

# Amélioration des connaissances sur la répartition temporelle des émissions d'ammoniac

---



Diffusion : Mai 2017

---

Siège social :  
3 allée des Sorbiers 69500 BRON  
Tel. 09 72 26 48 90  
[contact@atmo-aura.fr](mailto:contact@atmo-aura.fr)

# Conditions de diffusion

Dans le cadre de la réforme des régions introduite par la Nouvelle Organisation Territoriale de la République (loi NOTRe du 16 juillet 2015), les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air de l'Auvergne (Atmo Auvergne) et de Rhône-Alpes (Air Rhône-Alpes) ont fusionné le 1er juillet 2016 pour former Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes est une association de type « loi 1901 » agréée par le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (décret 98-361 du 6 mai 1998) au même titre que l'ensemble des structures chargées de la surveillance de la qualité de l'air, formant le réseau national ATMO.

Ses missions s'exercent dans le cadre de la loi sur l'air du 30 décembre 1996. La structure agit dans l'esprit de la charte de l'environnement de 2004 adossée à la constitution de l'État français et de l'article L.220-1 du Code de l'environnement. Elle gère un observatoire environnemental relatif à l'air et à la pollution atmosphérique au sens de l'article L.220-2 du Code de l'Environnement.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes communique publiquement sur les informations issues de ses différents travaux et garantit la transparence de l'information sur le résultat de ses travaux.

A ce titre, les rapports d'études sont librement disponibles sur les sites [www.air-rhonealpes.fr](http://www.air-rhonealpes.fr) et <http://www.atmoauvergne.asso.fr/>

Les données contenues dans ce document restent la propriété intellectuelle d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

Toute utilisation partielle ou totale de ce document (extrait de texte, graphiques, tableaux, ...) doit faire référence à l'observatoire dans les termes suivants : © Atmo Auvergne-Rhône-Alpes (2017) Amélioration des connaissances sur la répartition temporelle des émissions d'ammoniac.

Les données ne sont pas rediffusées en cas de modification ultérieure.

Par ailleurs, Atmo Auvergne-Rhône-Alpes n'est en aucune façon responsable des interprétations et travaux intellectuels, publications diverses résultant de ses travaux et pour lesquels aucun accord préalable n'aurait été donné.

En cas de remarques sur les informations ou leurs conditions d'utilisation, prenez contact avec Atmo Auvergne-Rhône-Alpes

- depuis le [formulaire de contact](#)
- par mail : [contact@atmo-aura.fr](mailto:contact@atmo-aura.fr)
- par téléphone : 09 72 26 48 90

## Financement

Cette étude d'amélioration de connaissances a été rendue possible grâce à l'aide financière particulière de :



Toutefois, elle n'aurait pas pu être exploitée sans les données générales de l'observatoire, financé par l'ensemble des membres d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes remercie l'INRA, l'IDELE, le LCSQA, l'ASPA, l'Institut de la Vigne et du Vin, ARVALIS-Institut du Végétal, la Chambre régionale d'Agriculture Auvergne-Rhône-Alpes pour leur aide dans la réalisation de cette étude.

# ➤ Résumé

La région Auvergne-Rhône-Alpes est régulièrement touchée par des **épisodes de pollution aux particules, notamment en fin d'hiver/début de printemps**. Lors de ces épisodes, le **nitrate d'ammonium** formé principalement à partir des émissions agricoles d'ammoniac et des oxydes d'azote émis majoritairement par le trafic routier représente une part importante des particules PM10.

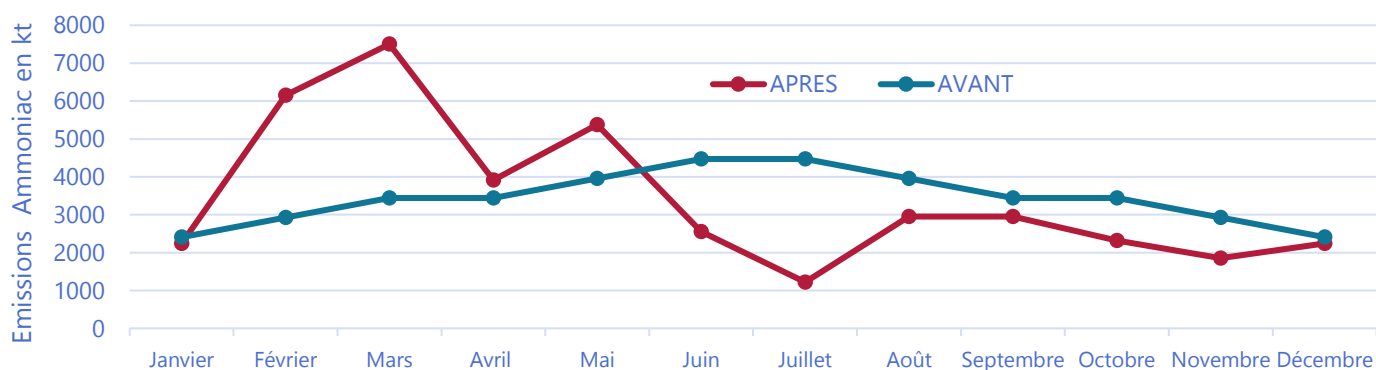
Dans ce contexte, des mesures de terrain d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) et d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) sont mises en œuvre sur la région. Toutefois, il importe également d'améliorer la **prévision opérationnelle des concentrations de PM10** par les modèles de qualité de l'air. La modulation temporelle de la quantification des émissions d'ammoniac représente un **enjeu important pour cette amélioration**. En Auvergne-Rhône-Alpes, comme sur le reste du territoire national, **les émissions d'ammoniac sont très majoritairement dues au secteur agricole (95%)**. L'objectif de ce travail est donc :

- de recueillir **les informations disponibles en termes de répartition temporelle** annuelle pour les postes d'émissions les plus contributeurs en fonction des pratiques agricoles régionales et de les intégrer dans le modèle,
- de tester l'impact de ces nouveaux profils sur la modélisation.

Le recueil des informations a montré des répartitions temporelles très différentes selon les sources de données. Le choix a été fait **de se fonder au maximum sur les informations obtenues localement auprès d'experts ou de partenaires**.

La répartition mensuelle des émissions d'ammoniac a été réalisée pour chaque poste contributeur afin d'estimer au mieux un profil global pour les émissions de ce polluant.

**Le profil global obtenu est très différent de l'ancien profil utilisé, à tonnage annuel émis équivalent, en augmentant fortement la part des émissions d'ammoniac entre février et mai.**



Répartition mensuelle globale des émissions d'ammoniac

L'intégration de ces nouveaux profils temporels dans le modèle de prévision de la qualité de l'air sur le domaine Auvergne-Rhône-Alpes **montre un impact positif de ces modifications**, allant dans le sens attendu : augmentation des concentrations de  $\text{NH}_3$  et de particules PM10 au printemps.

Cette amélioration des concentrations modélisées de particules doit être poursuivie par des travaux complémentaires, notamment

- ➔ l'acquisition de mesures complémentaires d'ammoniac dans différents secteurs de la région afin de mieux connaître ce polluant et d'étoffer les comparaisons avec le modèle,
- ➔ un diagnostic des émissions d'ammoniac en dehors de la région.
- ➔ une meilleure prise en compte d'autres types de sources spécifiques dans le modèle (chauffage au bois),



# Sommaire

<b>1. Contexte et introduction</b> .....	<b>7</b>
<b>2. Les émissions d’ammoniac de l’agriculture</b> .....	<b>8</b>
<b>2.1. Estimation des émissions annuelles</b> .....	<b>8</b>
<b>2.2. Classification des émissions</b> .....	<b>8</b>
2.2.1 Niveau 1 .....	9
2.2.2 Niveau 2 .....	9
2.2.3 Niveau 3 .....	9
<b>2.3. Bilan</b> .....	<b>10</b>
<b>3. Amélioration de la répartition temporelle des émissions : méthodologie et résultats</b> .....	<b>11</b>
<b>3.1. Approche méthodologique</b> .....	<b>12</b>
3.1.1 Fonctionnement d’origine.....	12
3.1.2 Amélioration prévue.....	13
<b>3.2. Emissions de l’élevage - bâtiment et stockage – SNAP 1009</b> .....	<b>14</b>
2.2.1 Profils bâtiment et stockage du LCSQA.....	14
3.2.1. Profils bâtiment et stockage retenus .....	14
<b>3.3. Épandage d’engrais minéraux et organiques – SNAP 1001</b> .....	<b>15</b>
3.3.1. Profil engrais du LCSQA.....	15
3.3.2. Profil engrais de l’ASPA.....	16
3.3.3. Profils engrais INRA.....	17
3.3.4. Profils d’épandage ARVALIS.....	18
3.3.5. Profil engrais retenu (appliqué à la SNAP 1001) .....	20
<b>3.4. Emissions à la pâture - SNAP 100105</b> .....	<b>22</b>
<b>3.5. Impact des profils retenus sur les émissions primaires de particules</b> .....	<b>23</b>
<b>3.6. Synthèse</b> .....	<b>24</b>
<b>4. Impact des nouveaux profils temporels sur les concentrations modélisées</b> .....	<b>25</b>
<b>4.1. Objectif des tests de sensibilité</b> .....	<b>25</b>
<b>4.2. Conditions de simulation</b> .....	<b>25</b>
4.2.1. Principe de modélisation de transport à l’échelle régionale .....	25
4.2.2. Processus de modulation temporelle des émissions.....	26
<b>4.3. Résultats</b> .....	<b>27</b>
4.3.1. Impact sur les concentrations de NH <sub>3</sub> .....	27
4.3.2. Impact sur les concentrations de PM <sub>10</sub> .....	32
4.3.3. Impact sur la spéciation des particules des nouveaux profils : y a-t-il formation de particules secondaires ?.....	37
4.3.4. Conclusions.....	40
<b>5. Conclusions et perspectives</b> .....	<b>41</b>





## Illustrations

FIGURE 1 : LOGIGRAMME DES EMISSIONS DE NH <sub>3</sub> DU SECTEUR AGRICULTURE.....	8
FIGURE 2 : CONTRIBUTION DES DIFFERENTS POSTES AUX EMISSIONS DE NH <sub>3</sub> DU SECTEUR AGRICOLE – ANNEE 2014...	10
FIGURE 3 : REPARTITION DES SURFACES CEREALES ET OLEAGINEUX EN RHONE-ALPES.....	11
FIGURE 4 : FONCTIONNEMENT D'ORIGINE POUR LE CALCUL DES EMISSIONS HORAIRES DE NH <sub>3</sub> .....	12
FIGURE 5 : AMELIORATION ENVISAGEE POUR LE CALCUL DES EMISSIONS HORAIRES DE NH <sub>3</sub> .....	13
FIGURE 6 : PROFILS MENSUELS REGIONAUX DES EMISSIONS AU BATIMENT (SOURCE LCSQA) .....	14
FIGURE 7 : PROFILS MENSUELS BATIMENT ET STOCKAGE RETENUS .....	15
FIGURE 8 : PROFIL MENSUEL 1001_ENGRAIS DU LCSQA.....	15
FIGURE 9 : PROFIL HORAIRE 1001_ENGRAIS DU LCSQA.....	16
FIGURE 10 : PROFIL MENSUEL ENGRAIS DE L'ASPA .....	16
FIGURE 11 : PROFILS MENSUELS ENGRAIS ORGANIQUES ET MINERAUX ISSUS DES EMISSIONS MODELISEES DE L'INRA .....	17
FIGURE 12 : DATES D'EPANDAGE, DOSES (EN KGN/HA) D'ENGRAIS MINERAUX AZOTES SUR CULTURES (SOURCE ARVALIS) .....	18
FIGURE 13 : DATES D'EPANDAGE, DOSES (EN KGN/HA) D'ENGRAIS ORGANIQUES SUR CULTURES DE PRINTEMPS (SOURCE ARVALIS) .....	19
FIGURE 14 : DATES D'EPANDAGE, DOSES (EN KGN/HA) D'ENGRAIS ORGANIQUES SUR CULTURES D'HIVER (SOURCE ARVALIS) .....	19
FIGURE 15 : PROFILS MENSUELS D'APPORTS MINERAUX (D'APRES DONNEES ARVALIS).....	20
FIGURE 16 : PROFILS MENSUELS D'APPORTS ORGANIQUES (D'APRES DONNEES ARVALIS) .....	20
FIGURE 17 : PROFIL MENSUEL ENGRAIS MINERAUX RETENU.....	21
FIGURE 18 : PROFIL MENSUEL ENGRAIS ORGANIQUES RETENU .....	21
FIGURE 19 : PROFIL MENSUEL ENGRAIS (SNAP 1001) RETENU .....	22
FIGURE 20 : PROFIL MENSUEL PÂTURE (SNAP 100105) RETENU.....	22
FIGURE 21 : COMPARAISON DU PROFIL PM EN APPLIQUANT LES PROFILS SPECIFIQUES PM TRAVAIL DU SOL ET BATIMENT DU LCSQA (CAS 1) OU EN APPLIQUANT LES PROFILS ETABLIS POUR LE NH <sub>3</sub> (CAS 2) OU AVEC L'ANCIEN PROFIL SNAP10 (CAS 3) .....	23
FIGURE 22 : COMPARAISON ANCIEN ET NOUVEAU PROFIL GLOBAL ET CONTRIBUTION PAR POSTE.....	24
FIGURE 23 : SCHEMA DE COUPLAGE DES MODELES WRF ET CHIMERE MIS EN ŒUVRE PAR ATMO AUVERGNE-RHONE-ALPES POUR LA MODELISATION A ECHELLE REGIONALE .....	26
FIGURE 24 : PRINCIPE DE CALCUL DES EMISSIONS HORAIRES A PARTIR DU CADASTRE ANNUEL.....	26
FIGURE 25 : EXEMPLE DU PROFIL MENSUEL (A GAUCHE), PROFIL JOURNALIER (AU CENTRE) ET PROFIL HORAIRE (A DROITE) DE LA SNAP 10.....	27
FIGURE 26 : MOYENNE MENSUELLE DES CONCENTRATIONS DE NH <sub>3</sub> MODELISEES PAR CHIMERE A LA STATION DE BOURG EN BRESSE.....	29
FIGURE 27 : MOYENNE MENSUELLE DES CONCENTRATIONS DE NH <sub>3</sub> MODELISEES PAR CHIMERE A LA STATION DE ROANNE .....	30
FIGURE 28 : DIFFERENCE ENTRE LE BIAIS ABSOLU MODELE MESURE DES PROFILS DE REFERENCE ET DES NOUVEAUX PROFILS .....	35

# 1. Contexte et introduction

La région Auvergne-Rhône-Alpes, comme d'autres régions, est régulièrement touchée par des **épisodes de pollution aux particules, notamment en fin d'hiver/début de printemps**. Lors de ces épisodes, le **nitrate d'ammonium (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>)** formé notamment à partir des émissions agricoles d'ammoniac et des oxydes d'azote émis majoritairement par le trafic routier représente une part importante de la composition chimique des particules PM10.

Dans ce contexte, Atmo Auvergne-Rhône-Alpes s'est dotée d'appareils de **mesure en continu de la composition chimique des particules, entre autres des ions nitrate (NO<sub>3</sub>-) et ammonium (NH<sub>4</sub>+) sur la station urbaine permanente de surveillance de la qualité de l'air de Lyon Centre**, qui permettent d'étudier la contribution des différentes espèces chimiques à la masse de particules. Deux appareils de mesure de l'ammoniac (NH<sub>3</sub>) sont également en service depuis 2015, dont l'un est installé à Lyon Centre (l'autre étant mobile). Parallèlement à ces mesures dans l'air ambiant, qui sont utiles **pour le constat** et l'analyse, il est important d'améliorer la connaissance de la répartition temporelle et spatiale des émissions d'ammoniac (NH<sub>3</sub>) afin d'améliorer la **prévision opérationnelle** par les modèles de qualité de l'air et d'étudier également la contribution des espèces aux concentrations de PM10 par l'intermédiaire de la modélisation. Ainsi, à terme, les outils de modélisation permettront d'accompagner les actions de réduction des émissions en évaluant leur impact en termes de gain sur les concentrations de particules.

En Auvergne-Rhône-Alpes, comme sur le reste du territoire national, **les émissions d'ammoniac sont très majoritairement dues au secteur agricole (95%)**. En 2015, un travail de raffinement des émissions agricoles a d'ores et déjà été effectué intégrant de nouveaux postes d'émissions d'ammoniac (épandage des déjections animales, pâture) à l'inventaire des émissions régionales<sup>1</sup>. Ce travail a aussi permis d'identifier des pistes de travail sur les aspects spatio-temporels.

L'objectif du travail présenté dans ce rapport est d'**améliorer la connaissance sur la répartition temporelle des émissions d'ammoniac tout au long de l'année**. Pour cela, la démarche suivante a été adoptée :

- **Recueil des informations disponibles en termes de profils temporels** pour les postes d'émissions les plus contributeurs en fonction des pratiques agricoles régionales,
- **Choix des nouveaux profils temporels,**
- **Intégration des profils dans le modèle et simulation** de deux scénarios avant et après amélioration des profils.

Les travaux de raffinement des émissions ont été menés sur le territoire Rhône-Alpes, mais la méthodologie développée a ensuite été appliquée sur l'ensemble de la région Auvergne-Rhône-Alpes pour la partie modélisation.

Le raffinement des profils temporels représente en effet un **enjeu important pour l'amélioration de la modélisation et la prévision des épisodes de pollution notamment**. Aussi, afin de pouvoir évaluer la plus-value apportée par l'amélioration des profils temporels de répartition du NH<sub>3</sub> sur les résultats de modélisation de la qualité de l'air, il était important de **ne pas modifier en même temps la répartition spatiale des émissions** (plusieurs modifications simultanées n'auraient en effet pas permis de mettre en évidence la contribution de chaque modification dans l'amélioration, voire la dégradation, du résultat final). Des pistes pour améliorer la spatialisation ont cependant été relevées bien que non mises en œuvre dans ce projet.

Après une présentation de la méthodologie de calcul des émissions d'ammoniac en 2<sup>ème</sup> partie de rapport, les **informations obtenues pour améliorer la répartition de ces émissions** ainsi que les profils temporels retenus seront présentés (3<sup>ème</sup> partie). Les **résultats de modélisation à partir des nouveaux profils temporels** seront ensuite comparés aux résultats de modélisation avant amélioration des profils (4<sup>ème</sup> partie). La partie 5 de ce rapport présente enfin les conclusions et perspectives de ce travail.

**Ce rapport est un rapport méthodologique s'adressant plus particulièrement à un public d'experts travaillant dans le domaine de la qualité de l'air.**

<sup>1</sup> <http://www.air-rhonealpes.fr/fiche-etude/amelioration-de-lestimation-des-emissions-agricoles>

## 2. Les émissions d'ammoniac de l'agriculture

### 2.1. Estimation des émissions annuelles

Les émissions d'ammoniac sont très majoritairement (95%) dues au secteur agricole, c'est pourquoi pour l'amélioration de la répartition temporelle de ces émissions, seul ce secteur a été considéré.

Le logigramme suivant présente les différents postes considérés dans l'estimation des émissions de NH<sub>3</sub> du secteur agricole.

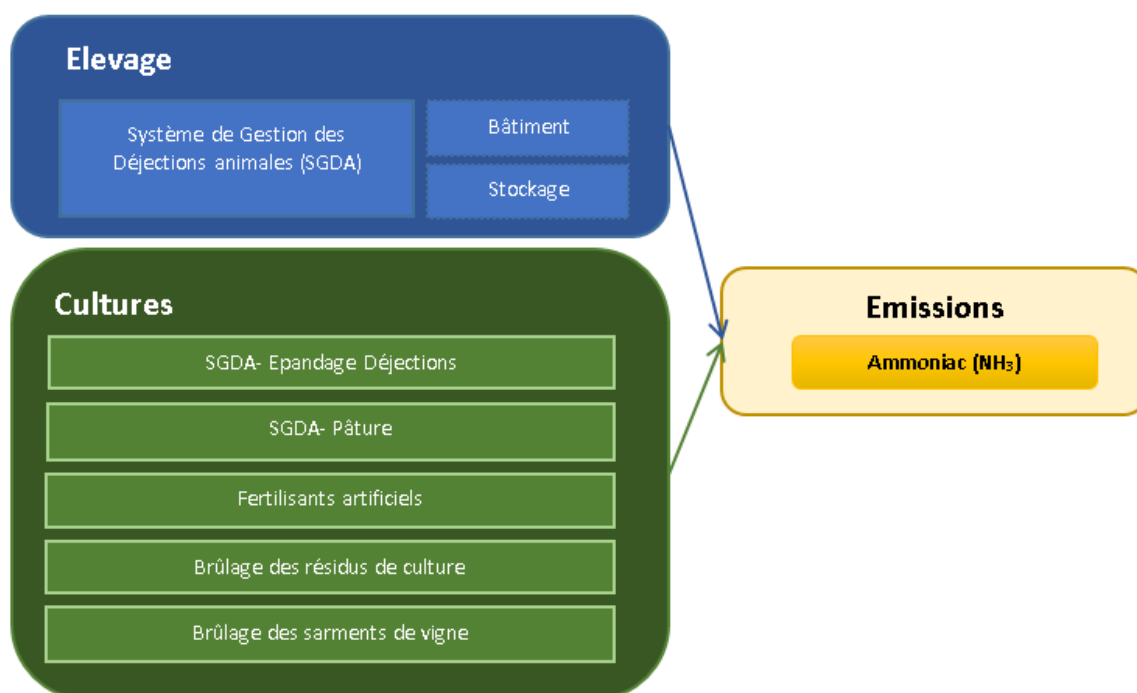


Figure 1 : Logigramme des émissions de NH<sub>3</sub> du secteur Agriculture

Le calcul des émissions annuelles du secteur agricole s'appuie sur les recommandations du **guide PCIT** (Pôle de Coordination des Inventaires Territoriaux, DGEC) de novembre 2012 qui formalise les **éléments méthodologiques permettant la réalisation d'inventaires territoriaux** à différentes échelles géographiques. Ces méthodologies précisent les bases de données et les facteurs d'émission utilisés, les sources d'informations nécessaires et disponibles pour la description des activités, ainsi que les modalités de calcul des émissions. Malgré tout, des adaptations ont été apportées par rapport au PCIT afin de tenir compte de l'évolution des **méthodes nationales (guides OMINEA du CITEPA)** et **européennes (guides EMEP/EEA)** notamment.

La méthode d'estimation des émissions de NH<sub>3</sub> ne sera pas détaillée dans ce document, l'objectif étant ici uniquement de présenter les différents postes contributeurs. Le rapport méthodologique de calcul des émissions agricoles est cependant disponible sur demande.

### 2.2. Classification des émissions

De manière générale, du fait de la complexité des calculs et afin de pouvoir comparer les divers inventaires, une nomenclature est utilisée pour rapporter les émissions : la **SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution)**.

La SNAP est une nomenclature européenne qui **référence la plupart des activités polluantes** selon 3 niveaux de détail présentés ci-après.



## 2.2.1 Niveau 1

La SNAP 1 comporte onze catégories d'émetteurs :

01 – Combustion dans les industries de l'énergie et de la transformation de l'énergie

02 – Combustion hors industrie (inclut les bâtiments agricoles)

03 – Combustion dans l'énergie manufacturière

04 – Procédés de production

05 – Extraction et distribution de combustibles fossiles/énergie géothermique

06 – Utilisation de solvants et autres produits

07 – Transport routier

08 – Autres sources mobiles et machines (inclut les engins agricoles et sylvicoles)

09 – Traitements et élimination des déchets

**10 – Agriculture et sylviculture (inclut les sources non énergétiques – cultures et cheptels)**

11 – Nature

Les émissions agricoles de NH<sub>3</sub> sont comprises dans la SNAP 10, sauf les émissions liées au brûlage des sarments de vignes, classées en SNAP 9, mais très faibles. La SNAP 10 est décomposée en 2 niveaux plus détaillés présentés ci-après (cf. niveaux 2 et 3).

## 2.2.2 Niveau 2

La SNAP de niveau 2 comporte 70 sous-groupes répartis entre les différentes SNAP de niveau 1.

Les émissions agricoles d'ammoniac de la SNAP 10 (agriculture et sylviculture) sont réparties dans les SNAP niveau 2 suivantes :

- **1001 – Cultures avec engrais** : inclut les émissions de NH<sub>3</sub> liées à l'épandage des déjections et des fertilisants artificiels, et aux déjections lors de la pâture
- **1009 – Composés azotés issus des déjections animales** : inclut les émissions de NH<sub>3</sub> liées au bâtiment et au stockage des déjections

## 2.2.3 Niveau 3

Enfin, la SNAP de niveau 3 présente le plus grand niveau de détail avec environ 400 activités recensées. Elle permet notamment de décomposer la SNAP 1001 par type d'utilisation des terres et la SNAP 1009 par catégorie animale :

Décomposition en SNAP niveau 3 de la SNAP **1001 – Cultures avec engrais** :

- 100101 - cultures permanentes, hors vergers
- 100102 - terres arables
- 100103 - rizières
- 100104 - vergers
- 100105 - jachères

Décomposition en SNAP niveau 3 de la SNAP **1009 – Composés azotés issus des déjections animales** :

- 100901 - vaches laitières
- 100902 - autres bovins
- 100903 - porcins à l'engrais
- 100904 - truies
- 100905 - ovins
- 100906 - chevaux
- 100907 - poules
- 100908 - poulets
- 100909 - autres volailles
- 100910 - caprins
- 100912 - mules et ânes

## 2.3. Bilan

La part de l'agriculture sur les émissions totales de NH<sub>3</sub> de la région Rhône-Alpes (tous secteurs confondus) est très largement majoritaire : 97 % en 2014, correspondant à 39,3 kt en 2014.

Conformément aux recommandations du PCIT, les émissions liées aux déjections à la pâture et à l'épandage des déjections animales sont affectées aux cultures (SNAP 1001). La Figure 2 présente en détail les contributions de chaque poste aux émissions de NH<sub>3</sub> agricoles :

- Les émissions de NH<sub>3</sub> liées aux cultures représentent au total quasiment 60% des émissions en 2014, réparties de manière quasi équivalente entre l'épandage de déjections (60%) et l'épandage de fertilisants artificiels (40%).
- Hors épandage des déjections et pâture, l'élevage contribue donc pour environ 40% aux émissions de NH<sub>3</sub> en 2014, dont près de ¾ en lien avec l'élevage des bovins (cf. Figure 2, en bleu). Les postes bâtiment et stockage sont à peu près équivalents.

A noter que les émissions de NH<sub>3</sub> liées au brûlage des résidus de cultures et au brûlage des sarments de vignes sont aussi estimées mais quasiment nulles. L'analyse de ces émissions montre donc des contributions relativement équivalentes entre les quatre postes principaux d'émissions, impliquant de raffiner la répartition temporelle pour chacune de ces activités.

SGDA - Epandage dejections - SNAP 1001	27,7%
100101 (cultures permanentes, hors vergers)	3,3%
100102 (terres arables)	22,6%
100104 (vergers)	1,8%

SGDA - bâtiment - SNAP 1009	22,5%
100901 (vaches laitières)	6,3%
100902 (autres bovins)	8,5%
100903 (porcins à l'engrais)	0,9%
100904 (truies)	0,2%
100905 (ovins)	0,5%
100906 (chevaux)	0,3%
100907 (poules)	3,0%
100908 (poulets)	1,1%
100909 (autres volailles)	1,1%
100910 (caprins)	0,6%
100912 (mules et ânes)	0,0%

### Répartition des émissions agricoles de NH<sub>3</sub> - Année 2014 (v57)

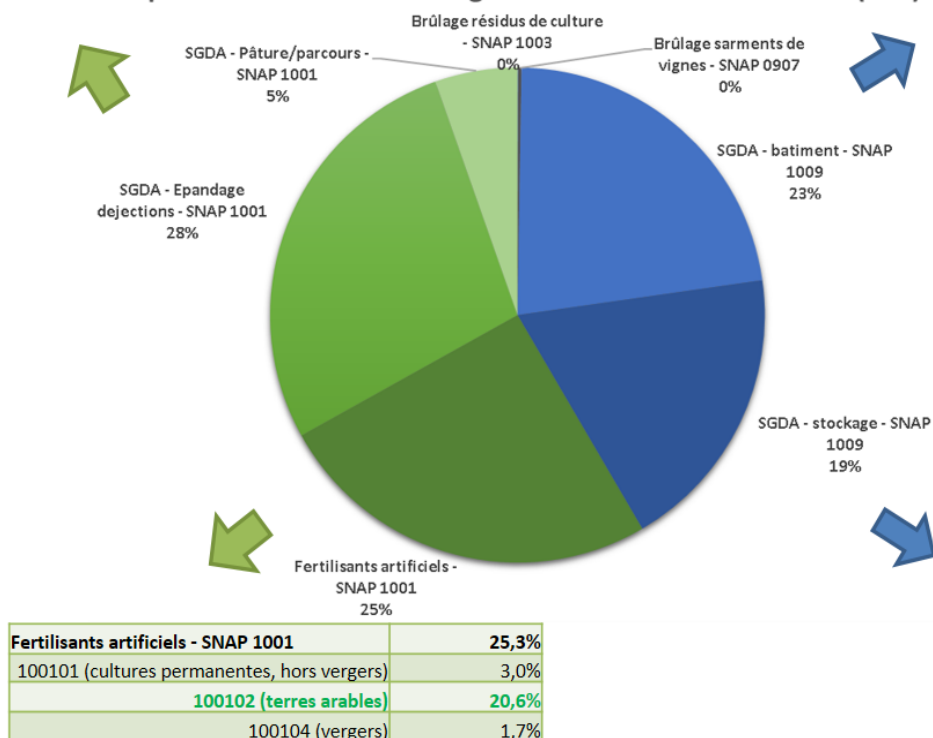


Figure 2 : Contribution des différents postes aux émissions de NH<sub>3</sub> du secteur agricole – Année 2014

### Zoom sur la répartition des terres arables

En 2014, les terres arables de la région Rhône-Alpes étaient utilisées en majorité par la culture de céréales (81%) puis d'oléagineux (13%). Parmi ces familles de cultures, les plus importantes sont le maïs grain (33%) et le blé tendre d'hiver (28%) qui représentent à eux deux plus de 60% de la superficie des céréales et oléagineux (cf. Figure 3).

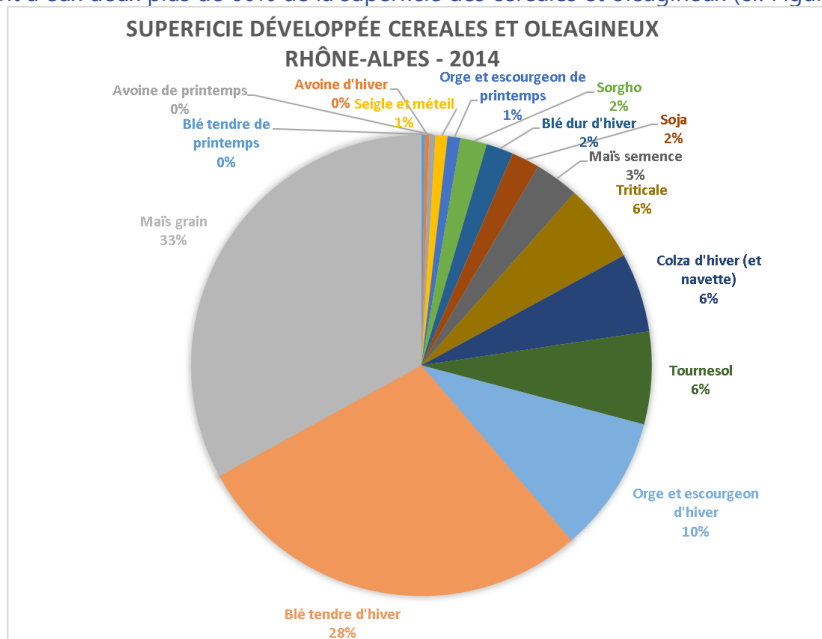


Figure 3 : Répartition des surfaces céréales et oléagineux en Rhône-Alpes  
(Source : Statistique Agricole Annuelle de l'AGRESTE, année 2014)

### 3. Amélioration de la répartition temporelle des émissions : méthodologie et résultats

Le [travail réalisé en 2015 sur les émissions d'ammoniac](#) consistait à estimer des émissions globales annuelles. Dans le cadre de la modélisation des concentrations d'ammoniac et de particules PM10, il importe que ces émissions soient réparties au mieux sur l'année. Comme il sera explicité dans le chapitre 4, afin de modéliser les concentrations de polluants dans l'air, les émissions annuelles **sont désagrégées selon un profil temporel** afin d'obtenir des émissions variables dans l'année. La méthodologie actuelle consiste à appliquer **un profil unique** à toutes les émissions d'ammoniac de la SNAP 10 (Agriculture). Le travail d'amélioration de la répartition temporelle des émissions de NH<sub>3</sub> a porté essentiellement sur le raffinement des profils temporels **selon le poste d'émissions**.

Afin d'établir les profils temporels par poste pour la région Rhône-Alpes, **la démarche suivante a été adoptée** :

- Recueil des informations disponibles auprès de différents organismes.
- Sélection et validation d'un profil par poste en concertation avec les experts locaux.
- Pondération des profils en fonction du poids de chaque poste dans les émissions totales afin d'obtenir des profils correspondants à des SNAP déterminées.

Plusieurs organismes ont été sollicités afin de recueillir des informations utiles à l'établissement de profils temporels pour la région Rhône-Alpes :

- Le **Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air** (LCSQA)<sup>2</sup> : cet organisme intervient en soutien des AASQA et met en œuvre la prévision de qualité de l'air à l'échelle nationale (PREVAIR).
- Les autres **Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air** (AASQA) sur le territoire national.
- Des **instituts techniques** : l'Institut de la Vigne et du Vin, l'Institut de l'élevage (IDELE), l'Institut du Végétal (ARVALIS).
- L'**Institut National de la Recherche Agronomique** (INRA).
- La **Chambre d'Agriculture Régionale Auvergne-Rhône-Alpes** en tant qu'expert local.

Cette partie présente donc essentiellement les différents profils temporels et données recensées grâce à la **collaboration avec ces acteurs** ainsi que les profils finaux retenus.

### 3.1. Approche méthodologique

Afin d'obtenir des concentrations horaires, 3 profils sont appliqués aux émissions : un profil mensuel, un profil journalier et un profil horaire.

Le travail d'amélioration des profils temporels de répartition du NH<sub>3</sub> a été concentré sur l'**aspect mensuel**. Les profils journaliers et horaires ont cependant aussi subi une mise à jour à partir des profils du LCSQA.

#### 3.1.1 Fonctionnement d'origine

Le schéma ci-après (Figure 4) rappelle la **méthodologie d'origine** (avant amélioration) qui permet, à partir d'émissions annuelles et d'un **profil temporel unique**, d'obtenir des émissions horaires, nécessaires en entrée du modèle de prévision des concentrations de polluant.

La part des émissions de NH<sub>3</sub> du secteur agricole par poste est également rappelée dans ce schéma (la plage de valeurs correspondant aux années 2013-2014).

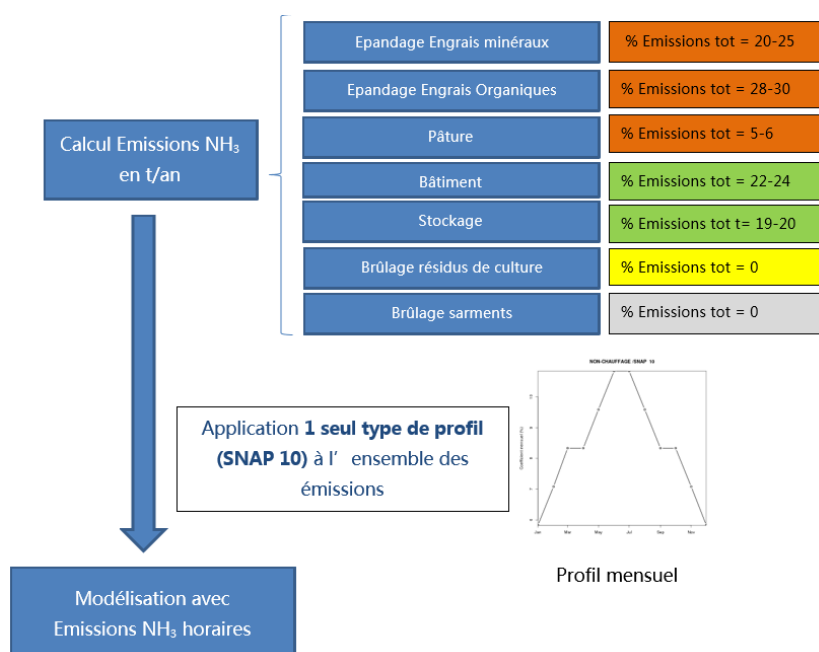


Figure 4 : Fonctionnement d'origine pour le calcul des émissions horaires de NH<sub>3</sub>

Ce profil sera détaillé dans le paragraphe 4.2.2.

<sup>2</sup> [Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air \(Groupement d'Intérêt Scientifique qui regroupe trois partenaires : l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques \(INERIS\), le Laboratoire National de métrologie et d'Essais \(LNE\) et Mines Douai \(MD\)\)](#)

### 3.1.2 Amélioration prévue

La démarche envisagée dans le cadre de ce projet était de définir, en remplacement du profil unique présenté précédemment, des **profils mensuels par type de poste pour les quatre postes les plus contributeurs** (Figure 5) :

- épandage des engrais minéraux ;
- épandage des déjections animales ;
- déjections au bâtiment ;
- stockage des déjections.

Plusieurs postes pouvant appartenir à la même catégorie SNAP et **un seul profil pouvant être associé par SNAP** (pour des raisons techniques), il était également envisagé de pondérer les profils en fonction des émissions par poste.

Par exemple, un profil SNAP 1001 pourrait cumuler les profils « épandage d’engrais minéraux » et « épandage d’engrais organiques » en pondérant ces deux profils au prorata des émissions associées à chacun de ces deux postes.

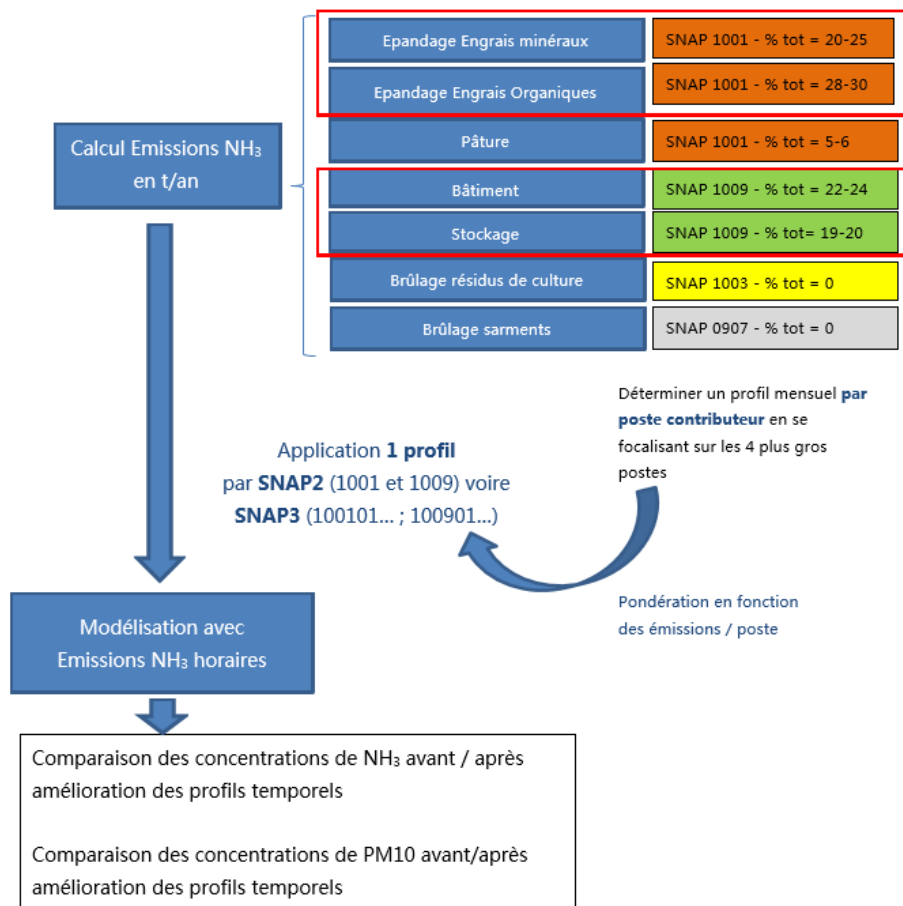


Figure 5 : Amélioration envisagée pour le calcul des émissions horaires de NH<sub>3</sub>

## 3.2. Emissions de l'élevage - bâtiment et stockage – SNAP 1009

### 2.2.1 Profils bâtiment et stockage du LCSQA

Le LCSQA a réalisé dans le cadre de l'Inventaire National Spatialisé (INS) des profils de répartition temporelle des émissions couvrant l'ensemble des postes d'émission inventoriés. Ces profils sont préconisés par défaut pour les inventaires territoriaux.

**Les profils nationaux bâtiment et stockage mensuels, journaliers et horaires préconisés par le LCSQA sont constants** et considèrent donc des émissions réparties de manière homogène au cours du temps pour l'ensemble des catégories animales.

**Au niveau régional, des profils bâtiment mensuels tenant compte des périodes de stabulation régionales pour les vaches laitières et les autres bovins** sont aussi proposés par le LCSQA. La source de ces périodes de stabulation est inconnue (l'INERIS n'ayant pas pu donner le renseignement à ce sujet) mais ces données ont été validées par l'Institut de l'Élevage.

En Rhône-Alpes, le profil mensuel bâtiment suivant a été défini (Figure 6).

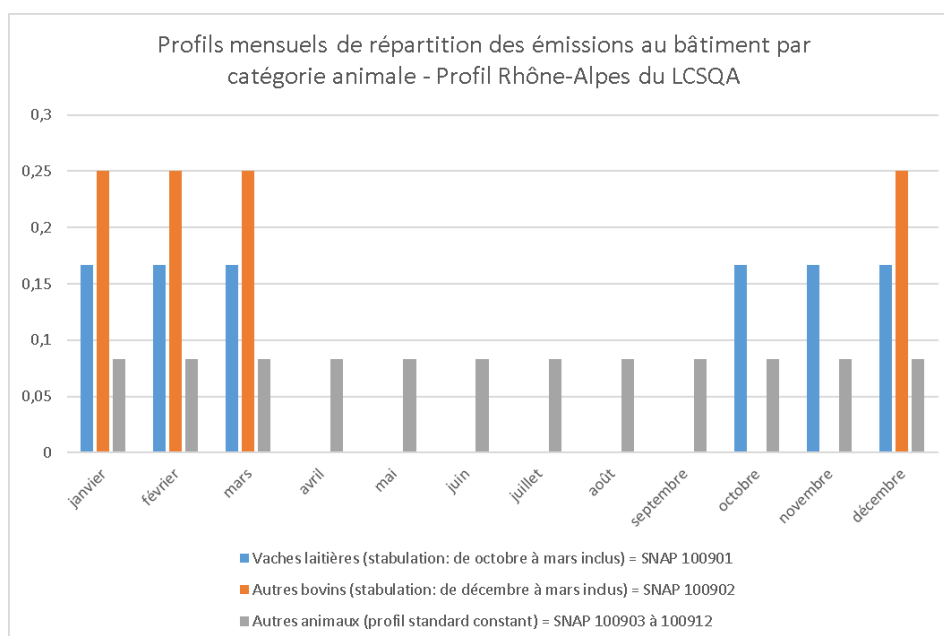


Figure 6 : Profils mensuels régionaux des émissions au bâtiment (source LCSQA)

### 3.2.1. Profils bâtiment et stockage retenus

Les profils du LCSQA, seule source de données à disposition, ont été retenus pour la répartition temporelle des émissions liées au bâtiment et au stockage des déjections animales.

Pour la répartition mensuelle des émissions au bâtiment, **le profil bâtiment régional tenant compte des périodes de stabulation validées par l'institut de l'Élevage (Figure 6) a été privilégié** par rapport au profil national constant.

Pour la répartition mensuelle des émissions **au stockage**, compte tenu des périodes de stabulation et des interdictions d'épandage, des quantités de déjections stockées en hiver plus importantes sont attendues. Toutefois, il n'a pas été possible de quantifier cette donnée, **à défaut le profil constant du LCSQA a été retenu.**



La classification en SNAP des émissions liées aux déjections au bâtiment et au stockage ne permettant pas de différencier ces deux postes d'émissions, ces profils ont été combinés afin d'établir un unique profil d'émissions par SNAP (Figure 7) qui tient compte pour les vaches laitières et les autres bovins du profil bâtiment et du profil stockage à hauteur de 50% chacun, conformément à la répartition des émissions d'ammoniac entre ces 2 postes (directement liée au facteur d'émissions, identique au bâtiment et au stockage pour les catégories bovines).

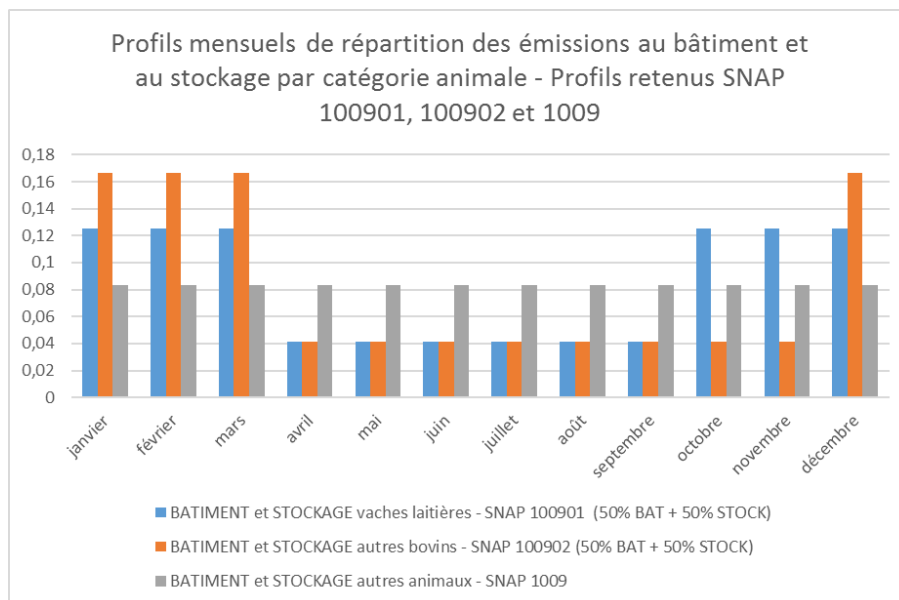


Figure 7 : Profils mensuels BATIMENT et STOCKAGE retenus

**Pour la répartition journalière et horaire des émissions liées aux déjections au bâtiment et au stockage, les profils constants préconisés par le LCSQA sont retenus.**

### 3.3. Epandage d'engrais minéraux et organiques – SNAP 1001

#### 3.3.1. Profil engrais du LCSQA

Dans le cadre de l'INS (Inventaire National Spatialisé), le LCSQA fixe un unique profil pour l'ensemble des émissions liées aux engrais, qui inclut donc à la fois les fertilisants organiques et minéraux (Figure 8). La source ayant permis d'établir ce profil n'a pas pu être obtenue.

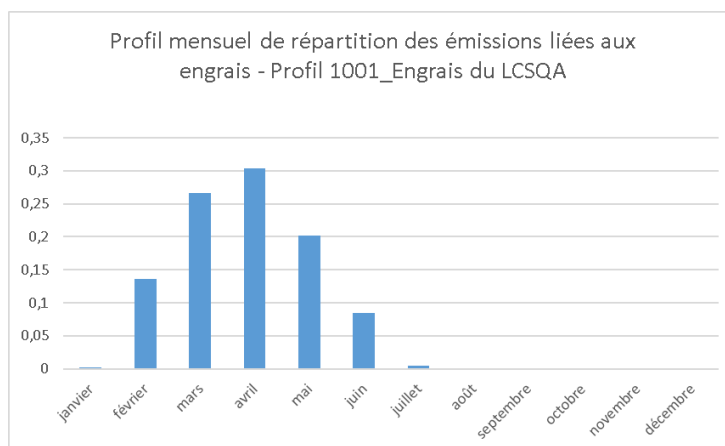


Figure 8 : Profil mensuel 1001\_ENGRAIS du LCSQA

Ce profil centralise les émissions liées aux épandages d'engrais sur le 1<sup>er</sup> semestre, avec des émissions nulles à l'automne.

Des profils journaliers et horaires sont également fournis par le LCSQA pour la SNAP 1001.

Sont recommandés un **profil journalier constant** (même répartition des émissions quel que soit le jour de la semaine) et le **profil horaire de la Figure 9** ci-dessous, qui prend en compte l'influence de la température et du vent.

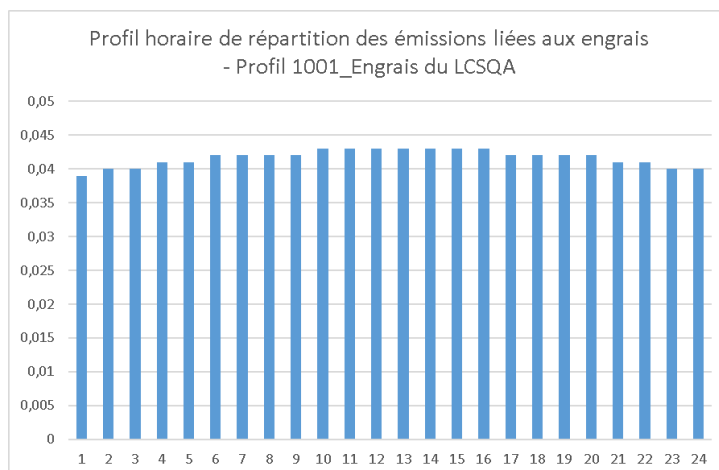


Figure 9 : Profil horaire 1001\_ENGRAIS du LCSQA

### 3.3.2. Profil engrais de l'ASPA

Parmi les autres AASQA, un profil établi par l'ASPA (Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace) a pu être obtenu (Figure 10). Ce profil aurait été établi notamment à partir d'une étude sur les émissions d'oxydes d'azote par les sols<sup>3</sup>, du travail de l'INRA sur la réalisation de cadastres dynamiques des émissions d'ammoniac<sup>4</sup> et à partir des calendriers d'épandage de la région Alsace qui donnent des informations sur les périodes d'autorisation d'utilisation des différents types d'engrais (organiques et minéraux) par grand type de cultures.

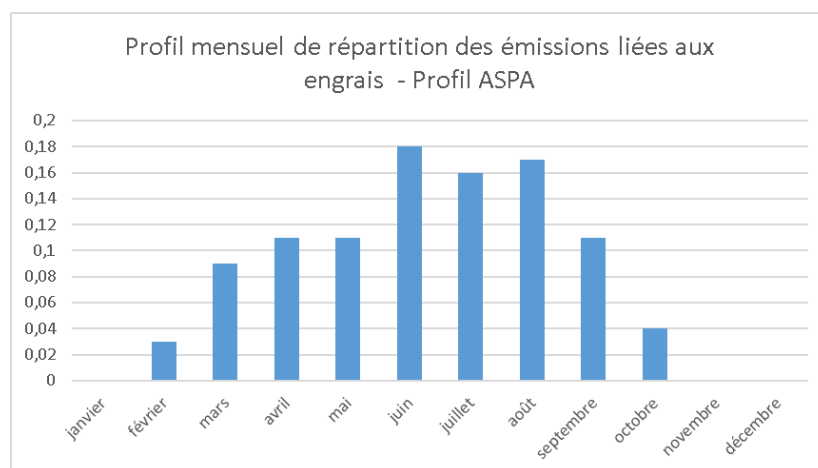


Figure 10 : Profil mensuel ENGRAIS de l'ASPA

Ce profil attribue les coefficients les plus forts sur les mois de juin, juillet et août.

<sup>3</sup> <http://www.gip-ecofor.org/doc/drupal/gicc/5-01sercaRF.pdf>

<sup>4</sup> [https://www6.versailles-grignon.inra.fr/ecosys/content/download/4181/49379/version/1/file/page\\_Web\\_INRA\\_Cadastre\\_NH3.docx](https://www6.versailles-grignon.inra.fr/ecosys/content/download/4181/49379/version/1/file/page_Web_INRA_Cadastre_NH3.docx)

### 3.3.3. Profils engrais INRA

Des travaux ont été réalisés par l'INRA sur la réalisation de cadastres dynamiques des émissions d'ammoniac<sup>5</sup>, s'appuyant sur un modèle déterministe pour calculer les émissions à l'échelle spatiale régionale et nationale.

Ces travaux comprennent :

- la modélisation des processus physiques, chimiques et biologiques à l'échelle de la parcelle agricole ;
- un croisement des couches d'informations (sol, climat, **pratiques culturales à l'échelle de la parcelle culturale**) pour générer les entrées des modèles ;
- la génération de cadastre d'émissions d'ammoniac.

Cette approche est totalement différente de celles des inventaires territoriaux qui consistent à déterminer des émissions totales annuelles qui sont ensuite désagrégées temporellement.

Pour cette étude, les données de l'enquête Pratiques Culturales 2006 (campagne de juillet 2005 à juillet 2006) ont été collectées à l'échelle de la parcelle agricole et traitées de manière à fournir au modèle des données spatialisées représentatives des pratiques culturales et en particulier les pratiques de fertilisation azotées sur les grandes cultures et les prairies en 2006.

Grâce à ce traitement de données, des itinéraires techniques par culture et par région ont pu être identifiés par l'INRA. A noter qu'en Rhône-Alpes, seulement 3 cultures ont été interrogées : blé tendre, maïs fourrage et triticale.

Après modélisation des émissions, les résultats obtenus par l'INRA en Rhône-Alpes ont permis de définir les profils d'émissions présentés en Figure 11. La moyenne des profils minéral et organique a été calculée sur la base de 40% de minéral et 60% d'organique, conformément à la moyenne des répartitions des émissions régionales d'ammoniac liées à ces 2 postes entre 2000 et 2014.

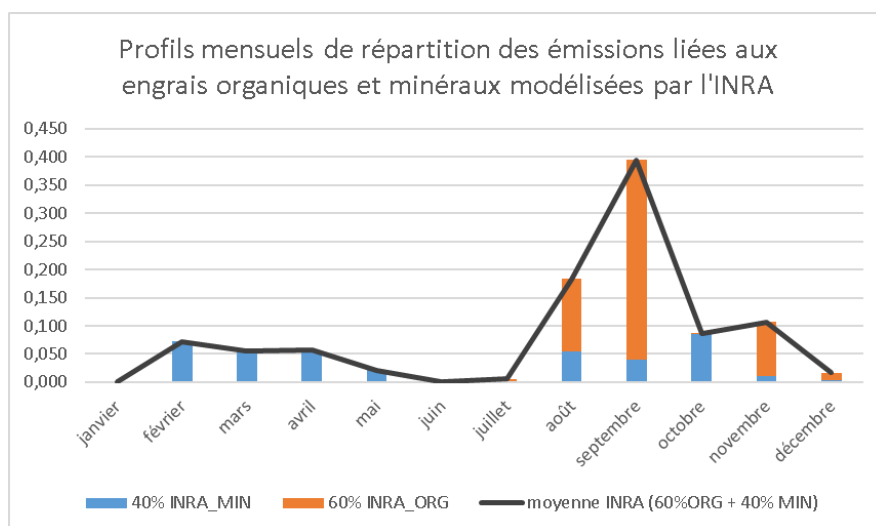


Figure 11 : Profils mensuels ENGRAIS ORGANIQUES ET MINERAUX issus des émissions modélisées de l'INRA

<sup>5</sup> [https://www6.versailles-grignon.inra.fr/ecosys/content/download/4181/49379/version/1/file/page\\_Web\\_INRA\\_Cadastre\\_NH3.docx](https://www6.versailles-grignon.inra.fr/ecosys/content/download/4181/49379/version/1/file/page_Web_INRA_Cadastre_NH3.docx)

Le profil issu des modélisations de l'INRA attribue les coefficients les plus élevés sur les mois d'août et septembre, en lien avec l'épandage d'engrais organiques. Ce profil global est très différent du profil du LCSQA.

Ces profils présentent certaines limites importantes à préciser.

Les itinéraires techniques considérés sont issus d'une analyse d'enquêtes pratiques culturales menées par l'AGRESTE pour l'année 2005-2006. **Toute extrapolation à une autre année ou à une année moyenne est à faire de manière très prudente** car les itinéraires techniques en agriculture sont sujets à des variations saisonnières et annuelles que l'INRA n'a pas pu encore caractériser. Ces variations dépendent en effet des variations des conditions climatiques, des cours des matières premières (achat des engrais en ce qui concerne les fertilisations et vente des productions agricoles...), des politiques agricoles européennes et nationales, etc. qui n'ont ici pas été analysées car une seule année culturale n'a pour l'instant pu être traitée par l'INRA.

En outre, les itinéraires techniques retenus pour les calculs de volatilisation sont ceux jugés représentatifs de la région par culture suite aux classifications : les classifications ont été faites par l'INRA par utilisation de méthodes statistiques sur un jeu de parcelles échantillonnées jugé représentatif pour les cultures effectivement concernées par les enquêtes, ces choix (cultures enquêtées d'une part et parcelles échantillonnées d'autre part) ayant été faits par l'AGRESTE. Les classes des pratiques et les jours des apports correspondants sont ceux qui ont été utilisés pour générer les émissions d'ammoniac avec le modèle Volt'Air de l'INRA.

### 3.3.4. Profils d'épandage ARVALIS

Les sources de données précédentes fournissaient des profils d'émission déjà établis, c'est-à-dire avec des coefficients par mois. **Dans ce paragraphe, des données ont été recherchées sur les itinéraires techniques des cultures de Rhône-Alpes, c'est-à-dire les dates d'épandage des engrais organiques et minéraux. Ensuite, il est nécessaire de traduire ces informations en termes d'émissions.** En effet, les émissions dépendent notamment du type d'engrais et peuvent s'étendre après la date de l'apport.

Les itinéraires techniques (quantités, dates et types d'apports) des cinq grandes cultures les plus représentées en Rhône-Alpes (cf. partie 2) ont été transmis par ARVALIS - Institut du Végétal. Ces données sont présentées ci-après.

Mois	Décade	Cultures									
		Maïs		Tournesol		Colza		Blé d'hiver		Orge d'hiver	
		Dose	Forme	Dose	Forme	Dose	Forme	Dose	Forme	Dose	Forme
Février	1ère										
	2ème					50	Ammonitrate	40	Ammonitrate	40	Ammonitrate
	3ème										
Mars	1ère					30	Sulfate d'ammoniaque				
	2ème					75	Ammonitrate	20	Sulfate d'ammoniaque		
	3ème							100	Ammonitrate	120	Ammonitrate
Avril	1ère										
	2ème										
	3ème			50	Urée			40	Ammonitrate		
Mai	1ère	50	Urée								
	2ème										
	3ème	175	Urée								

Figure 12 : Dates d'épandage, doses (en kgN/ha) d'engrais minéraux azotés sur cultures (source ARVALIS)

Mois	Décade	Cultures semées au printemps	
		Maïs	Tournesol
		Dose	Dose
Août	1ère	Dose de 170 maximum dans les zones vulnérables dans lesquelles s'applique la réglementation de la 5ème directive nitrate, date en fonction de la portance des sols et de l'organisation de l'exploitation. Hors de ces zones la dose n'est pas limitée mais 170 représente majoritairement une dose suffisante	Dose de 50, date en fonction de la portance des sols et de l'organisation de l'exploitation, cette dose est suffisante pour une culture de tournesol
	2ème		
	3ème		
Septembre	1ère		
	2ème		
	3ème		
Octobre	1ère		
	2ème		
	3ème		
Février	1ère		
	2ème		
	3ème		
Mars	1ère		
	2ème		
	3ème		

Figure 13 : Dates d'épandage, doses (en kgN/ha) d'engrais organiques sur cultures de printemps (source ARVALIS)

Mois	Décade	Cultures semées à l'automne		
		Colza	Blé d'hiver	Orge d'hiver
		Dose	Dose	Dose
Août	1ère	Dates possibles	Dates possibles	Dates possibles
	2ème			
	3ème			
Septembre	1ère			
	2ème			
	3ème			
Octobre	1ère			
	2ème			
	3ème			
Novembre	1ère			
	2ème			
	3ème			
Février	1ère	Dates possibles	Dates possibles	Dates possibles
	2ème			
	3ème			
Mars	1ère			
	2ème			
	3ème			
Avril	1ère			
	2ème			
	3ème			

**Commentaires**

Date en fonction de la portance des sols et de l'organisation de l'exploitation. Dose de 170 maximum dans les zones vulnérables dans lesquelles s'applique la réglementation de la 5ème directive nitrate. Mais généralement sur colza l'azote apportée n'est pas totalement sous forme organique.	Date en fonction de la portance des sols et de l'organisation de l'exploitation. Dose de 170 maximum dans les zones vulnérables dans lesquelles s'applique la réglementation de la 5ème directive nitrate. Mais généralement sur blé l'azote apportée n'est pas totalement sous forme organique.	Date en fonction de la portance des sols et de l'organisation de l'exploitation. Dose de 170 maximum dans les zones vulnérables dans lesquelles s'applique la réglementation de la 5ème directive nitrate. Mais généralement sur orge l'azote apportée n'est pas totalement sous forme organique.
--	--	---

Figure 14 : Dates d'épandage, doses (en kgN/ha) d'engrais organiques sur cultures d'hiver (source ARVALIS)

A partir de ces données, il est proposé d'établir des profils d'apports en considérant seulement les itinéraires techniques des cultures « **blé tendre d'hiver** » et « **maïs** », cultures les plus représentées en Rhône-Alpes (cf. partie 2). Les quantités d'azote par apport ont également été considérées afin de pondérer plus justement les différents apports mensuels.

Les profils d'apports des Figure 15 et Figure 16 ci-dessous ont ainsi été obtenus. Les surfaces de maïs et de blé tendre étant sensiblement équivalentes à l'échelle régionale, les itinéraires techniques de ces deux cultures ont été moyennés pour obtenir un profil régional par type d'apport (courbes).

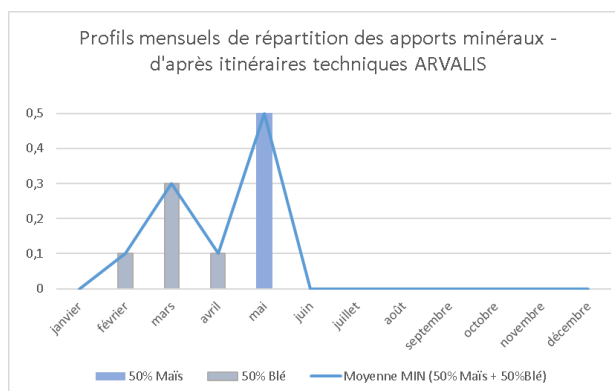


Figure 15 : Profils mensuels d'APPORTS MINÉRAUX (d'après données ARVALIS)

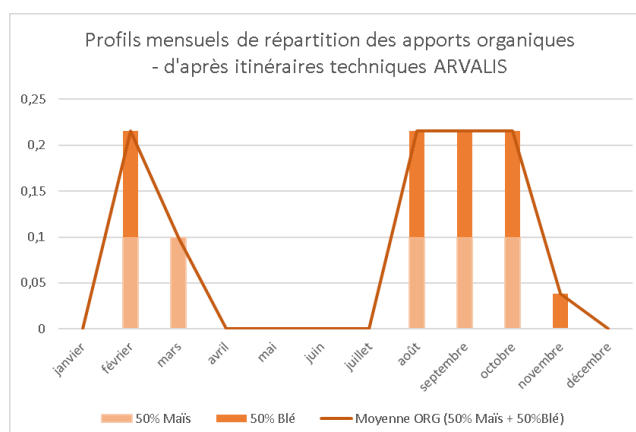


Figure 16 : Profils mensuels d'APPORTS ORGANIQUES (d'après données ARVALIS)

### 3.3.5. Profil engrais retenu (appliqué à la SNAP 1001)

Après analyse des données recueillies et échanges avec des experts du monde agricole, un profil engrais minéraux (Figure 17) et un profil engrais organiques (Figure 18) ont été retenus puis combinés afin d'obtenir un profil unique (Figure 19).

Afin de tenir compte des spécificités agricoles régionales, le profil d'émissions liées aux engrais minéraux retenu découle directement des itinéraires techniques Blé et Maïs fournis par ARVALIS (partie 3.3.4) auxquels il a été de plus associé le fait que les émissions dans l'air peuvent persister un certain moment et être décalées par rapport à la date d'épandage.

**Concernant le profil de décroissance des émissions, l'INRA a indiqué que le plus classiquement observé est une décroissance de type inversement logarithmique sur 15 jours - 1 mois pour les engrais minéraux et beaucoup plus rapide pour les engrais organiques (2 jours pour les fumiers, 1 à 2 semaines pour les lisiers).**



Afin de simplifier la méthode, il a été considéré pour les engrais minéraux qu'1/3 des doses appliquées en dernière décade de mois était émis le mois suivant.

Le profil d'émissions liées aux engrais minéraux présenté en Figure 17 ci-dessous a ainsi été retenu.

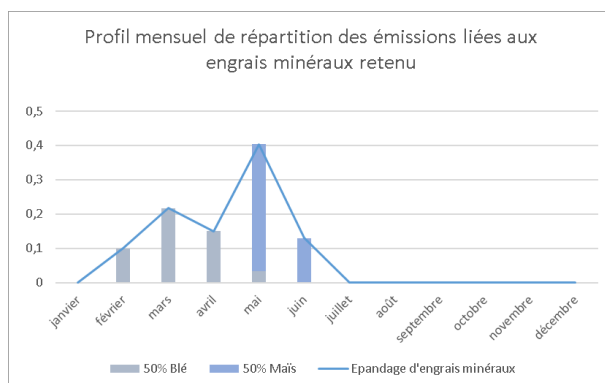


Figure 17 : Profil mensuel ENGRAIS MINÉRAUX retenu

Pour les émissions liées à l'épandage de déjections, le profil présenté en Figure 18 a été défini à partir des dates d'épandage possibles fournies par ARVALIS (partie 3.3.4), des dates d'interdictions d'épandage en Rhône-Alpes<sup>6</sup> et de l'hypothèse qu'il y aurait au printemps plus d'émissions qu'en automne, du fait d'un stockage important des déjections en hiver et donc d'importantes quantités à épandre une fois la période d'interdiction hivernale terminée.

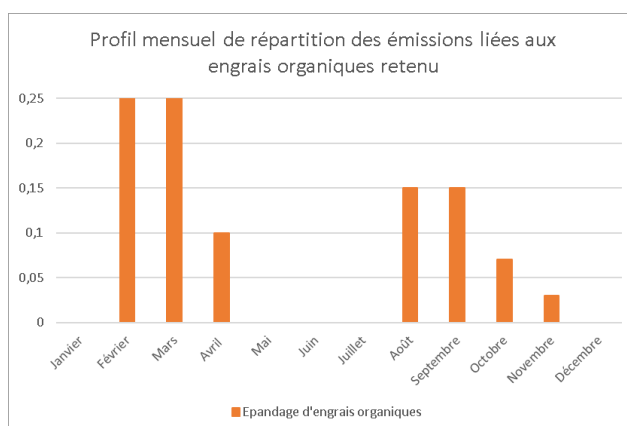


Figure 18 : Profil mensuel ENGRAIS ORGANIQUES retenu

Le snappage des émissions liées aux engrais minéraux et organiques ne permettant pas de différencier ces deux postes d'émissions, ces profils ont ensuite été combinés afin d'établir un unique profil d'émissions liées à l'épandage d'engrais (Figure 19) qui tient compte du profil minéral à hauteur de 40% et du profil organique à hauteur de 60%, conformément à la répartition moyenne des émissions d'ammoniac régionales de ces 2 postes entre 2000 et 2014.

<sup>6</sup> <http://draaf.auvergne-rhone-alpes.agriculture.gouv.fr/Mesure-1-Periodes-minimales-d>

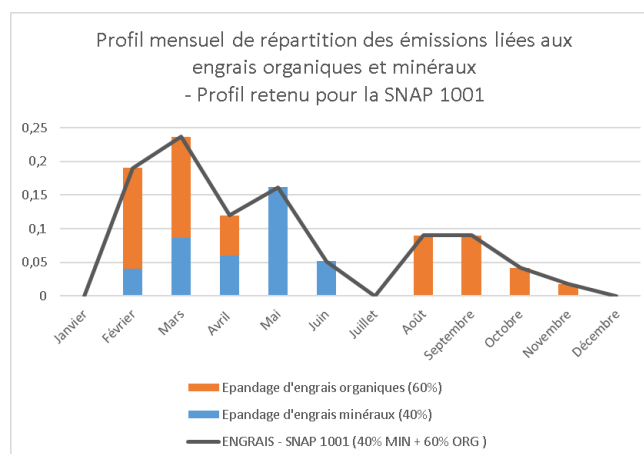


Figure 19 : Profil mensuel ENGRAIS (SNAP 1001) retenu

Le profil obtenu attribue les plus forts coefficients aux mois de février-mars, comme celui du LCSQA, le coefficient du mois de mai est également élevé en lien avec une forte présence de la culture de maïs en Rhône-Alpes. Des émissions sont réparties également en août -septembre en lien avec les engrais organiques.

Pour la répartition journalière et horaire des émissions liées à l'épandage d'engrais et applicables à la SNAP 1001, **les profils préconisés par le LCSQA sont retenus** (cf. partie 3.3.1).

A noter que la méthode utilisée ici s'appuie sur les apports d'azote mais elle ne tient pas compte des conditions climatiques qui peuvent influencer la volatilisation de l'ammoniac, avec notamment une volatilisation favorisée par certaines conditions de température.

### 3.4. Emissions à la pâture - SNAP 100105

Les émissions liées aux déjections à la pâture sont les seules répertoriées dans la SNAP 100105. Un profil spécifique peut donc leur être facilement appliqué, bien que leur part dans les émissions totales ne soit que de 5%.

En l'absence de donnée de répartition mensuelle spécifique aux émissions liées à la pâture, un profil inverse des émissions au bâtiment (partie 3.2.1) plutôt que le profil SNAP 1001 basé sur les émissions d'engrais (partie 3.3.5) a été retenu (Figure 20).

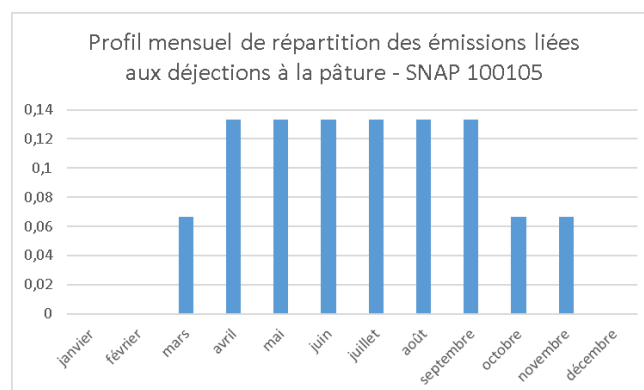


Figure 20 : Profil mensuel PÂTURE (SNAP 100105) retenu

### 3.5. Impact des profils retenus sur les émissions primaires de particules

Le travail réalisé a permis de déterminer un profil plus adapté pour les activités d'épandage d'engrais minéraux et organiques. Ce profil est appliqué à l'ensemble de la SNAP 1001 sauf les émissions liées à la pâture pour lesquelles un profil mensuel spécifique a pu être appliqué (cf. partie 3.4). Ainsi, ce profil sera appliqué à toutes les émissions de polluant répertoriées dans cette SNAP, y compris les **émissions de particules primaires** liées aux pratiques culturales (travail du sol, récoltes).

De même, le profil retenu pour la SNAP 1009 (moyenne des profils bâtiment et stockage) est aussi appliqué aux émissions de particules au bâtiment, toujours pour des raisons techniques (profil associable uniquement à une classe SNAP, sans possibilité de distinction des activités à l'intérieur de la SNAP).

Ce point a été identifié dès le début de la démarche, toutefois comme **le secteur agricole représente 97% des émissions d'ammoniac et seulement 15% des émissions de PM10**, il a été choisi d'appliquer le profil des émissions d'ammoniac à l'ensemble de la SNAP10.

Le but final de ce travail étant d'améliorer la modélisation et la prévision des concentrations de particules PM10, **il s'agit dans cette partie de vérifier que l'application des profils retenus à ces émissions n'influe pas de manière significative sur la répartition finale des émissions de particules**. Pour cela, les profils SNAP 10 suivants sont comparés (Figure 21) :

- **Cas 1** : profil que l'on obtiendrait en considérant pour les particules liées aux pratiques culturales (travail du sol, récoltes...) le **profil préconisé par le LCSQA** pour cette activité, et pour les particules au bâtiment le profil bâtiment ;
- **Cas 2** : profil obtenu en appliquant les **profils établis pour le NH<sub>3</sub>** : profil de la SNAP 1001 (engrais) appliqué aux particules liées aux pratiques culturales, et profil SNAP 1009 (bâtiment et stockage) appliqué aux particules au bâtiment.
- **Cas 3** : **profil anciennement appliqué** correspondant à un unique profil SNAP 10 appliqué à toutes les émissions de la SNAP 10, quel que soit l'activité et le polluant.

A noter que ces profils SNAP 10 sont obtenus en pondérant pour chaque activité émettrice (pratiques culturales et bâtiment) les émissions de particules de l'activité (année 2014).

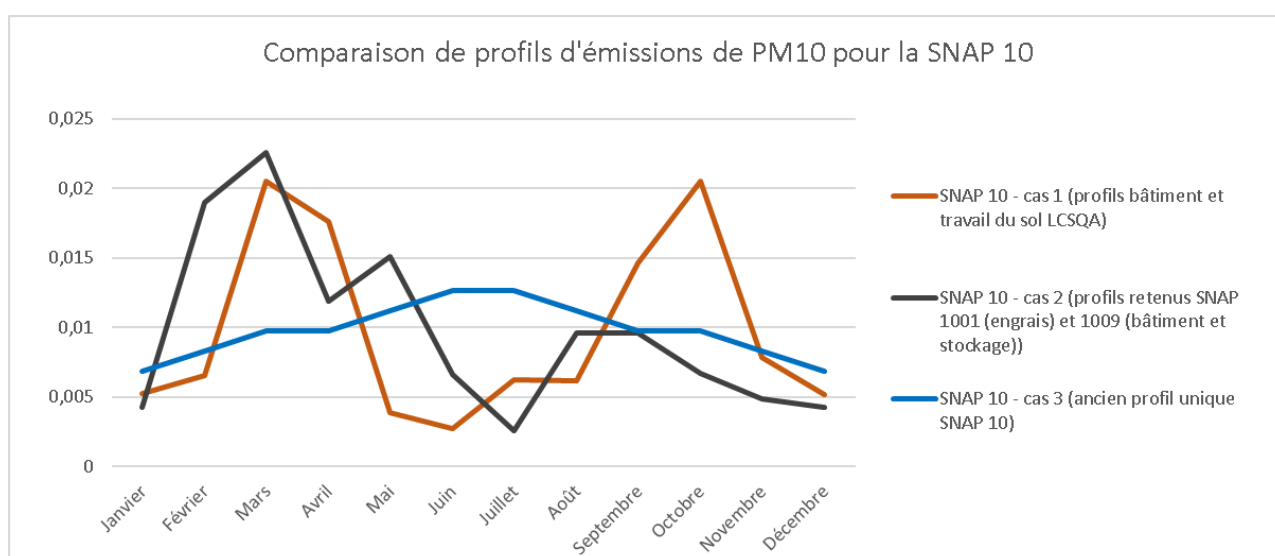


Figure 21 : Comparaison du profil PM en appliquant les profils spécifiques PM travail du sol et bâtiment du LCSQA (cas 1) ou en appliquant les profils établis pour le NH<sub>3</sub> (cas 2) ou avec l'ancien profil SNAP 10 (cas 3)

La Figure 21 montre principalement que les émissions de PM10 primaires **seront surestimées en février et en mai et sous-estimées en octobre** par rapport au profil préconisé par le LCSQA.

Par rapport au profil anciennement utilisé, des émissions plus importantes sont attendues au printemps, et des émissions plus faibles l'été.

### 3.6. Synthèse

Le travail réalisé a permis de récupérer les informations disponibles pour estimer au mieux la répartition mensuelle des émissions d'ammoniac par poste contributeur et d'obtenir ainsi un profil global pour les émissions de ce polluant.

La Figure 22 permet de visualiser la contribution de chaque poste aux émissions d'ammoniac par mois. Ce type de représentation pourra être utile par la suite en termes d'action de réduction.

**Le profil global obtenu (en gris) est très différent de l'ancien profil SNAP10 (en bleu), en augmentant fortement la part des émissions d'ammoniac entre février et mai.** Ces modifications devraient avoir un impact positif sur les résultats de la modélisation des concentrations de PM10 au printemps, c'est ce qui sera évalué dans le chapitre suivant en comparant les résultats obtenus avec le scénario de référence et le scénario après amélioration.

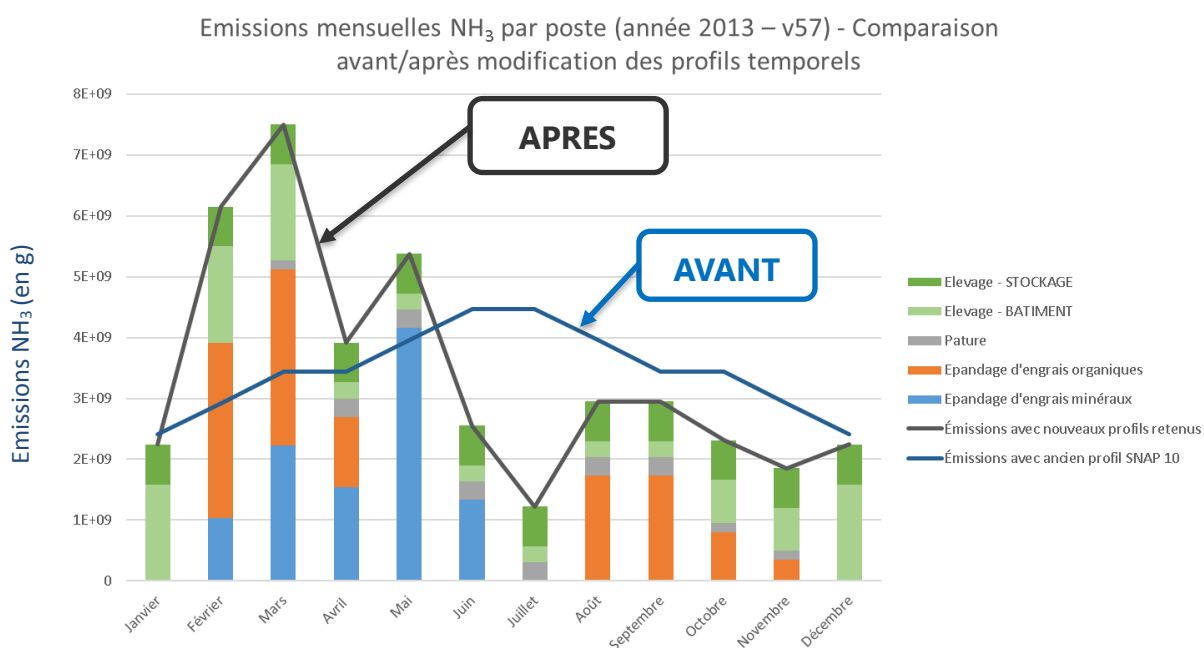


Figure 22 : Comparaison ancien et nouveau profil global et contribution par poste

## 4. Impact des nouveaux profils temporels sur les concentrations modélisées

*La recherche d'informations et le raffinement des profils temporels ont été entrepris et réalisés sur le territoire de la région Rhône-Alpes. Toutefois, suite à la fusion des territoires Auvergne et Rhône-Alpes, la modélisation de la qualité de l'air est désormais menée sur le territoire de la grande région Auvergne-Rhône-Alpes. A défaut d'informations plus précises sur le territoire auvergnat, il a été décidé de dérouler la suite du travail sur l'ensemble de la grande région en appliquant les hypothèses rhônalpines au territoire auvergnat.*

### 4.1. Objectif des tests de sensibilité

L'objectif des tests de sensibilité est d'estimer l'impact de la modification des profils temporels d'émissions de  $\text{NH}_3$ . Pour ce faire, ces tests utiliseront le **modèle météorologique méso-échelle WRF**<sup>7</sup> et le **modèle de chimie transport CHIMERE**<sup>8</sup>. Pour évaluer les effets sur les concentrations pronostiquées par le modèle CHIMERE, la démarche consiste à établir une simulation de référence sur une année donnée avec les profils de référence et de les comparer avec une simulation utilisant les nouveaux profils. L'année de référence choisie est l'**année 2015** car un épisode de pollution aux particules fines a été observé en mars, avec une contribution importante du nitrate d'ammonium. Des mesures de  $\text{NH}_3$  sont disponibles sur deux sites.

La modification des profils temporels permet d'avoir des émissions plus fortes dans la période de février/mars. Les conditions atmosphériques et d'émissions des autres espèces de cette période sont généralement favorables à la formation de particules secondaires. Ce fut le cas lors de l'épisode de PM10 de mars 2015 où la contribution des particules de nitrate d'ammonium fut importante<sup>9</sup>.

Suite à la modification des profils, les paramètres suivants seront donc étudiés :

- **Les concentrations de  $\text{NH}_3$**
- **Les concentrations de PM10**
- **La spéciation des PM10**

Les résultats attendus sont notamment une augmentation des concentrations de PM10 au printemps, liées à une augmentation des particules inorganiques secondaires.

### 4.2. Conditions de simulation

#### 4.2.1. Principe de modélisation de transport à l'échelle régionale

Le principe de modélisation de transport atmosphérique à l'échelle régionale repose sur une prise en compte séparée des phénomènes à l'échelle globale (>50km) et aux échelles régionales (entre 50km à 1km) appelées aussi méso-échelle. Pour ce faire, on utilise deux modèles que l'on couple : les données de sortie de l'un deviennent des données d'entrées de l'autre. Dans cette étude, le modèle WRF a été utilisé pour calculer les champs météorologiques (vent, température, pression etc...). Les sorties du modèle WRF sont ensuite utilisées pour alimenter le modèle de dispersion atmosphérique CHIMERE. **Les modèles WRF et CHIMERE ont été mis en œuvre à une résolution horaire et à l'échelle 3km sur tout le domaine de la région Auvergne-Rhône-Alpes.** La configuration des paramètres physiques et des grilles de calcul est identique à la configuration des cartographies annuelles réalisées chaque année par Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

<sup>7</sup> WRF : National Center for Atmospheric Research <http://www.wrf-model.org/>

<sup>8</sup> CHIMERE : Institut Pierre-Simon Laplace, INERIS, CNRS <http://www.lmd.polytechnique.fr/chimere/chimere.php>

<sup>9</sup> <http://www.lcsqa.org/actualite/retour-episode-pollution-particulaire-mars-2015>

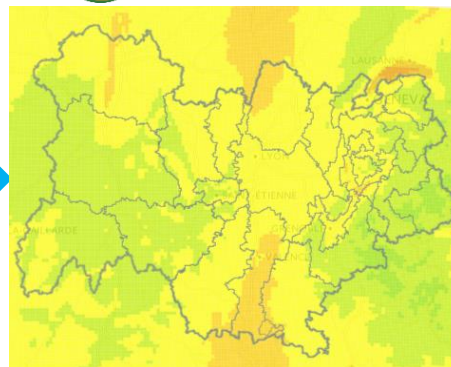
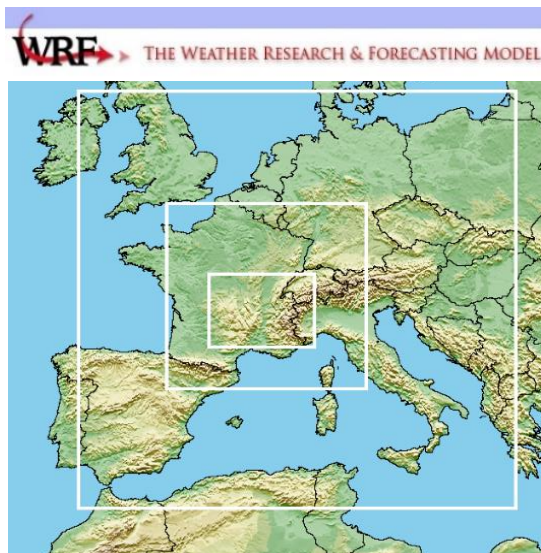


Figure 23 : Schéma de couplage des modèles WRF et CHIMERE mis en œuvre par Atmo Auvergne-Rhône-Alpes pour la modélisation à échelle régionale

En plus des conditions météorologiques, le modèle CHIMERE a besoin des quantités des émissions de polluant par maille et par heure de simulation. Pour moduler les quantités des émissions de manière horaire, Atmo Auvergne-Rhône-Alpes utilise une méthode spécifique.

#### 4.2.2. Processus de modulation temporelle des émissions

Pour chaque secteur d'activité, les émissions sont spatialisées sur des mailles régulières de dimension 3kmx3km. Ces émissions sont représentatives d'une quantité totale annuelle et doivent être ensuite désagrégées dans le temps. Pour cela, des profils temporels sont appliqués (Figure 24). Ces clefs temporelles ou profils sont différents en fonction du secteur d'activité. On différencie 3 types de profils temporels :

- **Profil temporel chauffage** : calculé en fonction des conditions météorologiques et des profils types
- **Profil temporel trafic** : calculé à partir de la sortie d'un modèle trafic spécifique pour les émissions de ce secteur en fonction du temps et de l'espace
- **Profil temporel classique** : ce sont des profils fixes selon les types de jour (Lundi, Mardi, ..., Dimanche), les heures et les mois et selon les secteurs d'activités (SNAP).

L'étude portera sur la modification des clefs temporelles classiques du secteur d'activité SNAP 10 – Agriculture et sylviculture.

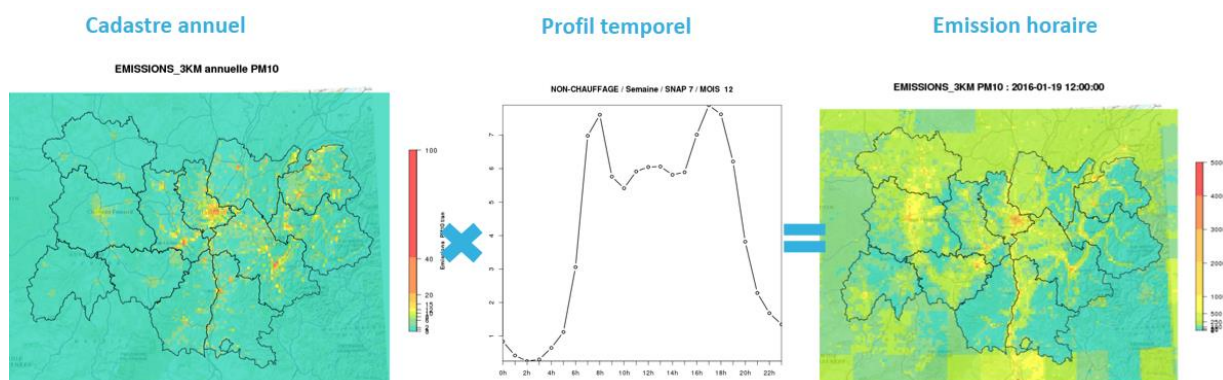


Figure 24 : Principe de calcul des émissions horaires à partir du cadastre annuel

Un **profil temporel dit de référence** (décomposé en trois profils : mensuel, journalier et horaire) était jusqu'à présent pris en compte pour répartir l'ensemble des émissions annuelles du secteur agricole pour tous les polluants. Il s'agissait du **profil SNAP 10 (agriculture et sylviculture)** détaillé ci-après.



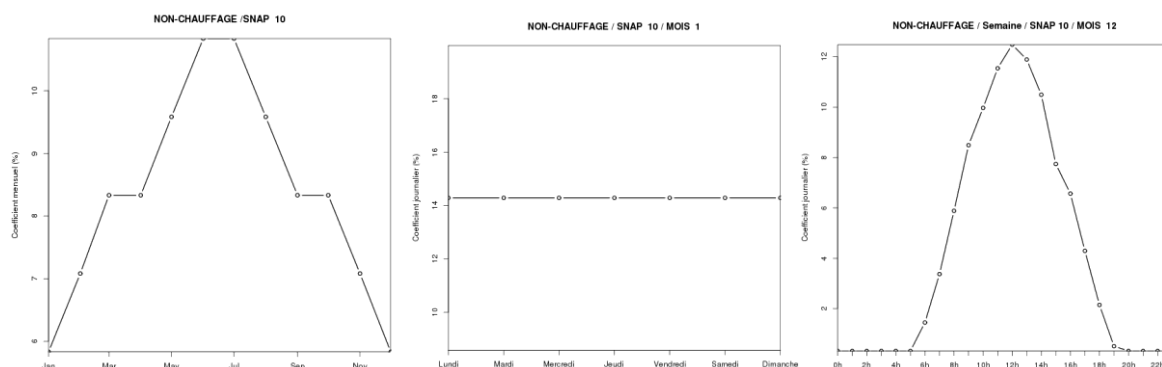


Figure 25 : Exemple du profil MENSUEL (à gauche), profil journalier (au centre) et profil horaire (à droite) de la SNAP 10

Les émissions les plus importantes étaient positionnées en juin-juillet, probablement en lien avec le travail du sol même si la source exacte n'a pas été retrouvée

Le profil généralisé de la SNAP 10 est ici remis en question. **Le secteur d'activité SNAP 10 est très diversifié et comprend beaucoup de pratiques différentes.** Des profils temporels différents ont donc été estimés pour des SNAP sur des niveaux 2 et 3. Des **profils spécifiques ont donc été appliqués** à :

- SNAP1001 - Cultures
- SNAP1009 - Composés issus des déjections
- SNAP 100105 - Emissions à la pâture
- SNAP 100901 - Composés azotés issus des déjections animales des vaches laitières
- SNAP 100902 - Composés azotés issus des déjections animales des autres bovins

Certains secteurs d'activité liés à l'agriculture ne sont pas impactés comme le brûlage des résidus de culture (SNAP 09) ou les émissions liées aux engins (SNAP 08).

La modification des profils entraîne une modulation différente pour tous les polluants émis, et donc également les PM10 liées aux cultures (travail du sol -récolte), aussi classées en SNAP 10.

## 4.3. Résultats

### 4.3.1. Impact sur les concentrations de NH<sub>3</sub>

→ **Les nouveaux profils temporels augmentent les moyennes annuelles et maxima horaires des concentrations de NH<sub>3</sub>.**

Cette différence est visible plus particulièrement dans les départements du Cantal, de l'Allier, la Haute-Loire, la Loire, la Drôme, l'Ardèche et l'Ain. Cette augmentation peut être expliquée par une quantité des émissions d'ammoniac plus importante sur certains mois comme le montre la Figure 22. En effet, l'hypothèse est que les quantités d'émissions dans les nouveaux profils sont plus importants entre les mois de février à mai, ce qui augmente les moyennes des concentrations pendant ces mois-là et au final la moyenne annuelle.

**Les concentrations de NH<sub>3</sub> modélisées hors région Auvergne-Rhône-Alpes sont très faibles.** Le cadastre d'émissions utilisé pour cette zone est un cadastre surfacique issu de la base européenne EMEP<sup>10</sup>. Ces émissions ne sont pas du même ordre de grandeur que les émissions calculées en interne (estimation d'un facteur 10 à 100). Une remise en question de cette partie du cadastre doit être élaborée avec une comparaison des facteurs d'émissions utilisés et un re-calcul de l'impact sur la modélisation. En prenant en compte le fait que les émissions EMEP sont bien inférieures aux émissions internes, la carte de maximum horaire annuel de NH<sub>3</sub> montre qu'il y a peu de transport des émissions internes vers l'extérieur. **Les concentrations restent très localisées par rapport aux émissions et sortent peu du contour régional.** Dans le cas d'une mise à jour des émissions EMEP dans un même ordre de grandeur que les émissions calculées à Atmo Auvergne-Rhône-Alpes la modification aura a priori peu d'incidence sur les niveaux de NH<sub>3</sub> modélisés à l'intérieur de la région.

<sup>10</sup> European Monitoring and Evaluation Programme : <http://www.emep.int/>

L'influence sur les PM10 peut cependant être plus importante par la formation de particules secondaires et son transport inter-régional.

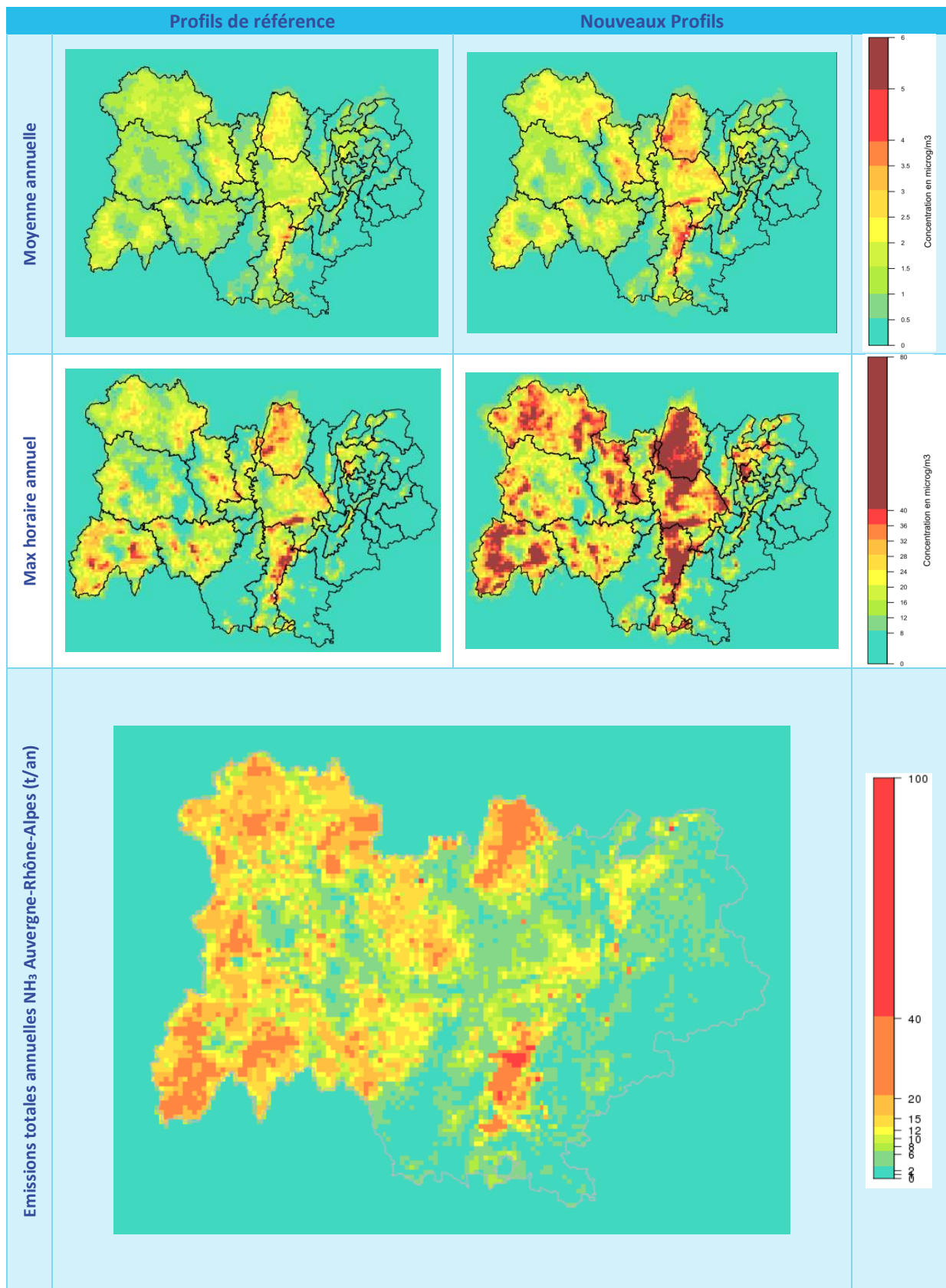


Tableau 1 : Concentration moyenne annuelle et maximum horaire annuel de NH<sub>3</sub> et émissions totales annuelles de NH<sub>3</sub> (échelles de couleurs arbitraires et non réglementaires)

→ **Les nouveaux profils impactent significativement l'évolution mensuelle des concentrations mensuelles de NH<sub>3</sub>**

La Figure 26 permet d'observer de plus près la différence entre les deux modélisations. Les moyennes mensuelles des concentrations de NH<sub>3</sub> modélisées par CHIMERE au niveau de la station de Bourg-en-Bresse (située dans un secteur émetteur de NH<sub>3</sub>) avec les nouveaux profils sont plus importantes pendant les périodes de février jusqu'au mois de mai. Cet écart reste cohérent avec le profil de quantité totale calculé sur la Figure 22.

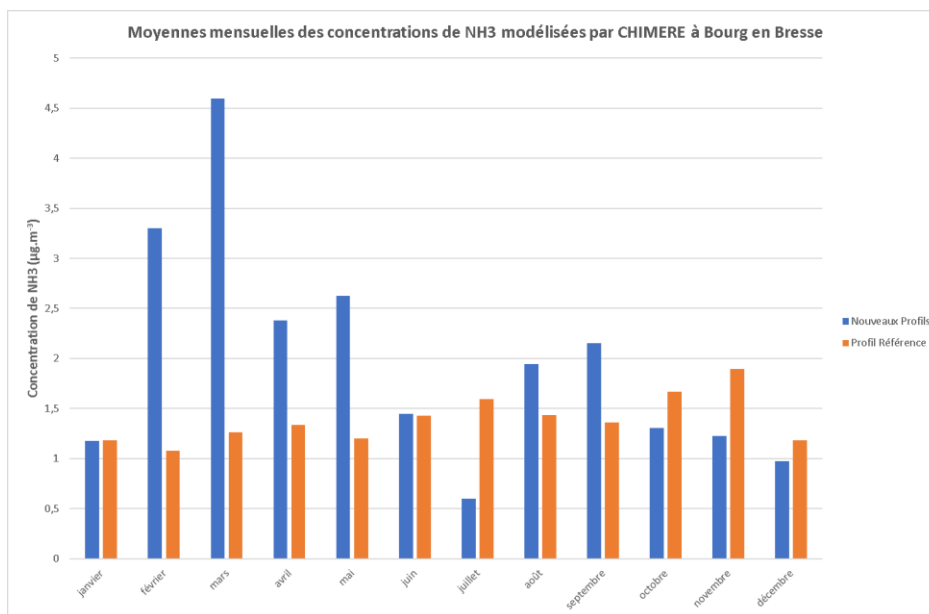


Figure 26 : Moyenne mensuelle des concentrations de NH<sub>3</sub> modélisées par CHIMERE à la Station de Bourg en Bresse

En revanche, il est possible de trouver des localisations présentant d'autres différences comme pour la station de Roanne. En effet sur la Figure 27, les concentrations moyennes mensuelles de NH<sub>3</sub> avec les nouveaux profils sont supérieures aux profils de référence pour le mois de décembre. Cette différence peut être expliquée par le fait que cette station n'est sous l'influence que d'une partie de l'activité du secteur SNAP 10. D'après le cadastre des émissions à l'échelle du bassin de vie de Roanne, les émissions au bâtiment et lors du stockage du secteur Elevage représentent les principales émissions de NH<sub>3</sub> (77% des émissions totales du bassin de vie), d'où une augmentation des concentrations observées au mois de décembre sur Roanne avec les nouveaux profils. A titre de comparaison, la contribution du bâtiment et stockage à l'échelle régionale est en moyenne de 44%, donc moins importante.

Ceci montre bien l'intérêt d'avoir des profils par secteur d'activité.

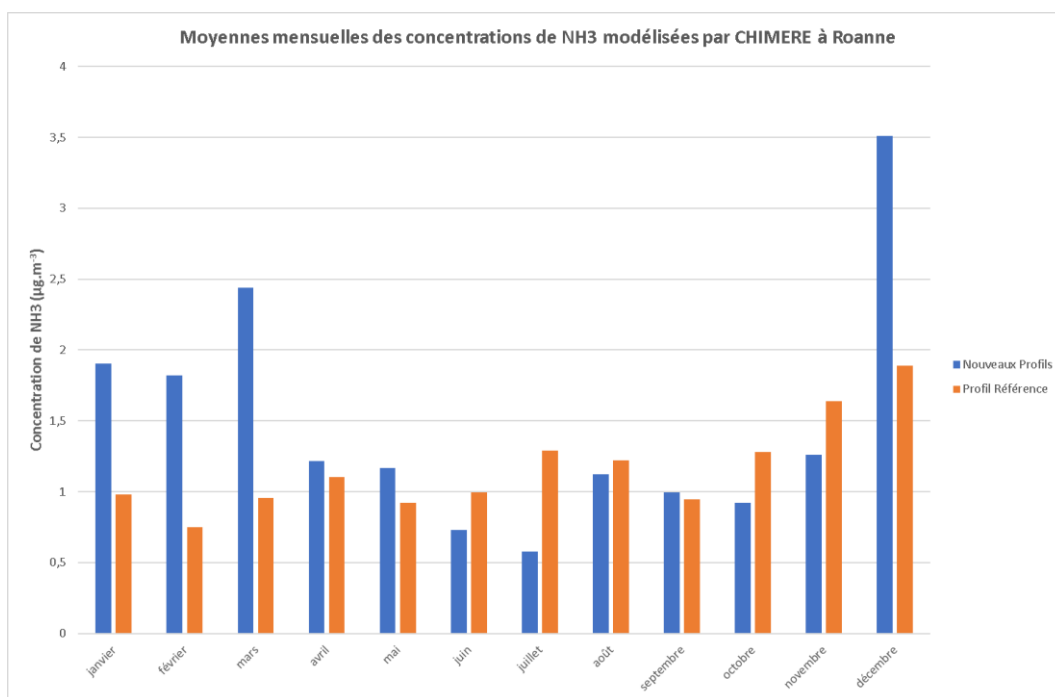


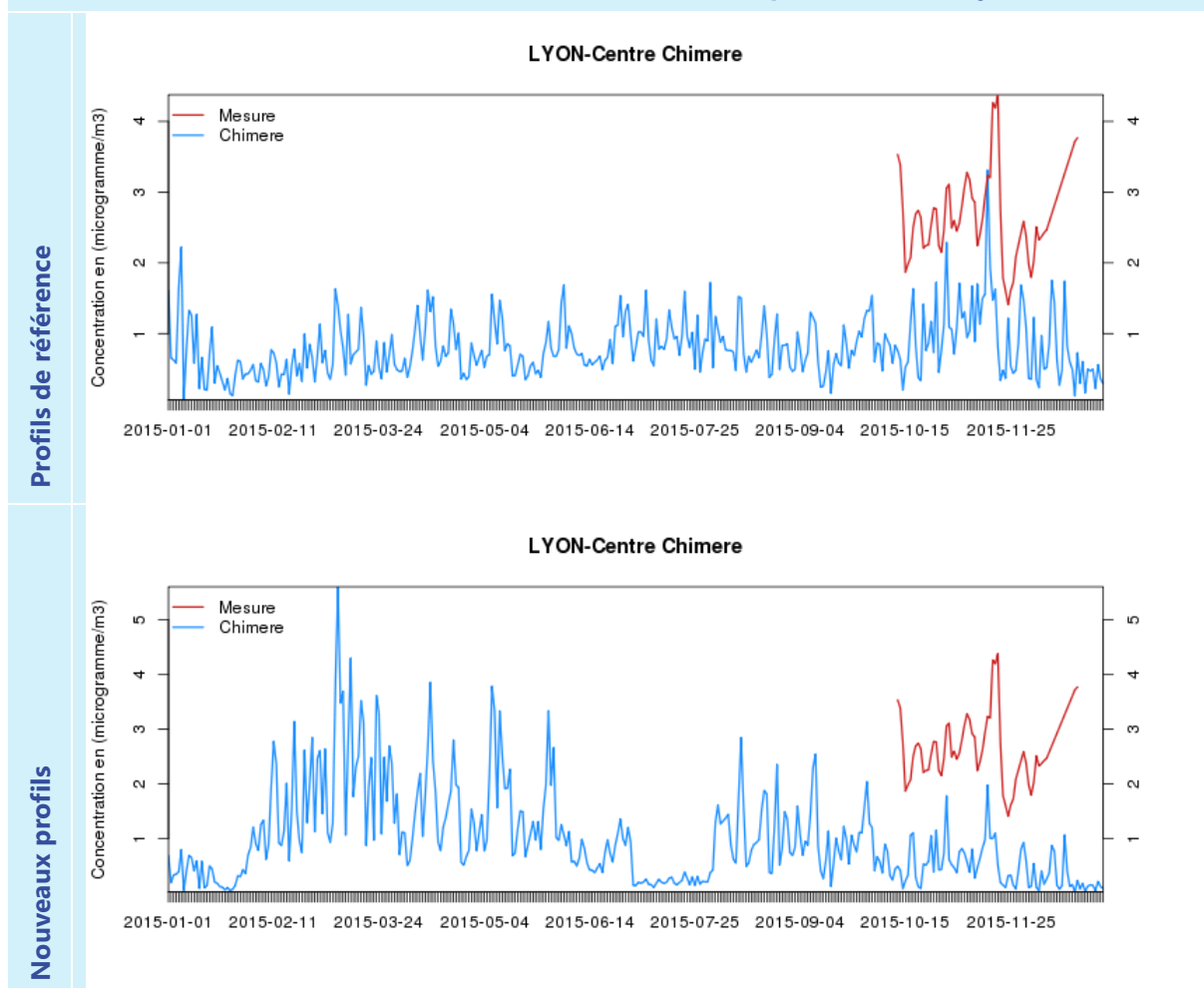
Figure 27 : Moyenne mensuelle des concentrations de NH<sub>3</sub> modélisées par CHIMERE à la station de Roanne

→ **Les concentrations modélisées restent inférieures aux quelques mesures disponibles en 2015.**

En ce qui concerne la comparaison modèle mesure des concentrations d'ammoniac, les Tableau 2 et Tableau 3 permettent de visualiser les moyennes journalières des concentrations modélisées par CHIMERE et mesurées au niveau des stations de Lyon-Centre (Fond Urbain) et de Lyon Saint-Exupéry (Fond rural). Ce sont les deux seuls moyens de mesures disponibles dans le réseau sur l'année 2015. Ces mesures représentent les premières mesures d'ammoniac en Rhône-Alpes par un appareil de mesures en continu (Air Rhône-Alpes, 2016).

Pour la station de Lyon-Centre, la mesure a été mise en service en octobre 2015. Sur cette période, il y a une sous-estimation du modèle CHIMERE d'un facteur d'environ 2 entre le modèle et la mesure. Il est difficile en revanche de conclure sur la pertinence et la constance de cette sous-estimation en l'absence de mesures sur toute l'année.

## Concentrations de NH<sub>3</sub> mesurées et modélisées par CHIMERE à Lyon-Centre



*Tableau 2 : Concentrations de NH<sub>3</sub> modélisées et mesurées à la station de Lyon-Centre*

Pour le site de Lyon Saint-Exupéry, la comparaison est en demi-teinte. En 2015, les concentrations mesurées sur ce site ont été importantes fin mai-début juin. Cette hausse n'est pas retranscrite par le modèle. La comparaison modèle mesure est en revanche meilleure en fin d'année.

Un effet local pourrait être à l'origine des différences constatées :

- Type d'épandage différent du type d'épandage défini dans les profils
- Station de mesure en proximité d'une source locale
- Transport du modèle inefficace pour ce secteur (biais sur la direction de vent, vitesse, etc ...)

Le Tableau 3 montre toutefois qu'avec les nouveaux profils, **des concentrations nettement plus importantes sont modélisées sur ce secteur en février-mars** qu'avec les anciens profils. Malheureusement il n'y a pas de données de comparaison.

## Concentrations de NH<sub>3</sub> mesurées et modélisées par CHIMERE à Lyon-Saint Exupéry

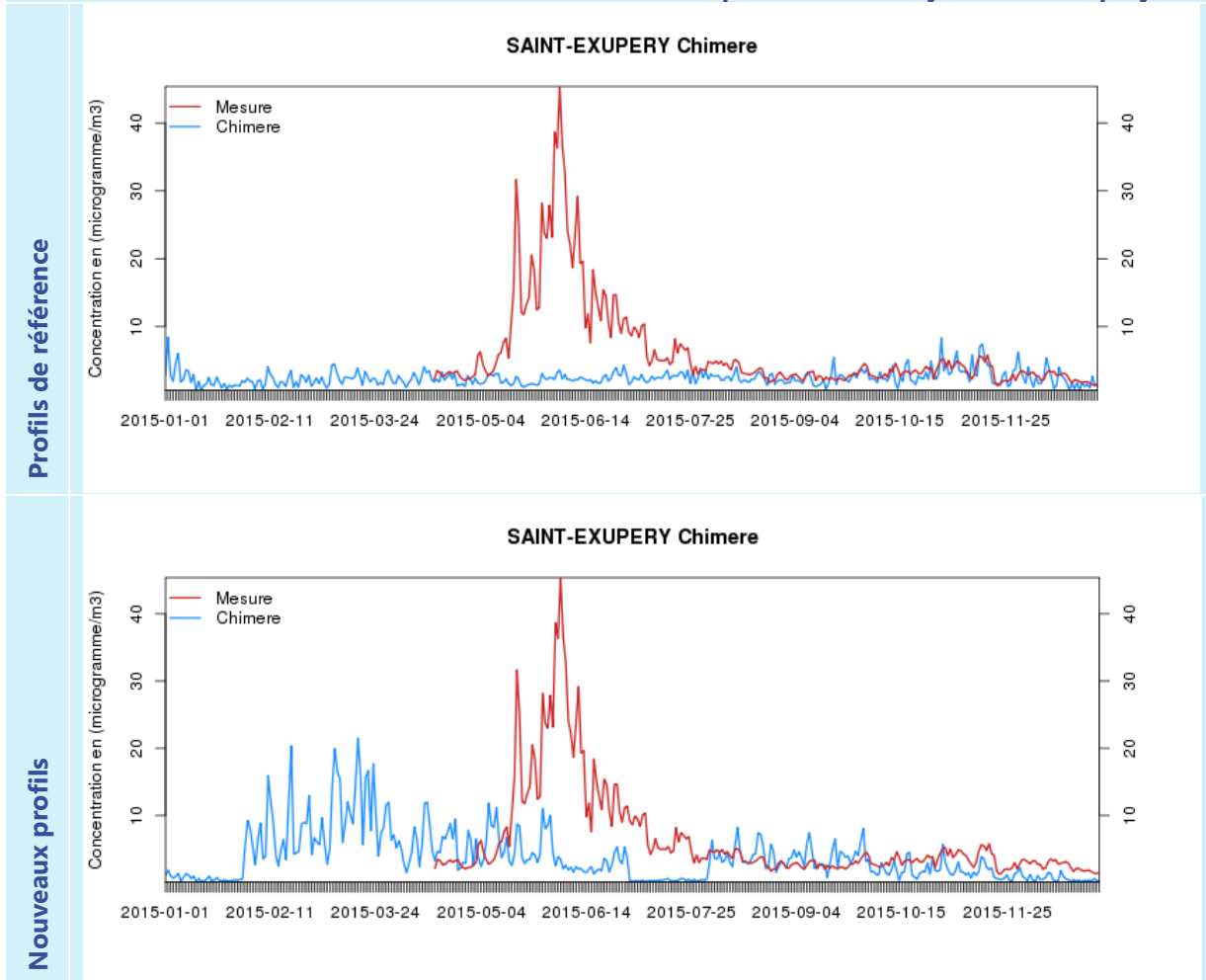


Tableau 3 – Concentration de NH<sub>3</sub> modélisées et mesurées à la station de Lyon-Saint Exupéry

Globalement, les écarts modèle mesures sont relativement importants (supérieurs à un facteur 1,5 ou 0,5) avec ou sans les nouveaux profils temporels.

Les données de mesure disponibles pour la comparaison avec le modèle en 2015 sont insuffisantes, une campagne de mesures a été programmée en 2017 afin de disposer d'informations supplémentaires sur les niveaux mesurés en Auvergne-Rhône-Alpes. La modélisation des concentrations d'ammoniac réalisée dans ce projet pourra aider à la stratégie d'échantillonnage.

### 4.3.2. Impact sur les concentrations de PM10

Le Tableau 4 contenant les cartes avec les profils de référence et les nouveaux profils temporels montre un impact significatif sur les concentrations de PM10. Ces dernières sont plus élevées dans les zones dites de fond (entre les agglomérations) pour la moyenne annuelle et le maximum horaire annuel. La mise en évidence de la formation de particules secondaires grâce aux nouveaux profils dans ces régions peut expliquer cette différence. A noter aussi que le changement de profil des secteurs de la SNAP 10 affecte les émissions de particules de cette activité. La caractérisation de la composition chimique des particules permettra de trancher si les niveaux de PM10 augmentent par formation de particules secondaires ou par nouvelle modulation des émissions primaires de PM10 agricoles.



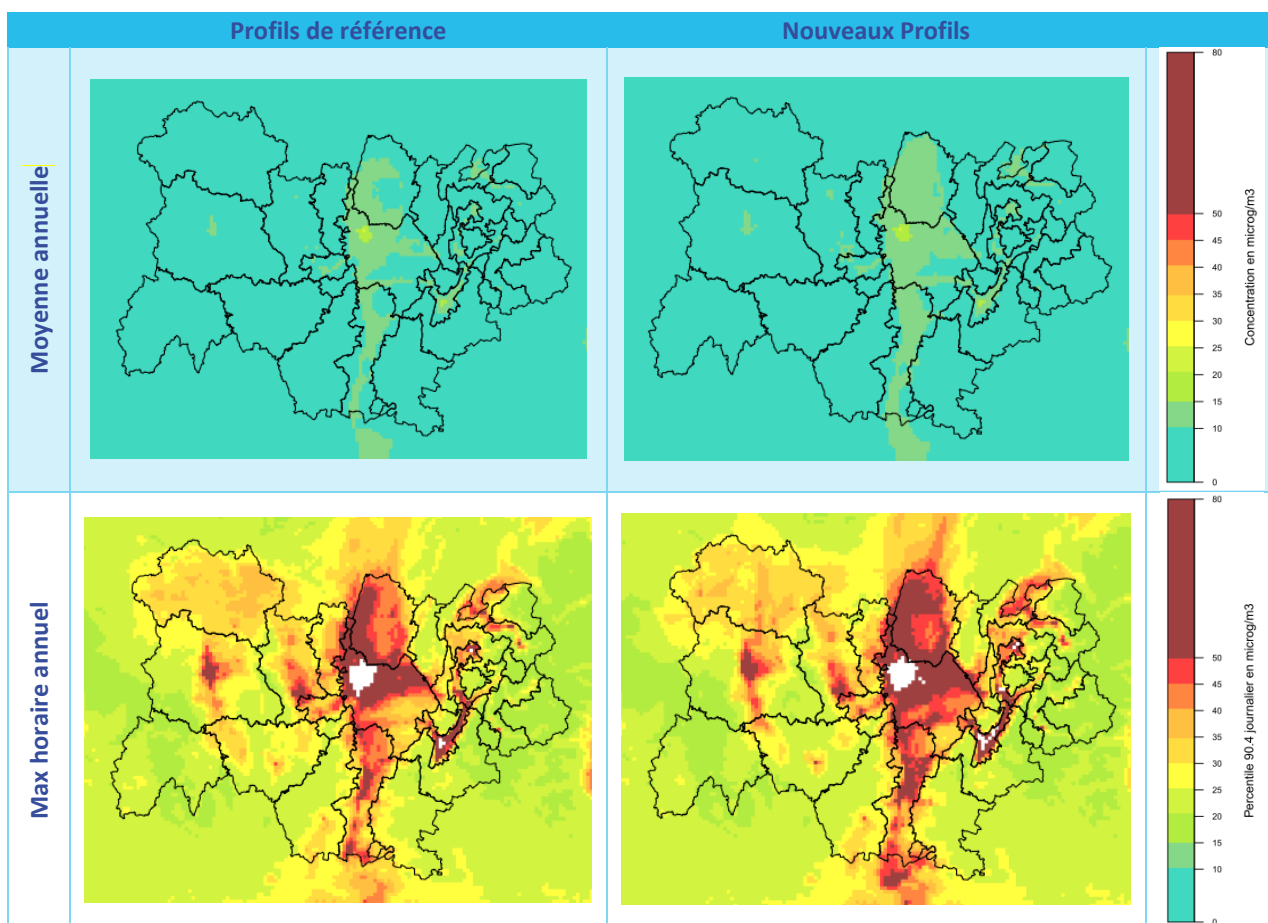


Tableau 4 : Moyenne et maximum horaire annuels des concentrations de PM10 avec le profil de référence et le nouveau profil temporel (en blanc les zones où Max horaire PM10 > 80µg.m<sup>-3</sup>)

Les profils moyens mensuels (voir Tableau 5) réalisés à partir de la moyenne des stations de mesures de PM10 du réseau d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes montrent que globalement les concentrations modélisées par CHIMERE sont en sous-estimation par rapport aux PM10 mesurées. Entre les deux simulations, les nouveaux profils temporels influencent les concentrations de PM10 avec :

- Une augmentation des concentrations de PM10 modélisées par CHIMERE principalement pendant les mois de février et mars (environ +2 à 3 µg.m<sup>-3</sup> sur la moyenne mensuelle)
- Une diminution des PM10 pour le mois d'octobre (<-1µg.m<sup>-3</sup>)
- Les autres périodes sont peu impactées par les nouveaux profils.

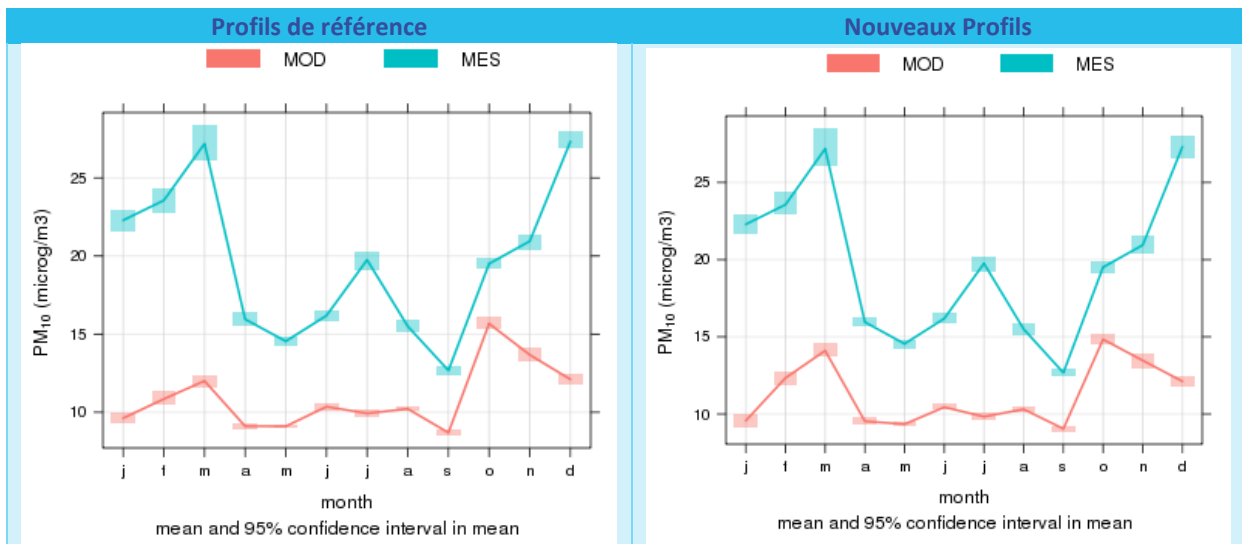


Tableau 5 – Profil moyen mensuel des concentrations de PM10 mesurées et modélisées pour toutes les stations de mesures PM10 de la région Auvergne Rhône Alpes

Pour comprendre si le changement de profil temporel affecte les performances du modèle, des scores statistiques sont élaborés à partir d’une comparaison modèle mesures. Ces mesures sont considérées comme l’observation la plus proche de la réalité de la qualité de l’air avec un échantillon suffisant. A noter que pour pallier au fait que les échelles représentatives entre le modèle et les mesures sont différentes, les stations industrielles et trafic sont retirées de la comparaison afin de ne pas biaiser la comparaison avec des mesures trop locales.

Les nouveaux profils temporels du secteur agricole amènent une amélioration minimale des critères statistiques Biais<sup>11</sup>, Biais absolu<sup>12</sup>, RMSE<sup>13</sup> et FAC2<sup>14</sup> (Tableau 6) sur la moyenne journalière de PM10. Ces résultats tendent à montrer que **les nouveaux profils permettent en moyenne de :**

- **diminuer la sous-estimation des PM10** car le biais et le biais absolu sont plus faibles.
- **recentrer les valeurs du modèle vers la mesure au niveau de la dispersion des points** car le RMSE est plus faible et le FAC2 plus important.

	Biais	Biais absolu	RMSE	FAC2
<b>Profil de référence</b>	-8.9 µg.m <sup>-3</sup>	9.64 µg.m <sup>-3</sup>	12.85 µg.m <sup>-3</sup>	62 %
<b>Nouveaux Profils</b>	-8.64 µg.m <sup>-3</sup>	9.36 µg.m <sup>-3</sup>	12.44 µg.m <sup>-3</sup>	64%

Tableau 6 – Biais , Biais absolu, RMSE et FAC2 entre les concentrations moyenne jour modélisées de PM10 et les mesurés – Moyenne sur toutes les stations de mesures PM10 du réseau d’Atmo Auvergne-Rhône-Alpes

Face à ces résultats relativement stables sur les critères moyennant toute l’année, il convient de regarder plus en détail le biais pour chaque site de mesure. L’observation de la différence entre les biais absolus des profils de référence et les nouveaux profils de la Figure 28 permet de faire le constat suivant :

- Les nouveaux profils amènent une **diminution des biais absolus** de l’ordre de 0,1 à 0,7 µg.m<sup>-3</sup> en moyenne sur la moyenne journalière de PM10.
- Les stations de Romans sur Isère, Valence, Lyon Saint Exupéry et Bourg-en-Bresse sont les plus impactées par l’amélioration des biais avec les nouveaux profils.

<sup>11</sup> Biais : Ecart modèle mesure moyen défini par  $Biais = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Concentrations\ modélisées_i - Concentrations\ observées_i)$

<sup>12</sup> Biais absolu : Ecart modèle mesure moyen défini par  $Biais\ absolu = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |Concentrations\ modélisées_i - Concentration\ observées_i|$

<sup>13</sup> RMSE : Root Mean Square Error = moyenne des écarts quadratique défini par :  $RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Concentrations\ modélisées_i - Concentrations\ observées_i)^2}$

<sup>14</sup> FAC2 : Pourcentage de données qui satisfont la relation suivante  $0.5 \leq \frac{Concentrations\ modélisées}{Concentrations\ observées} \leq 2.0$

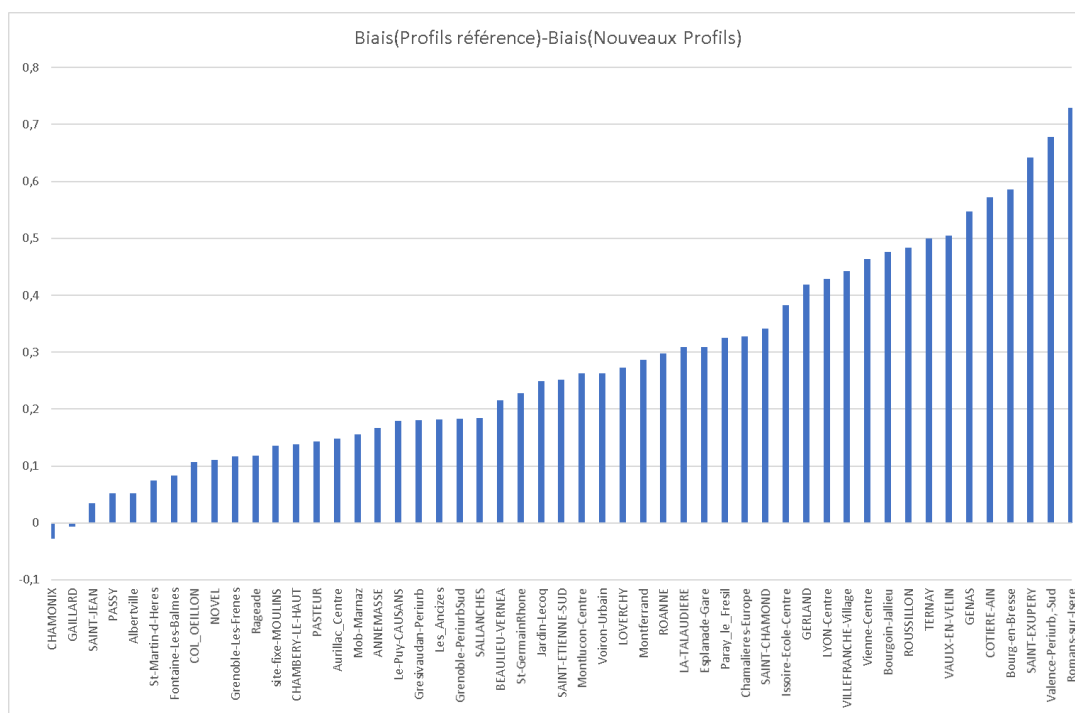


Figure 28 : Différence entre le biais absolu modèle mesure des profils de référence et des nouveaux profils

Afin de visualiser en détail ces améliorations, une extraction des concentrations de PM10 prédites par le modèle sur les stations de mesures les plus impactées dans 3 zones différentes a été réalisée : Romans sur Isère, Lyon Saint Exupéry et Bourg en Bresse.

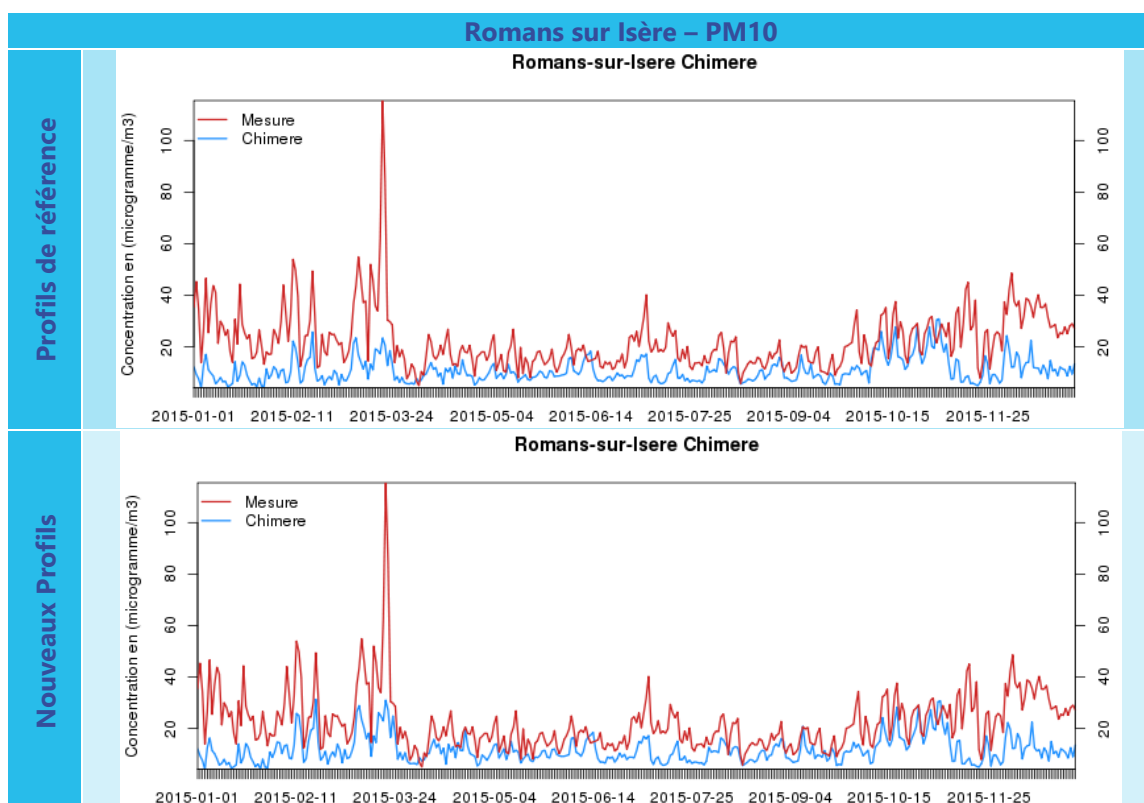


Tableau 7 : Moyenne jour des concentrations des PM10 mesurées et modélisées entre les profils de référence et les nouveaux profils sur la station de Romans sur Isère

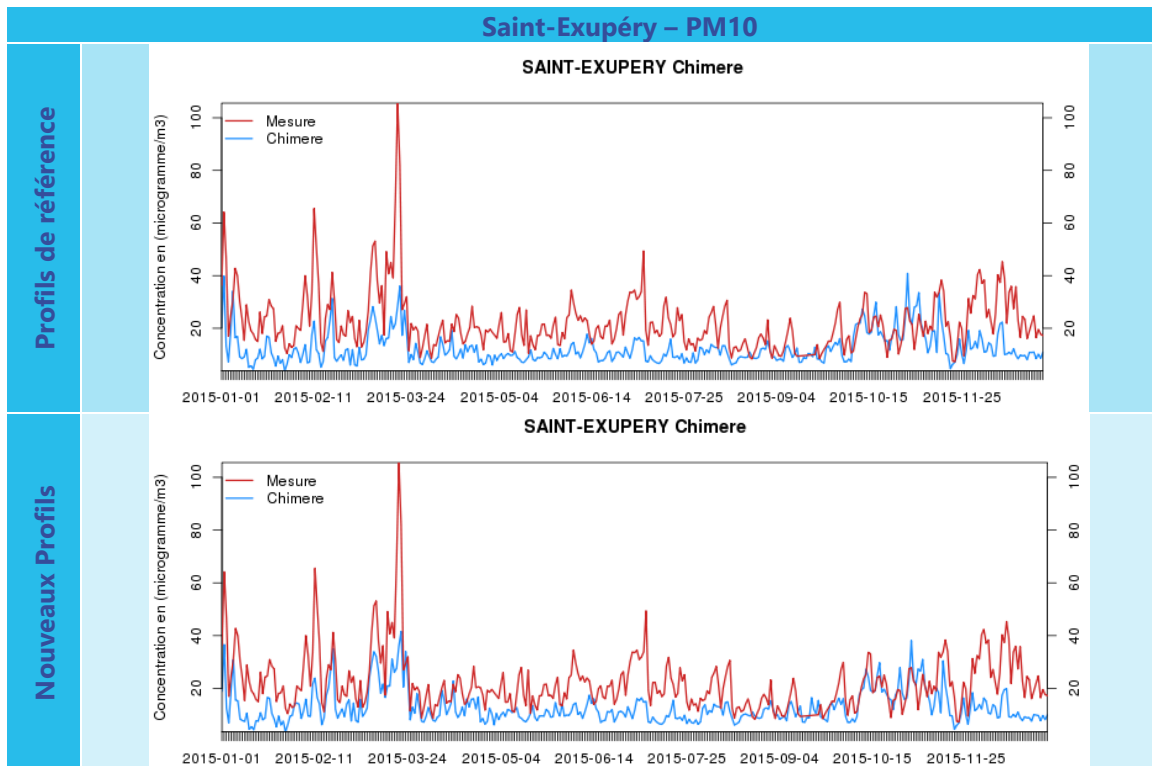


Tableau 8 : Moyenne jour des concentrations des PM10 mesurées et modélisées entre les profils de référence et les nouveaux profils sur la station de Saint-Exupéry

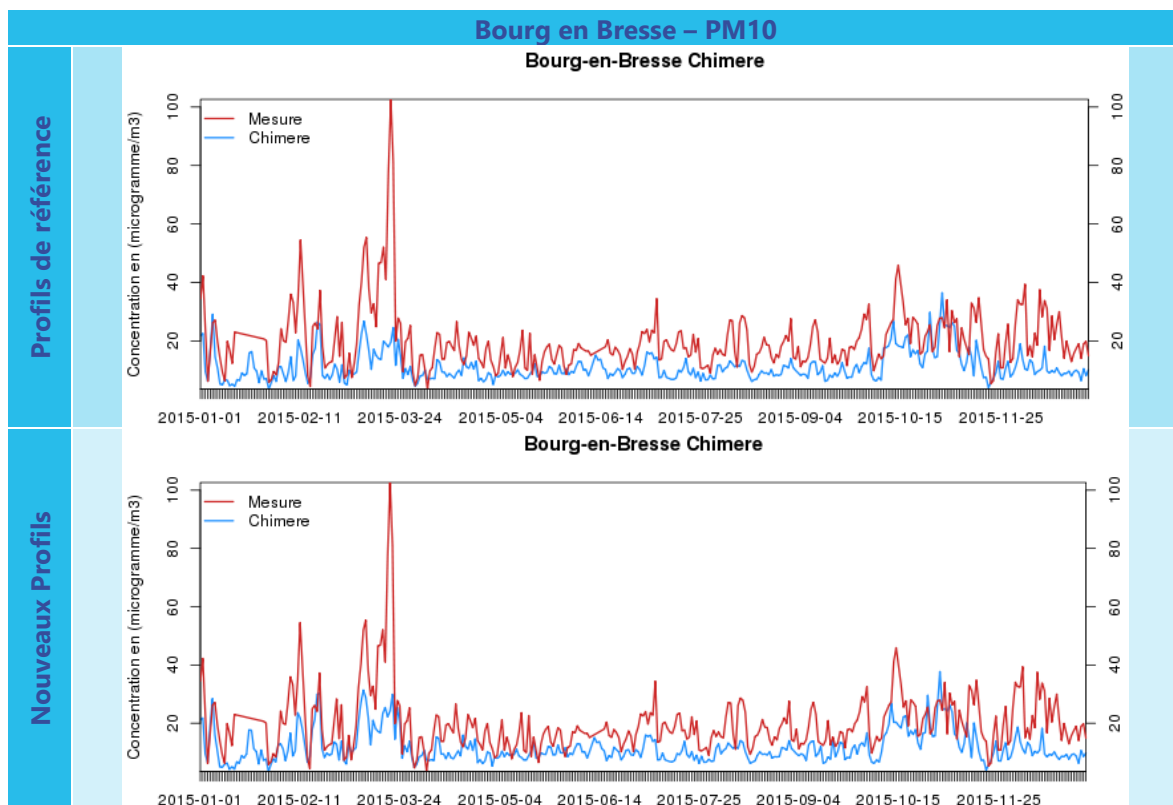


Tableau 9 : Moyenne jour des concentrations des PM10 mesurées et modélisées entre les profils de références et les nouveaux profils sur la station de Bourg en Bresse

**L'impact des nouveaux profils est visible dans la période du mois de mars avec des concentrations modélisées plus importantes.** Hors de cette période les concentrations sont relativement proches entre les deux séries temporelles, d'où des scores statistiques peu variants. Il est important de noter que la synchronisation des pics n'est pas changée mais que l'amplitude est plus importante dans certaines périodes.

Comme vu dans les profils moyens sur toutes les stations, les concentrations restent sous-estimées pendant cette période. Cette **sous-estimation peut avoir de multiples origines** du fait de contributions sous-estimées :

- du chauffage au bois
- des imports extérieurs : en effet les épisodes du mois de mars sont couramment caractérisés par des conditions de forte stabilité atmosphérique et d'import important de masses d'air intercontinentales<sup>15,16</sup>
- d'une sous-estimation encore des concentrations de particules secondaires et notamment du nitrate d'ammonium prenant une part importante dans l'épisode du 17 au 21 mars 2015<sup>17</sup>.

Afin de connaître l'impact des nouveaux profils temporels sur la formation des particules secondaires dans le modèle CHIMERE, des extractions de la spéciation des particules ont été réalisées.

#### 4.3.3. Impact sur la spéciation des particules des nouveaux profils : y a-t-il formation de particules secondaires ?

Le modèle CHIMERE permet de calculer les concentrations de PM10 et les sous-espèces chimiques qui composent ces particules grâce à un module de formation d'aérosols secondaires spécifique. Le Tableau 10 liste l'ensemble des espèces qui composent les PM10 avec leur origine, définition et type. La colonne « type » précise si l'espèce est produite de manière primaire ou s'il s'agit d'une espèce produite de manière secondaire. Une espèce est considérée comme primaire si elle est directement émise dans l'atmosphère. **Une espèce est dite secondaire si elle est formée par un processus chimique à partir d'une ou plusieurs autres espèces.** En dernière colonne du tableau, figure le nom de l'espèce regroupée dans les graphiques. Pour simplifier l'interprétation, **il a été choisi de regrouper toutes les espèces dites secondaires dans une espèce appelée pSOA.** A noter que dans ces espèces sont incluses des particules définies à la fois secondaires et primaires comme le pHNO<sub>3</sub> (acide nitrique) et pNH<sub>3</sub> (ammonium) dont on négligera la partie primaire car non prise en compte dans les émissions anthropiques et biogéniques sous forme particulaire. D'après ces hypothèses, seule la partie secondaire s'exprime dans ces concentrations dans la configuration choisie du modèle.

Espèces CHIMERE	Origine Biogénique ou anthropique ?	Espèce correspondante	Type	Nom espèce regroupée
pPPM	Anthro	Particules primaires	Primaire	pPPM
pDUST	Bio	Poussières désertiques	Primaire	pDUST
pSALT	Bio	Sels marins	Primaire	pSALT
pOCAR	Anthro	Organique Carbone	Primaire	pOCAR
pBCAR	Bio	Black carbone	Primaire	pBCAR
pH2SO4	Bio+Anthro	Equivalent sulfate*	Secondaire	pSOA

<sup>15</sup> [http://www.appa.asso.fr/docs/1/fckeditor/file/Revues/PollutionAtmospherique/HS\\_pointes/Deprost.pdf](http://www.appa.asso.fr/docs/1/fckeditor/file/Revues/PollutionAtmospherique/HS_pointes/Deprost.pdf)

<sup>16</sup> <http://www.air-rhonealpes.fr/article/bilan-des-episodes-de-pollution-2015>

<sup>17</sup> <http://www.lcsqa.org/rapport/2015/ineris/observation-analyse-temps-quasi-reel-episodes-pollution-particulaire-mars-2015-n>

pHNO3	Bio+Anthro	Equivalent nitrate*	Primaire/Secondaire	pSOA
pNH3	Bio+Anthro	Equivalent Ammonium	Primaire /Secondaire	pSOA
pISOPA1	Anthro	Isoprène sous forme particulaire	Secondaire	pSOA
pAnA1D	Anthro	Espèce particulaire hydrophile	Secondaire	pSOA
pAnBmP	Anthro	Espèce particulaire hydrophobe	Secondaire	pSOA
pBiA1D	Bio	Espèce particulaire hydrophile	Secondaire	pSOA
pBimP	Bio	Espèce particulaire hydrophobe	Secondaire	pSOA

Tableau 10 : Résumé des espèces particulaires dans le modèle CHIMERE (\*sous forme particulaire)

Sur le Tableau 11, la concentration mensuelle de l'espèce pSOA assimilée aux particules secondaires varie en moyenne entre  $3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  et  $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  entre les profils de référence et les nouveaux profils. Dans les deux simulations, la concentration moyenne est à son plus haut niveau lors des mois de février, mars et octobre. La différence entre le profil temporel de référence et les nouveaux profils est visible sur les mois de février et mars. Les concentrations pronostiquées avec les nouveaux profils temporels sont plus importantes pour le regroupement des espèces secondaires pSOA. **Cette augmentation confirme l'influence des nouveaux profils sur la production de particules secondaires dans le modèle CHIMERE** et non sur seulement la partie primaire des émissions pPPM (voir 4.3.2).

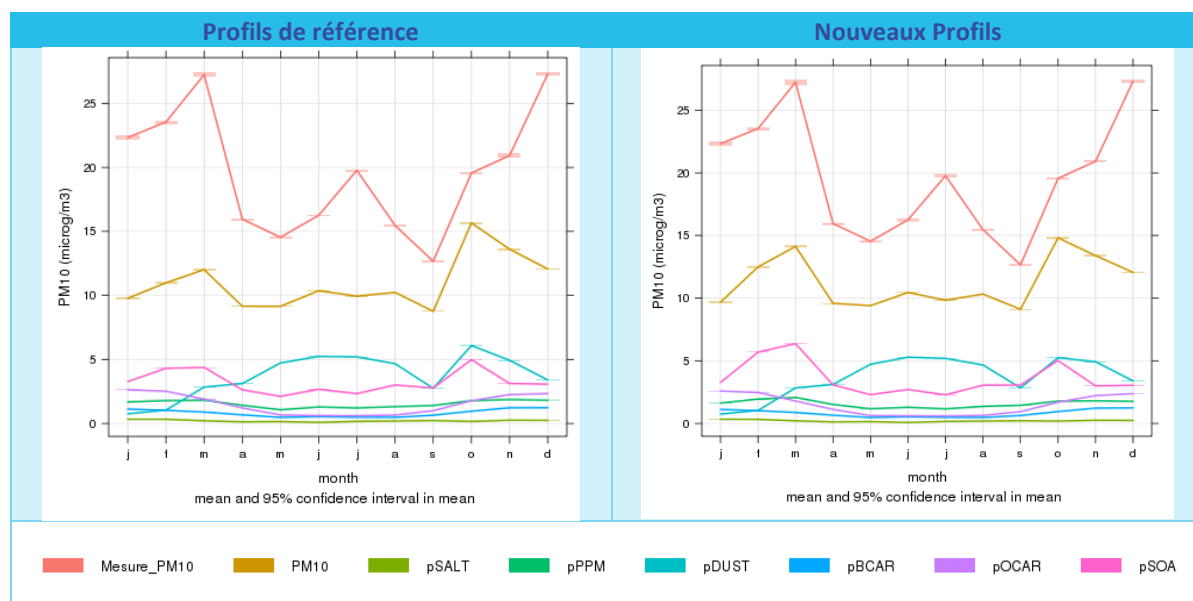


Tableau 11 : Profils moyens mensuels des concentrations de PM10 MODELISEES (et les sous espèces PARTICULAIRES) et mesurées. Moyenne pour toutes les stations de mesures PM10 de la région Auvergne Rhône Alpes

La contribution des particules secondaires sur la moyenne mensuelle de PM10 (voir Tableau 12) est de l'ordre de 45% pendant la période du mois de février et mars avec les nouveaux profils alors qu'elle n'était que d'environ 30% avec le profil de référence.

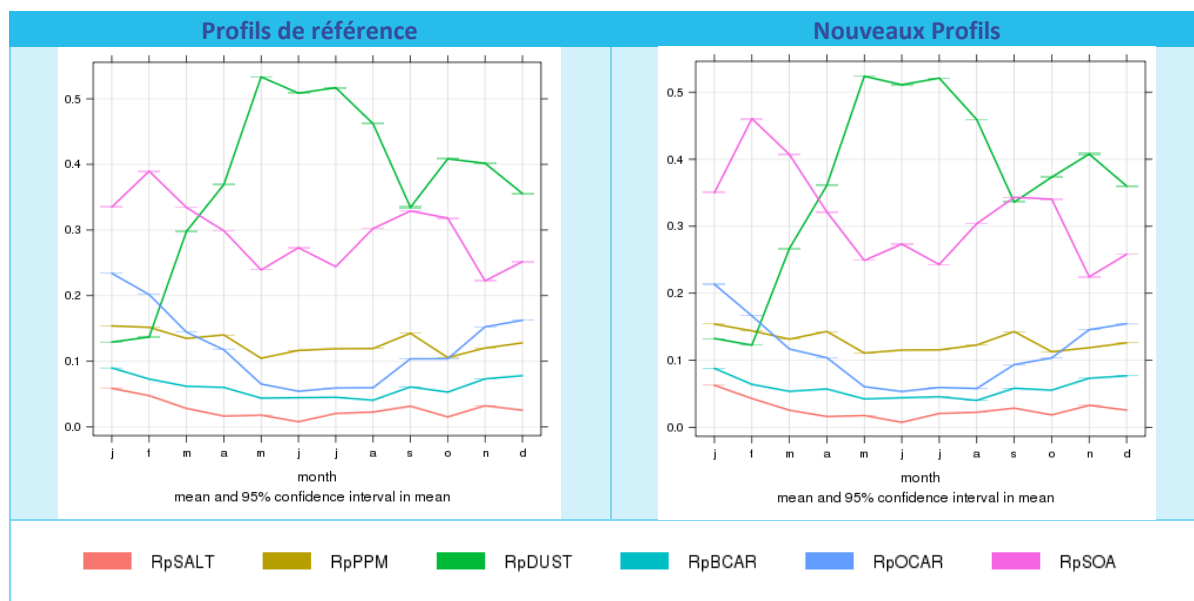


Tableau 12 : Profils moyens mensuels des contributions aux concentrations de PM10 MODELISEES (et les sous espèces PARTICULAIRES) et mesurées. Moyenne pour toutes les stations de mesures PM10 de la région Auvergne Rhône Alpes

La contribution des particules secondaires est encore plus remarquable pour le profil mensuel de la station de Romans sur Isère du Tableau 13. Elle est majoritaire par rapport aux autres espèces lors des mois de janvier, février, mars et octobre. Ce résultat met en avant le caractère sensible de cette station par rapport à la production de particules secondaires. A noter pour cette station la relative augmentation des particules primaires dans les nouveaux profils en février et mars que l'on peut lier à la modulation des émissions de PM10 agricoles dans cette période.

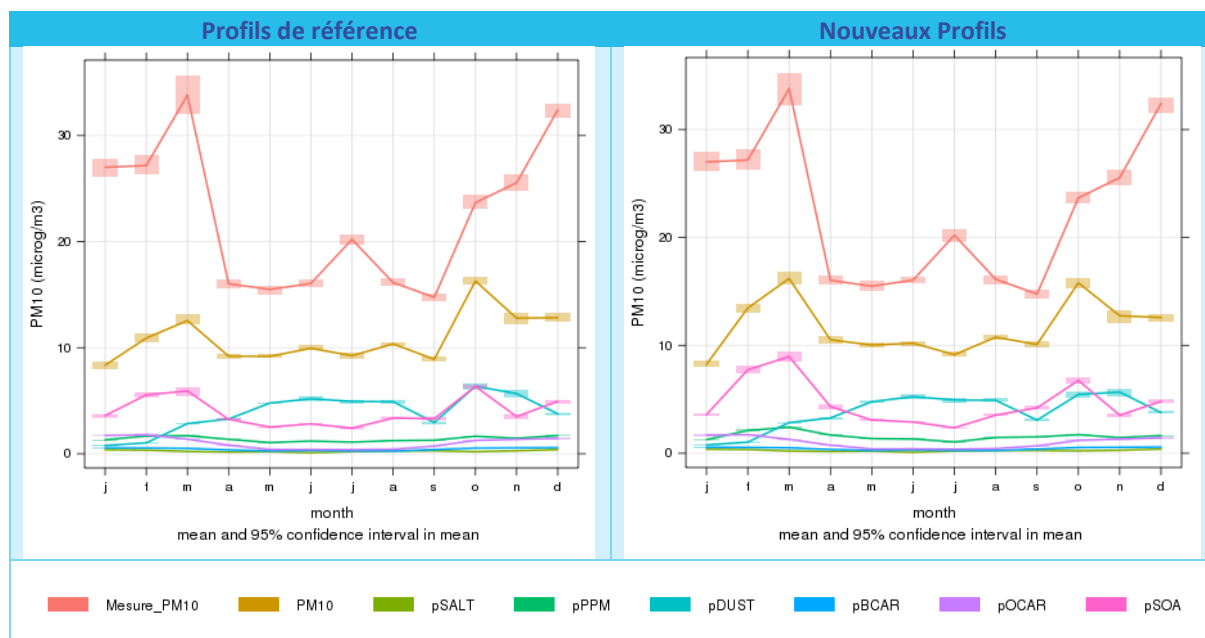


Tableau 13 : Profils moyens mensuels des concentrations de PM10 MODELISEES (et les sous espèces PARTICULAIRES) et mesurées à Romans sur Isère



Bien que ce ne soit pas l'objet de cette étude, ces profils permettent aussi de remarquer que les concentrations de pBCAR et pOCAR sont assez faibles pendant les périodes d'hiver. Ces espèces sont corrélées à la combustion de biomasse. Leur contribution représente une part de 20% à 30% dans les profils moyens de concentrations de PM10 modélisées. Cette contribution paraît faible au regard de l'estimation :

- de la part des émissions de particules fines liées au chauffage au bois en Rhône-Alpes qui peuvent contribuer jusqu'à 68% des émissions totales<sup>18</sup>
- de la part des concentrations mesurées et analysées comme une contribution du chauffage au bois. A titre d'exemple, il est estimé que dans le bassin grenoblois, la part hivernale «...de la combustion de biomasse (OMBB+ECBB) aux PM10 est importante avec une contribution moyenne sur les six sites urbains étudiés de 31% et dépassant 50%...»<sup>19</sup>.

**Les comparaisons avant/après modification des profils temporels montrent une amélioration de la modélisation des concentrations de PM10.** Toutefois, l'analyse de la composition des particules prévue par le modèle semble indiquer également une sous-estimation des émissions de particules due au chauffage au bois dans cette période, nécessitant une meilleure prise en compte. Un travail sur la qualification de l'apport extérieur de particules est aussi une piste non négligeable d'amélioration des résultats puisque lors de l'épisode du 17 au 22 mars, l'analyse des mesures montre une influence principale des particules secondaires d'origines locale ou extérieure<sup>20</sup> (voir aussi 4.3.2 et les sous-estimations des moyennes journalières de PM10 du modèle CHIMERE sur les stations Romans sur Isère, Lyon Saint Exupéry, Bourg en Bresse).

#### 4.3.4. Conclusions

L'ensemble des résultats obtenus permet de juger de la sensibilité du modèle aux conditions d'entrées.

**L'influence des nouveaux profils temporels** sur le secteur d'activité agricole dans le modèle de dispersion a de multiples répercussions sur :

- **Les concentrations de NH<sub>3</sub>** : une augmentation des niveaux moyens est surtout constatée pendant les mois de février et mars. La dispersion du NH<sub>3</sub> est relativement faible et on retrouve très vite un niveau de fond en dessous de 0,5 µg.m<sup>-3</sup> hors région. La comparaison entre le modèle CHIMERE et la mesure de NH<sub>3</sub> sur deux sites ne permet cependant pas de statuer sur la qualité et sensibilité de ce changement.
- **Les concentrations de PM10** : les concentrations modélisées de PM10 sont plus proches des mesures par réduction de la sous-estimation. Les scores statistiques montrent une amélioration relativement faible sur les scores moyens mais plus significatifs pendant les mois de février et de mars en observant les moyennes jours sur quelques stations.
- **Les concentrations des sous-espèces particulières de PM10** : la production de particules secondaires explique principalement l'augmentation constatée entre les deux modélisations.

**De nombreuses perspectives et propositions d'améliorations ont été dégagées :**

- La faible valeur des concentrations extérieures en NH<sub>3</sub> remet en question l'ordre de grandeur des émissions EMEP prises pour l'extérieur du contour d'Auvergne-Rhône-Alpes. Ces émissions doivent être comparées aux émissions internes. Un travail de prospection doit être réalisé sur les différentes versions de cadastre EMEP disponibles afin d'identifier la version la plus adéquate avec la méthodologie Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.
- L'analyse des résultats sur le site de Lyon Saint Exupéry montre qu'il serait intéressant de prospecter localement autour des futurs sites de mesures sur les pratiques culturales et l'influence de sources proches éventuelles.
- Les valeurs modélisées dans les deux modélisations peuvent être utilisées pour guider la stratégie d'implantation de futurs sites de mesures d'ammoniac ou d'ammonium (ACSM)<sup>21</sup>.
- La prise en compte du chauffage au bois semble sous-estimée. Une remise en question des émissions et des modulations temporelles doit être entreprise.

<sup>18</sup> <http://www.air-rhonealpes.fr/article/sources-de-pollution>

<sup>19</sup> [https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00661284/file/35623\\_PIOT\\_2011\\_archivage.pdf](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00661284/file/35623_PIOT_2011_archivage.pdf)

<sup>20</sup> <http://www.lcsqa.org/rapport/2015/ineris/observation-analyse-temps-quasi-reel-episodes-pollution-particulaire-mars-2015-n>

<sup>21</sup> ACSM = Aérosol Chemical Speciation Monitor

## 5. Conclusions et perspectives

Le travail réalisé a permis dans un premier temps de rassembler les informations disponibles sur la répartition temporelle des émissions d'ammoniac. Selon les sources, des évolutions très différentes étaient rapportées, le choix a été fait de se fonder au maximum sur les informations obtenues localement.

La répartition mensuelle des émissions d'ammoniac a été réalisée pour chaque poste contributeur afin d'estimer au mieux un profil global pour les émissions de ce polluant. **Le profil global obtenu est très différent de l'ancien profil SNAP10, en augmentant fortement la part des émissions d'ammoniac entre février et mai.** L'estimation de la contribution de chaque poste aux émissions d'ammoniac par mois pourra être utile par la suite en termes d'action de réduction.

**Les nouveaux profils ont pu être utilisés pour estimer l'impact sur les concentrations d'ammoniac et de PM10 modélisées.** Les premiers résultats montrent un impact positif de ces modifications, avec des variations allant dans le sens attendu : légère augmentation des concentrations de NH<sub>3</sub> et de PM10 au printemps. Toutefois, cette étude s'est focalisée sur le raffinement des émissions et n'était qu'un premier pas dans le domaine de la modélisation. Des travaux complémentaires doivent être poursuivis, notamment l'acquisition de mesures complémentaires de NH<sub>3</sub> sur différents secteurs de la région Auvergne-Rhône-Alpes afin de mieux connaître les niveaux d'ammoniac et étoffer les comparaisons modèle-mesures. D'autres pistes ont également été identifiées pour l'amélioration de la spéciation des particules dans le modèle comme une meilleure prise en compte du chauffage au bois ainsi qu'un travail sur les émissions EMEP à diagnostiquer extérieures à la région.



# Bibliographie

Air Rhône-Alpes (2016) Mesures de l'ammoniac dans l'atmosphère

Direction Générale de l'Énergie et du Climat – Sous-Direction du Climat et de la Qualité de l'Air – Bureau de la Qualité de l'Air (2012) - **Guide PCIT** : Méthode d'élaboration des inventaires territoriaux des émissions atmosphériques – Novembre 2012. Téléchargeable à cette adresse :

[http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Guide\\_Methodo\\_PCIT\\_V\\_finale\\_2colonnes.pdf](http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Guide_Methodo_PCIT_V_finale_2colonnes.pdf)

CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique) (2014) - **OMINEA 2014** : Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France, 11<sup>ème</sup> édition – Février 2014. Téléchargeable à cette adresse :

<http://www.citepa.org/fr/activites/inventaires-des-emissions/ominea>

EEA (European Environment Agency) (2013) – **EMEP/EEA 2013** : Air pollutant emission inventory guidebook – Août 2013. Téléchargeable à cette adresse :

<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>

EEA (European Environment Agency) (2009) – **EMEP/EEA 2009** : Air pollutant emission inventory guidebook – Juin 2009. Téléchargeable à cette adresse :

<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>

GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat) (2006) - **GIEC 2006** : Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, préparé par le Programme pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. et Tanabe K. (eds). Publié : IGES, Japon – 2006. Téléchargeable à cette adresse :

<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/>