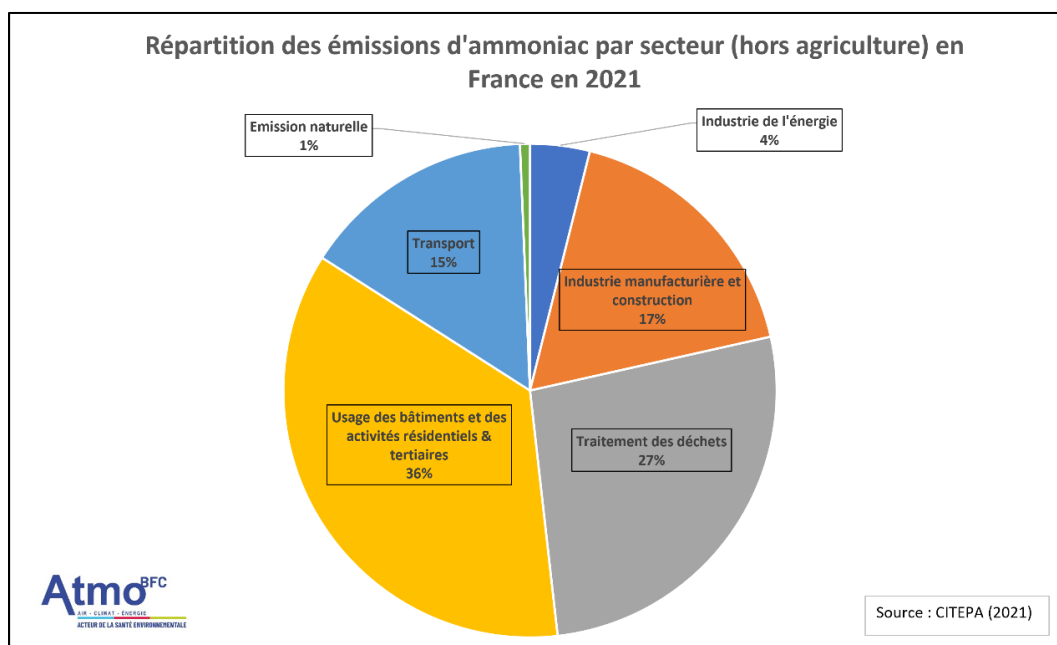


Figure 2 - Répartition des émissions en NH<sub>3</sub> en France en 2021 (hors agriculture)

Dans l'air intérieur et les activités domestiques, la fumée de cigarette, les produits de nettoyage tels que les désinfectants, les dégraissants, les détachants et certains shampoings peuvent également libérer de l'ammoniac (ATMO BFC, 2020).

### 1.1.2. La volatilisation de l'ammoniac : un processus clé dans le cycle de l'azote

Pour permettre le développement optimal des plantes, l'azote est essentiel, principalement sous forme de nitrate. Les agriculteurs utilisent des fertilisants nécessaires à la croissance des plantes en apportant des engrais azotés et d'autres nutriments nécessaires à la plante, en supplément de ce qui est déjà présent dans les sols. Les engrais peuvent être d'origine organique, formés à partir des déjections des animaux, comme le fumier, le lisier ou le digestat, ou bien d'origine minérale, fabriqués par les industries, sous forme d'urée, de solution azotée ou d'ammonitrate. Chaque type d'engrais, par sa composition et ses caractéristiques, induit des modifications dans le cycle de l'azote. **La volatilisation de l'ammoniac intervient lors du passage de la forme ammonium à la forme nitrique pour tous les types d'engrais.** Plus l'engrais contient de l'azote sous forme nitrate, moins il émettra de l'ammoniac. Il est donc recommandé d'utiliser de l'ammonitrate en tant que fertilisant pour diminuer au maximum la perte de l'ammoniac. A l'inverse, **l'urée est l'engrais produisant le plus d'ammoniac gazeux lors de l'épandage.** Le schéma suivant présente le cycle de l'azote pour chaque type d'engrais. (NB : les compositions d'engrais organique indiquées proviennent de déjections bovines).

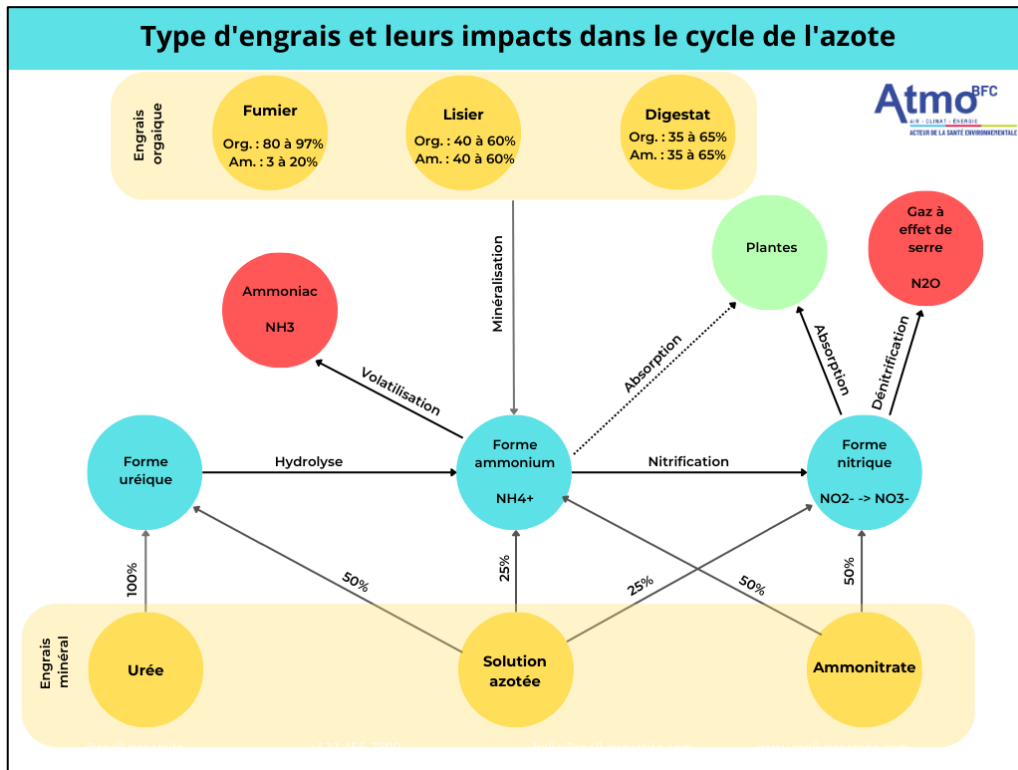


Figure 3 - Type d'engrais et leurs impacts dans le cycle de l'azote

D'autres paramètres, comme les conditions météorologiques ou les propriétés du substrat, interviennent dans la volatilisation de l'ammoniac. Le tableau suivant rassemble l'ensemble des facteurs favorisant la volatilisation de l'ammoniac dans l'air (Ramanantenasoa, 2018).

Propriété du substrat	Condition météorologique	Propriété de l'engrais
<ul style="list-style-type: none"> <li>- pH basique (&gt;7)</li> <li>- CEC faible</li> <li>- Faible teneur en eau</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Température élevée</li> <li>- Pluviométrie faible voire nulle</li> <li>- Vitesse du vent élevée</li> <li>- Rayonnement global élevé</li> <li>- Humidité relative élevée (engrais sec)</li> <li>- Humidité relative faible (engrais humide)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Densité élevée</li> <li>- Texture fine (liquide)</li> <li>- Teneur en carbone organique faible</li> </ul>

Tableau 1 - Paramètres favorisant la volatilisation de l'ammoniac

## 1.2. Règlementation actuelle

En France, l'ammoniac n'est pas réglementé en terme de concentrations, mais il est soumis à une réglementation européenne concernant ses émissions.

Dans sa directive NEC 2 (2016-2284), l'Union Européenne a émis pour objectif de diminuer de **13% d'ici 2030, les émissions de ce polluant atmosphérique**. Au niveau national, ces objectifs de réduction ont été inscrits dans le plan national de réduction des émissions de polluants atmosphériques (PREPA) adopté le 10 mai 2017. Ce plan définit les différentes actions à mettre en place pour chaque secteur. Il prévoit la création d'un « plan d'action pour assurer l'utilisation de matériels moins émissifs ou l'enfouissement des effluents, dans des délais adaptés, en distinguant les types d'effluent et leurs caractéristiques, ainsi que la nature et la taille des élevages, dans la perspective de supprimer l'utilisation des matériels les plus émissifs à l'horizon 2025 ».

En 2021, la France a adopté le plan matériel d'épandage moins émissifs (PMEE), pour la période 2020-2025, comprenant un diagnostic complet des pratiques agricoles (effluents utilisés et leurs pratiques associées, parc du matériel d'épandage), une analyse Atout-Faiblesse-Opportunité-Menace, une analyse de besoin et un plan d'action sous forme de 10 fiches actions (Citepa, 2021).

En 2022, un nouveau décret (2022-1654) définit les **trajectoires du secteur agricole dans ses émissions de NH<sub>3</sub>** par année pour atteindre les objectifs européens de réduction de 13%, par rapport à 2005.

Année	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
Objectif de réduction	5,5%	6,4%	7,3%	8,3%	9,2%	10,2%	11,1%	12,1%	13%

Tableau 2 – Objectifs français de réduction des émissions en NH<sub>3</sub>

Bien que les teneurs en ammoniac ne soient pas concernées par la législation française, il existe tout de même des **valeurs d'exposition professionnelle** figurant dans le Code du travail (article R. 4412-149) avec des seuils de 14 et de 7 mg/m<sup>3</sup> pour une exposition respectivement de 15 minutes et de 8 heures. De plus, dans ses travaux, l'Anses a validé des **valeurs toxicologiques de référence** pour l'ammoniac pour des expositions chroniques, subchroniques ou aiguë. L'ensemble des valeurs réglementaires et des seuils toxicologiques est regroupé dans le tableau suivant.

	Seuil	Seuil (ppm)	Origine
Valeur limite d'exposition professionnelle court terme (exposition de 15 minutes)	14 000 µg/m <sup>3</sup>	20 ppm	INRS
Valeur moyenne d'exposition professionnelle (exposition de 8 heures)	7000 µg/m <sup>3</sup>	10 ppm	INRS
VTR aigue (24h)	5900 µg/m <sup>3</sup>	4,125 ppm	ANSES
VTR chronique par inhalation (>365 jours) VTR subchronique par inhalation (15 à 365 jours)	500 µg/m <sup>3</sup>	0,7 ppm	ANSES

Tableau 3 - Valeurs seuils de travail et de recommandation pour la santé

**Pour rappel, un milligramme de NH<sub>3</sub> équivaut à 1,43 ppm d'ammoniac, tandis que 0,7mg correspond à 1 ppm.**

## 1.3. Impact sur la biodiversité

La biodiversité peut être affectée par une concentration excessive d'ammoniac. Etabli en 1992 par la Commission Economique des Nations Unies pour l'Europe, **le niveau critique**, correspondant à la teneur limite dans l'air à partir de laquelle une substance peut entraîner des effets dangereux sur des organismes vivants, **est de 1 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle en air ambiant pour les espèces les plus fragiles, comme les lichens et les mousses, et 3 µg/m<sup>3</sup> pour les espèces végétales les plus grandes**, comme les graminées et les forêts depuis 2009 (Commission Economique des Nations Unies pour l'Europe, 2007). Les valeurs critiques mensuelle et journalière sont de 23 µg/m<sup>3</sup> et 270 µg/m<sup>3</sup> (Cape et al, 2009).

L'ammoniac peut impacter la biodiversité à travers quatre mécanismes principaux (Guthrie, 2018) :

### 1.3.1. L'acidification des milieux

Il s'agit d'une **diminution du pH survenant dans un milieu aquatique ou dans les sols**.

Dans l'eau, la conversion de l'ammonium (forme soluble de l'ammoniac) en forme nitrate est responsable d'une baisse de la concentration de bicarbonate au profit du dioxyde de carbone, conduisant à une baisse du pH. L'acidification du milieu se traduit par **une réduction de la diversité des plantes et des animaux aquatiques** (poisson, amphibien, invertébrés, ...) au profit des espèces plus adaptées dans ce type de milieu qui vont pouvoir proliférer (Guthrie, 2018).

L'acidification des sols peut survenir à la suite d'une conversion de l'ammoniac en nitrate, en quantité excessive. Une fois nitrifié, ce dernier libère des protons augmentant l'acidité des sols. Une utilisation excessive d'engrais azoté peut causer un apport massif d'acidité. En outre, l'effet est amplifié lorsque divers épisodes de pluies acides, contenant notamment des acides nitriques et sulfuriques, se produisent. Dans de tels cas, la capacité de tamponnement d'un sol, peut être dépassé, c'est-à-dire qu'il n'est plus capable de neutraliser suffisamment les acides (Portejoie, 2018). **Ce changement entraîne une baisse des cations échangeable entre le sol et la plante, rarifiant donc les nutriments nécessaires au développement et à la croissance de la plante.**

### 1.3.2. L'eutrophisation des milieux

Il s'agit de **l'accumulation d'azote dans un milieu aquatique ou dans les sols**. Comme pour l'acidification des milieux, l'eutrophisation survient lorsque la quantité d'ammoniac converti en nitrate est très importante.

Dans l'eau, l'enrichissement en azote permet une croissance excessive des algues formant des blooms algaux (Portejoie, 2018). Ces blooms algaux **réduisent la clarté de l'eau, préjudiciable à la survie de certaines espèces aquatiques**. De plus, lorsqu'ils meurent, les blooms algaux sont décomposés par des bactéries qui consomment de l'oxygène pour effectuer ce processus. Cette consommation d'oxygène entraîne une diminution de la concentration en oxygène de l'eau, ce qui entrave une fois de plus la survie de certaines espèces aquatiques. Par conséquent, cela **conduit à un déclin de la biodiversité et à des déséquilibres dans l'écosystème**.

Dans les sols, l'accumulation d'azote va permettre la croissance rapide de certaines espèces adaptées à des taux de nutriments élevés qui vont alors surpasser rapidement en nombre les

espèces plus sensibles et rares (Guthrie, 2018). **Dans des cas plus sévères, l'habitat peut ne plus convenir à la majorité des espèces, conduisant à un changement drastique de la composition des espèces à la suite d'extinctions massives.** Certains habitats entiers, potentiellement rares, peuvent être totalement perdus.

### 1.3.3. La toxicité directe sur les espèces végétales

La toxicité directe de l'ammoniac correspond aux **dommages directs de cette substance sur les plantes.**

La présence d'azote ammoniacal dans l'air peut conduire à l'**apparition de carences chez certaines plantes.** L'absorption excessive d'ammoniac par le feuillage des plantes peut provoquer un excès d'azote dans les nutriments de la plante. Pour éviter une accumulation toxique d'ammoniac, les plantes peuvent activer des mécanismes d'excrétion de cations tels que le sodium (Na<sup>+</sup>), le potassium (K<sup>+</sup>) et ainsi éliminer le surplus d'ion ammonium (Guthrie, 2018). Ce mécanisme peut alors entraîner des carences en élément nutritifs qui ont dû être mobilisés pour éliminer l'ammoniac. Toutefois, ce phénomène agit dans une moindre mesure, il s'agit principalement de la qualité des sols qui influence l'apparition de carence.

**De plus, l'ammoniac à des concentrations élevées peut être toxique pour les racines des plantes, entraînant leur nécrose ou leur affaiblissement.** Cela peut limiter la capacité des racines à absorber les nutriments nécessaires à la croissance et au développement des plantes.

L'absorption par les plantes d'ammoniac peut aussi entraîner des **perturbations physiologiques qui diminuent leur résistance face à différents stress environnementaux** comme le gel, la sécheresse ou les insectes ravageurs. Les dérèglements physiologiques causés par l'absorption d'ammoniac peuvent **affaiblir les mécanismes de défense naturels des plantes** et perturber leur équilibre interne, les rendant ainsi plus vulnérables et ralentissant leur croissance.

### 1.3.4. Impacts indirects par des changements des caractéristiques d'un milieu

Les changements des caractéristiques d'habitats (composition en espèce, présence de nutriments, ...) provoqués par l'ammoniac peuvent aussi entraîner des conséquences indirectes négatives sur la biodiversité.

Par une disponibilité plus importante de l'ammoniac, la croissance de certaines espèces peut être accrue créant des couches végétales plus denses et plus larges et pouvant alors **bouleverser complètement les microclimats présents** (température plus faible dû à un ensoleillement moins important, diminution du vent dans les couches les plus basses de l'atmosphère, ...) Ces changements peuvent notamment perturber les insectes, adapté à un certain climat, qui seront soit amener à s'adapter soit à disparaître (Guthrie, 2018).

De plus, l'acidification ou l'eutrophication des milieux résultent aussi à une présence diverse des végétaux en termes de quantité et de qualité. **Ces changements dans la composition et l'abondance des végétaux peuvent entraîner des répercussions sur les herbivores qui dépendent de ces plantes comme source de nourriture.** Les herbivores peuvent être confrontés à une **diminution de la disponibilité des espèces végétales** dont ils se nourrissent

habituellement, ou à une **modification de la qualité nutritionnelle de ces plantes en raison des perturbations environnementales** (Guthrie, 2018). Les populations d'herbivores peuvent subir des pressions en raison de ces changements, ce qui peut avoir des implications sur la structure et la stabilité des écosystèmes dans leur ensemble.

## 1.4. Conséquences des épandages d'engrais azotés sur le changement climatique

### 1.4.1. Contribution au changement climatique

En plus de contribuer à l'émission d'ammoniac, l'usage d'engrais azoté joue aussi **un rôle dans le réchauffement climatique actuel** par sa contribution à l'effet de serre.

Comme énoncé précédemment, l'épandage d'engrais azoté permet à la plante d'obtenir les quantités d'azote nécessaire à sa croissance. L'azote, contenu dans les engrais doit passer par différentes transformations chimiques pour permettre à la plante d'absorber l'azote sous forme nitrique.

Néanmoins, avant d'être absorbé par la plante, l'azote, sous forme nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ) peut subir un autre processus : la dénitrification. Cette étape du cycle de l'azote consiste en l'élimination des nitrates d'un élément chimique (par un nettoyage progressif de tous les atomes d'oxygène) pour parvenir à la forme gazeuse neutre, le diazote (Bourgue, 2010).

Les différentes étapes de la dénitrification sont les suivantes :

- $\text{NO}_3^- + 2 \text{H}^+ + 2 \text{e}^- \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O}$
- $\text{NO}_2^- + 2 \text{H}^+ + \text{e}^- \rightarrow \text{NO} + \text{H}_2\text{O}$
- **$2 \text{NO} + 2 \text{H}^+ + 2 \text{e}^- \rightarrow \text{N}_2\text{O} + \text{H}_2\text{O}$**
- $\text{N}_2\text{O} + 2 \text{H}^+ + 2 \text{e}^- \rightarrow \text{N}_2 + \text{H}_2\text{O}$

Les conditions optimales pour que la dénitrification soient complètes sont (Germon, 1999) :

- Une faible présence d'oxygène (concentration inférieure à 0,2 mg/L)
- Une alimentation en eau faible
- Une présence en quantité suffisante de bactéries dénitrifiantes
- Une présence de nitrates (en quantité appropriée)

Il arrive fréquemment que ces conditions ne soient pas réunies durant la totalité de la dénitrification, stoppant par la même occasion les transformations chimiques qui en résultent. Dans le cas, où les conditions ne sont plus réunies lors de la dernière étape de la dénitrification, les produits issus de l'étape précédente, à savoir l'eau et le protoxyde d'azote ne sont plus convertis. **Par conséquent, une dénitrification partielle de la forme nitrate de l'azote peut conduire à l'émission de protoxyde d'azote dans l'air. Il est estimé qu'environ 1 à 2 % de l'azote contenu dans les engrais azotés épandus soient effectivement converti en protoxyde d'azote** (Mégie G., 1992). Cette conversion peut intervenir directement dans le sol après les épandages d'engrais organique ou minéral mais aussi après que l'ammoniac volatilisé se soit déposé sur les sols ou à partir des nitrates lixiviés dans l'eau.



**Les oxydes nitreux, autre nom du N<sub>2</sub>O, sont des puissants gaz à effet de serre avec un potentiel de réchauffement global de 265** (pouvoir réchauffant rapporté à la même masse de CO<sub>2</sub>). Ayant une bande d'absorption différente du CO<sub>2</sub>, ce gaz peut donc diminuer la fenêtre atmosphérique d'échappement des rayons émis et réfléchi par la surface terrestre. Ainsi, même en étant présent dans une quantité faible dans l'atmosphère (334 ppb), **le protoxyde d'azote contribue à 6% du forçage radiatif** total des gaz à effet de serre. Pour tenir un réchauffement global à 2°C, il faudrait diminuer les émissions de ce gaz de 6% d'ici 2050 (IPCC, 2013). C'est au secteur agricole d'agir en priorité car 87% des émissions de N<sub>2</sub>O proviennent de ce secteur en France en 2021. Pour la BFC, 88,5% des émissions de ce polluant proviennent de l'agriculture, et cette prévalence est observé dans tous les départements (voir figure ci-dessous).

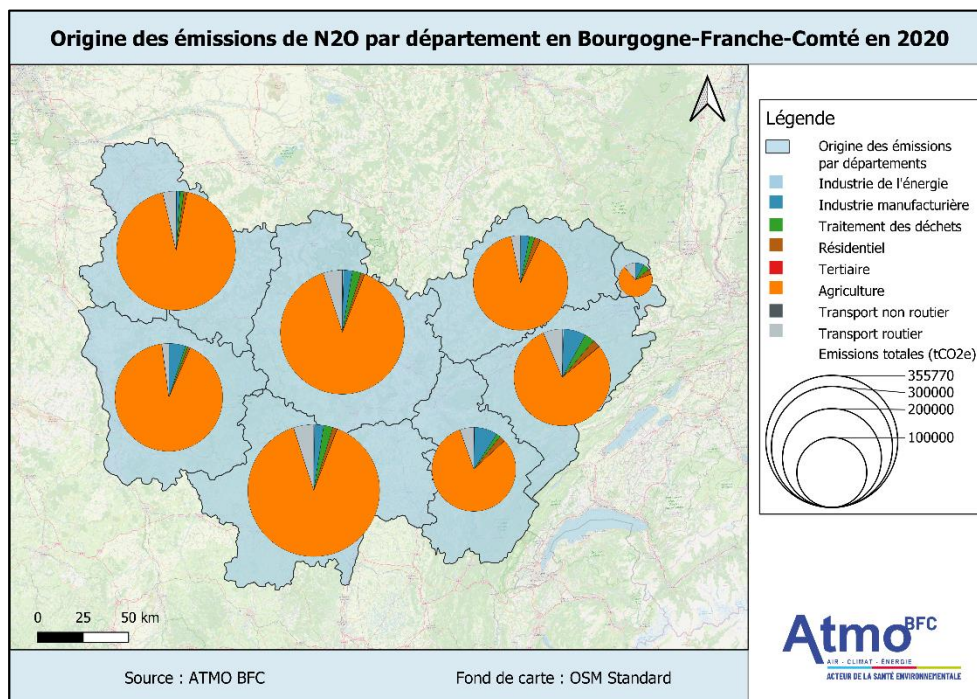


Figure 4 - Origine des émissions de N<sub>2</sub>O en BFC en 2020

### 1.4.2. Contribution à la destruction de la couche d'ozone

Un autre impact sous-évalué du N<sub>2</sub>O est son rôle dans la destruction de la couche d'ozone. Le protocole de Montréal de septembre 1987, visant à interdire toute production de substances pouvant détruire la couche d'ozone (comme les CFC), n'a pas inclus le protoxyde d'azote dans cette liste. Cependant, l'augmentation continue des concentrations de cette substance dans l'atmosphère (voir figure ci-dessous) devrait le placer bientôt comme un des principaux responsables de la destruction de la couche d'ozone stratosphérique.

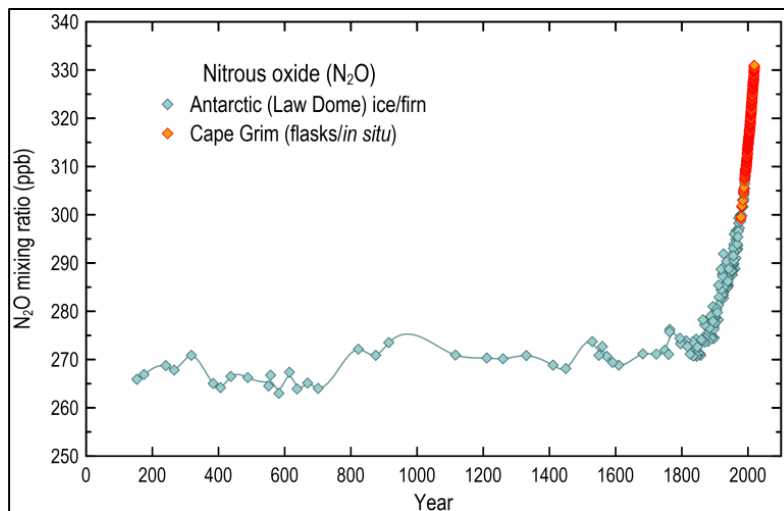


Figure 5 - Evolution des teneurs atmosphériques en N<sub>2</sub>O (Source : CICERO - Center for International Climate Research)

Le protoxyde d'azote possède une stabilité chimique qui lui confère une durée de vie estimée à 120 ans. Par transport atmosphérique vertical, il est capable d'atteindre la stratosphère au bout de quelques mois voire quelques années. Dans la stratosphère, il réagira soit par photochimie (90%) soit avec un atome excité d'oxygène (10%) (Ussiri, 2013) :

- $N_2O + h_\nu \rightarrow N_2 + O(^1D)$
- $N_2O + O(^1D) \rightarrow 2 NO$
- $N_2O + O(^1D) \rightarrow N_2 + O_2$

Dans le cas de la deuxième réaction, le protoxyde d'azote en réagissant avec un atome d'oxygène produira deux molécules de monoxyde d'azote. **Ce dernier est capable de détruire l'ozone en formant du dioxyde d'azote**, enclenchant une boucle de destruction d'ozone (Badr, 1993) :

- $NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$
- $NO_2 + O \rightarrow NO + O_2$

De plus, il est aussi **capable de reformer du chlore, substance actuellement la plus destructrice d'ozone**, par une réaction avec le monochlorure (ClO) (Badr, 1993) :

- $Cl + O_3 \rightarrow ClO + O_2$
- $ClO + NO \rightarrow Cl + NO_2$

**La quantité de ces réactions restent encore aujourd'hui bien faible par rapport à l'action des composés contenant du chlore ou du brome**, mais il y contribue de plus en plus, en tant que substance de plus en plus présente dans l'atmosphère (Ussiri, 2013). Un des puits potentiels des monoxydes d'azote peut s'avérer être l'ammoniac stratosphérique qui après oxydation peut réagir avec ce polluant :

- $NH_3 + OH \rightarrow NH_2 + H_2O$
- $NH_2 + NO \rightarrow N_2 + H_2O$

Toutefois, il s'avère aussi que la molécule de NH<sub>2</sub> puisse réagir avec le dioxyde d'azote pour former cette fois des molécules d'eau et des molécules d'oxyde nitrique (N<sub>2</sub>O), qui pourront alors une nouvelle fois former des monoxydes d'azote et accentuer l'effet de serre (Badr, 1993).

## 1.5. Les conséquences sur la santé des agriculteurs et des animaux

### 1.5.1. Conséquences sanitaires sur les agriculteurs

La présence d'ammoniac, à l'intérieur des bâtiments d'élevage, rend les conditions de travail plus difficiles mais peut aussi provoquer des effets sur la santé des agriculteurs. Des études cliniques ont prouvé un lien entre le taux de contamination de l'air et la prévalence des maladies pulmonaires chez les travailleurs. **D'après le Réseau REPRAN (REseau des Pathologies Respiratoires en milieu Agricole National), 5 à 10% des éleveurs sont sujet à des pathologies respiratoires.** Les pathologies professionnelles pulmonaires agricoles regroupent essentiellement 5 maladies ou groupes de maladies :

- Les pneumopathies d'hypersensibilité : Cette maladie est caractérisée par une inflammation pulmonaire déclenchée par une réaction allergique qui résulte d'une exposition à des particules provenant d'animaux ou de végétaux.
- Les asthmes allergiques et non allergiques
- La bronchite chronique : Cette affection respiratoire est marquée par une inflammation persistante des bronches
- La bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO) : Cette pathologie est caractérisée par une obstruction progressive des voies respiratoires et une inflammation des poumons.
- Les bronchopneumopathies dit « toxiques » : il s'agit du syndrome toxique des poussières organiques. Contrairement à la BPCO, elle est spécifiquement liée à une exposition à des substances toxiques qui entraînent une inflammation des bronches et des poumons.

L'ammoniac n'est pas responsable à lui seul de toutes ces maladies mais différentes recherches épidémiologiques ont mis en évidence le rôle que pouvait avoir l'ammoniac dans la formation de certaines d'entre elles. Au Danemark, des chercheurs ont notamment révélé qu'en raison de la forte présence d'ammoniac et d'autres gaz, les éleveurs de porcs sont les agriculteurs les plus susceptibles de souffrir d'asthme et de bronchites chroniques (Portejoie et al., 2002).

**L'ammoniac peut aussi générer des effets directs sur le système respiratoire qui se manifestent généralement chez les individus exposés à des niveaux élevés d'ammoniac dans l'air.** Les irritations nasales et oculaires sont les premiers symptômes observés tandis que les lésions pulmonaires ne se développent qu'après une exposition prolongée à une atmosphère riche en ammoniac (Crook, 1991). Bien évidemment, comme tout autre polluant atmosphérique odorant, l'exposition prolongée et récurrent développe une tolérance chez les agriculteurs. L'odeur et les effets irritants du gaz ne sont perçus qu'à des concentrations plus élevées que lors de l'exposition initiale.

Le tableau suivant répertorie les résultats de l'ensemble des études effectuées par l'Agence du registre des substances toxiques et des maladies (ATSDR) et l'organisme TFI (The Fertilizer Institute, 2010) :

Concentration/ Durée	Equivalent en mg/m <sup>3</sup>	Effet
> 10 000 ppm	> 7 000 mg/m <sup>3</sup>	Effet létaux significatifs
5 000 à 10 000 ppm	3500 à 7 000 mg/m <sup>3</sup>	Bronchite chimique, accumulation de liquide dans les poumons, brûlure de peau, potentiellement fatal
700 à 1700 ppm	490 à 1190 mg/m <sup>3</sup>	Incapacité à pleurer et à tousser
500 ppm pendant 30 minutes	350 mg/m <sup>3</sup> pendant 30 minutes	Irritation des voies respiratoires supérieures et larmoiement
140 ppm pendant 2 heures	98 mg/m <sup>3</sup> pendant 2 heures	Irritation sévère des yeux et de la gorge, nécessité de quitter les lieux
100 ppm pendant 2 heures	70 mg/m <sup>3</sup> pendant 2 heures	Irritation gênante des yeux et de la gorge
50 à 80 ppm pendant 2 heures	35 à 56 mg/m <sup>3</sup> pendant 2 heures	Irritation perceptible des yeux et de la gorge
20 à 50 ppm	14 à 35 mg/m <sup>3</sup>	Inconfort modéré, selon l'accoutumance de l'individu à l'ammoniac

Tableau 4 - Impact de l'ammoniac sur la santé humaine

### 1.5.2. Conséquences sanitaires sur les animaux d'élevage

La présence d'ammoniac à l'intérieur des bâtiments d'élevage peut aussi entraîner des effets indésirables sur les animaux. Une concentration élevée de ce gaz pourrait réduire la **fertilité des animaux et perturber la puberté en retardant son apparition** (Portejoie et al., 2002). De plus, il est rapporté que ce gaz diminue l'appétit des animaux (Drummond, 1980), ce qui entraîne une **diminution du gain moyen quotidien** (GMQ) (Wang, 2010) et donc une perte de productivité pour les élevages. Certaines études épidémiologiques démontrent aussi un **affaiblissement du système immunitaire** des porcs (Portejoie et al., 2002), causé par une baisse de la réponse des anticorps dans des atmosphères riches mais aussi par une diminution des réflexes de toux chez les porcs (Moreaux et al, 2002).

Le risque de développement de maladies pour les animaux vivant dans des milieux à fortes concentration d'ammoniac a été observé chez les porcs avec un développement de rhinite atrophique accrue (Portejoie et al., 2002).

Le tableau suivant répertorie le résultat d'autres études menées sur des lapins et des volailles selon leur exposition à l'ammoniac (Chambre d'Agriculture Pays de la Loire, 2016) :

Concentration d'ammoniac	Equivalent en mg/m <sup>3</sup>	Effet
Au-delà de 30 ppm	Au-delà de 21 mg/m <sup>3</sup>	Conjonctivite et phénomène d'halètement réduisant l'efficacité de la thermorégulation Réduction du rythme respiratoire chez le lapin
Entre 20 et 25 ppm	Entre 14 et 17,5 mg/m <sup>3</sup>	Détérioration du tractus respiratoire laissant place aux agents pathogènes chez les jeunes sujets
A partir de 10 ppm	A partir de 7 mg/m <sup>3</sup>	Irritation des muqueuses respiratoires et oculaires

Tableau 5 - Impact de l'ammoniac sur les animaux d'élevage (lapins et volailles)

En conclusion, il est crucial de réduire les niveaux d'ammoniac dans les bâtiments d'élevage afin d'améliorer à la fois la santé des animaux et des éleveurs. En mettant en œuvre des mesures visant à diminuer les niveaux d'ammoniac, on peut favoriser le bien-être et la santé des animaux, réduire les risques pour la santé des éleveurs et contribuer à des conditions de travail plus sûres et plus saines pour tous.

## 1.6. L'ammoniac, un précurseur de particules fines

Comme pour d'autres polluants de l'air, les particules fines peuvent être émises directement par différents processus tels que le chauffage résidentiel, les véhicules à moteur thermique, les activités industrielles et certaines activités agricoles (labour...). Elles peuvent aussi se former à partir d'autres substances dont fait partie l'ammoniac et dans ces conditions, on parle de particules secondaires.

Après s'être volatilisé dans l'air, **l'ammoniac peut réagir avec d'autres gaz de l'air comme, le NO<sub>2</sub> (provenant notamment du trafic routier) et le SO<sub>2</sub> (d'origine industrielle), pour former du sulfate d'ammonium (NH<sub>4</sub>SO<sub>4</sub>) et du nitrate d'ammonium (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>)**. La formation de ces particules secondaires dépend à la fois de la concentration des précurseurs, mais aussi des conditions météorologiques. **Les journées à température modérée (inférieure à 30°C), humidité élevée et faiblement venteuses sont les plus propices à la formation de particules fines secondaires.**

Une fois formées, ces particules peuvent ensuite interagir aussi avec d'autres composés présents dans l'air, tels que les composés organiques volatils (COV), pour former des particules plus complexes. Ces processus de formation de particules sont souvent favorisés dans les zones

urbaines où la concentration de précurseurs, notamment le  $\text{NO}_2$  et le  $\text{SO}_2$ , est généralement plus élevée en raison de l'activité humaine et du trafic routier.

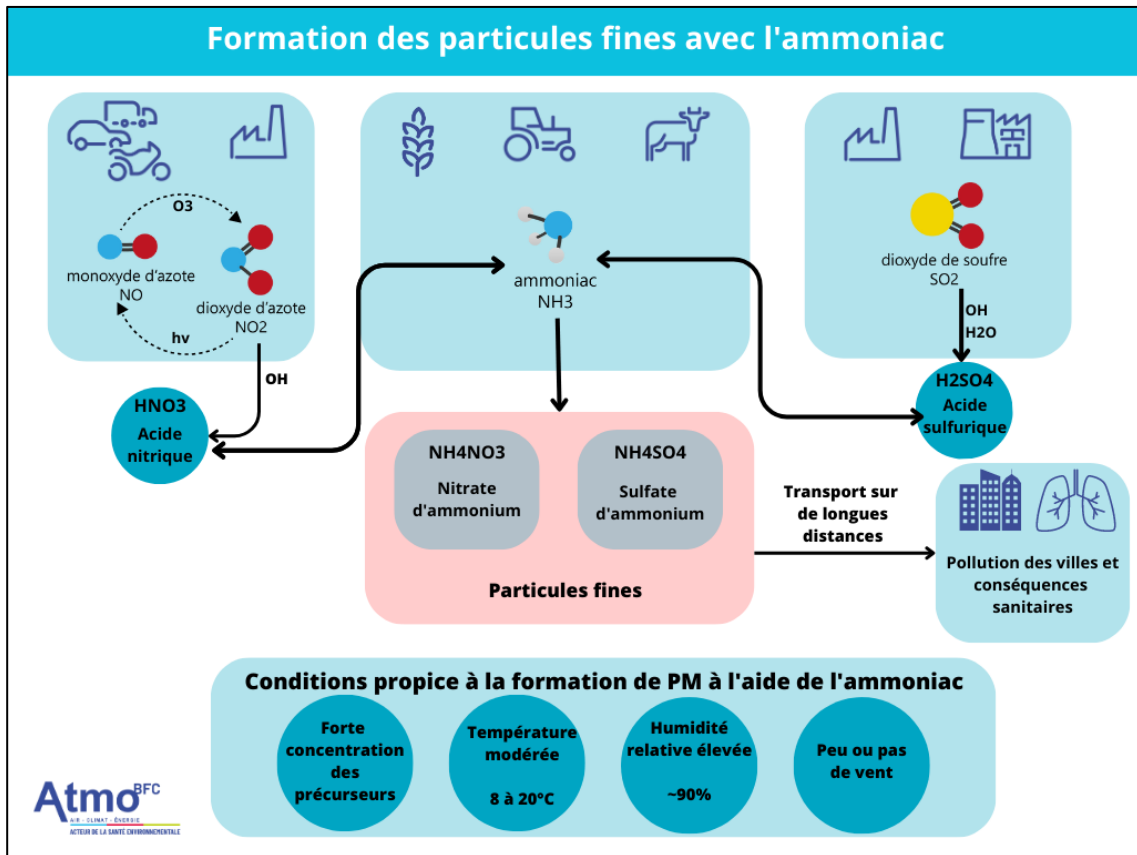


Figure 6 - Formation des particules fines avec l'ammoniac

## 2. Généralités sur l'agriculture régionale

L'ensemble des données de cette partie provient du recensement agricole de 2020 effectué par l'AGRESTE.

La surface agricole utilisée en Bourgogne-Franche-Comté est d'environ 2,4 millions d'hectares en 2020, **soit près de 51% de sa superficie totale**, ce qui fait d'elle la quatrième région française en termes de superficie derrière la Nouvelle-Aquitaine, le Grand Est et l'Auvergne-Rhône-Alpes.

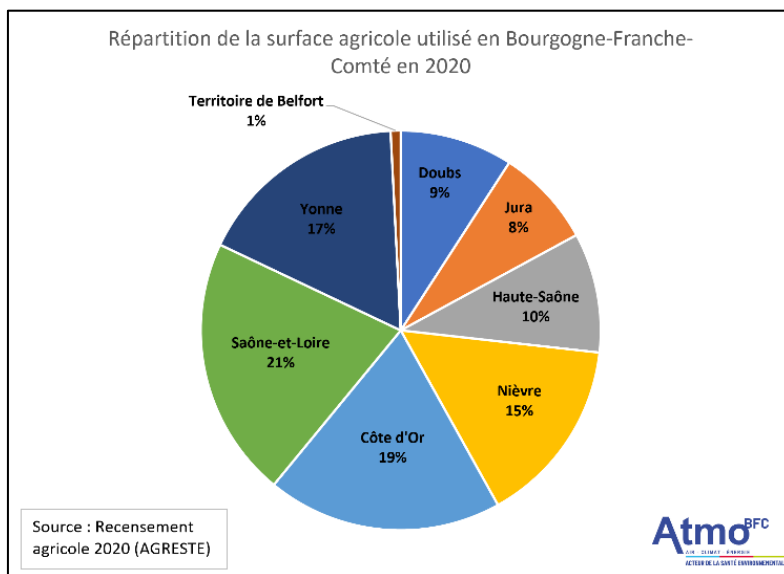


Figure 7 - Répartition de la surface agricole utile en BFC en 2020

Les départements de l'ancienne région Bourgogne présente la superficie agricole utilisée (SAU) la plus élevée (72%). La Saône-et-Loire comprend à elle-seule 21% de la surface agricole utilisée, soit plus de 512 000 hectares. C'est par ailleurs le département consacrant à l'agriculture la part de son territoire la plus importante (60%) contrairement au Jura ou au territoire de Belfort dont l'agriculture n'occupe que respectivement 38% et 32%.

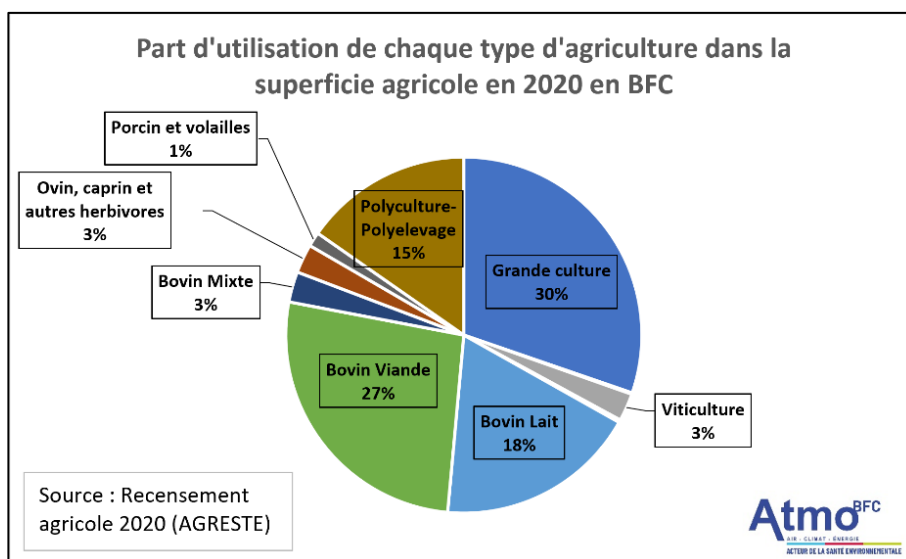


Figure 8 - Part de la SAU utilisée par activité agricole en BFC en 2020

**Le secteur agricole est aussi très diversifié avec quatre grands types d'activité agricole : les grandes cultures (30%), l'élevage de bovins-viande (27%), l'élevage de bovins-lait (18%) et la polyculture-élevage (15%).** D'autres types d'activités agricoles sont aussi présents sur le territoire dans une proportion plus faible notamment la viticulture (3%) et les élevages ovins et caprins (3%).

La répartition de ces activités agricoles n'est pas uniforme sur l'ensemble de la région (voir figure ci-dessous). Les prairies des montagnes du Jura accueillent sensiblement plus d'élevages de bovin laitier tandis que les plaines de Bourgogne abritent des secteurs de grandes cultures et des prairies où sont élevés des bovins à viande.

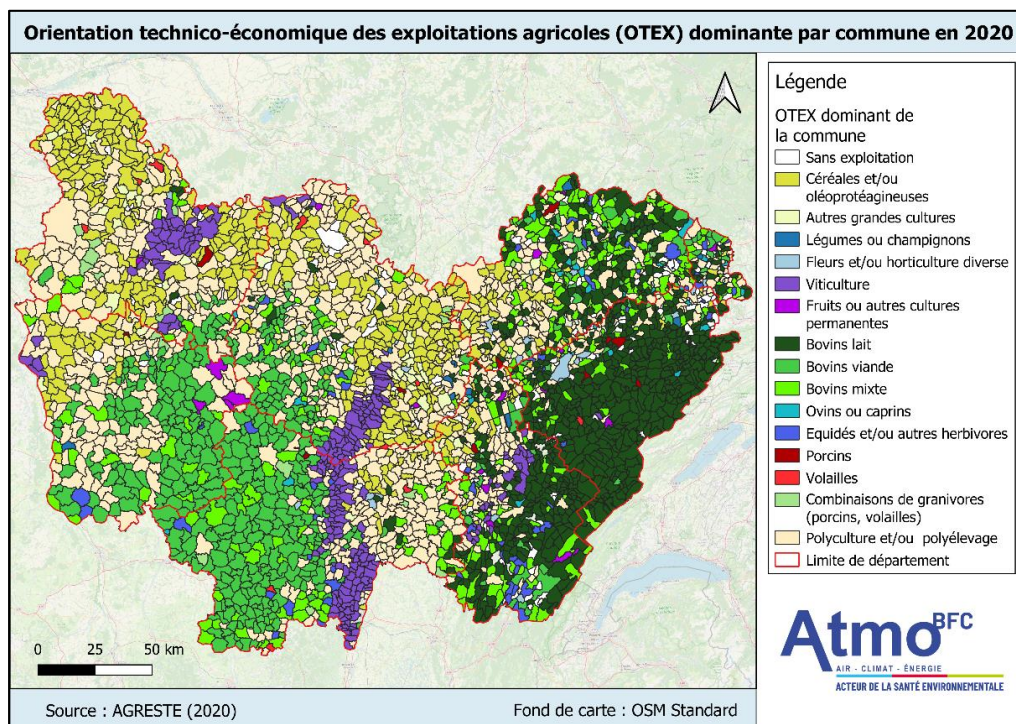


Figure 9 - OTEX dominante par commune en BFC en 2020

La situation de l'activité agricole est très différente selon les départements. L'Yonne et la Côte d'Or, sont orientés vers les grandes cultures céréalières, oléagineuses et fourragères. La Nièvre et la Saône-et Loire sont caractérisées par une place très importante des élevages de bovins à viande sur leur territoire. Les départements du Jura et du Doubs présentent quant à eux une activité agricole centré autour de l'élevage de bovin à lait. Enfin le territoire de Belfort et la Haute-Saône possèdent des profils agricoles plus variés et équilibrés avec une dominante pour les élevages de bovin laitier comme pour les autres départements de Franche-Comté.



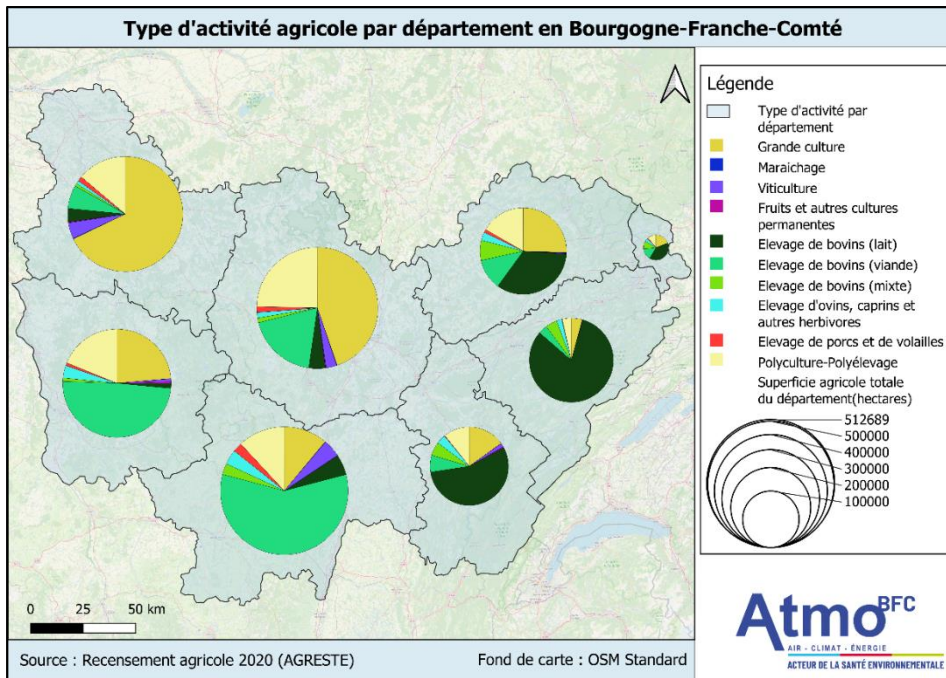


Figure 10 - Type d'activité agricole par département en BFC en 2020

En tant que grande région de cultures et de prairies, les agriculteurs bourguignons et franc-comtois utilisent des engrais afin de fournir les nutriments essentiels aux plantes, d'optimiser les rendements et de maintenir la fertilité du sol. Les engrais ciblés répondent aux besoins spécifiques des cultures et des pâturages. **En Bourgogne-Franche-Comté, les principaux engrais minéraux utilisés sont les ammonitrates, avec plus de 145 000 tonnes livrées en 2021-2022, soit 59%.** Par sa composition, ce fertilisant permet une volatilisation plus faible de l'ammoniac. La solution azote et l'urée constituent respectivement 24% et 12% du total des livraisons d'engrais. Sur les 5 dernières campagnes de livraison d'engrais minéraux, il semblerait que l'urée soit de plus en plus utilisée (5 000 tonnes en plus par rapport à 2017-2018) tandis que les quantités livrées d'ammonitrate et de solution azotée fluctuent d'une année à l'autre.

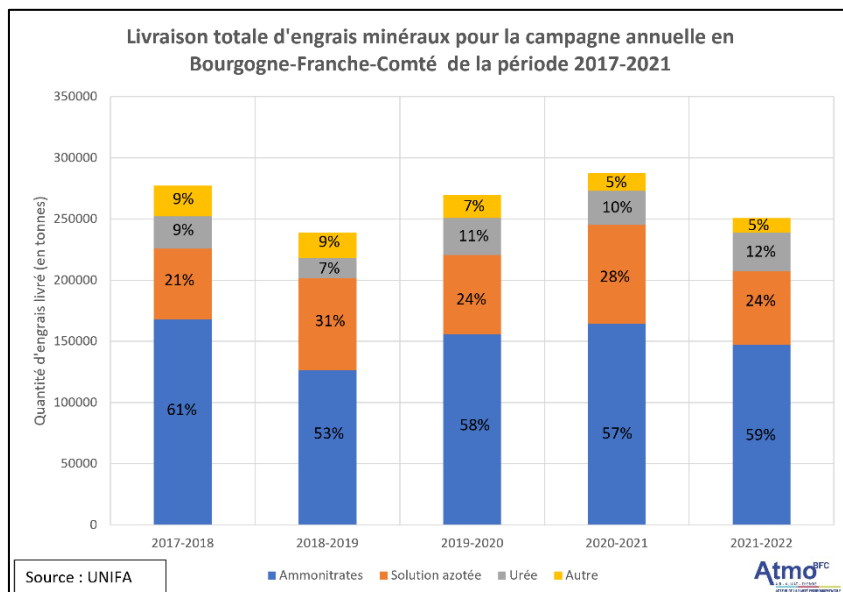



Figure 11 - Evolution de la livraison d'engrais minéraux en BFC entre 2017 et 2022



La Bourgogne-Franche-Comté est une région agricole très diverse avec une part importante de sa superficie dédiée aux grandes cultures et aux élevages de bovins, qui diffèrent grandement selon les départements. L'ammonitrate reste l'engrais le plus utilisé mais la tendance à l'usage de l'urée, plus émissif d'ammoniac, est actuellement en hausse compte tenu de la conjoncture économique.

## 3. La campagne de mesures

### 3.1. Objectifs de la campagne

Depuis ces dernières années, l'ammoniac fait l'objet de nombreuses études et recherches visant à mieux comprendre ses facteurs d'émission, ses influences et ses impacts. Aucune mesure récente des concentrations en ammoniac ne sont disponibles en Bourgogne-Franche-Comté. Celles-ci reposent pour la plupart sur des données théoriques d'inventaires.

ATMO Bourgogne-Franche-Comté a entrepris une grande campagne de mesures pour palier à ce manque de connaissances et sensibiliser les acteurs de la région sur les enjeux de ce polluant émergent.

Les objectifs de cette campagne et de ce rapport d'étude sont :

- Mieux connaître les niveaux régionaux, la répartition spatio-temporelle de l'ammoniac au cours de la journée et de l'année
- Identifier les sources principales d'émission (trafic, agriculture) et les localités plus sujettes à l'ammoniac en Bourgogne-Franche-Comté
- Etudier l'impact des différentes pratiques agricoles (types d'épandage, type d'élevage...)
- Comprendre et identifier les facteurs régissant sa variabilité spatio-temporelle
- Evaluer les impacts de l'ammoniac sur les concentrations régionales en particules fines
- Comparer la situation de la Bourgogne-Franche-Comté aux autres régions françaises
- Déterminer les principaux impacts sur la santé humaine et la biodiversité

### 3.2. Stratégie et matériel de mesures

#### Moyen de mesures et d'analyse

Pour réaliser cette étude, **un dispositif de mesure par badge à diffusion passive** a été mis en place pour collecter un maximum de données en simultanée. Ces badges sont constitués d'une cartouche en polyéthylène microporeux imprégnée d'acide phosphorique et d'une membrane pour la protéger du vent. Par sa capacité absorbante, l'acide phosphorique est capable de piéger l'ammoniac sous forme d'ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). L'analyse est réalisée en laboratoire, par spectrophotométrie par la méthode de l'indophénol présentant une absorbance à une longueur d'onde à 635nm, pour déterminer la teneur en  $\text{NH}_3$  de chaque site pour la période d'exposition.



Figure 12 - Badge  $\text{NH}_3$  à diffusion passive

Etant donné que l'on observe des pics de particules entre mars et avril, il a été choisi d'exposer les badges pendant une semaine durant cette période pour essayer de comprendre leur origine et leur lien avec l'ammoniac. En dehors de cette période, les badges sont relevés à une fréquence de 14 jours.

**La campagne de mesure des badges passifs s'est étendue du mois de mars 2022 au mois d'avril 2023, sur 24 sites différents en région Bourgogne-Franche-Comté.** 879 badges ont été utilisés auxquels peuvent se rajouter, 36 triplets, 33 « blancs terrain », 4 « blancs de lot ». Les résultats de l'ensemble des triplets, des blancs terrain et des blancs de lot ont été concluants, les résultats peuvent donc être considéré comme valides.

Un blanc terrain est réalisé chaque mois par chacune des 4 équipes de pose afin de garantir la non-contamination des échantillons durant la pose, dépose et le transport des badges jusqu'au laboratoire. Des mesures en triplets ont été aussi réalisées sur deux sites à plusieurs occasions afin de vérifier la précision et la fiabilité des mesures des badges passifs. Pour chaque série de badges, un blanc de lot a également été analysé pour vérifier la conformité du lot acheté.

En parallèle des mesures par badges passifs, un analyseur automatique de la marque PICARRO a été installé pour effectuer des mesures en continu. Basé sur la spectrométrie d'absorption dans le proche infrarouge, il est capable de mesurer des concentrations quart horaire en ammoniac. Cet analyseur a été installé dans la station de fond de Morvan (Nièvre) durant l'année 2022 puis dans la station urbaine d'Auxerre (Yonne) depuis janvier 2023.

A la différence de l'analyseur automatique, l'échantillonnage par méthode passive ne fournit pas de données en temps réel mais fait état d'un niveau moyen durant le temps d'exposition des badges. Les évolutions sur de courtes durées (pic) ne peuvent pas être observées à la différence de l'analyseur automatique.

La limite de détection des badges est de  $0,5\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une durée d'exposition de 14 jours. La limite de détection de l'analyseur est de  $0,02\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### 3.3. Stratégie spatiale et temporelle

La campagne de mesure a été effectuée sur 24 sites différents entre le mois de mars 2022 et avril 2023 pour évaluer la répartition spatio-temporelle de ce polluant émergent. Chaque site de mesure présente une typologie précise établie de la manière suivante.

La **catégorie « milieu ambiant »** avec 15 sites différents répartis selon leur environnement et selon l'influence principale du point de prélèvement. On distingue ainsi 8 sites sous différentes influences : « industrielle », « trafic », « de fond » et en secteur « urbain ». Compte tenu de l'influence de l'agriculture, dans les émissions d'ammoniac. 9 sites « cultures » ont été également instrumentés classés en site « prairies », « grandes cultures » et « polyculture élevage ».

La **catégorie « activité et élevage »** avec 9 sites répartis selon différent types d'activités agricoles et d'élevage : « élevage porcin », « élevage de volailles », « élevage allaitant », « élevage laitier », « plateforme de compostage » et « méthaniseurs »

Pour rappel, la typologie "fond" est attribuée aux sites situés loin de toute source de pollution. La typologie "urbain" est appliquée aux sites en conditions atmosphériques de centres-villes, tandis que les typologies "trafic" et "industriel" sont utilisées pour les sites situés à proximité de grands axes routiers ou d'industries. Les typologies "polyculture élevage", "prairie" et "grande culture" ont été créées pour les sites situés dans des environnements de culture spécifiques.

Les typologies "compostage" et "méthaniseur" ont été attribuées aux sites situés à proximité de plateformes de compostage ou de méthaniseurs (principalement de matières organiques et de CIVE (Culture intermédiaire à Vocation Energétique). Enfin, les typologies d'élevage concernent les sites situés à proximité de bâtiments d'élevages de vaches allaitantes, laitières, de porcs ou de volailles. Un badge a aussi été installé à l'intérieur d'un bâtiment vaches laitières.

La typologie des sites est présentée sur la figure suivante.

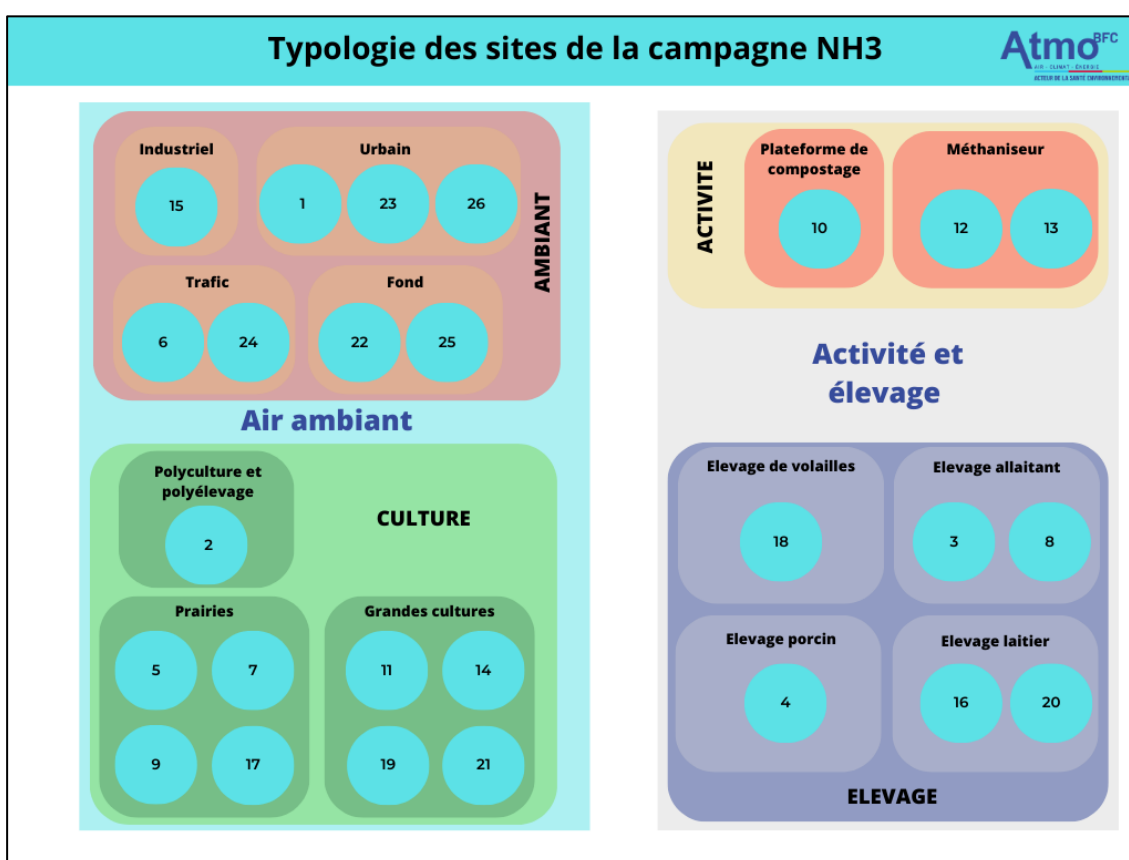


Figure 13 - Typologie des sites de la campagne

La liste complète des sites et leurs caractéristiques (typologie, localisation, temporalité et mode de mesure), sont disponibles en annexe.

## 3.4. Conditions météorologiques durant la campagne

### 3.4.1. Evolution des températures mensuelles

Au cours de la campagne de mesure réalisées entre mars 2022 et avril 2023, les températures ont majoritairement été supérieures aux normales saisonnières sur l'ensemble de la région.

Les moyennes mensuelles sont généralement supérieures aux normales climatiques 1990-2020 (1980-2010 pour Vesoul et Chalon-sur-Saône) dans l'ensemble des villes à proximité des sites de mesures. En dehors de Vesoul, **seuls les mois d'avril 2022, septembre 2022 et avril 2023 présentent des températures inférieures ou égales aux périodes de référence**. A l'inverse, **les mois de juin, juillet et août enregistrent des températures mensuelles supérieures à 20°C, supérieures de 1°C à 3°C aux normales saisonnières**. Le mois d'octobre a aussi été particulièrement chaud dans l'ensemble de la région, dépassant de près de 3°C les normales de saison (près de 6°C en plus à Vesoul).

La volatilisation de l'ammoniac a donc été favorisée en mars 2022, avec des moyennes de températures très proches de celles mesurées en avril 2022. La période de mai à octobre a aussi été propice à la volatilisation de l'ammoniac. En 2023, les températures moyennes sont très proches en mars et avril, d'où des conditions similaires de volatilisation.

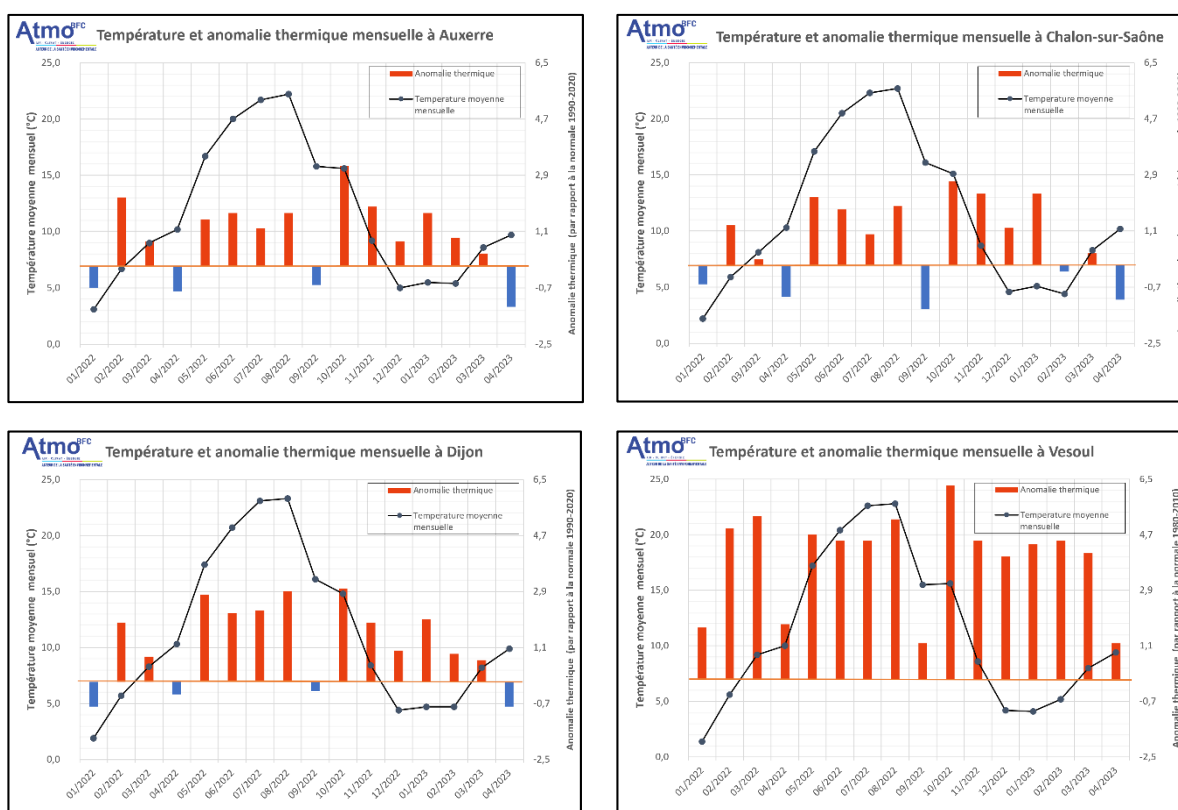


Figure 14 - Température et anomalie thermique mensuelle à Auxerre, Chalon-sur-Saône, Dijon et Vesoul

**De plus, l'année 2022 a été marquée par plusieurs vagues de chaleurs en France : la première très précoce entre le 14 et le 22 juin, la deuxième entre le 9 et le 27 juillet, et enfin la troisième entre le 29 juillet et le 14 août.** Dans la région, les départements du Jura, du Doubs

et du territoire de Belfort ont connu près de 15 jours de canicule, tandis que la Côte d'Or et la Saône-et-Loire ont également été touchées par plusieurs jours de canicule.

### 3.4.2. Evolution des précipitations

La région enregistre aussi un important déficit de précipitations entre les mois de février 2022 et avril 2023 par rapport aux normales climatiques. Pendant 11 des 14 mois de mesures, on enregistre un cumul pluviométrique inférieur à la moyenne mensuelle (en moyenne, 25 mm de déficit par mois). **Les mois de mai, juillet et août 2022, ainsi que février 2023, ont été particulièrement secs, avec des déficits de pluie dépassant les 50 mm pendant l'été et les 30 mm en février 2023.**

A l'inverse, toutes les villes situées à proximité des sites de mesure ont enregistré des précipitations anormalement élevées pour le mois de juin 2022, avec au minimum un surplus de pluie de 60 mm et un total pluviométrique avoisinant les 130-140 mm.

La pluviométrie a donc été optimale pour la volatilisation de l'ammoniac entre février et mai 2022, durant l'été 2022 et durant le mois de février 2023, avec un cumul de pluie mensuel inférieur à 40 mm. Le printemps 2022 ayant été moins pluvieux que 2023, la volatilisation de l'ammoniac est donc globalement plus favorable durant la première période d'épandage agricole.

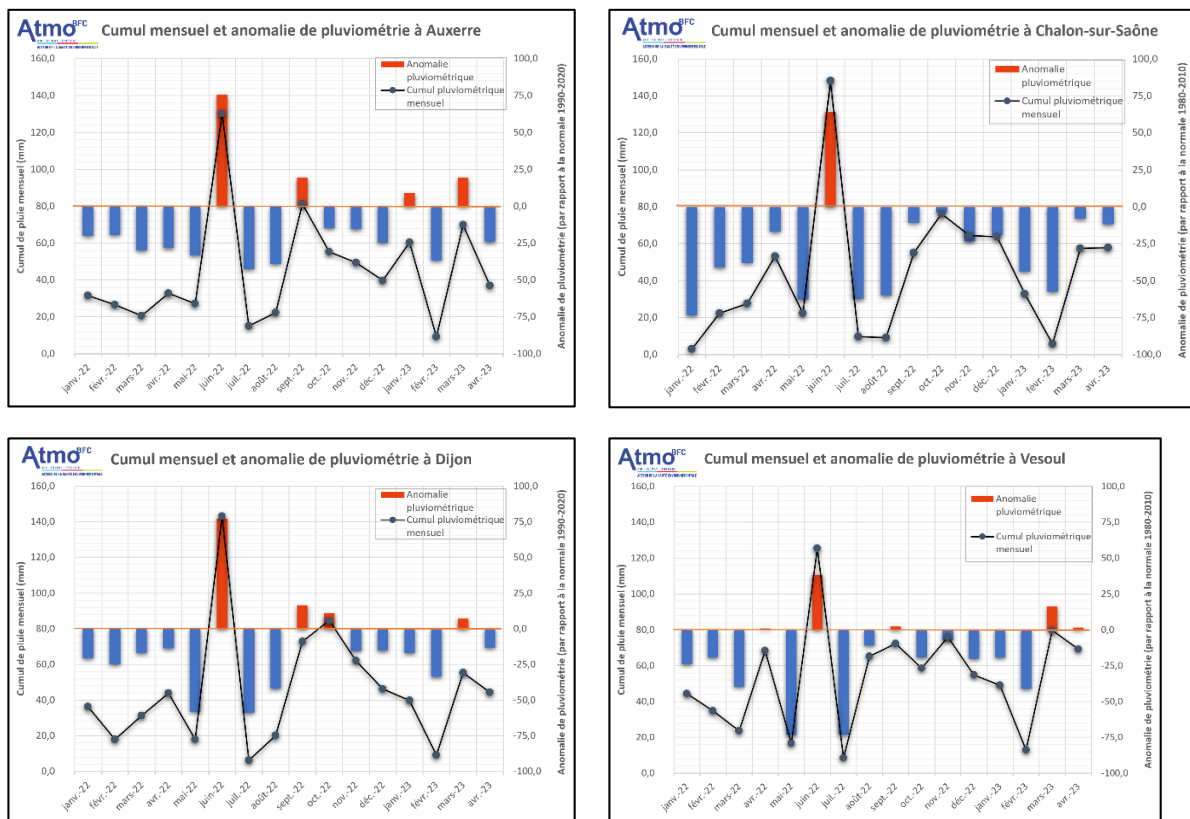


Figure 15 - Cumul mensuel de pluie et anomalie pluviométrique à Auxerre, Chalons-sur-Saône, Dijon et à Vesoul



Durant la campagne de mesures, les températures ont été plus élevées que les normales de saisons sur l'ensemble de la région tandis que les cumuls pluviométriques mensuels ont été généralement inférieurs aux normales. Les conditions de volatilisation de l'ammoniac sont meilleures durant l'été (température moyenne très élevée et pluviométrie faible). Mars 2022 correspond au mois de période d'épandage avec les meilleures conditions de volatilisation (température moyenne très proche de ce qui est mesuré en avril, pluviométrie très faible) par rapport à avril 2022 et mars et avril 2023.



## ➤ 4. Résultats de la campagne de mesures

### 4.1. Résultats observés en Air Ambiant

Cette partie présente les résultats de la campagne de mesure en milieu ambiant. Ce sont les sites qui ont pour objectif d'évaluer l'influence des milieux ruraux, urbains et industriels sur les niveaux en ammoniac.

#### 4.1.1. Résultats des badges passifs

##### 4.1.1.1 Généralités

**Les niveaux les plus élevés sont observés sous influence trafic.** La valeur médiane des concentrations hebdomadaires des sites trafics s'élève à  $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour  $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  proche d'industrie ou de milieu urbain ou de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en zone de fond. De même, le niveau maximal est observé en site trafic ( $>5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) tandis qu'en site urbain et industriel, le maximum est proche des  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et de  $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en zone de fond, **Ce niveau plus important peut s'expliquer par l'usage de système de réduction catalytique sélective (SCR) comme l'AdBlue.** Dans ces systèmes, l'AdBlue, qui contient de l'urée, est injecté dans les gaz d'échappement, où il se décompose en ammoniac, qui réagit ensuite avec les  $\text{NO}_x$  (principal polluant émis par le trafic) pour les convertir en azote et en eau. Une certaine quantité d'ammoniac peut alors s'échapper du pot catalytique.

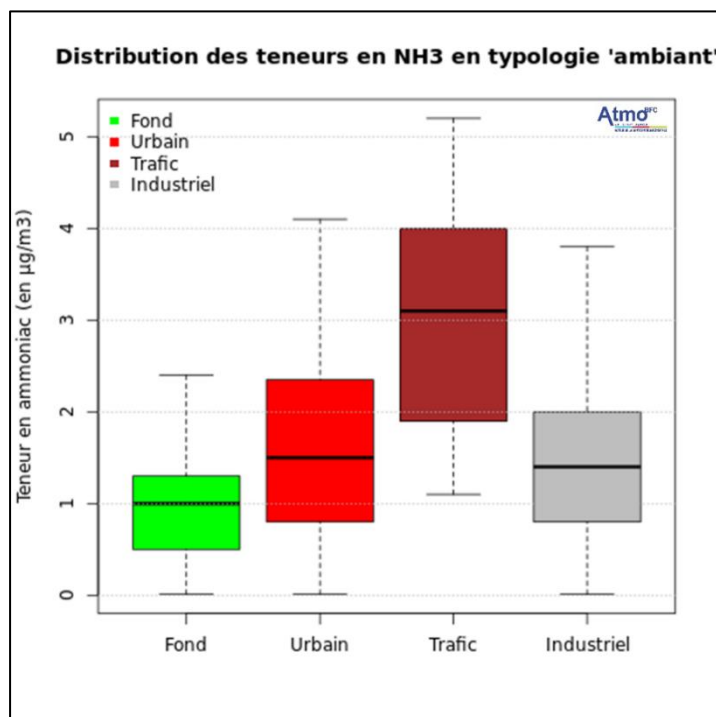


Figure 16 - Comparaison des niveaux d'ammoniac en typologie 'ambient'

Il est tout de même important de noter que les niveaux sont différents entre les deux stations trafic. Sur les quatre mois de mesure en commun, **les niveaux sont plus élevés à la station Chalon-Centre** ( $3,4\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) **qu'à la station Dijon-Ardennes** ( $2,3\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), pourtant situé à proximité d'un grand axe autoroutier. La distance à la source (2 mètres à Chalon, 20 mètres à Dijon) et la direction des vents peuvent être deux explications de cette disparité.

**Les niveaux observés ne sont pas significativement différents entre les zones de centre-ville et d'industrie.** Toutefois, les concentrations mesurées en secteur industriel ont pu être influencées par les cultures situées à proximité.

En zone rurale de fond, les niveaux observés sont très bas et sont bien inférieurs à l'ensemble des mesures observés dans les zones urbaines.

En milieu rural, **les niveaux sont plus élevés en zone de grandes cultures qu'en zone de prairie.** En moyenne, les concentrations mesurées en zone de prairie sont de  $2,2\mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $3,2\mu\text{g}/\text{m}^3$  du côté des espaces de grandes cultures. Le site en zone de polyculture présente la moyenne ( $4\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et la concentration la plus élevée ( $11,1\mu\text{g}/\text{m}^3$ , hors pic de concentration) en ammoniac mutualisant à la fois les apports liés aux élevages et les engrais apportés aux cultures.

En dehors des valeurs extrêmes non prises en compte dans les boîtes à moustache, **l'ensemble des sites de culture présente des concentrations hebdomadaires élevées plus fréquemment qu'en zone de prairie.** De même, les maximums de chaque site de culture s'échelonnent entre  $5,4$  et  $7,5\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour  $3,2$  à  $4,8\mu\text{g}/\text{m}^3$  en zone de prairie (hors pics d'émission). **Ces niveaux plus importants en grandes cultures peuvent s'expliquer par des apports d'engrais plus élevés en système grandes cultures que prairies.**

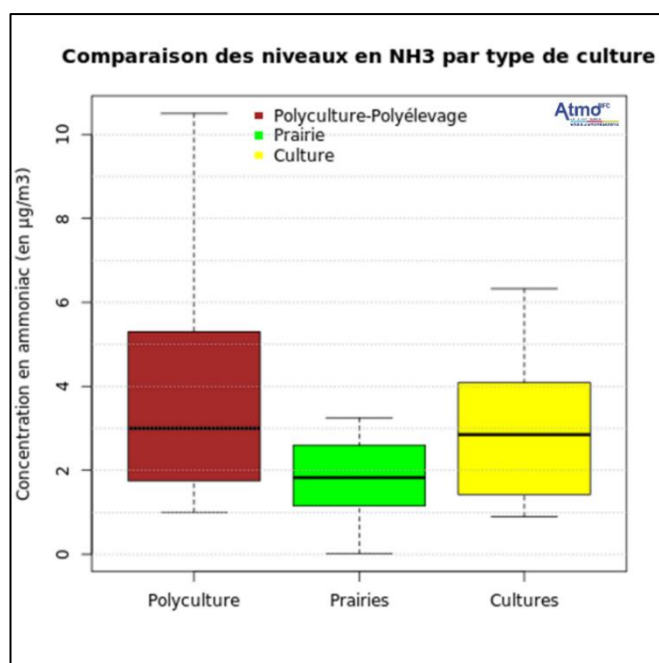


Figure 17 - Comparaison des niveaux en ammoniac selon les typologies



**Les niveaux les plus élevés en ammoniac sont observés à proximité des zones de grandes cultures et des axes routiers.**

#### 4.1.1.2 Evolution mensuelle des concentrations durant la campagne

La répartition temporelle au cours de l'année est différente selon les typologies des sites.

**A proximité des zones de trafic, les niveaux d'ammoniac sont plus importants en période estivale (mai à septembre) et en février-mars** tandis que les niveaux sont plus bas en automne et durant l'hiver. Cette temporalité peut s'expliquer par les conditions de volatilisation optimales de cette période (voir partie V). Au printemps, les épandages d'engrais s'ajoutent aux conditions favorables à la volatilisation de l'ammoniac, qui par la localisation des stations peuvent avoir un effet cumulé.

**La même dynamique est observée en zone urbaine, avec des concentrations plus élevées en été et dans une moindre mesure, en février-mars, en lien avec les activités agricoles.**

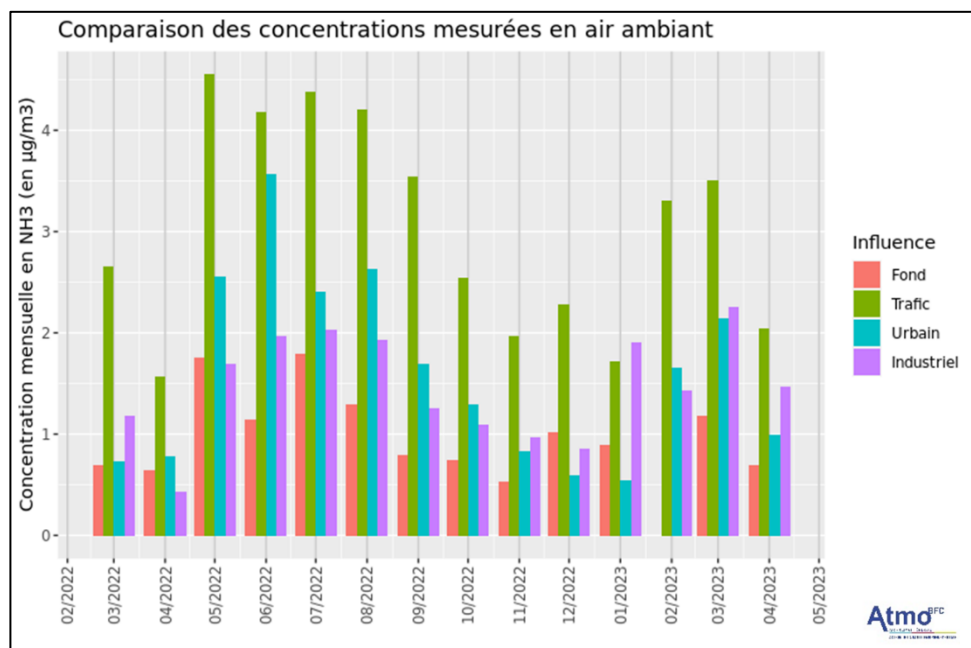


Figure 18 - Evolution mensuelle des niveaux d'ammoniac en air ambiant

**En zone industrielle**, la répartition temporelle est comparable à celle observée en milieu urbain et trafic : **les niveaux sont plus élevés en été (mai à août) tandis que les mois de septembre à décembre affichent les niveaux les plus bas**. Les niveaux observés en mars-avril 2023 sont toutefois plus élevés que ceux de mars-avril 2022. Le mois de janvier affiche aussi des concentrations toutes aussi importantes que celle de l'été. Les variations de l'activité industrielle, des conditions météorologiques mais aussi des activités agricoles situées à proximité peuvent être responsables de ces variations et du profil annuel légèrement différent de celui observé en milieu urbain. **Il convient aussi de rappeler que ces concentrations ne varient que de l'ordre d'1 µg/m³ à l'échelle de l'année.**

**Enfin, en zone de fond, aucun profil ne se dégage particulièrement.** Les concentrations restent homogènes durant toute la campagne avec 1,2 µg/m³ de variation entre novembre (0,5 µg/m³) et les mois de juillet et mai (1,7 µg/m³).

En milieu rural, l'étude de la variabilité des concentrations mensuelles permet de dégager une certaine temporalité de la présence d'ammoniac en zone de culture et de prairie.

**Dans les zones de grandes cultures, le mois de mars présente les concentrations les plus élevées** observées aussi bien en 2022 que 2023. Il s'agit du mois avec la pratique d'épandage d'engrais la plus fréquentes sur céréales d'hiver, d'où des niveaux sensiblement plus élevés. **Les mois de février et de mai présentent aussi des concentrations élevées** en lien avec les épandages d'engrais sur cultures d'hiver en février et sur culture de printemps en mai.

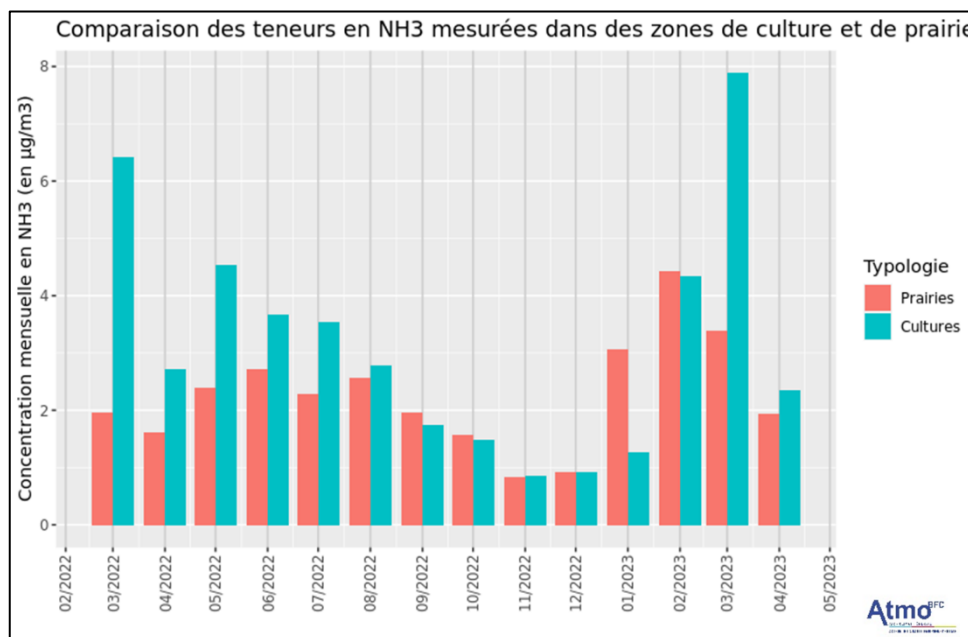


Figure 19 - Evolution mensuelle des niveaux en ammoniac en site 'culture'

**En zone de prairie, les mois de janvier à mars présentent les concentrations en ammoniac les plus élevées avec le maximum en février.** Il s'agit encore une fois des mois où les engrais et déjections sont le plus fréquemment épandus. Les niveaux les plus faibles sont observés en novembre et décembre.



**En zone de grandes cultures et prairies, les niveaux les plus élevés sont observés à la fin de l'hiver et au printemps (février-mars et mai-juin) avec un niveau maximal de 7,8 µg/m<sup>3</sup> sur « grandes cultures » et de 4,3 µg/m<sup>3</sup> sur « prairies ». Ces niveaux correspondent aux périodes d'épandage d'engrais organique et minéral.**

#### 4.1.2. Résultats des analyseurs automatiques

L'analyseur automatique de NH<sub>3</sub> dont dispose ATMO BFC a été placé dans la station de fond de Morvan durant toute l'année 2022 puis déplacé à la station urbaine d'Auxerre en 2023.

D'après la figure 20, l'environnement d'influence de la station de Morvan présente principalement des espaces de forêts (67%) et de prairie (23%). Il y a très peu d'influence des zones de grandes cultures (8%) ou de zone urbaine (1%).

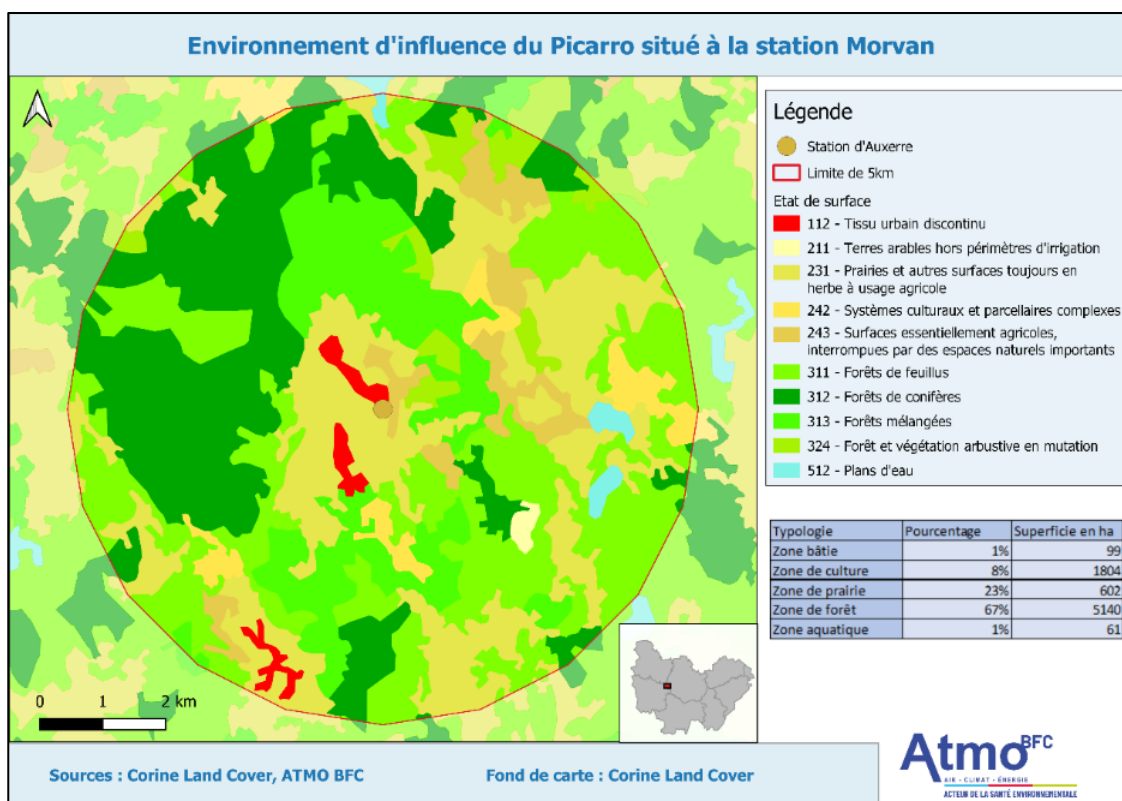


Figure 20 - Environnement d'influence de la station de Morvan

En 2023, l'analyseur automatique a été placé dans la station d'Auxerre. Il est soumis à une influence urbaine plus importante (28% de la superficie de l'aire d'influence proche) mais aussi à celle des espaces de grandes cultures (56%). La forêt et les prairies occupent équitablement le restant de la superficie (8% chacun).

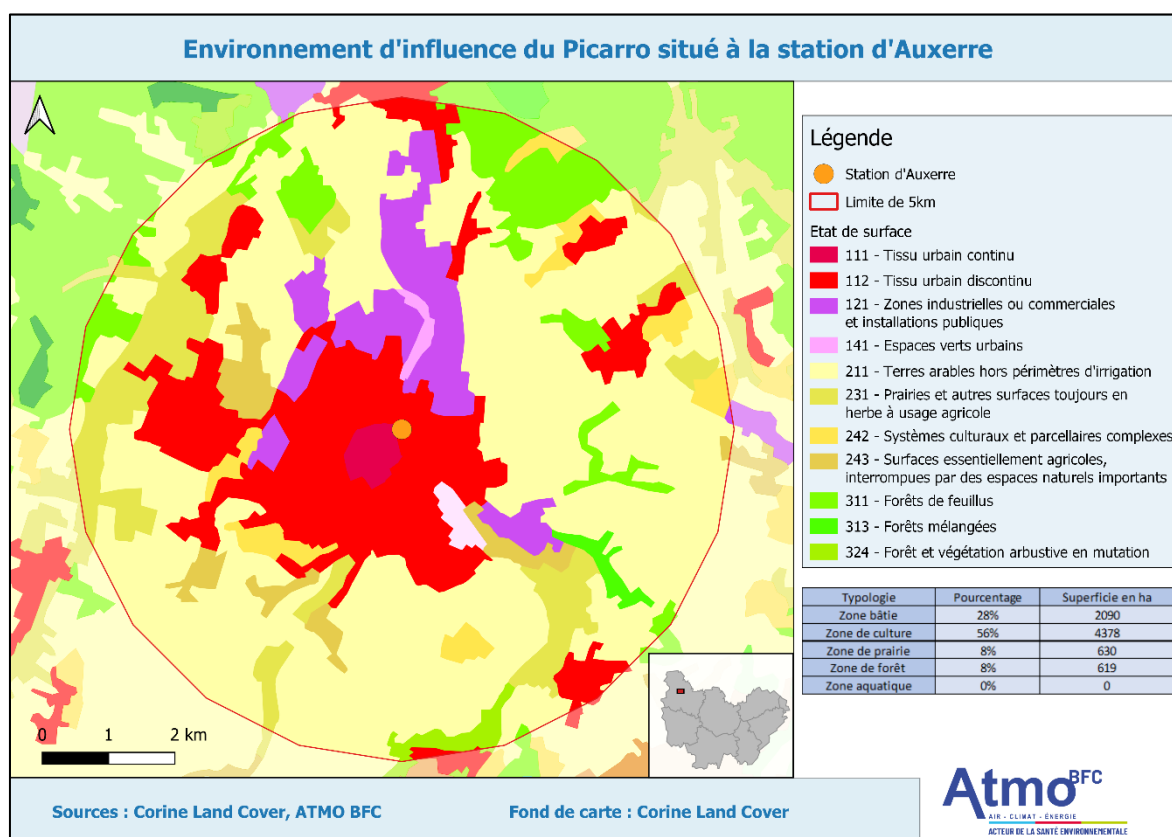


Figure 21 - Environnement d'influence de la station d'Auxerre

#### 4.1.2.1 Profil annuel de l'ammoniac

**Sur la période de mesure, les niveaux à la station de fond sont les plus élevés de fin mars au début avril avec 8 journées dépassant les  $4\mu\text{g}/\text{m}^3$  en teneur journalière sur cette période.** Les niveaux apparaissent aussi élevés durant le milieu du **mois d'octobre**. Ces niveaux plus importants correspondent aux périodes d'épandage d'engrais minéraux et organiques sur cultures d'hiver à l'automne (octobre), et au printemps (fin février-mars) qui hausse le niveau de fond régional. Les niveaux les plus faibles sont enregistrés en janvier-février mais aussi en fin d'année. Il convient de rappeler que l'analyseur automatique n'a pas fonctionné au début de mars et entre août et octobre.

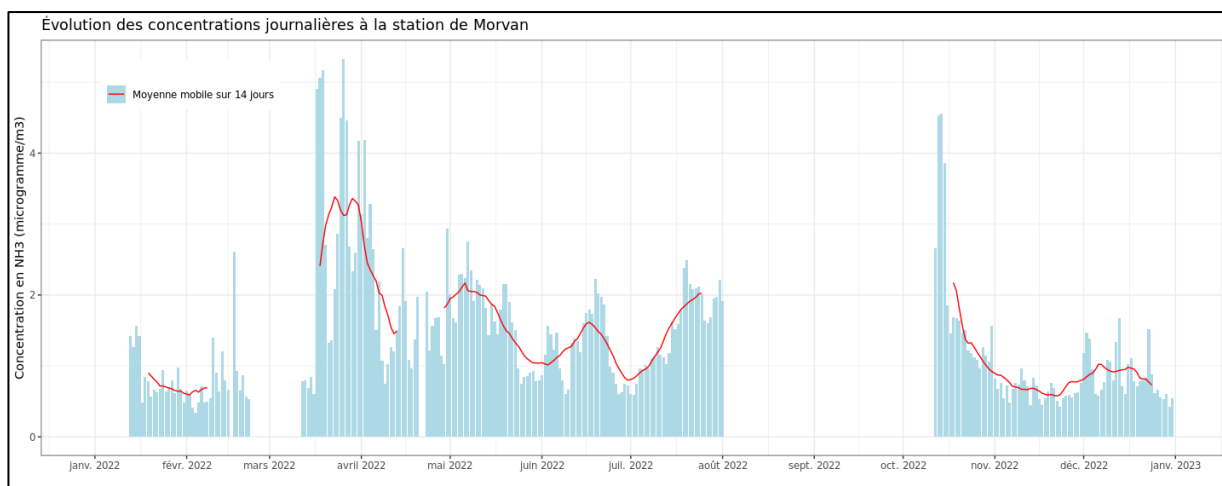


Figure 22 - Evolution des teneurs journalières en NH3 à la station de Morvan

L'analyse des données de l'analyseur automatique à Auxerre effectué est comprise entre janvier et juin 2023. **Les niveaux les plus importants sont mesurés à la fin du mois de février et début de mars avec en moyenne située entre 6 et 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  sur la période.** Ces niveaux élevés s'expliquent par les épandages d'engrais minéraux ou organiques sur les « grandes cultures » situé à proximité de la ville. **Ensuite, les niveaux baissent graduellement pour atteindre leur minimum dès début avril pour se stabiliser mi-mai.** La baisse des apports d'engrais mais aussi les conditions météorologiques très pluvieuses sur cette période expliquent ces résultats. **Après cette période, les niveaux repartent à la hausse jusqu'à fin juin et atteignent quasiment les niveaux de la période fin février et début mars, avec en moyenne 6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne hebdomadaire.** L'absence de forte pluie ainsi que les températures plus chaudes sont favorables à la volatilisation de l'ammoniac.

3 journées dépassent le seuil des 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en concentration journalière : le 19 juin (11,05  $\mu\text{g}$ ), le 8 mars (10,69  $\mu\text{g}$ ) et le 17 février (10,09  $\mu\text{g}$ ).

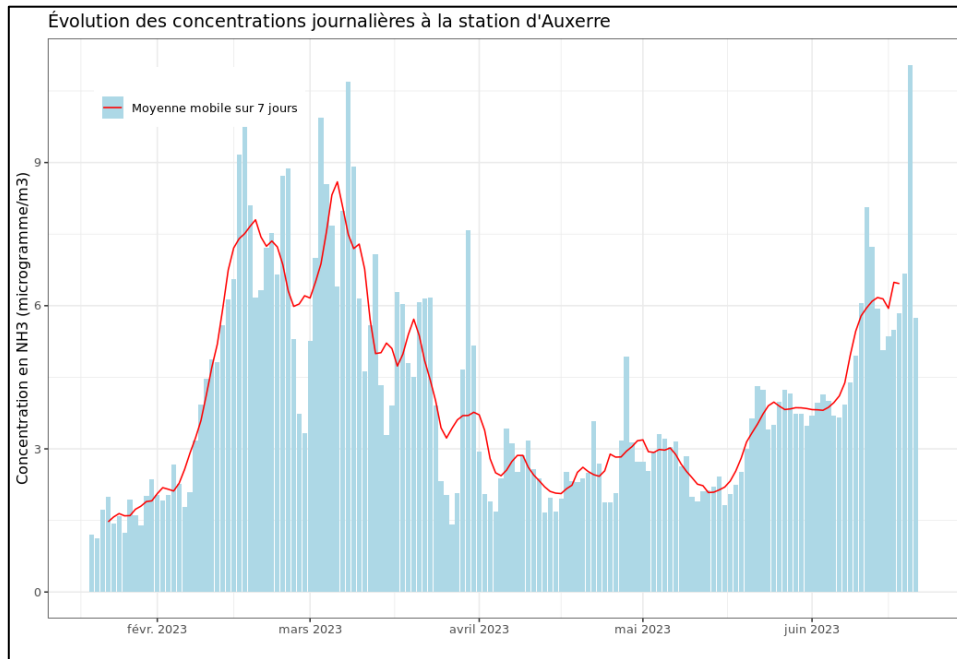


Figure 23 - Evolution des teneurs journalières en NH<sub>3</sub> à la station d'Auxerre

#### 4.1.2.2 Profil journalier

L'établissement d'un profil horaire à l'aide des données quart horaire des analyseurs automatiques a permis d'identifier une temporalité de la présence de l'ammoniac au cours de la journée.

En milieu de fond, le profil journalier est caractérisé par une forme de cloche. La concentration minimale est observée à 5 heures du matin, puis elle augmente progressivement. **La concentration maximale est observée vers 14 heures** (heure universelle) puis elle diminue à nouveau jusqu'à 2 heures du matin. La différence entre les niveaux les plus hauts et les plus bas est de 0,35 µg/m<sup>3</sup>. Il convient toutefois de rappeler que ce profil a été déterminé à l'aide de données incomplètes (72%) sur l'année 2022 (temporalité disponible à l'annexe 1).

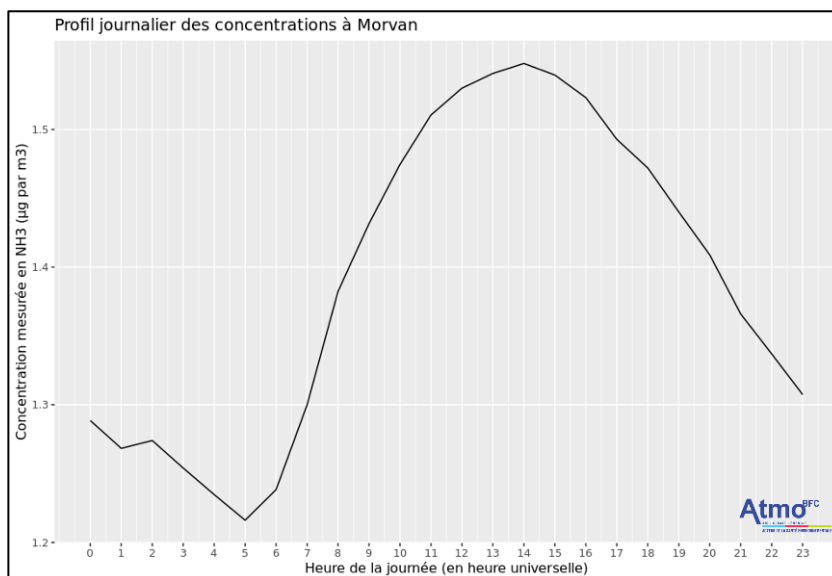


Figure 24 - Profil journalier des concentrations en NH<sub>3</sub> à Morvan



En milieu urbain (à Auxerre), le profil d'ammoniac est caractérisé par un « double-pic » :

- 1) Les niveaux les plus bas sont mesurés tôt le matin ( $3,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) puis ils augmentent progressivement jusqu'au premier pic de concentration ( $4,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vers 9 heures (heure universelle) correspondant au trafic.
- 3) Une diminution progressive jusqu'à 12 heures ( $4,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )
- 4) Une remontée progressive jusqu'au pic de concentration ( $4,38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de 20 heures (heures universelle) correspondant au trafic
- 5) Une diminution progressive jusqu'à 5 heures du matin

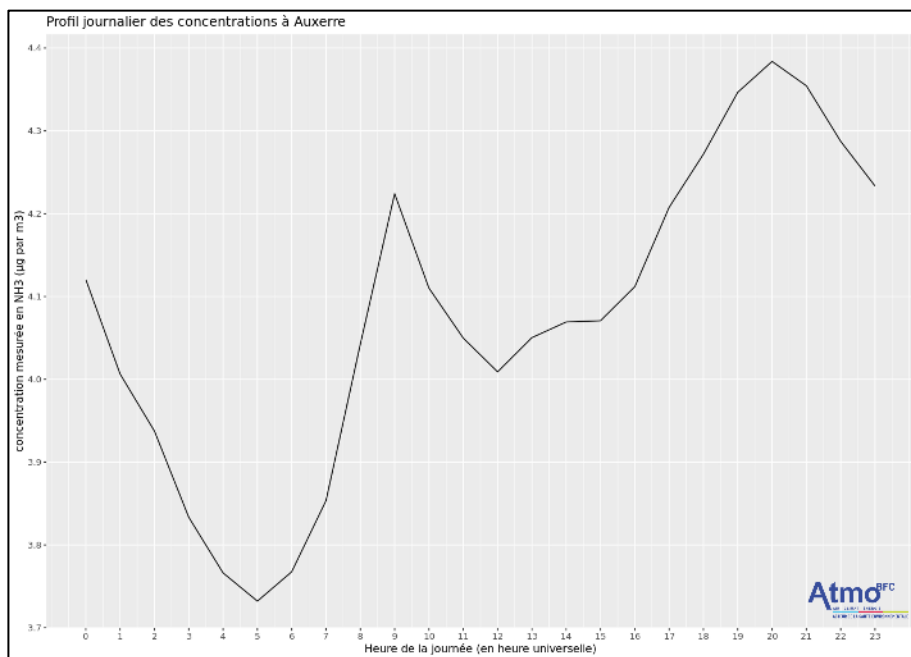


Figure 25 - Profil journalier des concentrations en  $\text{NH}_3$  à Auxerre

A la station de Morvan, les variations temporelles sont dirigées par les conditions météorologiques avec un pic en milieu d'après-midi quand la température est la plus forte favorisant la volatilisation de l'ammoniac. A la station d'Auxerre, le principal moteur des variations temporelles est le trafic provoquant deux pics à 9 et 20 heures (heure universelle), horaire à laquelle le trafic est le plus dense.



**Les niveaux au cours de la journée ne varient que très peu :  $0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à la station de Morvan et  $0,65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à la station d'Auxerre**

## 4.2. Résultats observés en secteur d'activités et d'élevages agricoles

Cette partie présente les résultats de la campagne de mesure en contexte d'élevages et d'activités liés au traitement des matières organiques. Ce sont les sites qui ont pour objectif d'évaluer l'influence des méthaniseurs, des plateformes de compostage mais aussi des différents types d'élevages sur les niveaux en ammoniac dans l'air.

### 4.2.1. Généralités

Durant la campagne de mesures, **les niveaux les plus élevés ont été observés à proximité des élevages de volailles et de vaches laitières. Les niveaux ont été plus faibles à proximité de l'élevage porcin.**

Le site volailles présente des concentrations élevées en ammoniac ( $99 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne hebdomadaire) en raison de **la nature des fientes riches en azote minérale volatile et de la densité des volailles** à l'intérieur du bâtiment. **Le curage, réalisé après chaque bande, contribue aux émissions d'ammoniac.**

**L'élevage laitier présente des niveaux élevés** ( $83 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne hebdomadaire) **en raison de la présence d'une fumière et d'une fosse à lisier non couvertes.** L'absence de couverture favorise la volatilisation de l'ammoniac si les conditions météorologiques sont favorables.

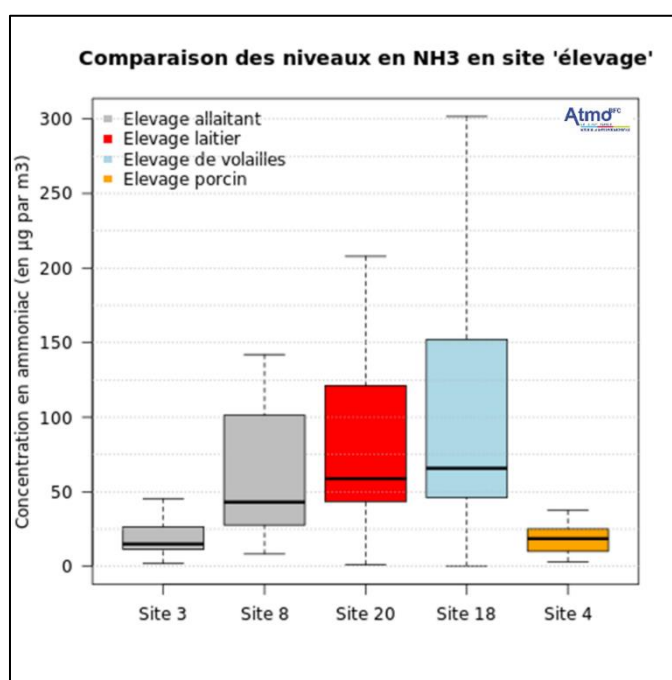


Figure 26 - Comparaison des niveaux de NH3 en élevage

Les teneurs mesurées sont très différentes entre les deux élevages allaitants. Le site 8 présente des pratiques d'évacuation régulière du fumier pour le stocker sur une fumière, à proximité du bâtiment. **Ce brassage régulier de fumier ainsi que cette gestion des effluents facilitent la volatilisation de l'ammoniac.** A l'inverse, sur l'élevage du site 3, le fumier est géré en fumier

pailleux, avec un temps de présence supérieur à 2 mois sous les animaux, permettant un stockage direct du fumier en bout de parcelle. Par conséquent, l'élevage n'est pas équipé de fumière, ni de fosse.

L'élevage de porcs présente les niveaux en ammoniac le plus faible ( $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne hebdomadaire) malgré la présence d'une fosse à lisier présente sur le site. Toutefois, ils restent plus élevés que ceux mesurés en contexte urbain ou de culture.

En comparant les niveaux des deux sites de méthaniseurs, **il apparaît une présence de l'ammoniac plus forte à proximité du méthaniseur à base principalement de déjections animales que celui traitant les céréales à vocation énergétique**. La décomposition des déjections des animaux (avec un fort contenu en matière organique) est beaucoup plus émettrice que celle des cultures.

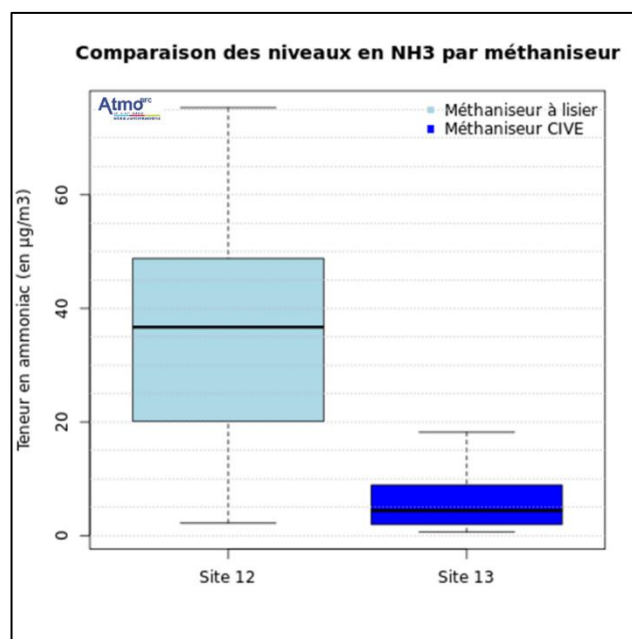


Figure 27 - Comparaison des niveaux de NH3 par type de méthaniseur

La comparaison des sites les plus fortement exposés à l'ammoniac met en évidence les **niveaux conséquents mesurés à l'intérieur de l'élevage laitier (site 16) mais aussi à proximité de la plateforme de compostage**. Le site 16 dispose d'une **fosse sous caillebotis**, qui, par l'accumulation de quantité importante de déjections animales, au sein du bâtiment, est **très émettrice**. De plus, la ventilation faible du bâtiment ne permet pas une évacuation efficace de l'ammoniac vers l'extérieur, provoquant alors une accumulation de ce polluant à l'intérieur du bâtiment.

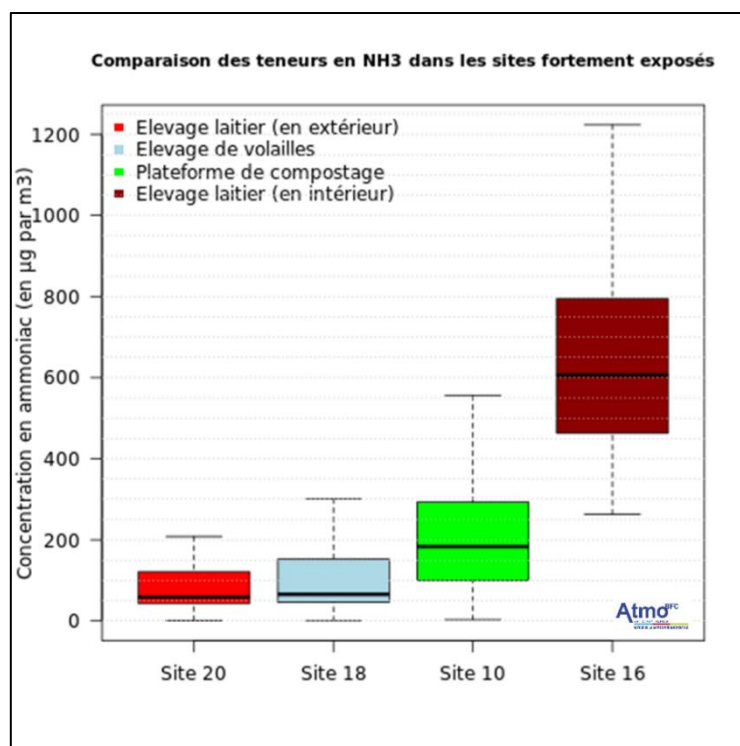


Figure 28 - Comparaison des niveaux des sites les plus exposés

Bien que moins important, **les niveaux à proximité de la plateforme de compostage sont aussi majeurs**, puisque l'on y mesure en moyenne  $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à la semaine. La **forte présence de matière organique et son aération** sur le site est responsable d'importantes émissions de  $\text{NH}_3$ .

Les niveaux réels en ammoniac ont pu être plus élevés que ceux présentés ci-dessus. Les badges ont été régulièrement saturés sur ces quatre sites. La plage de fonctionnement optimale des badges est de  $0,5$  à  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dans ces sites où la présence de l'ammoniac est très forte ( $>100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), les concentrations données servent d'indication, mais elles pourraient avoir été sous-estimées.

#### 4.2.2. Répartition des niveaux d'ammoniac autour des élevages

Un dispositif spécifique a été mis en place pour quantifier la présence d'ammoniac autour d'un élevage. L'objectif était de vérifier si son activité est responsable de niveaux plus importants à proximité des bâtiments mais aussi de mieux connaître la distance à laquelle les niveaux d'ammoniac restent importants.

Ainsi 3 badges ont été installés à une distance croissante du bâtiment d'élevage (50m, 130m et 280m) sous les vents dominants afin d'évaluer le gradient d'évolution de l'ammoniac.

Les résultats de cette expérimentation sont disponibles dans la figure ci-dessous :

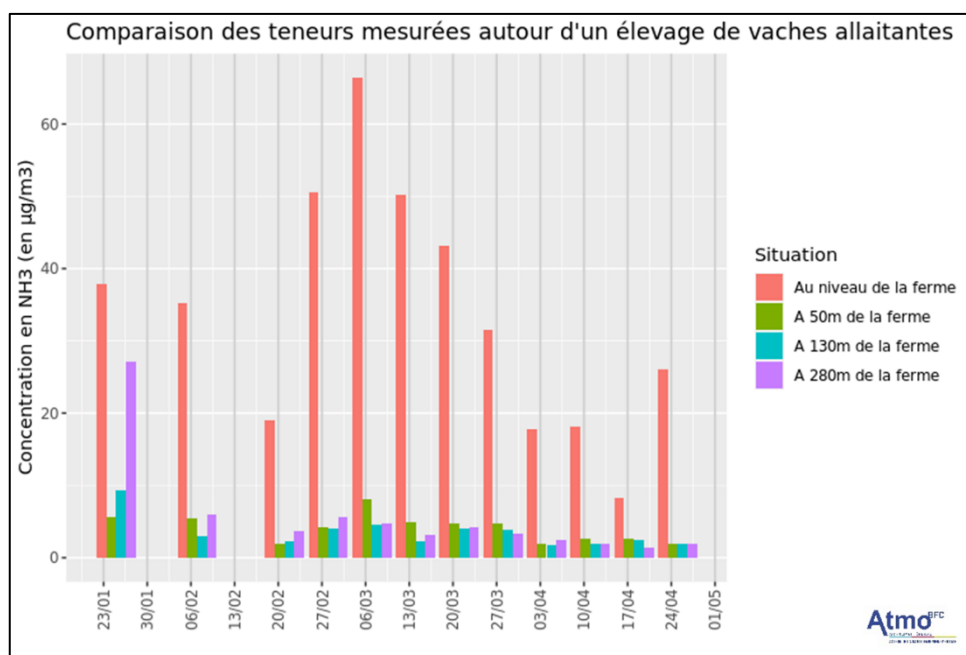


Figure 29 - Comparaison des teneurs mesurées autour d'un élevage allaitant

Lors de la première semaine d'expérimentation, du fumier a été épandu à proximité du site éloigné de 280 m du bâtiment, expliquant les niveaux les plus élevés sur le site le plus éloigné.

Pour les autres séries, un gradient d'ammoniac est bien observé à mesure que l'on s'éloigne de la ferme. Au niveau du bâtiment, la moyenne s'établit à  $59,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  tandis qu'elle n'est plus que de  $4,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à 50 mètres,  $3,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à 130 mètres et de  $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à 280 mètres. Le gradient n'est pas observé toutes les semaines, l'influence des vents ou d'autres sources (d'autres cultures à proximité) ont pu jouer un rôle pour effacer ces différences. Globalement, les niveaux sont proches entre les trois sites et sont nettement inférieurs à ceux mesurés à proximité de l'élevage. **Dès 50 mètres, la concentration d'ammoniac est beaucoup plus faible que celles mesurée à proximité des bâtiments.**

#### 4.2.3. Evolution des concentrations durant la campagne

La temporalité des concentrations en ammoniac dans les élevages, les méthaniseurs et la plateforme de compostage est dictée majoritairement **par l'intensité de fonctionnement, les types de pratiques, et les habitudes de chaque type d'activité.**

La figure suivante présente les concentrations en ammoniac mesurées dans un élevage de volailles durant les 14 mois de la campagne de mesures. Les dates de départ des animaux ainsi que le curage qui le suit est aussi présent sur ce graphique. Il est évident que les curages à la suite des départs des animaux sont responsables des niveaux plus élevés en ammoniac. En effet, leur date coïncide avec la majorité des pics de concentration d'ammoniac mesurés à proximité du bâtiment d'élevage.

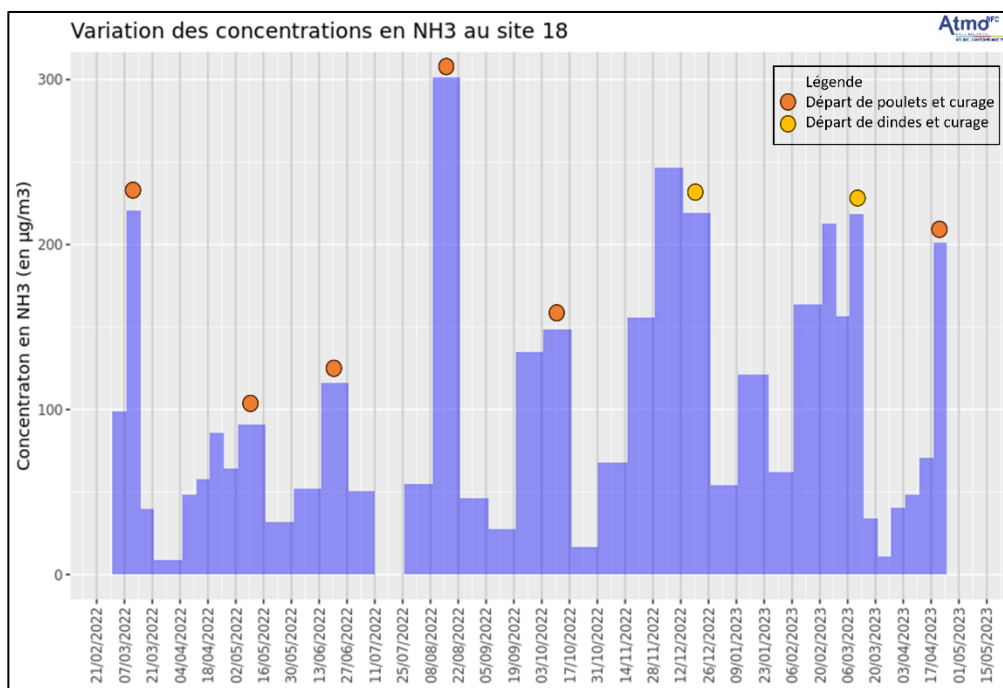


Figure 30 - Variation des teneurs en NH3 et activité agricole au site 18

### 4.3. Situation des niveaux par rapport aux seuils réglementaires et valeurs critiques

#### 4.3.1. Comparaison des concentrations vis-à-vis de la réglementation en vigueur

Pour rappel, les valeurs toxicologiques de référence pour l'ammoniac sont :

	Seuil	Origine
Valeur limite d'exposition professionnelle court terme (exposition de 15 minutes)	14 000 µg/m <sup>3</sup>	INRS
Valeur moyenne d'exposition professionnelle (exposition de 8 heures)	7 000 µg/m <sup>3</sup>	INRS
VTR aiguë (24h)	5 900 µg/m <sup>3</sup>	ANSES
VTR chronique par inhalation (>365 jours)	500 µg/m <sup>3</sup>	ANSES
VTR subchronique (15 à 364 jours)	500 µg/m <sup>3</sup>	ANSES

Tableau 6 – Valeurs seuils de travail et de recommandation pour la santé

**De tels niveaux n'ont jamais été atteints en contexte urbain, de culture ou à proximité des élevages.** Seules les concentrations mesurées au niveau de la plateforme de compostage (site 10) et à l'intérieur de l'élevage laitier (site 16) ont pu présenter des concentrations aussi élevées.

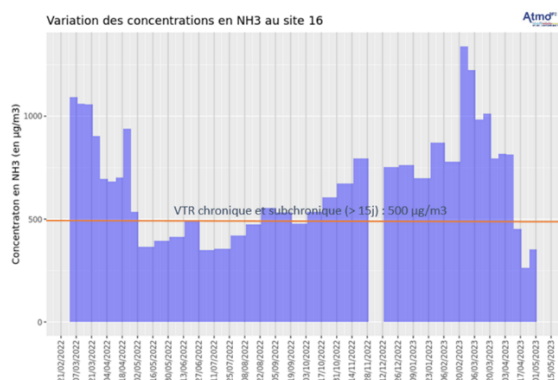


Figure 31 - Comparaison des valeurs seuils avec les niveaux d'ammoniac à l'intérieur d'un bâtiment d'élevage

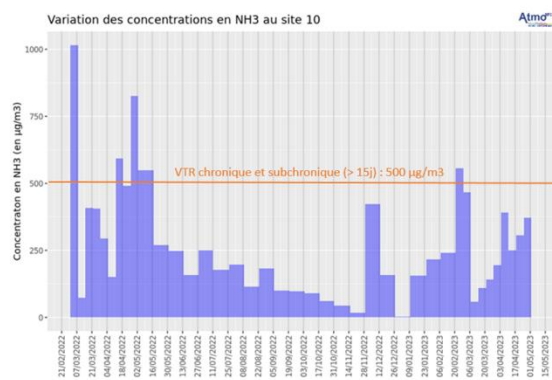


Figure 32 - Comparaison des valeurs seuils avec les niveaux d'ammoniac sur une plateforme de

La valeur moyenne d'exposition professionnelle ( $7000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ainsi que les valeurs toxicologiques de référence subchronique et chronique ( $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ne sont pas dépassées sur les deux sites, étant donné que les agriculteurs et les travailleurs ne passent pas leur journée complète à l'intérieur de leur élevage ou à proximité de la plateforme de compostage. Les animaux, par leur présence constante à l'intérieur du bâtiment, sont les plus concernés par ces niveaux importants en ammoniac. Toutefois, à cette concentration d'ammoniac ( $1\ 000 \mu\text{g}$ ), aucun lien de causalité n'a été trouvé entre l'ammoniac et la santé des agriculteurs et des animaux (voir 5.3).

**En conclusion, les niveaux en ammoniac mesurés dans la totalité des sites sont inférieurs aux seuils sanitaires nationaux.**

#### 4.3.2. Situation des niveaux par rapport aux valeurs critiques

Les valeurs critiques pour l'ammoniac admises par la Commission Economique des Nations Unies pour l'Europe est **de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour les végétaux les plus fragiles (lichens, mousses, ...) et de  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les végétations plus grandes (forêt, herbes...)**.

En dehors du site de fond ( $0,99 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle), **tous les sites dépassent les valeurs critiques pour la végétation fragile** (voir figure 36). Concernant la végétation supérieure, le seuil est dépassé en situation trafic et dans les zones de cultures. En dehors d'un site 'prairie', les sites 'urbain', 'industriel' et de 'prairie' sont inférieures à  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les niveaux en ammoniac indiquent donc un impact sur la biodiversité, notamment de la végétation fragile comme les mousses ou les lichens, mais aussi sur les espèces végétales plus grandes à proximité des contextes les plus pollués en ammoniac, comme à proximité des axes routiers et des zones de grandes cultures.

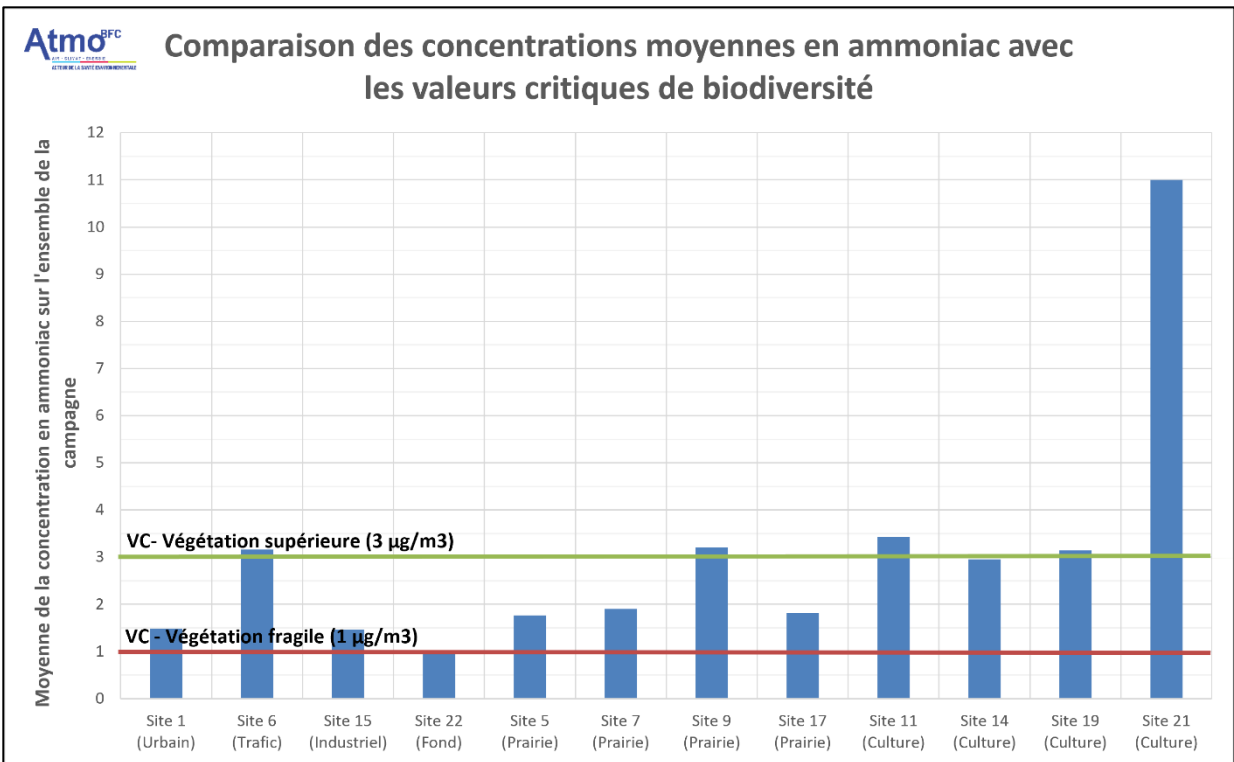


Figure 33 - Comparaison des valeurs critiques avec les niveaux des sites 'air ambiant'

Dans des contextes d'élevages, de plateforme de compostage ou de méthaniseurs, les niveaux sont plus élevés que ceux mesurés dans les sites de typologie 'air ambiant'. Il y a donc un impact des niveaux en ammoniac sur la biodiversité.

**En conclusion, les niveaux mesurés en ammoniac sur la totalité des sites, en dehors des zones de fond, sont supérieurs à la valeur critique pour la végétation fragile. Ils sont aussi supérieurs à la valeur critique pour la végétation supérieure en zone de cultures, en situation trafic et à proximité des élevages. Il y a donc un impact des niveaux régionaux en ammoniac sur la biodiversité locale.**



## 5. Comparaison avec les autres régions

Les données régionales en ammoniac proviennent de la plateforme « GEOD’AIR » qui répertorie l’ensemble des mesures intégrées par les différentes ASQAA.

Le tableau suivant présente les stations régionales, surveillant l’ammoniac atmosphérique en 2022-2023.

Station	Région	Ville	Typologie	Type de mesure
Jean d’Aulan	Grand Est	Reims	Urbain	Analyseur Automatique
Jonville	Grand Est	Jonville-en-Woëvre	Rural	Analyseur Automatique
Kergoff	Bretagne	Merléac	Rural	Analyseur Automatique
Oysonville	Centre-Val de Loire	Oysonville	Rural	Analyseur Automatique
La Tardière	Pays de la Loire	La Tardière	Rural	Analyseur Automatique
Canetto	Corse	Ajaccio	Urbain	Analyseur Automatique
Revin	Grand Est	Les Mazures	Rural	Analyseur Automatique

Tableau 7 - Stations régionales surveillant l’ammoniac

Les données fournies par l’analyseur automatique d’ATMO BFC, situé à la station de Morvan (typologie « rural de fond ») en 2022 puis à la station d’Auxerre (typologie « urbain ») en 2023, sont utilisées pour comparer les niveaux régionaux à celles des autres régions françaises.

### 5.1.1.1 En contexte rural

La comparaison des teneurs en ammoniac mesurés en contexte rural met en évidence des niveaux plus faibles aux stations de Morvan et de Revin que ceux relevés aux autres stations : durant les  $\frac{3}{4}$  de l’année, les concentrations journalières mesurées sont inférieures à  $3\mu\text{g}/\text{m}^3$  à Revin et à  $1,8\mu\text{g}/\text{m}^3$  à Morvan. Les niveaux calculés à la station de Morvan sont toutefois partiels (72% de l’année) et ceci peut être une autre raison du niveau moyen plus bas observé.

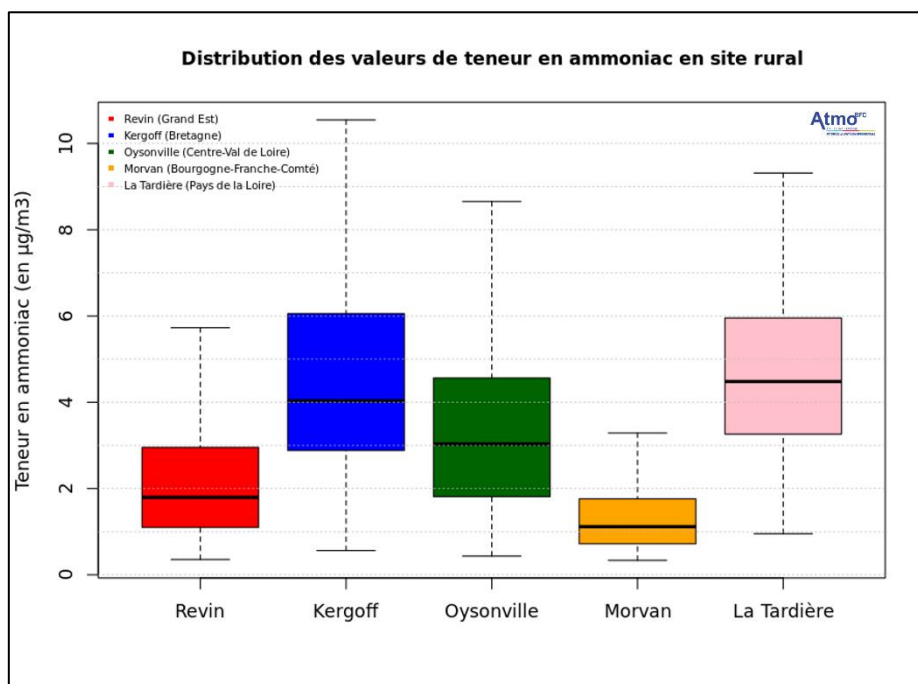


Figure 34 - Comparaison des niveaux en NH<sub>3</sub> de différentes régions en contexte rural

La cartographie des concentrations saisonnières en 2022 montre l'influence des cultures agricoles sur les stations rurales régionales. L'ensemble des stations présente des teneurs en ammoniac plus élevé au printemps (période d'épandage). Les niveaux sont plus importants à Jonville-en-Woëvre, à Kergoff et à la Tardière étant donné la proximité de terres arables. Ils restent aussi plus élevés que les autres stations sur l'ensemble des saisons.

La station de Morvan présente les concentrations saisonnières les plus basses. La station Revin est marquée par des teneurs en NH<sub>3</sub> plus élevées au printemps et en été notamment tandis que celle d'Oysonville présente des teneurs en NH<sub>3</sub> plus importantes en hiver et au printemps que celles de Morvan.

La station Morvan est particulièrement protégée de toute influence et en particulier agricole, elle présente près de 67% de forêt dans un rayon de 5km.

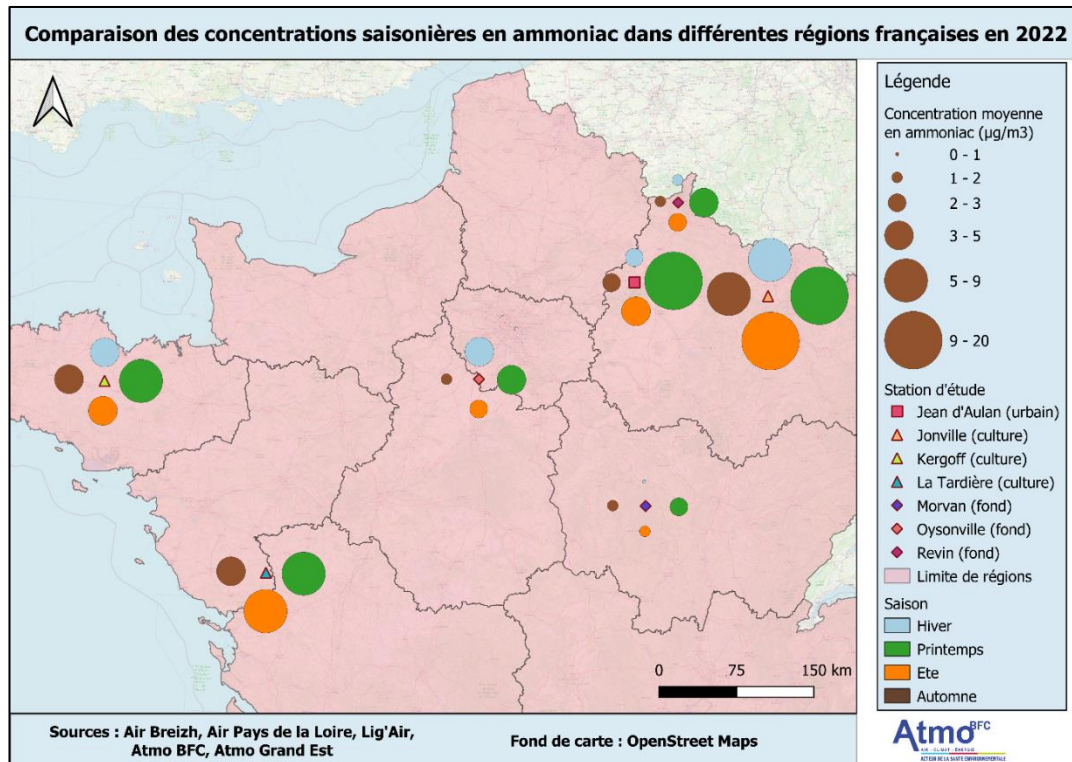


Figure 35 - Comparaison des concentrations saisonnières de différentes régions en 2022

En conclusion, en milieu rural, **les niveaux sont fonction de la proximité des espaces de culture. Les régions françaises présentant une superficie agricole importante, secondées par une densité importante d'élevages** (les plus forts émetteurs en ammoniac), **sont celles qui affichent les niveaux les plus importants en ammoniac en 2022.**

#### 5.1.1.2 En contexte urbain

La comparaison des teneurs en ammoniac entre janvier et juin 2023, mesurées en contexte urbain dans trois villes différentes met en avant des niveaux plus élevés à Reims ( $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en teneur médiane) et à Auxerre ( $3,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en teneur médiane) qu'à Ajaccio ( $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en teneur médiane). Le contexte plus agricole de ces deux villes est à l'origine de ces niveaux plus importants.

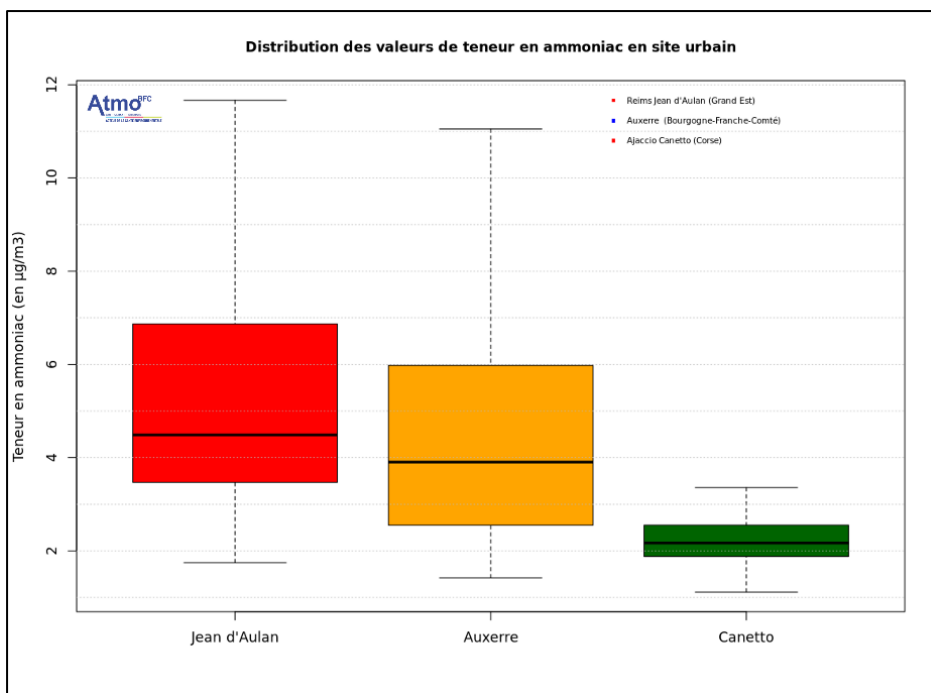


Figure 36 - Comparaison des niveaux en contexte urbain

A Auxerre et à Reims, les concentrations sont plus élevées en février-mars, où plusieurs concentrations journalières observent une hausse par rapport aux autres périodes de l'année. L'épandage d'engrais sur les cultures à proximité sont à l'origine de ces variations. A Ajaccio, où les niveaux sont plus bas, les niveaux sont globalement homogènes sur la période février-juin qui montre l'absence d'influence des milieux agricoles sur les niveaux d'ammoniac en ville.

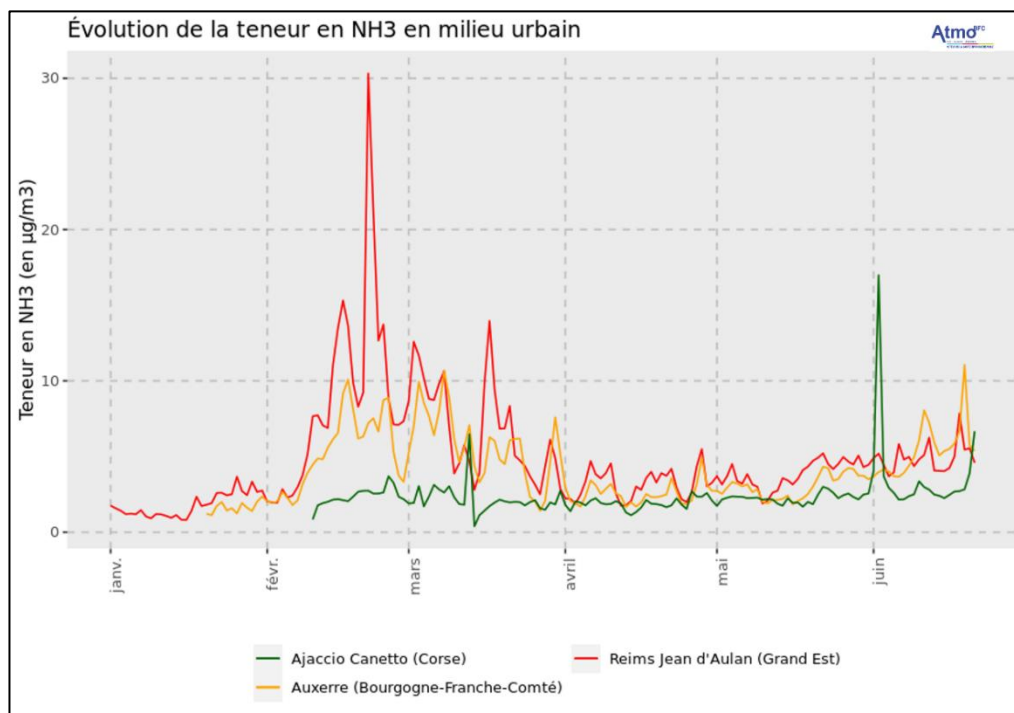


Figure 37 - Evolution des teneurs en NH3 dans trois villes françaises en 2023

En conclusion, la proximité d'espaces de culture influence le niveau en ammoniac des villes françaises. Les agglomérations situées le plus proche de zone de grandes cultures affichent donc les niveaux les plus importants. La taille de l'agglomération (influençant la quantité de trafic) et les conditions météorologiques influent aussi sur les niveaux urbains.

## ➤ 6. Evolution des niveaux de particules fines en période d'épandages

L'objectif de cette partie est d'évaluer le rôle de l'ammoniac dans les épisodes de pollution en particule fines. Les stations sélectionnées sont celles appartenant à la typologie « culture » qui ont montré des pics de concentration en  $\text{NH}_3$ . L'aethalomètre (AE33), qui distingue et quantifie deux sources de carbone suie, permettra d'éliminer les pics de concentration d'origine de chauffage au bois ou d'origine trafic.

- Site 2 (Polyculture – élevage : Haute-Saône)

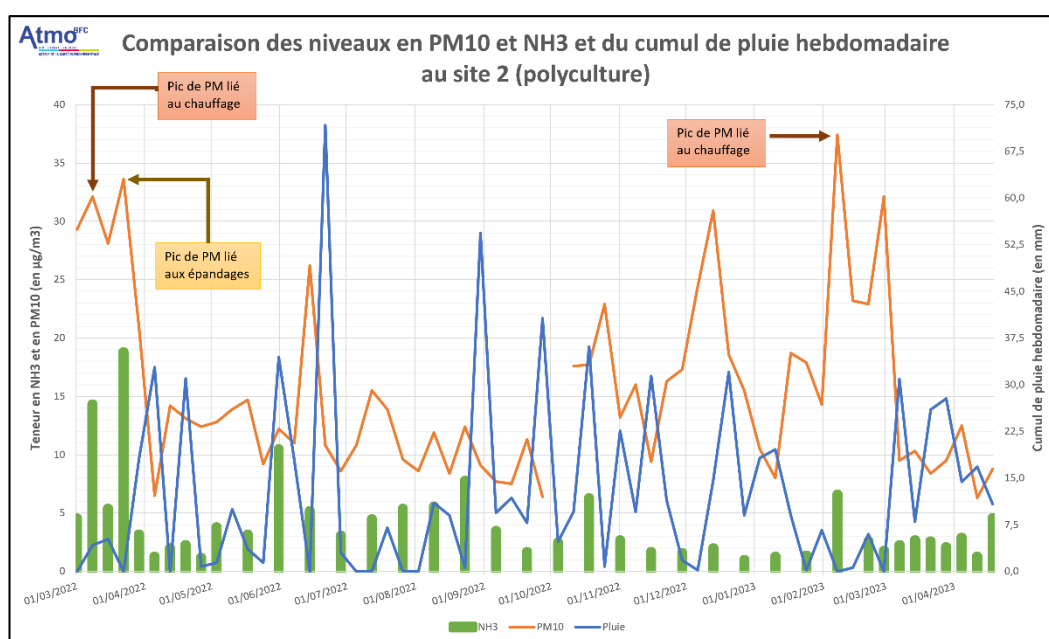


Figure 38 - Comparaison des niveaux en  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{NH}_3$  et de la pluie au site 2

Au niveau de ce site, 4 périodes de concentrations fortes en ammoniac sont observées durant les mois de mars, mai, octobre 2022 et février 2023. Il est également relevé des pics de particules coïncidant à des périodes de niveau significatif en ammoniac durant 3 semaines : celles du 8 mars 2022, du 22 mars 2022 et du 7 février 2023.

Les données de l'aethalomètre, en mesurant le Black Carbone ou Carbone suie permettent d'estimer l'origine des pics en particules  $\text{PM}_{10}$ . Pour la semaine du 8 mars 2022 et 21 février 2023, les résultats de l'aethéromètre installé sur la station urbaine de Montbéliard, estime à plus de 30% les  $\text{PM}_{10}$  liés à la combustion de bioamasse et 7% liés à la combustion de matière fossile (trafic). Pour la semaine du 22 mars, les  $\text{PM}_{10}$  liées à la combustion de biomasse, ne représentent plus que 13%. **L'absence de pluie et la quantité importante d'ammoniac observé durant cette période pourrait être à l'origine de particules secondaires à base de nitrate d'ammonium.**

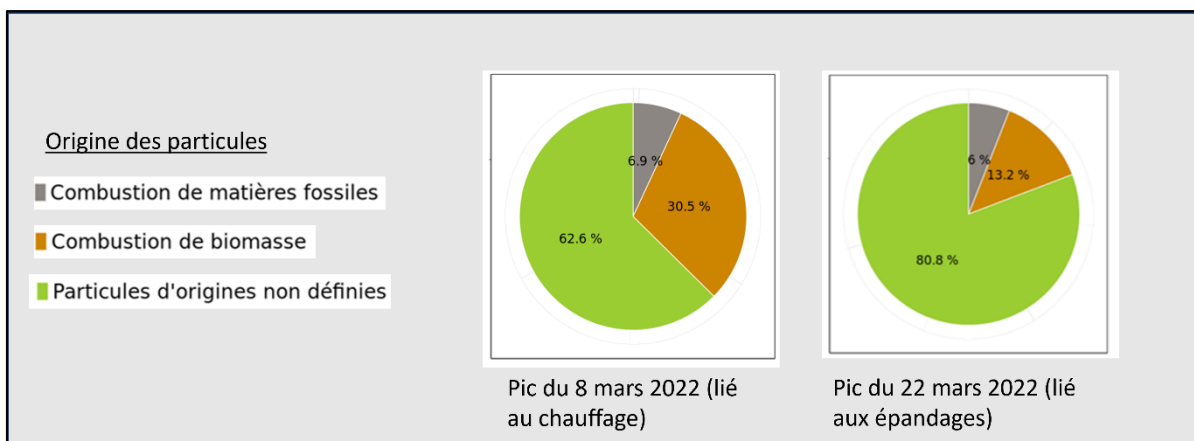


Figure 39 - Origine des particules durant les pics de pollution de mars 2022

▪ Site 11 (grandes cultures – Jura)

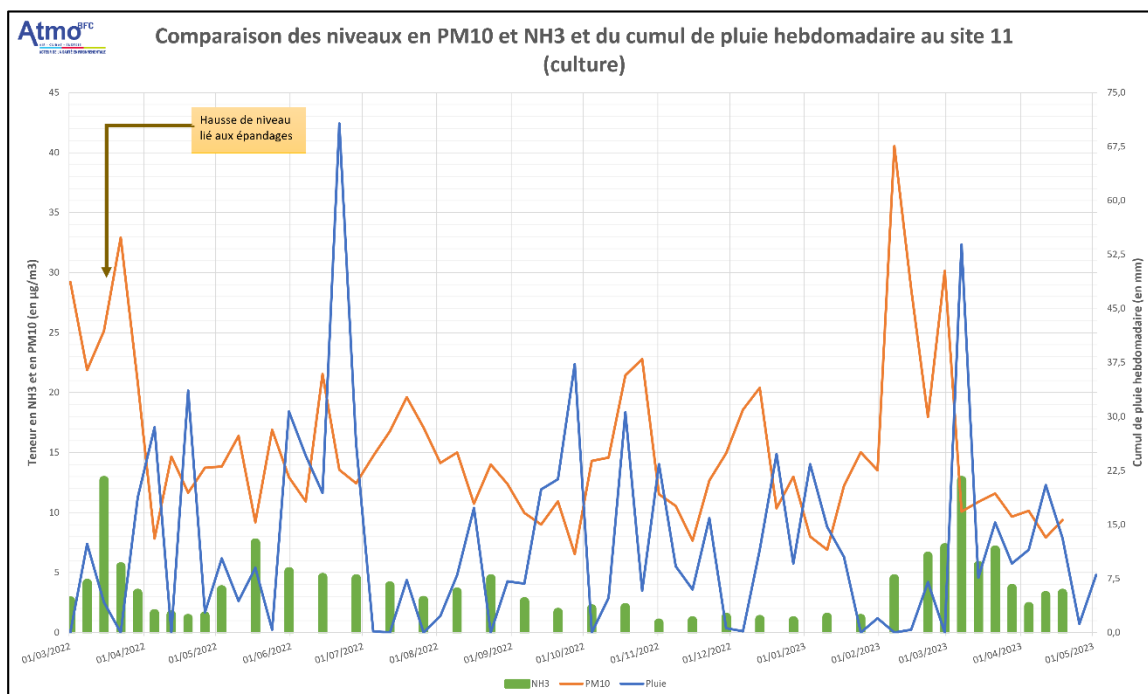


Figure 40 - Comparaison des niveaux en PM10, NH3 et de la pluie au site 11

Le site 11 présente plusieurs périodes à forte présence d’ammoniac : en mars 2022, mai 2022 et mars 2023. La semaine du 15 mars 2022, où la présence d’ammoniac est importante, marque le début du premier épisode de pollution en particules fines. **L’origine de cette hausse de concentration en particules fines est à la fois liée au chauffage (en début de semaine) et aux épandages (voir figure ci-dessous).** L’absence de pics de pollution au début de mars 2023 s’explique par le lessivage des particules fines causé par la forte pluviométrie de cette période.

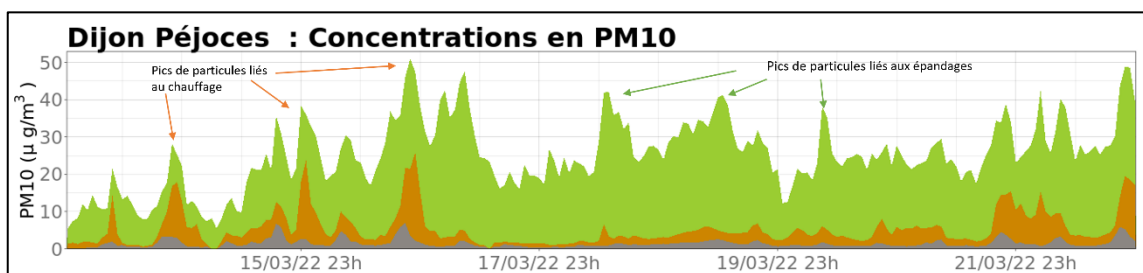


Figure 41 - Evolution des niveaux et des origines en particules fines à Dijon lors de la semaine du 15 mars 2022

Cette analyse est observée également sur les deux sites de grandes cultures de l'Yonne et de la Côte d'Or.

Les corrélations mises en évidence entre les niveaux d'ammoniac et les particules fines dans la partie 4.3 n'ont parfois pas atteint des niveaux significatifs sur les sites de culture. Cette absence de lien marqué s'explique principalement par deux facteurs : la part importante du chauffage dans la contribution aux épisodes de pollution particulaire et l'influence de la pluie sur les niveaux de particules.

**Lorsque des conditions de faible pluviométrie et de températures suffisamment élevées sont réunies, les épandages deviennent d'importants contributeurs à la formation de particules fines.** Cependant, en présence de fortes précipitations, les particules fines sont davantage lessivées, ce qui réduit leur concentration et limite ainsi l'impact de l'ammoniac sur leur formation. Ces facteurs expliquent pourquoi les liens entre l'ammoniac et les particules fines sont moins évidents dans certaines conditions spécifiques liées au chauffage, à la pluie et aux épandages.



## ➤ 7. Analyse statistique des résultats

### 7.1. Méthodologie de l'analyse

Pour établir des liens entre les temporalités mesurées entre les concentrations d'ammoniac, les conditions météorologiques et les concentrations de particules fines, **une analyse de corrélation a été réalisée**. Il s'agit d'un test statistique déterminant le sens et l'intensité de la relation entre deux variables. Pour cette étude, il s'agit de déterminer dans un premier temps la relation entre les concentrations d'ammoniac et chaque paramètre météorologique (température, humidité relative, pluviométrie, durée d'ensoleillement, pression et vitesse du vent) puis dans un second temps de déterminer la relation des concentrations d'ammoniac avec celles en particules fines (PM10 et PM2,5).

Ce test détermine la valeur du coefficient de corrélation situé entre -1 et 1. Une valeur de 1 signifie que les deux paramètres ont une évolution similaire dans le temps, une valeur de -1 représente une évolution opposée dans le temps tandis qu'une valeur proche de 0 signifie une indépendance entre les temporalités des deux paramètres.

Par la suite, **un test de significativité (test de la valeur P) a été réalisé à l'issue du test de corrélation pour s'assurer de la véracité des résultats**. En fonction du nombre de relevé (ici, le nombre de concentration hebdomadaire), le seuil de significativité diffère.

Lors de l'analyse des liens entre les paramètres météorologiques et les concentrations d'ammoniac, nous avons effectué deux tests de corrélation. **Le premier test a été réalisé en comparant les concentrations hebdomadaires d'ammoniac aux valeurs moyennes hebdomadaires de chaque paramètre météorologique**. Nous avons utilisé deux périodes temporelles différentes : d'abord l'ensemble des données de la campagne de mesures, puis uniquement la période en dehors des mois d'épandage d'engrais agricole (janvier, mai à décembre). Cette approche nous a permis d'éviter de masquer d'éventuels liens entre les niveaux d'ammoniac et les conditions météorologiques dus aux épandages, qui sont souvent indépendants de la météo et suivent un calendrier réglementaire et les besoins de la plante.

Ensuite, nous avons effectué un autre **test de corrélation pour étudier les liens entre l'évolution quotidienne des concentrations d'ammoniac et les moyennes de chaque paramètre météorologique**. Pour cela, nous avons déterminé un profil journalier (évolution au cours de la journée) pour chaque paramètre météorologique et pour l'ammoniac. Nous avons utilisé deux périodes temporelles différentes pour établir ces profils : de mars à juin pour couvrir un maximum de données et de mai à juin pour exclure les périodes d'épandage.

En ce qui concerne le **lien entre les concentrations hebdomadaires des particules fines et l'ammoniac**, nous avons également utilisé deux périodes temporelles différentes. D'abord, nous avons utilisé les concentrations hebdomadaires de ces polluants dans les stations de typologie "ambient" et "culture" sur toute la période de mesure en dehors de l'hiver. Ensuite, nous avons restreint notre analyse aux données de l'année 2022, en excluant la période hivernale (novembre à février) étant donné que les particules fines sont principalement produites par le chauffage résidentiel durant cette période. **Une autre analyse de corrélation a été effectuée sur les**

concentrations journalières de ces polluants pour les sites équipés d'un analyseur automatique.

## 7.2. Conditions météorologiques propices aux concentrations en ammoniac

### 7.2.1. Les conditions météorologiques propices à l'année

La figure suivante présente les résultats des corrélations entre les conditions météorologiques et les concentrations d'ammoniac de différents sites d'analyse.

Station	Temporalité	Temp.	HR	Pluvio.	Ensol.	Pression	Vent
Chalon (trafic)	Campagne entière	0,421	-0,401	-0,191	X	0,200	-0,182
	Hors Epannage	0,713	-0,764	-0,261	X	0,101	-0,381
Site 11 (culture)	Campagne entière	-0,049	-0,307	0,149	0,155	X	X
	Hors Epannage	0,710	-0,708	0,078	0,808	X	X
Damparis (industriel)	Campagne entière	0,260	-0,222	0,128	0,103	X	0,238
	Hors Epannage	0,408	-0,555	-0,002	0,500	X	-0,108
Dijon (trafic)	Campagne entière	0,125	-0,04	0,111	0,043	X	0,147
	Hors Epannage	X	X	X	X	X	X
Site 17 (prairie)	Campagne entière	0,330	-0,401	-0,076	X	X	0,050
	Hors Epannage	0,831	-0,841	-0,125	X	X	-0,030
Montbéliard (urbain)	Campagne entière	0,771	-0,368	0,032	X	-0,005	-0,210
	Hors Epannage	0,813	-0,793	-0,175	X	0,016	-0,341
Morvan (fond)	Campagne entière	0,044	X	-0,338	X	X	X
	Hors Epannage	0,478	X	-0,340	X	X	X
Auxerre (urbain)	Campagne entière	-0,419	-0,354	0,132	0,108	-0,177	X
	Hors Epannage	X	X	X	X	X	X

Tableau 8 - Matrice de corrélation à l'année (condition météorologique)-X : Absence de données

**Les meilleures corrélations s'observent lors des analyses hors périodes d'épandage pour l'ensemble des sites où cette temporalité a été utilisée.** Pour les stations de Dijon et d'Auxerre, il n'a pas été possible d'exclure la période d'épandage en raison du nombre trop faible de résultats sans cette période.

La corrélation entre la température moyenne et les teneurs en NH<sub>3</sub> est positive et forte à la station trafic de Chalon, au site 11 (culture), au site 17 (prairie) et à la station urbaine de Montbéliard, notamment en dehors de l'hiver et du printemps. **Cela signifie que les semaines aux**

**températures les plus élevées sont aussi celles où les teneurs en ammoniac mesurées ont été le plus élevées** sur ces sites. Pour les sites Dijon, Damparis et Morvan, les liens ne sont pas statistiquement significatifs.

Seule Auxerre affiche une corrélation statistiquement négative, mais ces résultats sont logiques étant donné que seuls les mois de janvier à avril sont pris en compte. Les épandages ayant eu lieu durant le mois de février et de mars notamment, qui a été plus froid qu'avril, il est normal d'observer une relation opposée. Cette relation n'est par ailleurs pas statistiquement significative.

Concernant l'humidité relative, les corrélations sont fortes et négatives aux stations de Chalon-sur-Saône, au site 11 (culture), au site 17 (prairie), à la station urbaine de Montbéliard, et à la station de Damparis d'autant plus lorsque l'on ne considère que les mesures hors période d'épandage. **Cela signifie que les semaines avec l'humidité relative les moins élevées sont celles où les teneurs en ammoniac mesurées ont été les plus élevées** sur ces sites. Pour les autres sites, les liens ne sont pas statistiquement significatifs mais leur corrélation est négative suggérant la même dynamique que sur les autres sites

**Les corrélations entre les teneurs en ammoniac et la pluviométrie moyenne** (cumul pluviométrique hebdomadaire moyen) **ne sont pas statistiquement significatives**. Le cumul pluviométrique hebdomadaire est un paramètre sous-jacent de l'humidité relative et non pas un indicateur réel de l'impact de la pluie sur les concentrations en ammoniac. Il serait nécessaire d'observer à un pas de temps plus court le réel impact de la pluie sur les concentrations d'ammoniac.

La corrélation entre l'ensoleillement moyen horaire et les teneurs en ammoniac est positive et forte à la station de Damparis et à la station de typologie culture. Cela signifie que **les semaines où l'ensoleillement est le plus important sont aussi celles où les concentrations en ammoniac ont été les plus fortes** sur ces deux sites. Pour les deux autres sites (Dijon, Auxerre) où les mesures d'épandages ont été prises en compte, il n'y a pas de lien statistiquement significatif. Encore une fois, ce paramètre est directement lié à la température, expliquant donc la présence de lien sur les stations où les semaines d'épandages n'ont pas été prises en compte, et l'absence de lien dans celles qui les incluent.

**Aucun lien statistique significatif n'a été observé entre la pression moyenne et les teneurs en ammoniac pour l'ensemble des sites.**

De même, **il n'apparaît à cette échelle de temps aucun lien statistique entre la vitesse moyenne du vent et les teneurs en ammoniac mesurées**. Les niveaux d'ammoniac de Chalon et de Montbéliard affichent une corrélation moyenne et négative avec la vitesse du vent mais qui ne sont pas significatifs.



**En conclusion, à l'échelle de l'année, les semaines aux températures élevées, à l'humidité relative faible et à l'ensoleillement important sont celles où les concentrations d'ammoniac ont été les plus élevées. Aucun lien statistique n'est apparu avec la pluviométrie, la pression et la vitesse moyenne des vents.**

## 7.2.2. Les conditions météorologiques propices en journée

La figure suivante présente cette fois les résultats des corrélations obtenues aux stations d'Auxerre et de Morvan, sites d'accueil des analyseurs automatiques en 2023 et 2022.

Station	Temporalité	Temp.	HR	Pluvio.	Ensol.	Pression	Vent
Auxerre (urbain)	Mars à Juin 2023	0,144	-0,144	0,362	-0,309	0,233	-0,144
	Mai à Juin 2023	0,331	-0,320	-0,012	0,147	0,288	0,323
Morvan (fond)	Mars à Juin 2022	0,887	X	0,203	X	X	X
	Mai à Juin 2022	0,847	X	0,108	X	X	X

Tableau 9 - Matrice de corrélation à la journée (condition météorologique)-X : Absence de données

A Auxerre et à Morvan, aucun lien statistique n'est apparu entre les teneurs en ammoniac et l'humidité relative, la pluviométrie, l'ensoleillement, la pression au cours de la journée.

Seul à Morvan est apparu une corrélation forte entre la température moyenne et les niveaux en ammoniac. **Les heures les plus chaudes sont celles où l'on mesure le plus d'ammoniac** à cette station.

## 7.3. Lien entre NH<sub>3</sub>, PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>

La figure suivante présente les résultats des corrélations entre les concentrations d'ammoniac différents polluants sur différents sites d'analyse.

Station	Temporalité	Année	PM 10	PM2.5
Site 2 (Polyculture)	Hebdomadaire	2022 et 2023	0,562	0,472
	Hebdomadaire	2022	0,642	0,604
Site 11 (culture)	Hebdomadaire	2022 et 2023	0,23	X
	Hebdomadaire	2022	0,38	X
Site 19 (Culture)	Hebdomadaire	2022 et 2023	0,076	0,122
	Hebdomadaire	2022	0,446	0,414
Site 14 (Culture)	Hebdomadaire	2022 et 2023	0,238	0,224
	Hebdomadaire	2022	0,321	0,304
Chalon (Trafic)	Hebdomadaire	2022 et 2023	-0,035	X
	Hebdomadaire	2022	-0,09	X
Montbéliard (urbain)	Hebdomadaire	2022 et 2023	-0,268	-0,434
	Hebdomadaire	2022	-0,316	-0,441

<b>Auxerre (urbain)</b>	Hebdomadaire	2023	0,542	0,514
	Journalière	2023	0,314	0,309
<b>Morvan (fond)</b>	Hebdomadaire	2022	0,536	0,487
	Journalière	2022	0,583	0,751
<b>Dijon (trafic)</b>	Hebdomadaire	2023	-0,115	-0,204
<b>Damparis (industriel)</b>	Hebdomadaire	2022 et 2023	-0,141	X
	Hebdomadaire	2022	0,156	X
<b>Site 5 (prairie)</b>	Hebdomadaire	2022 et 2023	0,159	X
	Hebdomadaire	2022	0,261	X

Tableau 10 - Matrice de corrélation (lien NH<sub>3</sub> et particules fines)

Sur l'ensemble de la période, des liens statistiquement significatifs ont été observés au site 2 (polyculture), et sur le site de Morvan entre les concentrations de NH<sub>3</sub> et de PM<sub>10</sub>. Si les données de l'année 2022 uniquement sont prises en compte, ce lien entre ces polluants est aussi relevé sur le site 19 et sur le site 11 (presque significatif au seuil de 5%) et un renforcement du lien est observé sur les autres stations. Cela signifie que **pour ces 4 sites, les semaines présentant des fortes concentrations de PM<sub>10</sub> sont aussi celles présentant une forte présence d'ammoniac atmosphérique**. Ce constat est aussi observé en comparant les concentrations journalières dans les deux stations de Morvan et d'Auxerre : **les jours relevant beaucoup de PM<sub>10</sub> sont aussi ceux enregistrant beaucoup d'ammoniac**. Les résultats moins marqués de 2023 s'expliquent notamment par les conditions météorologiques plus pluvieuses que 2022, notamment en mars où la majorité des épandages a eu lieu (voir partie 3.4).

Concernant les liens entre les PM<sub>2.5</sub> et le NH<sub>3</sub>, des constats similaires peuvent être observés sur le site 2 (polyculture), à Auxerre et à Morvan : **les semaines et les jours relevant les concentrations les plus hautes en PM<sub>2.5</sub> sont généralement ceux présentant des concentrations élevées en ammoniac**. Comme pour les PM<sub>10</sub>, l'année 2022 montre des liens plus forts entre ces concentrations qu'en 2023. En 2022 uniquement, au site 14 et 19, les liens ne sont pas statistiquement significatifs mais sont relativement proche du seuil de référence de 5%.

Toutefois, pour les stations urbaines de Montbéliard et Dijon, les coefficients de corrélation sont négatifs. A Dijon, ils ne sont pas statistiquement significatifs et restent très proche de 0. A Montbéliard, ils sont significatifs : **il apparaît que les semaines avec la présence d'ammoniac la plus importante sont celles où les concentrations en PM sont les plus faibles** : ce constat est à relativiser étant donné la très faible présence d'ammoniac sur le site (voir Annexe 2) présentant presque 45 semaines avec des concentrations inférieures à 2µg/m<sup>3</sup>.

## Conclusion

L'ensemble des analyses et des recherches menées dans le cadre de ce rapport a permis d'améliorer les connaissances sur les niveaux, les sources et les impacts de l'ammoniac atmosphérique.

L'ammoniac est un polluant de l'air provenant essentiellement des activités agricoles. Les niveaux observés dans les contextes d'élevage ont été plus importants que ceux mesurés en milieu de culture, urbain ou de fond. Les variations spatio-temporelles des niveaux sont causées à la fois par les pratiques des agriculteurs (épandage, curage des bâtiments) mais aussi par la présence d'installations de stockage d'effluent qu'ils possèdent, comme les fumières et les fosses à lisier, qui favorise la volatilisation de l'ammoniac. Les niveaux sont aussi importants dans d'autres contextes d'activités comme les plateformes de compostage ou les méthaniseurs à matière organique. Ces installations utilisent de la matière organique, provoquant aussi une volatilisation importante de l'ammoniac dans l'air.

Les niveaux observés en milieu de cultures sont aussi plus importants que ceux relevés en milieu urbain ou de fond. Les épandages d'engrais minéraux et organiques sont responsables de la hausse notable des niveaux dans l'air. Dès lors, la temporalité des niveaux des milieux de grandes cultures et de prairies sont régis par les pratiques d'épandage. Ainsi, les zones de culture affichent des concentrations plus fortes durant les mois de février, de mars et de mai, auxquels s'ajoute le mois de janvier en zone de prairie.

Les zones urbaines présentent des niveaux plus importants à proximité des grands axes routier que dans des contextes de centre-ville et d'industries. Leurs niveaux sont à la fois régis par l'activité agricole des espaces de cultures situés à proximité, et aussi par les conditions météorologiques qui jouent un rôle important dans la volatilisation de l'ammoniac. Les semaines aux températures chaudes, à l'humidité relative basse et à l'ensoleillement important sont celles qui ont présenté les concentrations en ammoniac les plus élevés. Ainsi, les niveaux urbains en ammoniac sont plus importants durant les périodes d'épandages et durant la saison estivale.

L'étude bibliographique a aussi permis de révéler de nombreux enjeux concernant la présence d'ammoniac dans l'air. Il a tout d'abord un impact notable sur la biodiversité. Il contribue à l'acidification et l'eutrophisation des sols et des eaux. Il peut aussi être toxique pour certaines espèces végétales. Ces changements perturbant l'équilibre des écosystèmes peuvent entraîner la disparition de certaines espèces. Durant la campagne de mesure, en dehors des niveaux de fond, tous les sites ont présenté des concentrations en ammoniac supérieures à la valeur critique de végétation fragile et pour les sites les plus pollués, les concentrations sont aussi supérieures à celles de végétation supérieure. L'ammoniac a donc un impact sur la biodiversité en BFC.

L'ammoniac atmosphérique peut aussi provoquer des conséquences sanitaires sur les agriculteurs et les animaux d'élevage. Avec des expositions fortes et répétées, l'ammoniac peut entraîner des pathologies pulmonaires chez les agriculteurs comme des bronchites chroniques ou des bronchopneumopathies. Certaines expositions chroniques peuvent aussi entraîner des irritations plus ou moins sévères des yeux et des voies aériennes chez les agriculteurs. Chez les animaux, de concentrations élevées en ammoniac peuvent perturber leur développement et leur provoquer

certaines maladies. Durant la campagne de mesure, tous les sites ont présenté des teneurs en ammoniac inférieures aux valeurs réglementaires de travail ou aux seuils sanitaires recommandés par l'ANSES.

Enfin, un des impacts plus problématiques de la présence d'ammoniac dans l'air est sa participation dans la formation de particules fines, polluant classé cancérigène avéré par le CIRC depuis 2013. Son caractère basique lui permet de réagir avec d'autres acides atmosphériques formés par le dioxyde de soufre, provenant des industries, et le dioxyde d'azote, provenant du trafic routier. Cette réaction est à l'origine de la formation de particules secondaires d'ammonium, pouvant par la suite former des particules fines. Au cours de la campagne, certains épisodes de pollution particulaire ont été identifiés lors de concentrations élevées en ammoniac en mars 2022, sans que l'usage du chauffage à bois ne soit à l'origine de ceux-ci, suggérant une contribution de l'ammoniac à la formation de ces polluants. De même, en 2022, en dehors de l'hiver, les semaines où les concentrations de particules fines ont été élevées sont aussi celles où l'on mesurait de fortes teneurs en ammoniac.

Diminuer les concentrations en ammoniac permettrait alors d'éviter de perturber les écosystèmes, de diminuer les niveaux de pollution en particules fines et d'éviter certains épisodes de pollution mais aussi de préserver la santé des agriculteurs et des animaux.

## Références

**ANSES**, 2021. L'ammoniac. Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Avis de l'Anses. Rapport d'expertise collective. Pages 1-100.

**ATMO BFC**, 2020. Guide technique sur l'ammoniac. Etude bibliographique et proposition d'une campagne de mesure. Pages 1-45.

**BADR O.** and **PROBERT S. D.**, 1993. Environmental impacts of atmospheric nitrous oxide. *Applied Energy* 44 (3). Pages 197-231. [https://doi.org/10.1016/0306-2619\(93\)90018-K](https://doi.org/10.1016/0306-2619(93)90018-K).

**BEHERA S.N.**, **SHARMA M.**, **ANEYA V. P.** et al, 2013. Ammonia in the atmosphere : a review on emission sources, atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies. *Environmental Science and Pollution Research* 20. Pages 8092-8131. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2051-9>

**BOURGUE P.A.**, 2010. Les grands cycles biogéochimiques et les changements climatiques. Université de Laval.

**CAPE J.N.**, **VAN DER EERDEN L.**, **FANGMEIER A.**, **AYRES J.**, **BAREHAM S.**, **Bobbink R.**, **BRANQUINHO C.**, **CRITTENDEN P.**, **CRUZ C.**, **DIAS T.**, **LEITH I.**, **MARTINS-LOUCÃO M.-A.**, **PITCAIRN C.**, **SHEPPARD L.**, **SPRANGER T.**, **SUTTON M.**, **VAN DIJK N.**, **WOLSELEY P.**, 2009. Critical Levels for Ammonia, in Atmospheric Ammonia – Detecting Emissions Changes and Environmental Impacts. *M.A. Sutton, S. Reis, and S.M.H. Baker, Editors*. Pages 375-382.

**Commission Economique des Nations Unies pour l'Europe**, 2007. Review of the 1999 Gothenburg Protocol. Report on the Workshop on Atmospheric Ammonia : Detecting Emission Changes and Environmental Impacts. Pages 1-12.

**CROOK B.**, **ROBERTSON J.F.**, **TRAVERS GLASS S.A.**, **BOTHEROYD E.M.**, **LACEY J.**, **TOPPING M.D.**, 1991. Airborne dust, ammonia, microorganisms, and antigens in pig confinement houses and the respiratory health of exposed farm workers. *American Industrial Hygiene Association Journal* (52 :7). Pages 271-279. <https://doi.org/10.1080/15298669191364721>

**Chambre Régionale d'Agriculture Pays de la Loire**, 2016. L'ammoniac en élevages avicoles plein air et cunicoles. Emissions & préconisations. Pages 1-8.

**DRUMOND J.G.**, **CURTIS S.E.**, **SIMON J.**, **NORTON H.W.**, 1980. *Journal of Animal Science* 50 (6). Pages 1085-1091. <https://doi.org/10.2527/jas1980.5061085x>

**GERMON J.C.**, **COUTTON Y.**, 1999. La dénitrification dans les sols : régulation de son fonctionnement et applications à la dépollution.

**GUTHRIE S.**, **GILES S.**, **DUNKERLEY F.**, **TABAQCHALI H.**, **HARSHFIELD A.**, **IOPPOLO B.**, **MANVILLE C.**, 2018. The impact of ammonia emissions from agriculture on biodiversity. *Rand Europe*. Pages 1-76.

**INRS**, 2021. Ammoniac et solutions aqueuses. Fiche toxicologique n°16. Pages 1-10.



**IPCC**, 2013. Climate Change 2013 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Pages 1-1535.

**MEGIE**, 1992. Stratosphère et couche d'ozone. Masson Edition. Pages 34-36.

**MOREAUX B.**, GUSTIN P., 1999. Influence de l'ammoniac sur la fréquence de la toux induite par l'acide citrique chez le porc. Université de Liège. Pages 361-364.

**RAMANANTENASOA M.**, 2018. Prise en compte de la variabilité spatio-temporelle des émissions d'ammoniac liées à la fertilisation azotée en France et développements de modèles prédictifs . Pages 1-32.

**PORTEJOIE S.**, MARTINEZ J., LANDMANN G., 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *Productions Animales* 15 (3). Pages 151-160.

**SAPEK A.**, 2012. Ammonia Emissions from Non-Agricultural Sources. *Polish Journal of Environmental Studies* (22). Institute for Technology and Life Science at Falenty. Pages 63-70.

**THE FERTILIZER INSTITUTE**, 2010. Health effects of ammonia. Pages 1-22.

**USSIRI D.** and LAL R, 2013. The Role of Nitrous Oxide on Climate Change. In : Soil Emission of Nitrous Oxide and its Mitigation. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-5364-8\\_1](https://doi.org/10.1007/978-94-007-5364-8_1)

**WANG Y.M.**, MENG Q.P., GUO Y.M., WANG Y.Z., WANG Z., YAO Z.L., SHAN T.Z., 2010. Effect of atmospheric ammonia on growth performance and immunological response of broiler chickens. *Journal*

## Annexe 1 : Liste des sites et leurs caractéristiques

	Typologie	Localisation	Temporalité	Mode de mesure
1	Urbain	Montbéliard (Doubs)	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
2	Polyculture-Elevage	Haute-Saône	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
3	Elevage allaitant	Haute-Saône	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
4	Elevage porcin	Haute-Saône	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
5	Prairie	Doubs	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
6	Trafic	Chalon-sur-Saône (Saône-et-Loire)	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
7	Prairie	Saône-et-Loire	1/03/2022 au 10/01/2023	Badge passif
8	Elevage allaitant	Saône-et-Loire	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
8A	Gradient 50m	Saône-et-Loire	25/01/2023 au 2/05/2023	Badge passif
8B	Gradient 100m	Saône-et-Loire	25/01/2023 au 2/05/2023	Badge passif
9	Prairie	Saône-et-Loire	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
10	Plateforme de compostage	Saône-et-Loire	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
11	Grande culture	Jura	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
12	Méthaniseur	Saône-et-Loire	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
13	Méthaniseur	Côte d'Or	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
14	Grande culture	Côte d'Or	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
15	Industriel	Damparis (Jura)	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif

16	Elevage laitier	Jura	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
17	Prairie	Jura	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
18	Elevage de volailles	Côte d'Or	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
19	Grande culture	Yonne	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
20	Elevage laitier	Yonne	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
21	Grande culture	Yonne	1/03/2022 au 2/05/2023	Badge passif
22	Fond/Sans influence	Nièvre	1/03/2022 au 10/01/2023	Badge passif
23	Urbain	Auxerre (Yonne)	25/01/2023 au 2/05/2023	Badge passif
24	Trafic	Dijon (Côte d'Or)	25/01/2023 au 2/05/2023	Badge passif
25	Fond/Sans influence	Nièvre	1/03/2022 au 10/01/2023	Analyseur automatique
26	Urbain	Auxerre (Yonne)	25/01/2023 au 2/05/2023	Analyseur automatique

## Annexe 2 : Résultats détaillé par site

Le site 1 se trouve dans la commune de Montbéliard. Il correspond à une typologie "urbain".

Les **niveaux mesurés sont très faibles**. La moyenne s'établit à 1,49  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , et les concentrations enregistrées ne dépassent pas les 2,00  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\frac{3}{4}$  du temps.

**Les teneurs les plus fortes** (entre 2 et 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ont été enregistrées **à la fin printemps et l'été (jusqu'au 5 septembre)**. A l'inverse, dès septembre et jusqu'au mois de mars 2023, les concentrations sont faibles, et restent généralement sous le seuil de 1,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  d'air en concentration hebdomadaire moyenne.

Il semblerait que les températures de la fin printemps et de l'été soient favorables aux concentrations de  $\text{NH}_3$  en milieu urbain.

Site n°1 (urbain)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,00
Moyenne	1,49
Maximum	4,10
Période de la concentration maximale	14 juin au 28 juin 2022
Premier quartile (Q1)	0,80
Médiane	1,25
Troisième quartile (Q3)	2,00

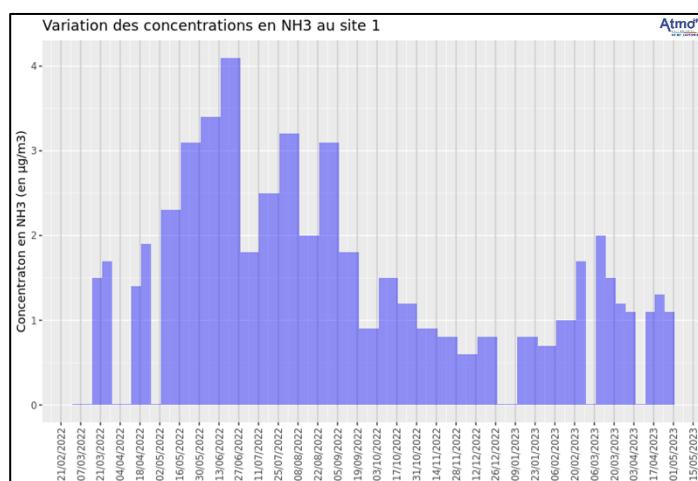


Figure 42 - Variation des teneurs en  $\text{NH}_3$  du site 1

Ce site de typologie « polyculture » présente trois périodes où la concentration est **supérieure ou presque égale à 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne hebdomadaire**. Il s'agit des **semaines du 8 et du 22 mars 2022** ainsi que de la **période du 30 mai au 13 juin**. La période de concentration correspond à un épandage de fumier à proximité du site de prélèvement.

Toutefois, hormis ces trois périodes, **les valeurs mesurées sont basses** avec 75% des concentrations inférieures à 5,20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ce sont notamment durant le mois d'avril 2022 et entre novembre et

Site n°2 (polyculture)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,70
Moyenne	3,98
Maximum	18,80
Période de la concentration maximale	22 mars au 29 mars 2022
Premier quartile (Q1)	1,78
Médiane	2,90
Troisième quartile (Q3)	5,20

février 2023 que les teneurs les plus basses sont enregistrées. Les températures basses de ces périodes sont responsables de ces faibles niveaux.

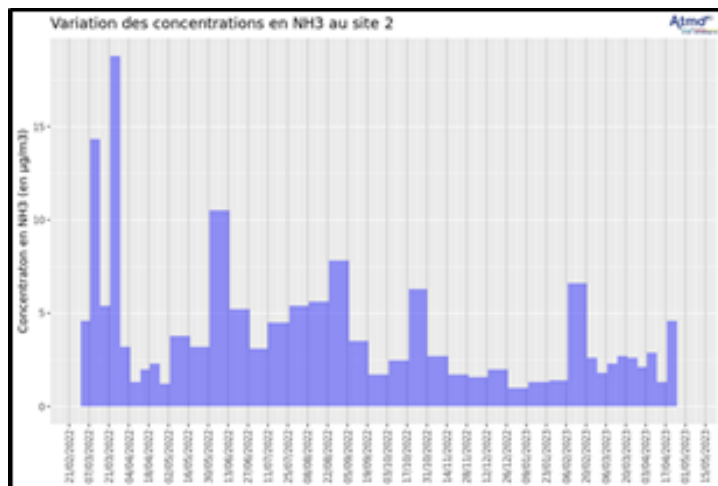


Figure 43 - Variation des teneurs en NH<sub>3</sub> du site 2

Ce site de typologie « allaitant » présente **des niveaux relativement élevés en ammoniac** avec la **moitié des teneurs dépassant les 15,30 µg/m<sup>3</sup>**.

Les niveaux sont **relativement homogènes jusqu'en septembre 2022** avec des concentrations atteignant quasiment constamment les 10 µg/m<sup>3</sup>. La semaine du 12 au 19 avril dépasse les 30 µg/m<sup>3</sup>.

**A partir d'octobre, les niveaux sont plus élevés et disparates.** Plusieurs teneurs en NH<sub>3</sub> mesurées dépassent les 40 µg/m<sup>3</sup> : il s'agit des périodes du 6 au

Site n°3 (Elevage allaitant)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	1,91
Moyenne	19,82
Maximum	51,70
Période de la concentration maximale	4 avril au 11 avril 2023
Premier quartile (Q1)	11,40
Médiane	15,30
Troisième quartile (Q3)	26,50

20 septembre, du 29 novembre au 13 décembre et du 21 mars au 18 avril 2023. Bien que très disparates, presque l'ensemble des périodes affichent des teneurs supérieures à 15 µg/m<sup>3</sup>. Seule la période de mi décembre à mi janvier affiche des niveaux très bas (<6 µg/m<sup>3</sup>).

A noter que le site n'est pas équipé de fosse, ni de fumière.

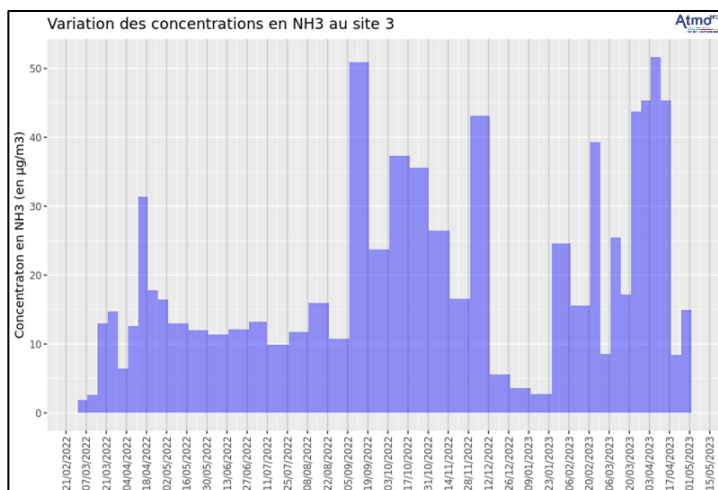


Figure 44 - Variation des teneurs en NH3 du site 3

Le site de typologie « porcin » présente des **teneurs élevées entre fin mars et mi septembre 2022** atteignant presque systématiquement les **20 µg/m<sup>3</sup>**.

C'est au cours de la période du 17 au 31 mai que la teneur maximale (37,5 µg/m<sup>3</sup>) a été mesurée.

En 2023, les semaines du 20 mars, du 10 avril et du 24 avril sont celles présentant des concentrations dépassant les 15 µg/m<sup>3</sup>.

Le site présente aussi une période de plus faibles concentrations de mi novembre 2022 à fin mars 2023, n'atteignant que pour une seule semaine, une teneur supérieure à 15 µg/m<sup>3</sup>.

Le site est équipé d'une préfosse et d'une fosse circulaire. Le prélèvement est réalisé à proximité de la préfosse.

Il y a une bande tous les 15 jours, suivi d'un vide sanitaire avec vidange du lisier stocké sous les animaux.

Site n°4 (Elevage porcin)	Mesure du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	3,10
Moyenne	17,70
Maximum	37,50
Période de la concentration maximale	17 mai au 31 mai 2022
Premier quartile (Q1)	10,10
Médiane	18,80
Troisième quartile (Q3)	25,10

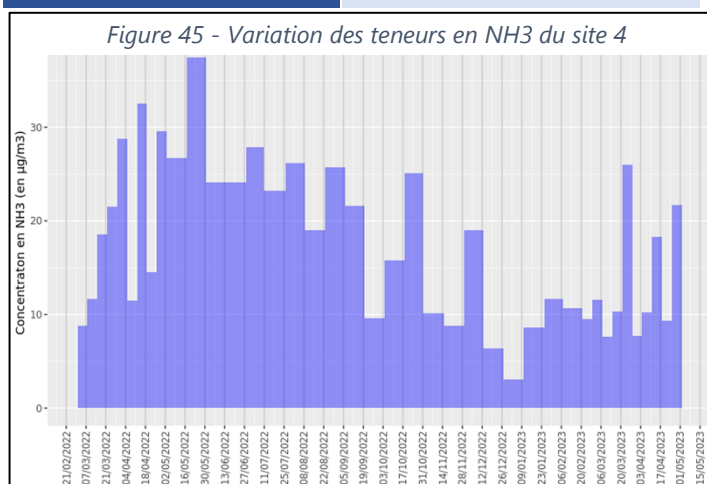


Figure 45 - Variation des teneurs en NH3 du site 4

Ce site de typologie « prairie » présente des **niveaux en ammoniac très faibles**. Il y est mesuré en moyenne seulement  $1,77 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur la période de la campagne et les niveaux d'ammoniac sont inférieures ou égales à  $2,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\frac{3}{4}$  du temps.

Il convient aussi de noter **l'absence d'ammoniac durant 22 semaines** au cours desquelles les concentrations mesurées étaient inférieures à la limite de détection de l'appareil, soit nulle.

Toutefois, **deux pics de concentration anormalement élevée sont identifiés au cours de la semaine du 29 mars 2022 ( $15,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et du 27 mars 2023 ( $15,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )** et un autre pic moins fort au cours de la semaine du 31 mai 2022

Site n°5 (prairie)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,00
Moyenne	1,77
Maximum	15,60
Période de la concentration maximale	28 mars au 4 avril 2023
Premier quartile (Q1)	0,00
Médiane	1,10
Troisième quartile (Q3)	2,10

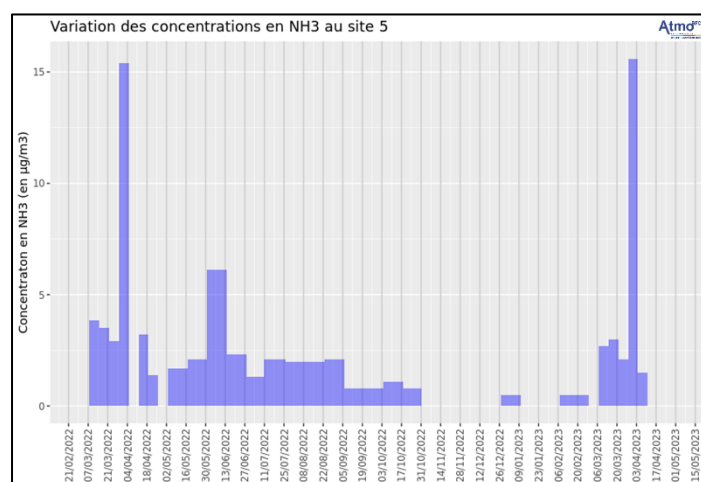


Figure 46 - Variation des teneurs en NH3 du site 5

Le site « trafic » de Chalon présente aussi des **valeurs faibles en NH3**, avec  $3,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , en moyenne hebdomadaire. Les concentrations les plus élevées (entre 3 et  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ont été mesurées entre **mai et septembre 2022** et durant les **mois de février et mars 2023**.

Quelques autres semaines de mars et de décembre 2022 atteignent aussi des teneurs hebdomadaires supérieures à  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Durant le reste de la campagne, les teneurs enregistrées sont basses avec

Site n°6 (trafic)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	1,10
Moyenne	3,16
Maximum	5,30
Période de la concentration maximale	7 au 21 février 2023
Premier quartile (Q1)	2,10
Médiane	3,25
Troisième quartile (Q3)	4,30

majoritairement moins de 2,5 µg/m<sup>3</sup> en moyenne hebdomadaire.

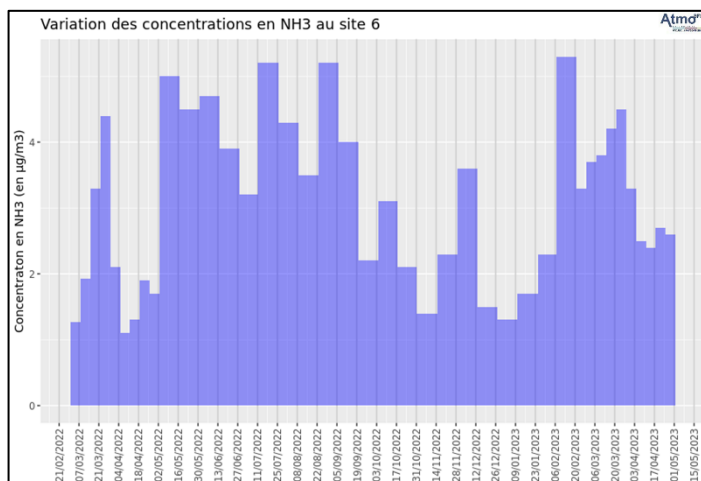


Figure 47 - Variation des teneurs en NH3 du site 6

Ce site de typologie « prairie » situé en Saône-et-Loire présente des **teneurs en ammoniac très faible sur l'ensemble de l'année**. 75% des concentrations hebdomadaires mesurées au cours de la campagne sont inférieures ou égales à 2,60 µg/m<sup>3</sup>.

Globalement, les **niveaux sont homogènes** avec presque l'ensemble des valeurs comprises entre 1,5 et 3 µg/m<sup>3</sup>. Seuls les mois d'avril et de décembre 2022 n'atteignent pas ce seuil.

Le pic de concentration mesurée s'établit à 3,80 µg/m<sup>3</sup>, lors de la période du 3 au 17 mai 2022.

Site n°7 (prairie)	Période du 15/03/2022 au 27/12/2022
Minimum	0,01
Moyenne	1,90
Maximum	3,80
Période de la concentration maximale	3 mai au 17 mai 2022
Premier quartile (Q1)	1,30
Médiane	2,00
Troisième quartile (Q3)	2,60

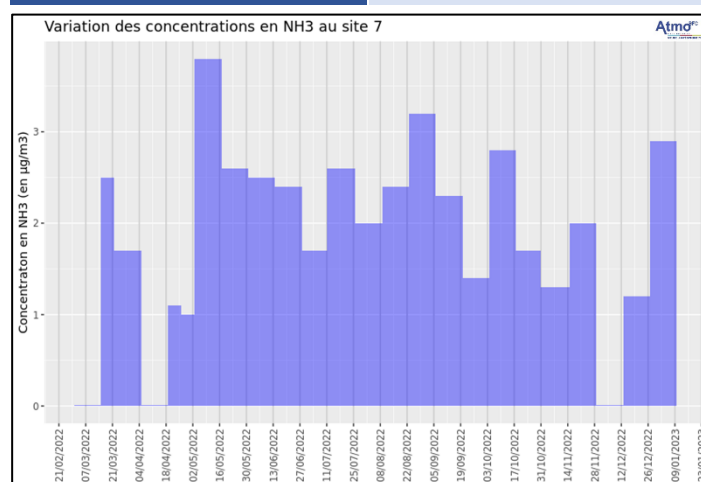


Figure 48 - Variation des teneurs en NH3 du site 7



Ce site de typologie « allaitant » présente des **résultats très hétérogènes**.

Le rapport entre la concentration minimale et maximale est de 1 à 17, ce qui est une différence considérable. La moyenne hebdomadaire de ce site s'établit à 59,58  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , montrant des **niveaux élevés en ammoniac**.

Toutefois, les concentrations varient beaucoup selon les périodes et près de 50% des valeurs mesurées restent inférieures à 41,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . 4 périodes avec des concentrations un peu plus élevées ressortent : le **mois de mars 2022, la période mi-septembre à octobre, et celle de mi-décembre 2022 à mi-janvier 2023**. Les pics de concentration ( $>100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ont été mesurés dans ces périodes mais aussi au **début du mois de juillet**.

Ce site est équipé d'une fumière et d'une fosse non couvertes.

Site n°8 (Elevage allaitant)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	8,30
Moyenne	59,58
Maximum	142,00
Période de la concentration maximale	4 octobre au 18 octobre 2022
Premier quartile (Q1)	27,70
Médiane	41,00
Troisième quartile (Q3)	95,55

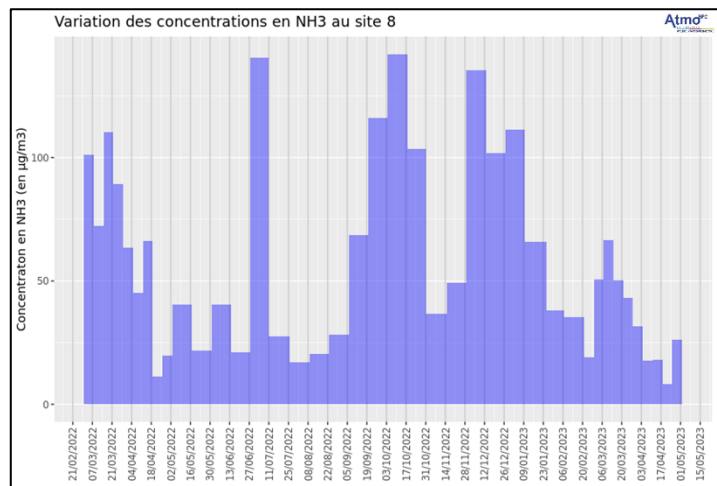


Figure 49 - Variation des teneurs en NH3 du site 8

Le site 9 présente des **niveaux faibles** en ammoniac avec en moyenne hebdomadaire de concentration de 3,21  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Durant la grande majorité de la campagne (75%), les teneurs mesurées ont été inférieures ou égale à 3,30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , montrant une **présence faible de NH3 sur ce site**. En 2022, la période de mai à septembre enregistre des concentrations plus fortes que sur le reste de l'année.

En 2023, les niveaux enregistrés sont globalement plus élevés (3,49  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,

Site n°9 (prairie)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,00
Moyenne	3,21
Maximum	27,20
Période de la concentration maximale	25 janvier au 7 février 2023
Premier quartile (Q1)	1,70
Médiane	2,20
Troisième quartile (Q3)	3,30

hors pic) que durant 2022 ( $2,61 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne entre mai et septembre)

Un **pic de concentration a été détecté durant la période du 25 janvier au 7 février 2023, atteignant  $27,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$** , soit près de 5 fois plus que la deuxième teneur la plus importante déjà enregistré sur cette station. Il correspond à un épandage de fumier à proximité du badge de prélèvement.

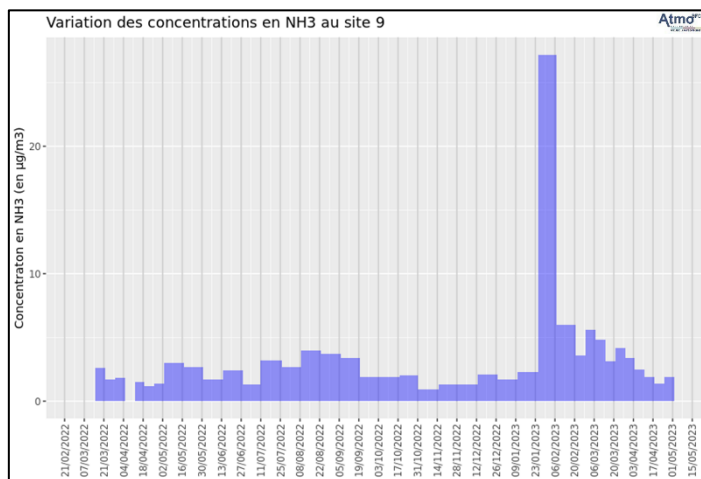


Figure 50 - Variation des teneurs en NH3 du site 9

Le site 10 présente des **niveaux très élevés en ammoniac**. En effet, 50% des teneurs en NH3 mesurées dépassent les  $183,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne hebdomadaire, faisant de ce site le **deuxième le plus important en termes de niveau**. La **semaine du 1<sup>er</sup> mars 2022 enregistre une valeur extrême de concentration en NH3 avec  $1122,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$**  (3<sup>ème</sup> teneur en NH3 la plus élevée mesurée au cours de la campagne).

19 semaines enregistrent des concentrations en NH3 supérieures à  $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En dehors du début de mois décembre, c'est entre mi août 2022 et mi janvier 2023 que les niveaux sont les plus faibles.

Ce sont sûrement les variabilités du rythme d'activité de la plateforme qui est responsable de ces fortes disparités.

Les badges ont régulièrement été saturés par l'ammoniac durant les prélèvements et les concentrations pourraient s'avérer plus élevées.

Site n°10 (plateforme de compostage)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	2,70
Moyenne	239,56
Maximum	1016,29
Période de la concentration maximale	1 mars au 8 mars 2022
Premier quartile (Q1)	100,00
Médiane	183,50
Troisième quartile (Q3)	281,75

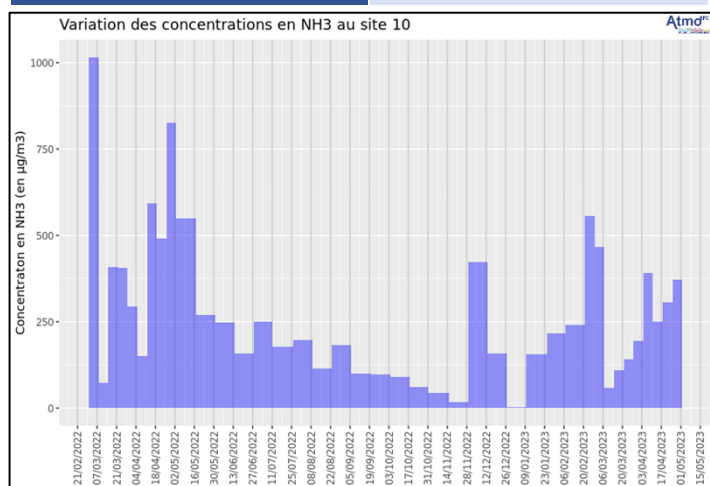


Figure 51 - Variation des teneurs en NH3 du site 10

Le site 11 présente des **niveaux faibles de concentration en ammoniac** avec une moyenne qui s'établit seulement à 3,43  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Certaines périodes de mesure enregistrent des concentrations plus élevées ( $>4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) : le mois de mars 2022, la période de mai à août 2022 et les mois de février et mars 2023.

A l'inverse, le mois d'avril ainsi que les mois de la fin d'année 2022 présente des niveaux très faibles en ammoniac, atteignant ponctuellement les 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Deux pics de concentration anormalement élevée ont été enregistrés durant les semaines du 15 mars 2022 et du 7 mars 2023, atteignant 12,70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .**

Site n°11 (culture)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,80
Moyenne	3,43
Maximum	12,70
Période de la concentration maximale	15 au 22 mars 2022 7 mars au 14 mars 2023
Premier quartile (Q1)	0,80
Médiane	1,25
Troisième quartile (Q3)	2,00

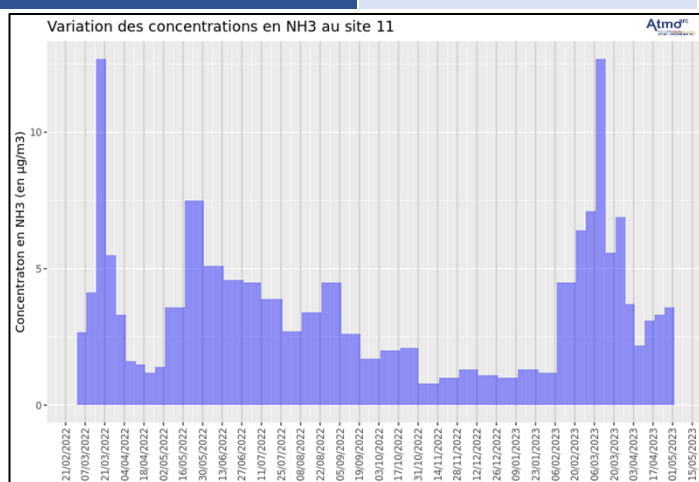


Figure 52 - Variation des teneurs en NH3 du site 11

**Le site 12 présente des niveaux élevés en ammoniac mais qui sont très hétérogènes dans le temps.** 25% des concentrations mesurées sur ce site ne dépassent pas les 20,10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  tandis que le quart supérieur des teneurs hebdomadaire en NH3 mesuré atteint les 48  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**De nombreuses périodes de présence forte de NH3 ( $>40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) se présentent au cours de la campagne** et plus particulièrement, durant mars 2022, la période de mi-avril à la mi-juin 2022, la période de mi juillet à septembre 2022, la

Site n°12 (méthaniseur)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	2,20
Moyenne	35,76
Maximum	75,30
Période de la concentration maximale	26 avril au 3 mai 2022
Premier quartile (Q1)	20,10
Médiane	36,70
Troisième quartile (Q3)	48,60

période de mi janvier à février 2023 et le mois d'avril 2023. Le début du mois de décembre affiche aussi une concentration exceptionnellement élevée (75,30 µg/m<sup>3</sup>).

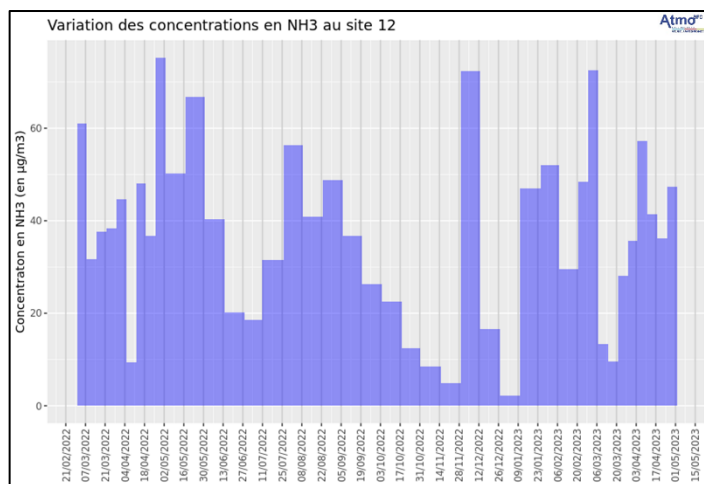


Figure 53 - Variation des teneurs en NH3 du site 12

Le site 13 présente des **niveaux faibles en NH3** durant la campagne comme le montre la moyenne hebdomadaire qui n'est que de 6,27 µg/m<sup>3</sup>.

Pour autant, les concentrations d'ammoniac ont été plus importantes entre le mois de mai et la mi-août. Plusieurs périodes affichent en effet des concentrations supérieures à 10 µg/m<sup>3</sup> durant cet intervalle de temps. La **teneur maximale** enregistrée est **de 18,20 µg/m<sup>3</sup>**, durant la semaine du 31 mai. Des teneurs importantes (>15 µg/m<sup>3</sup>) ont été aussi mesurées **début octobre 2022 et en février 2023**.

En dehors de ces périodes, les niveaux sont faibles, en moyenne 3,50 µg/m<sup>3</sup>.

Site n°13 (Méthaniseur)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,60
Moyenne	6,27
Maximum	18,20
Période de la concentration maximale	31 mai au 14 juin 2022
Premier quartile (Q1)	1,95
Médiane	4,50
Troisième quartile (Q3)	8,90

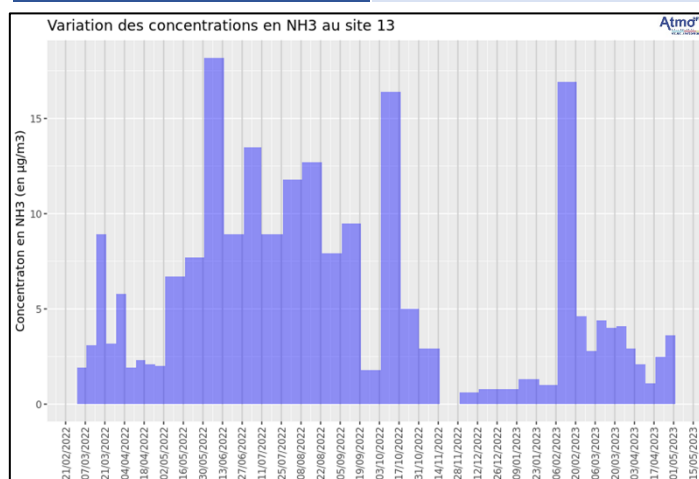


Figure 54 - Variation des teneurs en NH3 du site 13

Le site 14 présente des **niveaux très faibles en ammoniac**. 75% des moyennes hebdomadaires de concentrations sont inférieures ou égales à seulement 3,90 µg/m<sup>3</sup>.

Les teneurs sont les plus élevées durant le mois de mars 2022, la période de mai à mi-juillet 2022, et entre mi février et mars 2023 tandis qu'elles sont quasiment nulles la fin août 2022 à janvier 2023.

**En 2022, les semaines du 15 et 29 mars** enregistrent des **concentrations anormalement élevées** (>10 µg/m<sup>3</sup>)

En 2023, ce sont les **semaines du 21 février et du 7 mars** qui enregistrent des **concentrations anormalement élevées** par rapport aux autres semaines (>10 µg/m<sup>3</sup>).

Site n°14 (Culture)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,00
Moyenne	2,95
Maximum	13,80
Période de la concentration maximale	29 mars au 5 avril 2022
Premier quartile (Q1)	0,80
Médiane	2,05
Troisième quartile (Q3)	3,90

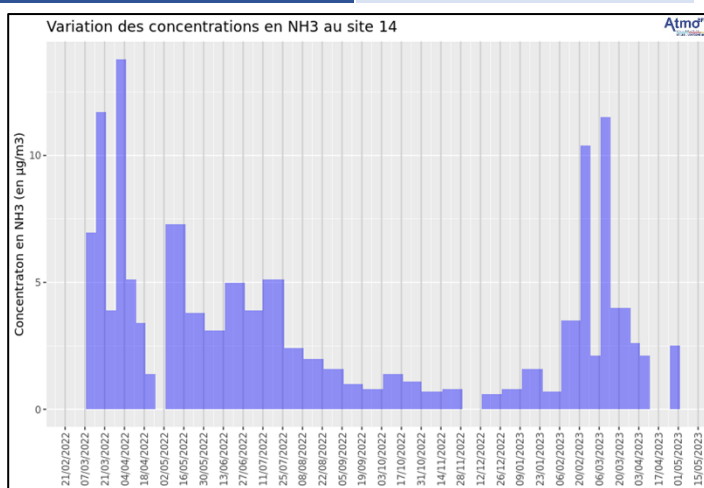


Figure 55 - Variation des teneurs en NH3 du site 14

Le site de Damparis affiche des **niveaux très bas en NH3**. Il s'agit en réalité de la deuxième station avec la moyenne de concentration (1,46 µg/m<sup>3</sup>) sur l'ensemble de la période la plus basse (après la station de fond).

Le maximum enregistré durant la semaine du 7 mars 2023, est seulement de 3,80 µg/m<sup>3</sup>, d'où une **quasi-absence de ce polluant sur ce site**. La deuxième teneur la plus importante a été enregistrée mi janvier 2023.

Site n°15 (Industriel)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,00
Moyenne	1,46
Maximum	3,80
Période de la concentration maximale	7 au 14 mars 2023
Premier quartile (Q1)	0,80
Médiane	1,45
Troisième quartile (Q3)	2,00

En dehors de ces périodes, le maximum a été enregistré ce sont les périodes de mai à mi-août 2022 et de février à avril 2023 où les concentrations sont les plus « élevées » (entre 1,5 et 2,5 µg/m<sup>3</sup>).

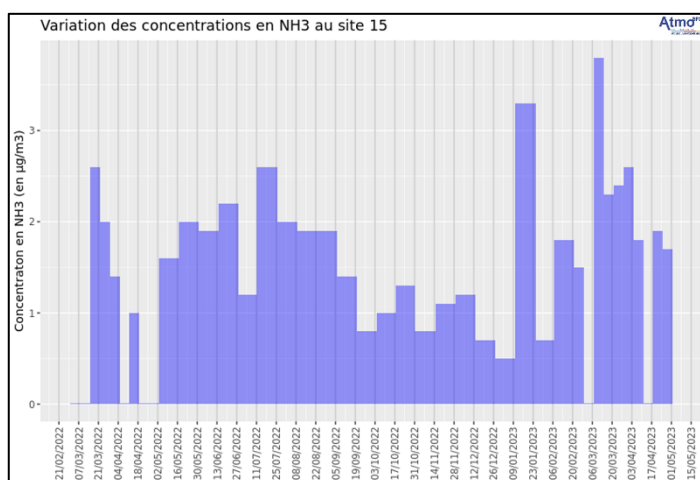


Figure 56 - Variation des teneurs en NH<sub>3</sub> du site 15

Le site 16 affiche des **niveaux très élevés en NH<sub>3</sub>** avec une moyenne sur l'ensemble de la campagne de près de 590 µg/m<sup>3</sup>. Il s'agit du **site avec l'ensemble des indicateurs statistiques descriptifs les plus élevés de cette étude** (médiane, quartile, minimum, maximum...).

Les **trois premières semaines de mars 2022** affichent des **teneurs en NH<sub>3</sub> importantes** mesurées à près de 1100 µg/m<sup>3</sup>. Ces niveaux sont atteints à nouveau durant la dernière semaine de février et la première semaine de **mars 2023**, où le pic de concentration mesurée se révèle être de 1340 µg/m<sup>3</sup>.

Les niveaux les plus bas ont été enregistré en mai 2022, en juillet 2022 et à la fin avril 2023 qui correspondent aux seules périodes avec des teneurs en NH<sub>3</sub> inférieures à 500 µg/m<sup>3</sup>.

Les badges ont régulièrement été saturés par l'ammoniac durant les prélèvements et les concentrations pourraient s'avérer plus élevées.

Site n°16 (Elevage laitier en intérieur)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	263,20
Moyenne	588,10
Maximum	1340,60
Période de la concentration maximale	21 au 28 février 2023
Premier quartile (Q1)	463,20
Médiane	605,90
Troisième quartile (Q3)	780,10

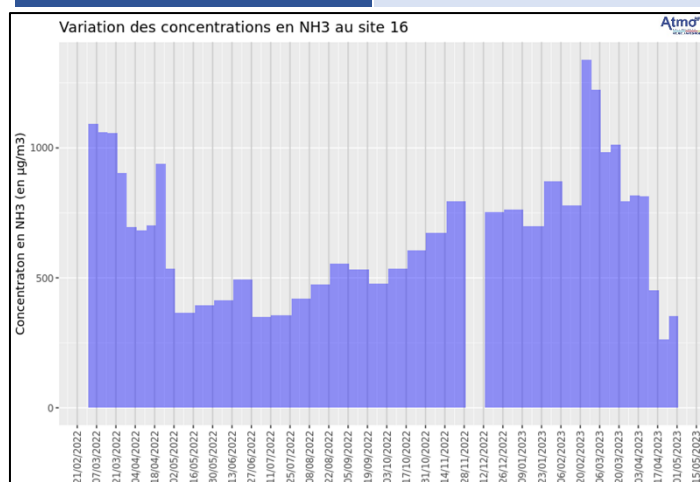


Figure 57 - Variation des teneurs en NH<sub>3</sub> du site 16

Le site 17 présente des **niveaux très faibles en NH<sub>3</sub>** avec une moyenne hebdomadaire de seulement 1,82 µg/m<sup>3</sup>. Très peu de semaines présentent des concentrations mesurées dépassant les 2 µg/m<sup>3</sup>.

**En 2022, la période affichant les plus hauts niveaux reste la période de fin printanier et estival** (juin à mi-août) avec des concentrations moyennes comprises entre 1,9 et 3,2 µg/m<sup>3</sup> (atteint durant la deuxième moitié de juillet) et la **période de fin mars à début avril** où la teneur hebdomadaire atteint 4 µg/m<sup>3</sup>.

**En 2023, dès début mars, les niveaux sont relativement homogènes** avec des concentrations s'étalant entre 0,9 et 2 µg/m<sup>3</sup>. **Début février, un pic de concentration moyenne (4,6 µg/m<sup>3</sup>) a été mesurée** et deux semaines de mars atteignent les 2,5 µg/m<sup>3</sup>.

Site n°17 (prairie)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,00
Moyenne	1,82
Maximum	4,60
Période de la concentration maximale	7 au 21 février 2023
Premier quartile (Q1)	1,30
Médiane	1,80
Troisième quartile (Q3)	2,10

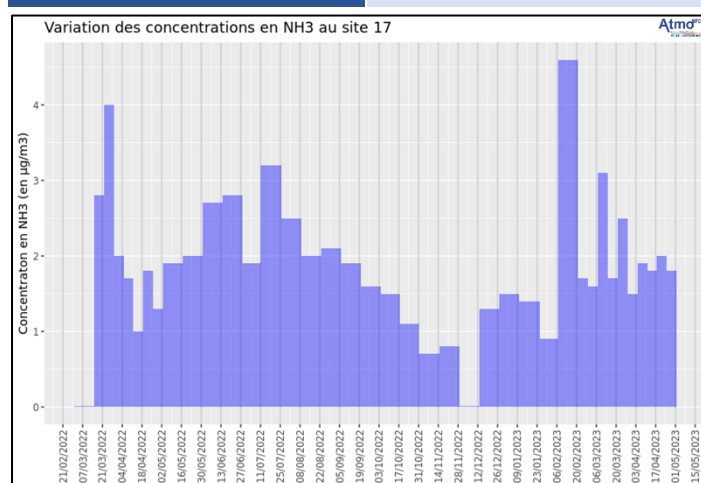


Figure 58 - Variation des teneurs en NH<sub>3</sub> du site 17

Le site 18 présente des **niveaux très hétérogènes d'ammoniac** comme le montre l'étendue des concentrations comprises entre 0 et 301,60 µg/m<sup>3</sup>. Globalement, **les niveaux en NH<sub>3</sub> sont importants** comme le montre la moyenne (99,08 µg/m<sup>3</sup>) qui est l'une des plus élevées de cette campagne. On trouve des périodes où la concentration mesurée est presque nulle, comme lors de la semaine du 21 mars 2022 ou de la période du 12 au 27 juillet 2022. En 2023, c'est à la fin mars et en avril que les niveaux sont les plus bas (<50 µg/m<sup>3</sup>).

Site n°18 (Elevage de volailles)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,00
Moyenne	99,08
Maximum	301,60
Période de la concentration maximale	9 au 23 août 2022
Premier quartile (Q1)	40,60
Médiane	60,50
Troisième quartile (Q3)	117,40

A l'inverse, de nombreuses périodes tout au long de la campagne enregistrent des **concentrations qui dépassent les 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Ces périodes sont situées à la **mi-mars, en août et en décembre 2022** ainsi qu'en **février et mars et la dernière semaine d'avril 2023**.

Les niveaux les plus élevés semblent correspondre au curage du bâtiment à la fin de la bande de volaille.

Les badges ont régulièrement été saturés par l'ammoniac durant les prélèvements et les concentrations pourraient s'avérer plus élevées.

Avec seulement 25% des semaines dépassant les 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en teneur hebdomadaire, le site 19 présente des **niveaux très faibles en ammoniac**.

Le site est marqué par **deux pics de concentration anormalement élevée**. Le premier est enregistré lors de la **semaine du 15 mars 2022**, où la teneur en  $\text{NH}_3$  dépasse les 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les deux semaines suivantes atteignent aussi les 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , très rare sur ce site. Le deuxième pic est détecté au cours de la semaine du 14 mars 2023, où la concentration mesurée est de 23,70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les semaines précédant et suivant ce pic sont également des périodes caractérisées par les concentrations les plus élevée en  $\text{NH}_3$  du site (>5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

En dehors de ces semaines, les concentrations s'échelonnent entre 1 et 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

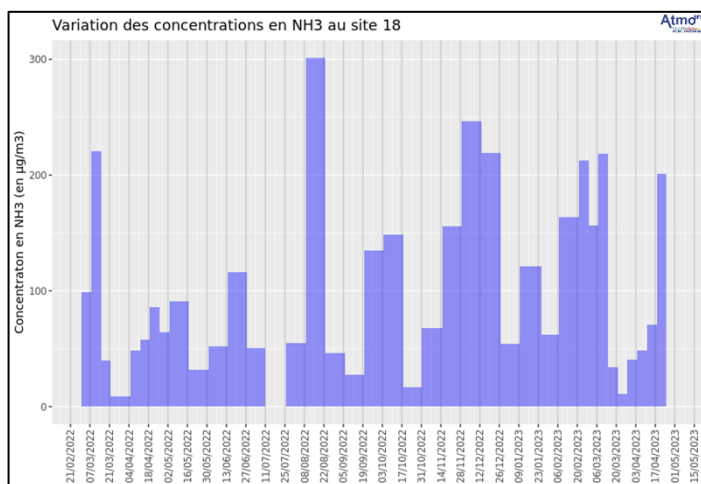


Figure 59 - Variation des teneurs en  $\text{NH}_3$  du site 18

Site n°19 (culture)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,80
Moyenne	3,14
Maximum	23,70
Période de la concentration maximale	14 mars au 21 mars 2023
Premier quartile (Q1)	1,38
Médiane	1,80
Troisième quartile (Q3)	3,00

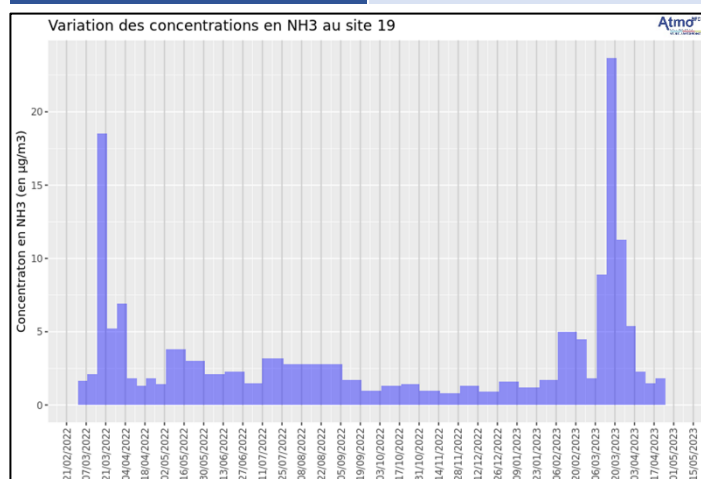


Figure 60 - Variation des teneurs en  $\text{NH}_3$  du site 19



Le site 20 présente des **niveaux élevés en ammoniac** avec une teneur moyenne qui s'établit à 83,13  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Sur l'ensemble de l'année, les concentrations hebdomadaires sont importantes étant donné que **la moitié des périodes enregistre une valeur supérieure à 61  $\mu\text{g}/\text{m}^3$** .

Les niveaux sont plus élevés **entre la mi-juin et la mi-novembre**, dépassant généralement les 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ce sont notamment les mois de **juillet et d'août 2022** qui affiche les niveaux les plus hauts.

D'autres périodes, en mars et en décembre 2022, dépassent aussi ponctuellement les 80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

En dehors de ces semaines, le reste de la campagne affiche des niveaux inférieurs à 70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Ce site est équipé d'une fumière et d'une fosse non couverte. Le badge a été installé à environ 25m de la fosse.

Site n°20 (Elevage laitier)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	1,10
Moyenne	83,13
Maximum	207,90
Période de la concentration maximale	11 au 26 juillet 2022
Premier quartile (Q1)	43,30
Médiane	61,6
Troisième quartile (Q3)	121,20

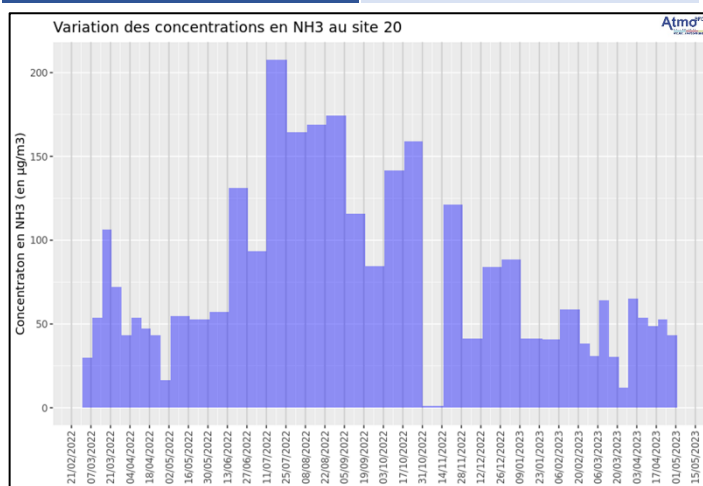


Figure 61 - Variation des teneurs en NH3 du site 20

Le site 21 présente des **niveaux faibles en ammoniac**. Bien que la moyenne sur la campagne soit de 11  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 75% des semaines présentent des teneurs en  $\text{NH}_3$  inférieures ou égales à 3,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Plusieurs pics de concentration anormalement élevée** sont enregistrés et sont responsable de ces niveaux.

Tout d'abord, la **première moitié de novembre 2022** présente les teneurs en  $\text{NH}_3$  les plus élevés (> 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Le **mois de mars 2023** affiche aussi des concentrations élevées avec un pic à 108  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Enfin, un dernier pic de concentration proche de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a été mesurée **fin mars 2022**.

Site n°21 (Culture)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,00
Moyenne	11,00
Maximum	127,70
Période de la concentration maximale	31 octobre au 15 novembre 2022
Premier quartile (Q1)	1,60
Médiane	2,10
Troisième quartile (Q3)	3,95

Le reste de la campagne est marqué par des teneurs hebdomadaires inférieures à 5 µg/m<sup>3</sup>.

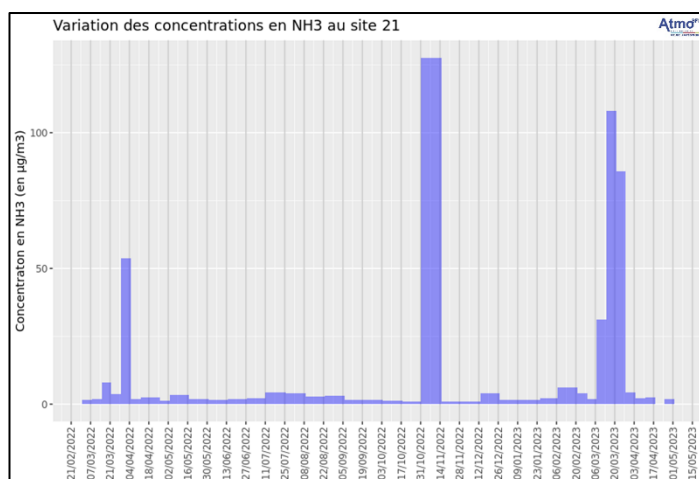


Figure 62 - Variation des teneurs en NH<sub>3</sub> du site 21

Le site 22 correspondant à la station de fond, présente des **niveaux en ammoniac très faibles**. Avec en moyenne seulement 0,99 µg/m<sup>3</sup> d’ammoniac, il s’agit du **site avec les teneurs en NH<sub>3</sub> les plus faibles**.

Le maximum, qui n’est que de 2,4 µg/m<sup>3</sup>, est atteint deux fois : entre le 29 mars et le 5 avril 2022 mais aussi entre le 11 et le 25 juillet 2022.

**En 2022**, seule la période de **mai à août** ainsi que ponctuellement, durant le mois de mars que les concentrations dépassent les 1 µg/m<sup>3</sup> en ammoniac.

**En 2023**, les **niveaux sont très disparates**. De mi mars à mi avril, les niveaux atteignent 2 µg/m<sup>3</sup> tandis qu’ils sont constamment inférieurs ou égale à 1 µg/m<sup>3</sup> durant le reste du début d’année 2023.

Site n°22 (Fond)	Période du 15/03/2022 au 02/05/2023
Minimum	0,00
Moyenne	0,99
Maximum	2,40
Période de la concentration maximale	29 mars au 5 avril 2022 11 au 26 juillet 2022
Premier quartile (Q1)	0,50
Médiane	1,00
Troisième quartile (Q3)	1,40

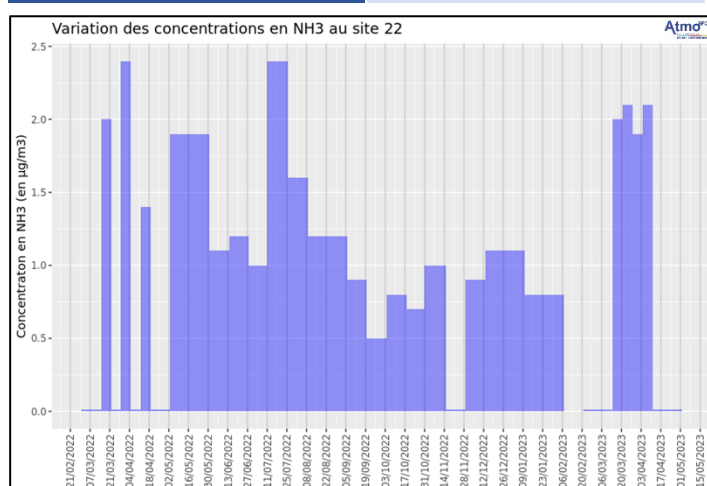


Figure 63 - Variation des teneurs en NH<sub>3</sub> du site 22

Le site 23 présente des **niveaux très faibles en ammoniac**, avec une moyenne sur le début d'année 2023 d'uniquement 2,09  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Le **mois de mars enregistre les niveaux les plus hauts** et enregistre la teneur hebdomadaire maximale du site qui s'établit à 5,30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

A l'inverse, **certaines semaines sont marquées par une absence presque totale d'ammoniac**, notamment durant la fin du mois de février et de début mars mais aussi mi-avril, où les concentrations sont situées en-dessous de la limite de détermination pour le laboratoire.

Site n°23 (Urbain)	Période du 25/01/2023 au 02/05/2023
Minimum	0,00
Moyenne	2,09
Maximum	5,30
Période de la concentration maximale	7 mars au 14 mars 2023
Premier quartile (Q1)	1,00
Médiane	1,70
Troisième quartile (Q3)	3,45

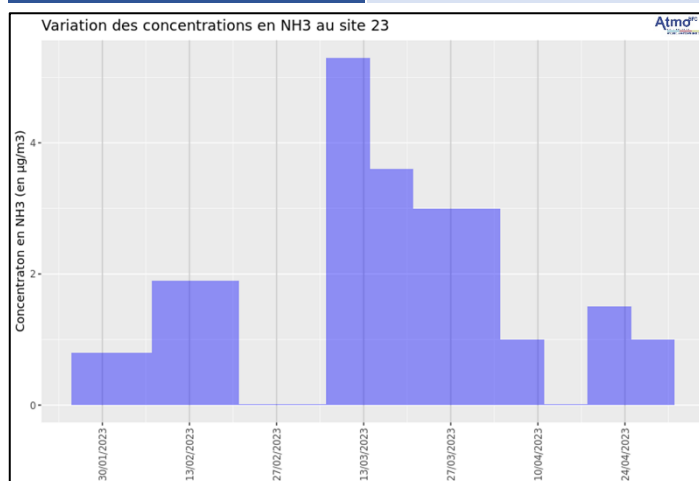


Figure 64 - Variation des teneurs en NH3 du site 23

Le site 24 présente des **niveaux très bas en ammoniac**, avec seulement 2,26  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne sur les trois mois et demi de mesure.

Jusqu'à la mi février, aucune période ne dépasse le microgramme d'ammoniac.

Le maximum s'établit en fin mars, à 5,20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , soit près de 2  $\mu\text{g}$  en plus que la semaine précédente. Les semaines suivantes présentent des concentrations en ammoniac proche de 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , hormis mi avril.

Site n°24 (trafic)	Période du 25/01/2023 au 02/05/2023
Minimum	0,00
Moyenne	2,26
Maximum	5,20
Période de la concentration maximale	21 au 28 mars 2023
Premier quartile (Q1)	1,45
Médiane	2,00
Troisième quartile (Q3)	2,38

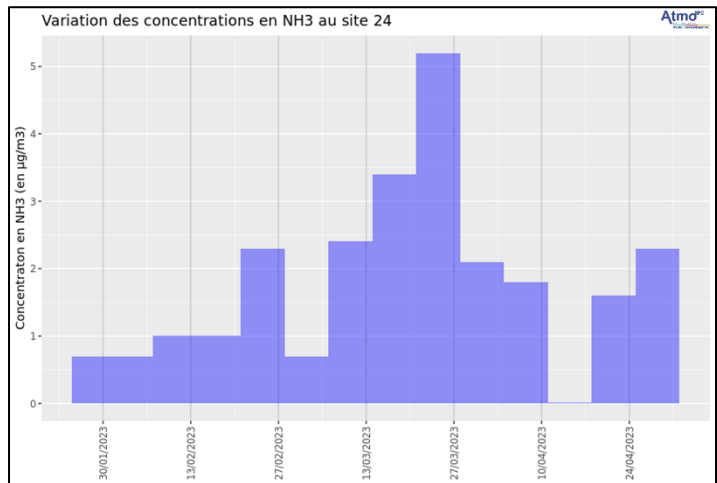


Figure 65 - Variation des teneurs en NH3 du site 24

Le site 25 correspond à l'analyseur automatique situé à la station de Morvan durant l'année 2022.

Les niveaux mesurés sont très bas, avec seulement 1,38 µg/m<sup>3</sup> en teneur journalière moyenne. De même, la journée ayant eu la concentration maximale, le 26 mars 2022, ne s'établit qu'à 5,33 µg/m<sup>3</sup>.

Période de mesure :	
<b>Site n°25 (Fond)</b>	Du 13/01/2022 au 22/02/2022 Du 12/03/2022 au 01/08/2022 Du 12/10/2022 au 31/12/2022
<b>Minimum</b>	0,34
<b>Moyenne</b>	1,38
<b>Maximum</b>	5,33
<b>Date du maximum</b>	26 mars 2022
<b>Premier quartile (Q1)</b>	0,72
<b>Médiane</b>	1,10
<b>Troisième quartile (Q3)</b>	1,70

Le site 26 correspond à l'analyseur automatique situé à la station d'Auxerre durant l'année 2023.

Sur les 6 premiers mois de l'année, les niveaux mesurés sont relativement bas, avec une teneur journalière moyenne en NH<sub>3</sub> de 4,08 µg/m<sup>3</sup>.

Site n°26 (Urbain)	Période de mesure : Du 12/10/2022 au 31/12/2022
<b>Minimum</b>	1,12
<b>Moyenne</b>	4,08
<b>Maximum</b>	11,05
<b>Journée de la concentration maximale</b>	19 juin 2023
<b>Premier quartile (Q1)</b>	2,30
<b>Médiane</b>	3,50
<b>Troisième quartile (Q3)</b>	5,52

### Annexe 3 : Comparaison des niveaux et des temporalités entre les sites de typologie 'grandes cultures' et 'prairie'

Bien que globalement les teneurs en ammoniac soient plus élevées à proximité d'espace de grandes cultures que de prairie, les niveaux diffèrent tout de même entre chaque site de même typologie.

**C'est au site 5 (zone de prairie « lait » dans le Doubs) que les concentrations mesurées ont été les plus faibles** avec des concentrations presque toujours inférieures ou égales à  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , comparable à ceux mesurés en centre ville ou à proximité d'industries. Les autres sites en prairie « allaitante » (sites 7, 9) et prairie lait (site 17) présentent des niveaux un peu plus élevés en dépassant régulièrement (la moitié du temps) la valeur de  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le site 9 affiche les niveaux les plus importants dans un contexte de prairie, du même ordre que le site 19, site de typologie culture avec la teneur moyenne en  $\text{NH}_3$  la plus basse. La proximité directe (250m) à un élevage, avec épandage de fumier, est responsable de ces niveaux légèrement plus importants que ceux observés au niveau des autres prairies. **En dehors du site 11, les sites de typologie prairie et culture affichent des valeurs médianes similaires. Toutefois, les sites de cultures atteignent des niveaux maximums plus importants et plus réguliers.** Les épandages étant plus fréquents, cela permet une plus grande volatilisation de l'ammoniac (et plus fréquente) du côté des cultures.

Le site polyculture présente le niveau maximum, recevant à la fois des engrais organiques et minéraux.

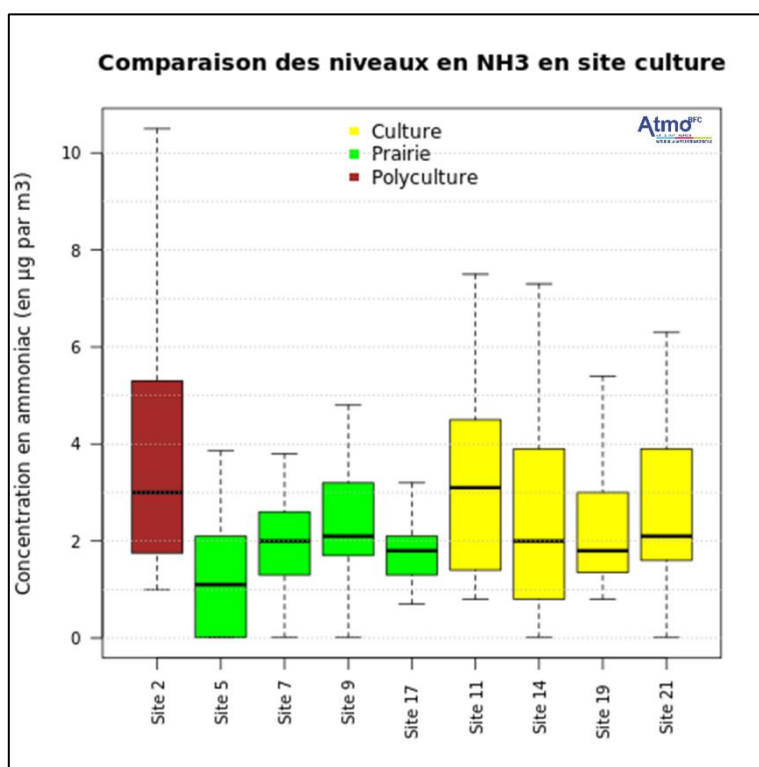


Figure 66 - Comparaison des niveaux entre les sites de typologie 'culture'

Comme énoncé précédemment, les sites de typologie 'prairie' présentent des concentrations plus fortes en 2023 (janvier à mars) lors desquels les engrais sont principalement épandus et dans une moindre mesure durant l'été 2022 où la volatilisation de l'ammoniac est favorisée. Cette temporalité est très marquée du côté du site 9 (prairie en zone allaitante – 71) où les concentrations d'ammoniac sont les plus fortes en janvier et février ( $> 7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) correspondant à un épandage de fumier à proximité du site de prélèvement. Le site 5 (prairie en zone lait dans le Doubs) présente aussi une temporalité similaire avec ses concentrations les plus fortes en mars et juin 2022 ainsi qu'en mars 2023 et ses concentrations les plus basses en fin d'année 2022. En dehors du début d'année 2022 et du mois de mars 2023, les niveaux du site 5 sont systématiquement les plus bas par les sites de typologies prairie. Pour le site 7 (prairie en zone allaitante de Saône et Loire), en 2022, les niveaux sont globalement plus élevés durant les mois chauds (mai à août) et sont aussi les plus stables relevés autour de prairie. Le site 17 (prairie en zone lait du Jura) présente aussi des relevés stables avec des concentrations plus élevées durant les mois de juin-juillet 2022 mais aussi en mars 2023. Ils restent faibles globalement sur chaque mois, ne dépassant jamais les  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hormis en janvier et février 2023, les niveaux sont très proches pour tous les sites avec des différences maximales de l'ordre de 0,5 à  $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  entre les sites selon les mois de l'année.

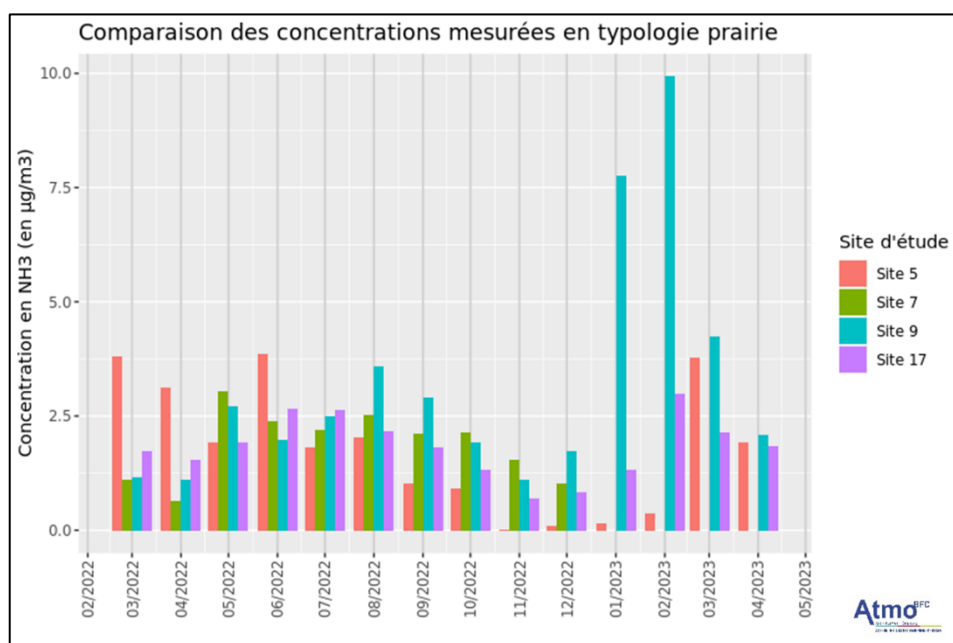


Figure 67 - Evolution des teneurs en NH3 dans les sites 'prairie'

Concernant les sites situés en zone de culture, la variation temporelle des concentrations en NH<sub>3</sub> est très similaire pour les trois sites de culture. Tout d'abord, les trois sites présentent les niveaux les plus forts d'ammoniac les mêmes mois. Il s'agit des mois de **mars et mai** 2022 ainsi que de **février** et mars 2023. Ils affichent aussi les mêmes mois avec le moins d'ammoniac (fin d'année 2022). Les sites 11 et 14 varient de la manière la plus similaire, avec des variations de moyenne mensuelle entre les deux sites inférieures à 2,5 µg/m<sup>3</sup>. Le site 19 est celui qui se distingue le plus avec des pics de concentrations plus forts en mars 2023 mais aussi des concentrations mensuelles parfois bien plus basses que les deux autres sites entre avril et juillet 2022.

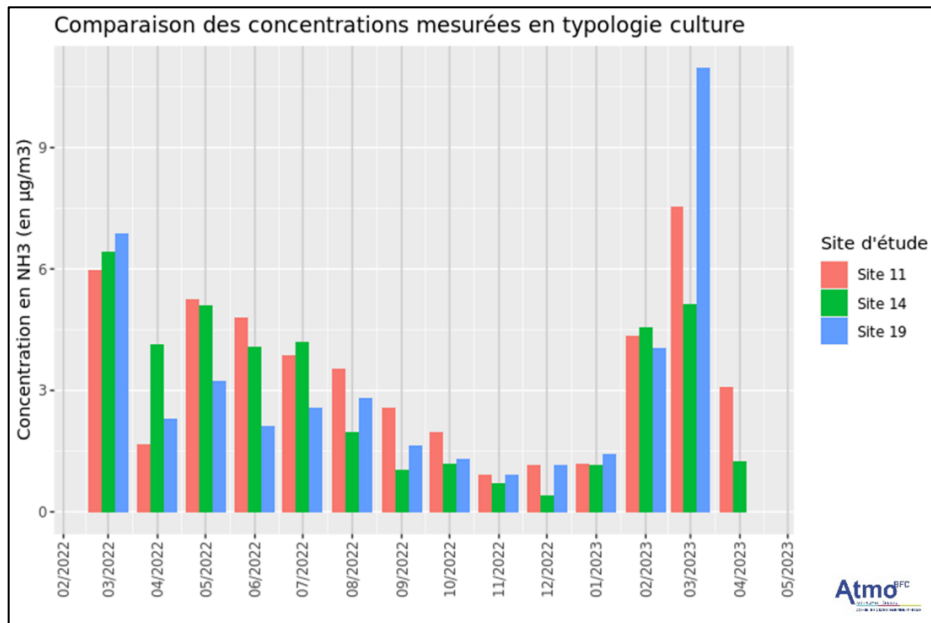


Figure 68 - Evolution des teneurs en NH<sub>3</sub> dans les sites 'culture'



## Annexe 4 : Comparaison des niveaux entre Picarro et badge passif

Cette campagne s'est appuyée sur deux moyens de mesure différents : le badge passif et l'analyseur automatique. Ce dernier étant toujours localisé dans une station où un badge passif était aussi présent, il est possible d'établir des comparaisons entre ces deux modes de mesure.

La comparaison entre les niveaux mesurés par le badge passif et l'analyseur automatique (Figure ci-dessous) met en évidence des niveaux mesurés plus importants du côté de l'analyseur automatique.

Pour rappel, actuellement il n'existe pas de norme pour la mesure de l'ammoniac en air ambiant par analyseur automatique à la différence de la mesure aux moyens d'échantillonneurs par diffusion passive (Norme NF EN 17346). Les Blancs terrains réalisés chaque mois lors de l'année 2022, par chacune des 4 équipes de pose, ainsi que les triplets réalisés mensuellement ont tous été conformes et valident la campagne de mesure.

En moyenne, les teneurs en ammoniac à Auxerre sont deux fois plus élevés sur l'analyseur automatique ( $4,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) que sur le badge passif ( $2,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Pour le site de Morvan, les niveaux sont aussi 50% plus élevés du côté de l'analyseur automatique ( $1,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) par rapport au badge passif ( $0,99 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

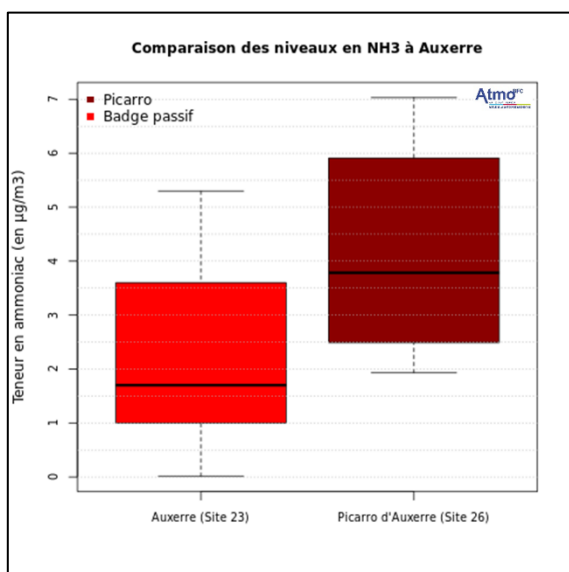


Figure 69 - Comparaison des niveaux en NH3 entre badge et analyseur automatique à Auxerre

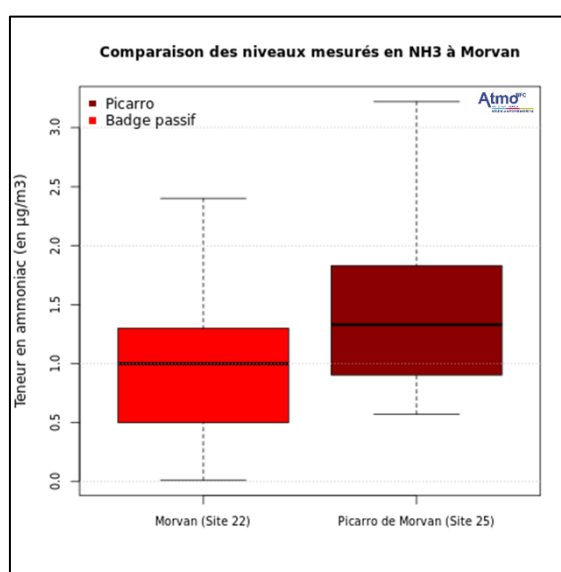


Figure 70 - Comparaison des niveaux en NH3 entre badge et analyseur automatique à Morvan

En comparant les concentrations périodiques à la station d'Auxerre et de Morvan, il est possible d'observer parfois des différences importantes entre les deux modes de mesures. A Auxerre, durant les semaines du 21 et du 28 février 2023, les niveaux mesurés par badge sont inférieurs à la limite de détection tandis que le Picarro mesure en moyenne plus de  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En dehors de ces deux semaines, les niveaux sont cohérents entre les deux modes de mesure avec un coefficient de corrélation de 91% (hors semaines du 21 et 28 février).

A Morvan, des différences de niveaux apparaissent également à certaines périodes. La semaine du 21 mars 2022 est celle avec la disparité la plus importante en termes de niveaux : près de  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$

pour le Picarro mais proche de 0 pour le badge passif. Néanmoins, il convient de rappeler que les niveaux de cette station en ammoniac sont très faibles, difficilement détectable par les badges passifs : le Picarro mesure seulement en moyenne 1,39  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  sur le site, ce qui est très proche du seuil de détection des badges mais aussi très bas sachant que les analyseurs automatiques ne sont pas normés et mesurent en général des teneurs en  $\text{NH}_3$  plus élevés.

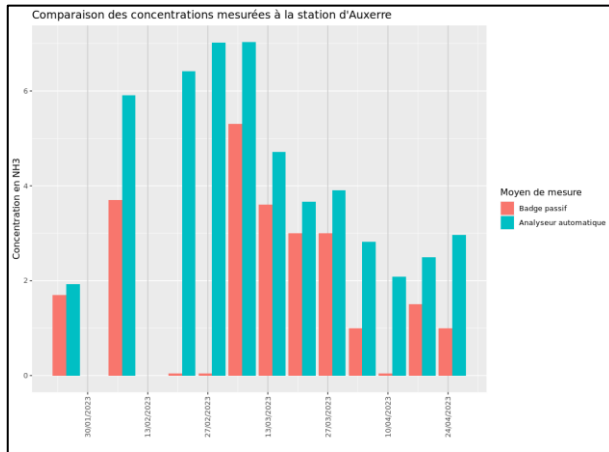


Figure 71 - Comparaison temporelle des niveaux mesurés à la station d'Auxerre

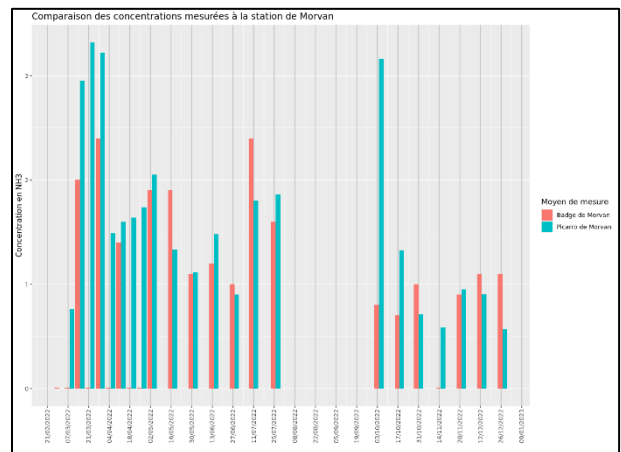


Figure 72 - Comparaison temporelle des niveaux mesurés à la station de Morvan

## Annexe 5 : Comparaison des niveaux des sites de proximité

Une comparaison de certains sites de mesure a été réalisée en raison de leur proximité. L'intérêt est de vérifier si les niveaux observés dans des contextes de culture peuvent aussi s'observer en milieu urbain.

En Côte d'Or, les niveaux en ammoniac en milieu urbain et de culture affichent des similarités : quand les teneurs en  $\text{NH}_3$  en culture sont les plus bas, on observe aussi des niveaux bas en ville. Dans le cas où les niveaux sont médians dans les zones de culture, les niveaux sont élevés deux semaines sur les trois observées. Enfin, lors de la semaine du 21 février où est mesuré un pic de concentration au site 14, on relève aussi des niveaux élevés (par rapport aux autres semaines) à Dijon. Toutefois, lors de la semaine du 7 mars 2023, le pic de concentration mesuré ne se présente pas dans la ville. De même, la semaine où la concentration maximale est relevé à Dijon ne correspond pas à une semaine avec une très forte présence d'ammoniac en culture. Il y a donc aussi, en plus des niveaux d'ammoniac en zone de culture, d'autres facteurs qui jouent un rôle sur l'établissement de ces niveaux, à savoir la température, la vitesse et l'orientation des vents et le trafic.

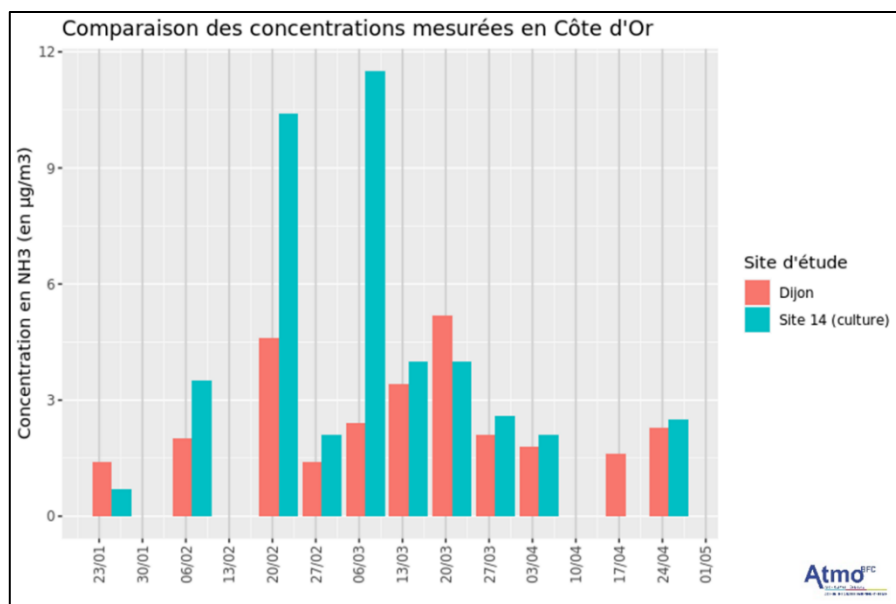


Figure 73 - Comparaison des niveaux mesurés en Côte d'Or

Dans le Jura, les niveaux en culture et à Damparis (situé en zone périurbaine à proximité d'industries) semblent évoluer différemment. Les niveaux les plus bas de Damparis correspondent la plupart du temps au niveau les plus bas observés en culture (70%). De même, le mois présentant les concentrations les plus hautes (mars 2023) au site 11 est le même que celui de Damparis. Pour autant, en dehors de mars 2023, les mois avec les concentrations les plus élevées au site 14 ne correspondent pas à ceux observés à Damparis qui ne varient que très peu durant la majorité de la campagne. D'autres facteurs ont donc joué un rôle dans la répartition temporelle des concentrations d'ammoniac à Damparis. Il faut toutefois nuancer cette absence de similarité entre les deux sites puisque c'est à Damparis que les niveaux les plus bas ont été enregistré (après la station de fond) et qu'il est possible que les industries situées à proximité aient pu compenser ou modifier les écarts de niveaux.

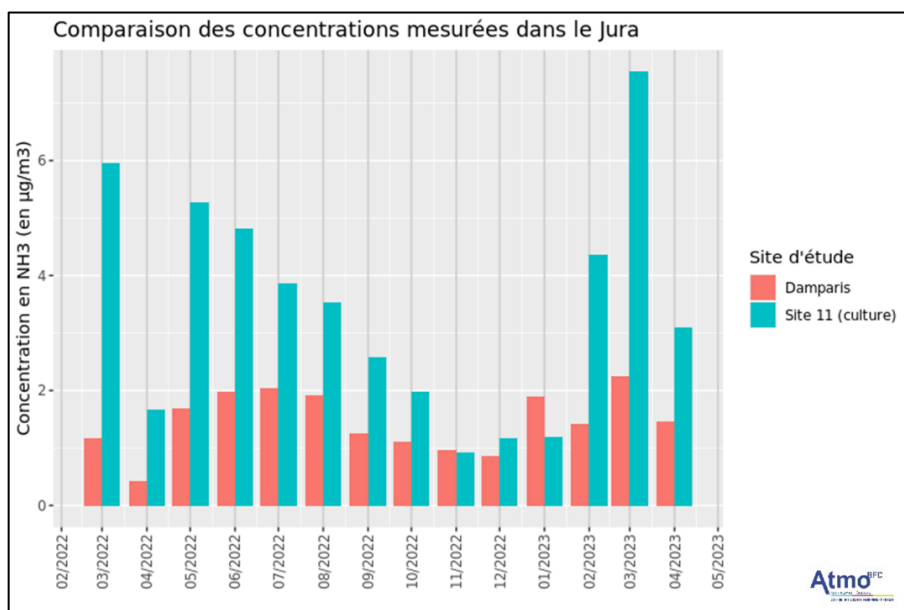


Figure 74 - Comparaison des niveaux mesurés dans le Jura

RETROUVEZ TOUTES  
NOS **PUBLICATIONS** SUR :

[www.atmo-bfc.org](http://www.atmo-bfc.org)

RETROUVEZ TOUTES  
NOS **PUBLICATIONS** SUR :

[www.atmo-bfc.org](http://www.atmo-bfc.org)



Atmo Bourgogne-Franche-Comté  
37 rue Battant, 25000 Besançon  
Tél. : 03 81 25 06 60  
Fax : 03 81 25 06 61  
[contact@atmo-bfc.org](mailto:contact@atmo-bfc.org)  
[www.atmo-bfc.org](http://www.atmo-bfc.org)