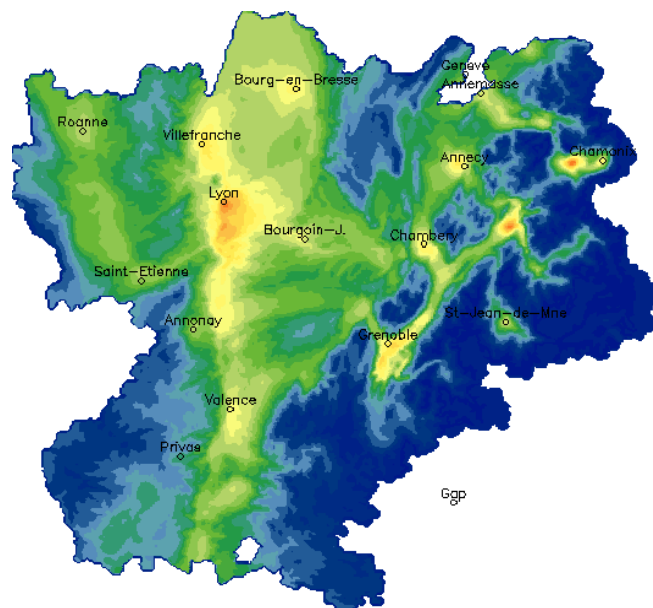




Cartographie des concentrations de particules fines dans l'air de la région Rhône-Alpes

2008-2009



Concentration PM₁₀ 2008 (PREVALP 2008v06)



Rhône-Alpes Région

Les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air de la Région Rhône-Alpes (AASQA), l'Air de l'Ain et des Pays de Savoie, ATMO Drôme-Ardèche, COPARLY, ASCOPARG, SUPAIR et AMPASEL font partie du dispositif français de surveillance et d'information de la qualité de l'air. Leur mission s'exerce dans le cadre de la loi sur l'air du 30 décembre 1996 et de ses décrets d'application notamment le décret 98-361 du 6 mai 1998 relatif à l'agrément des organismes de surveillance de la qualité de l'air.

A ce titre et compte tenu du statut d'organisme non lucratif, les AASQA de Rhône-Alpes sont garantes de la transparence de l'information sur le résultat de leurs travaux.

Conditions de diffusion :

- Les données recueillies tombent dès leur élaboration dans le domaine public. Le rapport d'étude est mis à disposition sur www.atmo-rhonealpes.org, un mois après validation interne.
- Les données contenues dans ce document restent la propriété des associations. Données non rediffusées en cas de modification ultérieure des données.
- Toute utilisation partielle ou totale de ce document doit faire référence aux associations en termes de «AASQA Rhône-Alpes (2008) : Cartographie des concentrations de particules fines dans l'air de la région Rhône-Alpes».
- Les AASQA de Rhône-Alpes ne sont en aucune façon responsables des interprétations et travaux intellectuels, publications diverses résultant de ses travaux et pour lesquels aucun accord préalable n'aurait été donné.

Édité le : 12/01/2011

Cette étude a reçu le concours financier de la Région Rhône-Alpes

Les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air de la Région Rhône-Alpes tiennent à remercier Christine Piot, Jean-Luc Jaffrezo, et Jean-Luc Besombes, des *Laboratoires de Glaciologie et de Géophysique de l'Environnement* (LGGE Grenoble) et du *Laboratoire de Chimie Moléculaire et Environnement* (LCME Chambéry) pour leur travail d'analyse chimique sur les particules, leur aide précieuse à l'interprétation de ces résultats particulièrement complexes, et leur implication dans ces travaux. Ce partenariat fait suite à une précédente étude conduite en 2008-2009 dans le nord grenoblois et à une étude à paraître en 2010 sur l'étude de traceurs de combustion dans l'environnement de trois chaufferies bois de Rhône-Alpes

Sommaire

Sommaire	3
1. Contexte et objectifs	7
1.1. LES PARTICULES EN RHÔNE-ALPES	7
1.1.1. Source d'émissions des particules	8
1.1.2. Méthode de mesure des particules en Rhône-Alpes	8
1.1.3. Les épisodes de pollution aux particules	9
1.2. LA RÉGLEMENTATION	9
1.2.1. Valeurs réglementaires	9
1.3. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE	10
2. Matériels et méthodologie	11
2.1. UTILISATION DE LA PLATEFORME DE MODÉLISATION PREVALP, INTÉRÊT DES MESURES	11
2.1.1. Utilisation de la plateforme régionale PREVALP	11
2.1.2. Le module de chimie	12
2.1.3. Exploitation des mesures in-situ pour l'amélioration de la modélisation	13
2.2. MESURES POUR LA DÉTERMINATION DES MASSES (MICROVOL)	13
2.2.1. Matériel utilisé	13
2.2.2. Échantillonnage spatial pour la détermination des masses	14
2.2.3. Échantillonnage temporel pour la détermination des masses : calendrier de l'étude	15
2.3. MESURES POUR LA DÉTERMINATION DE LA COMPOSITION CHIMIQUE (PRÉLÈVEMENT BAS-DÉBIT PARTISOL)	17
2.3.1. Matériel utilisé	17
2.3.2. Échantillonnage spatial et temporel pour la détermination de la composition chimique	17
2.3.3. Artéfacts de prélèvements	19
2.4. ÉPISODE DE POLLUTION LIÉES AUX POUSSIÈRES EN 2009	19
3. Bilan des mesures	20
3.1. VALIDATIONS DES RÉSULTATS ISSUS DES PRÉLEVEURS MICROVOLS	20
3.1.1. Débit non constant	20
3.1.2. Pesées négatives	20
3.1.3. Exemple du taux d'invalidation sur Lyon centre	20
3.1.4. Carte du nombre de prélèvements valides	21
3.1.5. Incertitude de mesures	21
3.2. COMPARAISON DES PRÉLEVEURS MICROVOL AUX STATIONS FIXES	22
3.3. AJUSTEMENT DE LA MESURE MICROVOL	23
3.3.1. Methodologie	23
3.3.2. Qualité de l'ajustement	24
3.3.3. Utilisation des données ajustées	26
3.4. LA COMPOSITION CHIMIQUE DES PARTICULES	27
3.4.1. Analyse chimique et traitement des données	27
3.4.2. Evolution de la masse mesurée sur les filtre des partisols et de la composition des PM ₁₀	28
3.4.3. Évolutions de la contribution des sources d'émissions sur le carbone organique	29
4. Comparaisons du modèle PREVALP aux mesures mises en place	31
4.1. LA COMPOSITION CHIMIQUE DES PARTICULES	31
4.2. MESURE PAR MASSE : COMPARAISON PONCTUELLE EN MILIEU RURAL ET PÉRIURBAIN	32
5. Cartographie et réglementation en air ambiant	39
5.3. CARTOGRAPHIE DE LA MOYENNE ANNUELLE DES PM ₁₀ ET PM _{2,5}	39
5.4. CARTOGRAPHIE DU NOMBRE DE DÉPASSEMENTS DE 50 µg.M ⁻³	42
5.5. EXPOSITION DE LA POPULATION	43
5.5.1. Pourcentage de population exposée	43
5.5.2. Répartition géographique des populations exposées	44
6. Conclusion	47

Tables des figures

Figure 1 : Répartition des émissions des particules PM ₁₀ en Rhône-Alpes	8
Figure 2 : Cadastre des émissions pour la région Rhône-Alpes en 2006 (version 2008-3)	8
Figure 3 : Schéma synthétique de la chaîne PREVALP	12
Figure 4 : Microvol implanté sur site	14
Figure 5 : Implantation des sites de mesures Microvols.....	15
Figure 6 : Calendrier de l'étude pour les mesures de PM ₁₀ et PM _{2,5}	16
Figure 7 : Validation de l'échantillonnage temporel	16
Figure 8 : Photo d'un Partisol	17
Figure 9 : Implantation des sites Partisols sur la région.....	18
Figure 10 : nombre de prélèvements valides par sites sur les 8 campagnes.....	21
Figure 11 : Comparaison des mesures PM10 Microvol avec les données de référence sur Lyon centre : Données rangées par écarts volatils croissants	22
Figure 12 : Comparaison linéaire entre les mesures par préleveurs (Microvols) et les mesures par analyseurs (FDMS).....	23
Figure 13 : Comparaison des FDMS avec les préleveurs avant ajustement par la régression orthogonale	24
Figure 14 : Comparaison des analyseurs (FDMS) avec les préleveurs (Microvols) après ajustement par la régression orthogonale	24
Figure 15 : Etude des différences entre les analyseurs (FDMS) et préleveurs (Microvols)	25
Figure 16 : Répartition du nombre de prélèvements valides par site.....	26
Figure 17 : Moyenne annuelle des sites valides (au moins 6 prélèvements valides) avec correction des concentrations par la régression orthogonale	26
Figure 18 : Composition relative (en %) des PM ₁₀ en Rhône-Alpes en août 2008, octobre 2008, janvier 2009 et mars 2009 (source LGGE/LCME, C. Piot)	29
Figure 19 : Contributions de la combustion de biomasse, des émissions véhiculaires et des autres sources au carbone organique (en %) dans les PM ₁₀ en Rhône-Alpes.....	30
Figure 20 : Comparaison des analyses chimiques du modèle PREVALP, des analyses chimiques des mesures et de la mesure FDMS de référence pour 2 campagnes différentes.....	31
Figure 21 : Comparaison des Préleveurs corrigés aux concentrations PREVALP (version v06) pour tous les sites et pour toutes campagnes confondues	32
Figure 22 : Répartition par histogramme des différences entre les concentrations ajustées des préleveurs et les concentrations de PREVALP (version v06).....	33
Figure 23 : Comparaison par campagne des concentrations PREVALP (version v06) et des mesures par préleveurs corrigées.....	34
Figure 24 : Différence entre préleveurs et analyseurs en moyenne annuelle.....	36
Figure 25 : Sites sélectionnés pour l'évaluation de la plateforme PREVALP en milieu rural et à influence périurbaine.....	36
Figure 26 : Comparaison par typologie des différences entre les concentrations PREVALP et les mesures	37
Figure 27 : Cartographie des moyennes annuelles 2008 en PM10 sur la région Rhône-Alpes.....	39
Figure 28 : Cartographie des moyennes annuelles 2009 en PM10 sur la région Rhône-Alpes.....	40
Figure 29 : Moyenne annuelle en 2009 de PM2.5	41
Figure 30 : Nombre de jours de dépassement du seuil de 50 µg/m ³ en moyenne journalière en 2008.....	42
Figure 31 : Exposition de la population à la moyenne annuelle de PM10 en 2008.....	43
Figure 32 : Exposition de la population aux dépassements du seuil 50 µg/m ³ en 2008.....	44
Figure 33 : Pourcentage de population exposée au sein des communes à plus de 20 jours de dépassement de la valeur 50µg.m ⁻³	45
Figure 34 : Nombre d'habitants exposés au sein des communes à plus de 30 jours de dépassement de la valeur 50µg.m ⁻³	46

Tables des tableaux

Tableau 1 : Réglementation en vigueur pour les particules PM ₁₀	10
Tableau 2 : Calendrier des campagnes pour les analyses chimiques	18
Tableau 3 : Statistiques des différences en milieu rural et périurbain entre le modèle PREVALP et les mesures par filtre	38

Résumé

Les particules fines représentent un enjeu majeur pour la région Rhône-Alpes, zone particulièrement exposée à de fortes concentrations du fait de sa configuration géographique, de son industrialisation et de sa démographie toujours croissante. Ce sont des polluants complexes qui peuvent agréger de nombreux composés (métaux, hydrocarbures, pesticides ...). Les concentrations de particules fines (PM10) peuvent dépasser les valeurs réglementaires y compris en zone rurale et de montagne.

Une étude de faisabilité de la cartographie des poussières a été menée au sein des ASQAA de la région Rhône-Alpes en 2007. Au terme de cette étude de faisabilité, une quarantaine d'appareillages spécifiques (préleveurs Microvols) ont été acquis dans le but de mesurer la concentration en poussières par mesure massique en différents points sélectionnés. Pour compléter ces mesures et connaître précisément la composition chimique des particules, des analyses chimiques par préleveurs bas-débit Partisols ont été mises en place sur une dizaine de points du territoire.

La stratégie adoptée a été de réaliser une modélisation de l'année 2008 et du début de l'année 2009 à l'aide d'un modèle de qualité de l'air déterministe PREVALP et des mesures de particules en continu issues des stations fixes des AASQA de la région Rhône-Alpes.

Les données des campagnes de mesure ont été utilisées :

1. Pour valider les hypothèses de calcul du modèle déterministe, notamment pour ce qui concerne les émissions et la chimie des particules
2. Pour établir un comparatif entre cette modélisation et les nombreux points de mesures disponibles implantés pour l'étude en milieu rural et périurbain.

Plus de 20% des données ont dû être invalidées sur l'ensemble des campagnes de mesure pour diverses raisons techniques. La comparaison des concentrations relevées par Microvols avec les analyseurs suggèrent qu'il existe une part relativement importante des particules volatiles qui échappent à la mesure par Microvol. Une méthode de régression a été utilisée afin d'ajuster les concentrations Microvols avant de les comparer au modèle déterministe. Les différences entre les données ajustées et le modèle déterministe PREVALP sont très dépendantes de l'environnement des sites de mesures : entre 10% et 20% d'erreur pour les sites ruraux et périurbains. Les différences maximales sont relevées dans les vallées alpines (avec 80% de différence pour le site de Bramans en Maurienne).

L'analyse chimique des particules requiert des techniques poussées, qui sont développées en Rhône-Alpes par les équipes de recherche des laboratoires LGGE/LCME basés à Grenoble et Chambéry. La connaissance précise des différentes sources et de leur contribution aux concentrations mesurées, peut permettre d'estimer l'impact réel des sources d'émissions. Il ressort de grandes disparités de la composition des aérosols au niveau temporel (influence des saisons) mais aussi au niveau géographique (influence de l'environnement des sites). Comme le modèle PREVALP le calcule, une importante hausse des nitrates mais aussi de matière organique, est mesurée pendant la période hivernale. Ces analyses ne permettent cependant pas de reconstituer la masse totale des poussières mesurée par les analyseurs en continu des stations fixes.

Comme pour l'année 2008, les niveaux de fond de 2009 présentent des niveaux moyens en particules moins élevés qu'en 2007. Les concentrations moyennes calculées en 2009 sont légèrement supérieures à celles de l'année 2008. La carte régionale des concentrations issue du modèle PREVALP permet ainsi d'estimer qu'en 2008 et 2009, les niveaux de fond en PM₁₀ n'ont pas atteint la valeur limite de 40 µg/m³.

Néanmoins certaines zones restent plus exposées que d'autres tant au niveau de la concentration moyenne annuelle qu'au niveau du nombre de jours de dépassement de la valeur limite journalière. Il s'agit des agglomérations de Lyon et des agglomérations du sillon alpin et des vallées alpines : Grenoble, Annecy, Chambéry, Albertville et Saint-Jean de Maurienne. Pour ces dernières, les conditions météorologiques liées à la topographie pénalisent la dispersion des particules en période hivernale.

Afin d'obtenir une répartition géographique de l'exposition de la population, les résultats du modèle PREVALP ont été croisés aux cartes de densités de population afin de pouvoir calculer un nombre d'habitants exposés par commune à plus de 35 dépassements de la valeur $50\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (valeur limite). Les résultats montrent que dans 29 communes de Rhône-Alpes, plus de 500 habitants sont soumis au dépassement de la valeur limite. Les agglomérations de Lyon, Grenoble, Albertville ainsi que la vallée de l'Arve apparaissent à nouveau comme les territoires les plus à risques.

1. Contexte et objectifs

La connaissance de l'exposition des rhônalpins à la pollution atmosphérique s'appuie actuellement sur la réalisation de cartographies régionales de concentrations établies pour représenter une exposition moyenne à l'échelle d'une année. La combinaison d'outils cartographiques et de modélisation de qualité de l'air, avec des mesures de calage sur le terrain, permettent ainsi d'estimer les concentrations de polluants dans l'air en tout point d'un territoire. A l'image des travaux réalisés en 2002 et 2007 en Rhône-Alpes (cartographie de l'ozone - cofinancée par le Conseil Régional) et 2005 (cartographie annuelle du dioxyde d'azote et du benzène - cofinancée par la DRASS), la programmation pluriannuelle de travaux de cartographie permet de suivre l'évolution de la pollution atmosphérique à l'échelle de toute une région. Elle est une base indispensable pour estimer les populations susceptibles d'être exposées à des dépassements de valeurs réglementaires, et pour cibler les territoires les plus touchés sur lesquels il sera nécessaire de conduire des actions d'amélioration. Ce type de cartographie est en effet un outil précieux permettant de fournir des éléments de synthèse ou prospectifs d'aide aux décisions visant à améliorer la qualité de l'air des Rhônalpins.

Les particules fines en suspension présentent un enjeu environnemental majeur et leur toxicité est avérée sur la santé humaine. En plus de l'évaluation du statut de la région vis-à-vis du respect de valeurs réglementaires, il est nécessaire de conduire des actions d'amélioration des connaissances sur la présence de différentes tailles de particules (granulométrie) mais également sur les variations de la nature chimique des particules au fil des saisons.

1.1. Les particules en Rhône-Alpes

Les particules fines, aussi appelées aérosols, sont des poussières en suspension dans l'atmosphère, leur caractère à la fois solide et liquide leur prodigue une grande interactivité avec le milieu aérien : elles participent à des réactions photochimiques, des échanges gazeux et leur impact climatique est encore un large sujet de recherche.

Les particules fines sont un enjeu majeur pour la région Rhône-Alpes, zone particulièrement exposée à de fortes concentrations du fait de sa configuration géographique, de son industrialisation et de sa démographie toujours croissante. Le renforcement des valeurs réglementaires, notamment l'apparition de valeurs cibles pour les particules plus fines (PM_{2.5}) dans la directive européenne de 2008, nécessite ainsi une meilleure connaissance de la répartition des taux de particules sur la région Rhône-Alpes.

Les particules sont communément classées selon leurs tailles. Celles-ci vont de quelques nanomètres à quelques dizaine de micromètres. A l'heure actuelle la mesure de PM₁₀ est largement répandue. Les mesures de concentrations de PM_{2.5} sont plus récentes mais également mesurées en routine sur le réseau de surveillance de qualité de l'air.

1.1.1. Source d'émissions des particules

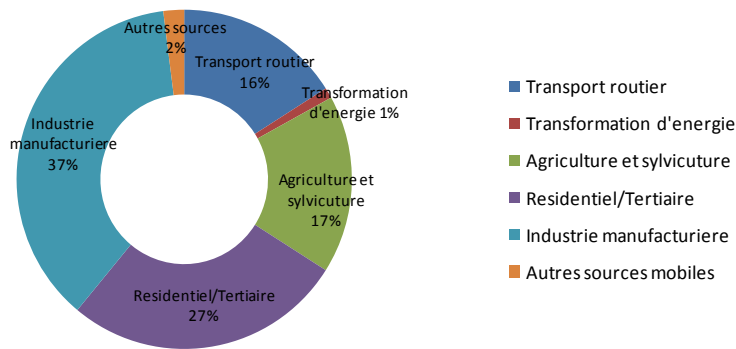


Figure 1 : Répartition des émissions des particules PM₁₀ en Rhône-Alpes (source : cadastre ATMO Rhône-Alpes version 2008-3)

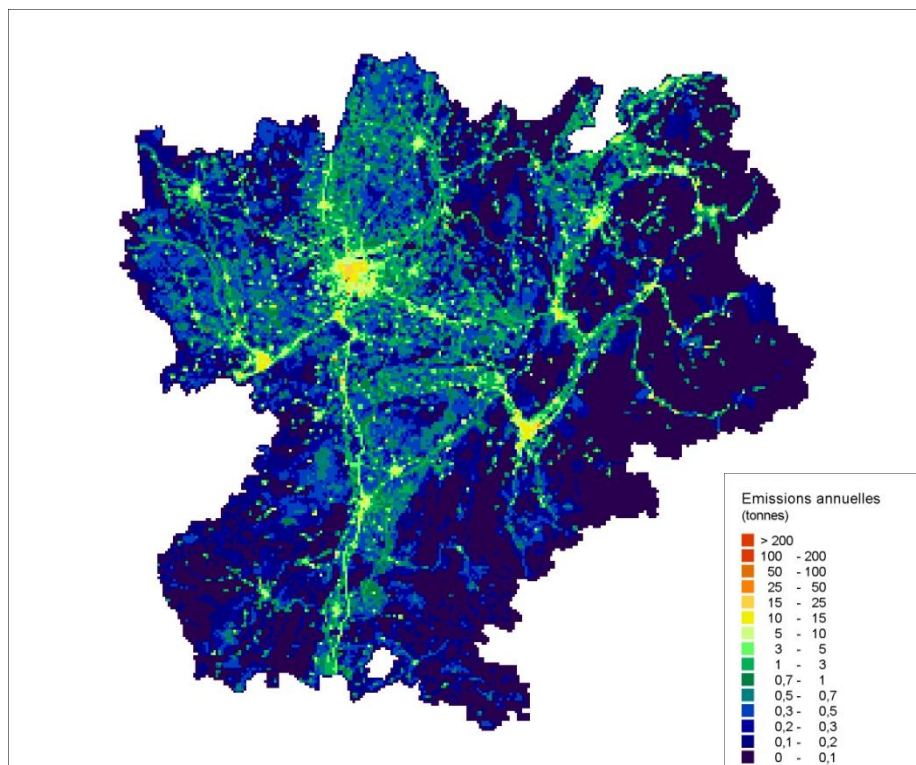


Figure 2 : Cadastre des émissions pour la région Rhône-Alpes en 2006 (version 2008-3)

Dans notre région, les particules proviennent en grande majorité de l'industrie, du résidentiel/tertiaire (dont le chauffage domestique), du trafic routier et de l'agriculture. Les dépassements des valeurs réglementaires concernent essentiellement les journées polluées d'hiver, en raison de l'effet combiné de la météorologie et d'une augmentation des émissions liées au chauffage.

Les émissions de particules liées au chauffage représentent une part de 27% en moyenne sur l'année après l'industrie, mais deviennent majoritaires à 42% en moyenne sur l'hiver, pour atteindre 60% les jours de grand froid, soit une multiplication par 4 des émissions. En Rhône-Alpes, le trafic routier représente 17% des émissions annuelles des PM₁₀ dont la majorité (90%) est imputable aux véhicules diesel.

1.1.2. Méthode de mesure des particules en Rhône-Alpes

La mesure des concentrations de particules dans l'air est réalisée en continu en stations fixes. L'air prélevé à l'aide d'un capteur munie d'une pompe, passe d'abord dans une

« tête de prélèvement » qui sélectionne les poussières selon leur diamètre. Historiquement, les premiers analyseurs de particules mis en œuvre autour des années 2000 sont des microbalances du type « TEOM ».

Ces appareillages permettent de quantifier les particules non volatiles. Leur processus de mesure intégrant une phase de séchage de l'air à 50°C, les particules les plus volatiles ne sont alors pas prises en compte dans les mesures.

Du point de vue réglementaire, il a été nécessaire de remédier à ce problème pour produire des résultats de particules incluant les composés volatiles à compter de janvier 2007. Pour ce faire, l'état français a demandé aux AASQA de s'équiper de modules complémentaires des TEOM et permettant d'intégrer cette phase volatile dans les résultats. En Rhône-Alpes, certaines stations de référence équipées des deux technologies, ont ainsi permises depuis 2007, de calculer un « écart de concentration » caractérisant la phase volatile et qui a été utilisé pour ajuster les concentrations des autres stations non équipées du module FDMS.

1.1.3. Les épisodes de pollution aux particules

Il existe différents types d'épisodes de pollution aux particules susceptibles de toucher la région Rhône-Alpes :

- **Épisode de pollution nitrée**

L'épandage agricole pratiqué au printemps est une source supplémentaire de composés azotés dans l'atmosphère. Les oxydes d'azote sont convertis en acide nitrique. Avec l'ammoniac, également de provenance agricole, ils vont ensuite former à la surface des particules du nitrate d'ammonium, composés entrant dans la phase volatile des particules. Des masses d'air peuvent ainsi se charger en nitrate d'ammonium en passant sur des régions agricoles et s'ajouter à celles produites en Rhône-Alpes : ce cas s'est illustré durant l'épisode de pollution particulaire de mars 2007.

- **Épisode de poussières éoliennes**

Un fort vent de sud peut ramener des poussières désertiques du Sahara dans la région et engendrer une augmentation des composés terrigènes dans la composition des particules. Un tel épisode a eu lieu à la mi-octobre 2008.

- **Épisode de pollution locale**

L'hiver, lors des périodes de grand froid, les émissions liées au chauffage augmentent fortement. La présence d'une inversion de température peut limiter la dispersion verticale des poussières, qui s'accumulent et peuvent atteindre des concentrations au delà du seuil réglementaire d'information ou d'alerte. En janvier 2009, ce phénomène a été observé en Rhône-Alpes, principalement dans les agglomérations lyonnaise, grenobloise mais aussi dans les vallées alpines.

1.2. La réglementation

1.2.1. Valeurs réglementaires

La directive 2008/50/CE du parlement et du conseil européen du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant traduit la volonté de préserver d'avantage la santé des populations en fixant, en plus de la réglementation déjà existante pour les PM₁₀, un seuil à ne pas franchir pour les particules les plus fines (PM_{2.5}) :

- valeur cible de 25 µg.m⁻³ applicable au 1^{er} janvier 2010

- valeur limite de 25 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à compter du 1^{er} janvier 2015, puis de 20 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à compter du 1^{er} janvier 2020 sous réserve d'une révision en 2013.

Norme	Paramètre	Valeur en $\mu\text{g.m}^{-3}$	Dépassements autorisés
Objectif de qualité	Moyenne annuelle	30	-
Valeur limite	Moyenne annuelle	40	-
	Moyenne journalière	50	35 (en jour par an)
Seuil d'information	Moyenne journalière	80	-
Seuil d'alerte	Moyenne journalière	125	-

Tableau 1 : Réglementation en vigueur pour les particules PM₁₀

La réalisation d'une cartographie des concentrations pour les PM₁₀ permettra ainsi de situer chaque point du territoire par rapport aux valeurs réglementaires : en particulier l'objectif de qualité de 30 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et la valeur limite de 35 dépassements de 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne journalière.

1.3. Objectifs de l'étude

Une étude de faisabilité de la cartographie des poussières a été menée au sein des ASQAA de la région Rhône-Alpes en 2007. Au terme de cette étude de faisabilité, deux objectifs principaux ont été visés pour l'étude présentée dans ce rapport :

- la réalisation d'une cartographie régionale pour les PM₁₀ et PM_{2,5} afin de comparer les concentrations estimées aux valeurs réglementaires
- le renforcement des connaissances sur les particules pour compléter les données nécessaires au fonctionnement des modèles de pollution atmosphérique.

Pour mener à bien ces objectifs, une quarantaine d'appareillages spécifiques ont été acquis dans le but de mesurer la concentration en poussières en différents points sélectionnés du territoire.

La campagne de mesure débutée en 2008 a cherché à mieux connaître la répartition spatiale des particules sur le territoire vaste et contrasté de Rhône-Alpes.

2. Méthodologie

Les concentrations de particules dans l'atmosphère sont très dépendantes de deux paramètres : les émissions de particules primaires et de gaz précurseurs (NO_x, SO₂, NH₃), et les conditions de dispersion.

Ces deux types de paramètres sont ainsi très dépendants des conditions météorologiques qui sont elles-mêmes liées aux saisons. Par exemple, des périodes froides vont engendrer des émissions accrues de particules liées au chauffage et le refroidissement du sol va favoriser la formation des couches d'inversion de températures bloquant l'air pollué au niveau du sol.

La stratégie adoptée pour produire une cartographie des particules est de réaliser une modélisation de l'année 2008 et du début de l'année 2009 à l'aide du modèle de qualité de l'air déterministe PREVALP d'une part, et d'autre part des mesures de particules effectuées par les stations fixes des AASQA de la région Rhône-Alpes.

Dans un second temps, les données des campagnes de mesure sont utilisées :

1. Pour valider les hypothèses de calcul du modèle déterministe, notamment pour ce qui concerne les émissions et la chimie des particules
2. Pour déterminer les incertitudes de cette modélisation avec les nombreux points de mesures disponibles implantés pour l'étude en milieu rural. Les mesures ont été réalisées pour les particules de 2 tailles : les PM₁₀ et les PM_{2,5}.

La modélisation déterministe appliquée permet de disposer de données de concentration avec un pas de temps horaire et journalier. Cette précision temporelle permet l'exploitation de plusieurs scénarios prospectifs, l'évaluation de l'impact sanitaire mais aussi le calcul des indicateurs demandés par la Communauté Européenne dans le cadre du reporting annuel des seuils réglementaires. Ces derniers sont : la moyenne annuelle et le nombre de jours de dépassement de la moyenne journalière de 50 µg.m⁻³.

2.1. Utilisation de la plateforme de modélisation PREVALP, intérêt des mesures

2.1.1. Utilisation de la plateforme de modélisation régionale PREVALP

Afin de fournir les concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} pour l'année 2008, la plateforme de modélisation PREVALP en place à Atmo Rhône-Alpes a été mise en œuvre. Le modèle PREVALP a été développé dans le cadre de la thèse d'Eric Chaxel (2006), et sert aujourd'hui de manière opérationnelle à la prévision de la qualité de l'air en Rhône-Alpes. C'est aussi un puissant outil de cartographie et d'évaluation de mesures de réduction des émissions définies dans le cadre des plans réglementaires.

Il s'agit plus précisément d'une chaîne de modèles développés indépendamment, et interfacés pour effectuer des calculs de manière spécifique sur la région. L'articulation de ces modèles est décrite sur la figure *ci-dessous*.

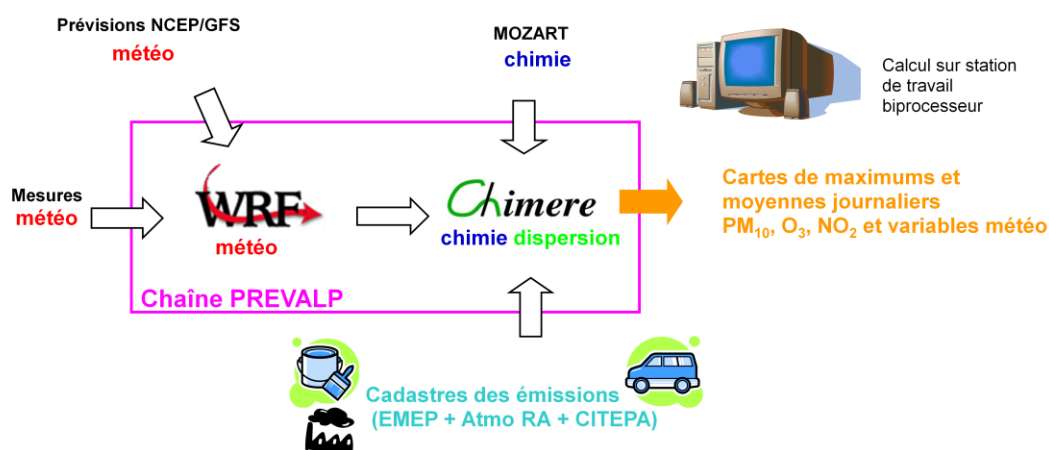


Figure 3 : Schéma synthétique de la chaîne PREVALP

C'est un système multi-échelles : les champs météorologiques et les concentrations de polluants peuvent être calculés sur différentes régions, avec une résolution allant jusqu'au km². Le pas de temps est horaire ; des modules de post-traitements permettent d'obtenir les moyennes et maxima journaliers, et de calculer les statistiques pour les valeurs réglementaires.

Trois types d'informations sont nécessaires en entrée du modèle :

- La topographie et l'occupation du sol du domaine de simulation
- Les données météorologiques
- Les émissions.

Les mesures ponctuelles des stations fixes du réseau sont, en fin de chaîne, assimilées au modèle afin d'obtenir pour chaque jour une carte de moyenne sur l'ensemble de la période d'étude.

2.1.2. Le module de chimie

Le modèle CHIMERE est développé par l'IPSL (Institut Pierre Simon Laplace), en collaboration avec l'INERIS. C'est un modèle eulérien de chimie transport, qui calcule l'évolution des polluants atmosphériques. Il comprend de nombreux processus physiques et réactions chimiques, décrits dans plusieurs publications, listées à cette adresse : <http://www.lmd.polytechnique.fr/chimere>.

La version v2006 de CHIMERE a été utilisée pour les calculs de la présente cartographie des particules.

Initialement utilisée pour la prévision de l'ozone depuis 2007 dans les AASQA Rhône-Alpes, la plateforme de modélisation a été améliorée courant 2008 pour réaliser des prévisions des concentrations en particules. Les récents travaux en 2009 dans le cadre d'un stage ont validé son utilisation dans le cadre d'études de perspectives réglementaires (Militon, 2009).

Les résultats de la plateforme PREVALP ont été exploités dans le cadre du projet de recherche sur les particules FORMES¹ (**F**raction **O**rganique de l'aérosol urbain : **M**éthodologie d'**E**stimation des **S**ources) dont une des villes étudiée était Grenoble en janvier 2009.

Les aérosols sont répartis en 8 classes de tailles allant de 10 nm à 10 µm, et constitués des espèces suivantes :

¹ FORMES (Fraction ORganique de l'aérosol urbain : Méthodologie d'Estimation des Sources) est un programme de démonstration, interface entre recherche et application opérationnelle. Il vise à établir une méthodologie simplifiée pour estimer les sources d'émission des particules.

Aérosols	Descriptions
HNO3	Nitrates
H2SO4	Sulfates
NH3	Ammonium
BCAR	carbone élémentaire, suie
OCAR	matière organique
PPM	particules primaires anthropiques
SOA	aérosols secondaires anthropiques et biogéniques
DUST	poussières désertiques
SALT	Sels

Répartition des aérosols par classes

2.1.3. Exploitation des mesures in-situ pour l'amélioration de la modélisation

Un des principaux objectifs des mesures est la connaissance de la composition chimique des particules de façon à mieux comprendre leur transformation dans l'air, leur composition et tenter de remonter aux sources, pour mettre en place les plans de réduction les plus efficaces possibles en détectant les émissions les plus nocives.

La comparaison de chaque espèce d'aérosols issue du modèle avec les analyses chimiques est un point clé pour appréhender les écarts entre modèle et mesures en certains points du territoire bien choisis. Elle peut notamment permettre de cibler des émissions manquantes et impliquer une amélioration du cadastre des émissions de particules.

D'autre part, les mesures des concentrations (sans analyse chimique) en différents points du territoire permettent une comparaison plus générale sur l'ensemble de la région. L'intérêt réside en particulier sur une comparaison modèle/mesures et une estimation de l'incertitude du modèle en particulier en milieu rural.

Deux types de mesures ont été réalisés pour répondre au mieux aux objectifs de cette étude :

- Des mesures pour la détermination des masses de poussières en de nombreux points de la région dans l'optique de valider la cartographie.
- Des mesures pour la détermination des analyses chimiques afin de renforcer les connaissances sur la composition des particules.

2.2. Mesures pour la détermination des masses par micro-préleveurs

2.2.1. Matériel utilisé

Lors de l'étude de faisabilité, une étude comparative des différents appareils disponibles permettant un plus grand nombre de mesures hebdomadaires des particules a été effectuée. Le choix final s'est porté sur le modèle Microvol 1100 de chez Ecotech (commercialisé par Ecomesures), qui permet en fonction de la tête de prélèvement choisie de mesurer les PM₁₀ ou les PM_{2.5}.

38 Microvols ont été achetés ainsi que les adaptateurs PM10/PM2.5 et porte-filtres associés. Les filtres sont en téflon avec une porosité de 2 microns compatibles avec le débit du préleveur.

Les filtres sont pesés avant et après exposition d'une semaine. Les concentrations sont ainsi déduites par variations de la masse du filtre.

Les principales caractéristiques des Microvols sont les suivantes :



- Faible débit 3 l/min
- Système portatif d'assez faible autonomie (max 48 h) : nécessité d'une alimentation secteur
- Filtre circulaire 47 mm
- Filtre au niveau de la tête de prélèvement (atmosphère non contrôlée)
- Mesure PM10 et PM2,5 en fonction de la tête de prélèvement choisie
- Coût : environ 1800 € HT l'unité (hors option)

Figure 4 : Microvol implanté sur site

Les Microvols présentent l'avantage d'être facilement mis en place et la capacité de multiplier ainsi les points de mesures. En contre partie, le débit de prélèvement reste faible et nécessite l'utilisation d'une balance d'une précision minimale de 10^{-5} grammes.

Ce préleveur ne fournissant pas la possibilité de contrôler la température au niveau de la tête de prélèvement, le filtre est soumis aux variations de températures et peut ainsi perdre par volatilisation tout ou une partie de la fraction volatile des particules. Cette limite de la technique de prélèvements engendre une incertitude sur la part de la fraction volatile mesurée par les Microvols.

Enfin, les tests en laboratoire ont mis en évidence un risque de colmatage : les tests effectués au laboratoire de métrologie ont montré que les filtres pouvaient supporter une concentration moyenne hebdomadaire de $76 \mu\text{g.m}^{-3}$. Au-delà, un phénomène de colmatage peut être observé et aboutir à un arrêt du préleveur.

2.2.2. Échantillonnage spatial pour la détermination des masses

Dans le but de répondre au but initial de cartographie régionale des concentrations, 38 sites ont été équipés de préleveurs Microvols afin de compléter les mesures réalisées en station fixe. Le nombre de points de mesure supplémentaires étant limité par le coût des appareils de mesure, un quadrillage régulier sur l'ensemble de la région n'a pu être retenu.

Le choix de l'implantation des mesures s'est logiquement porté sur le milieu rural et sur les agglomérations de plus de 10 000 habitants non couvertes par le réseau fixe.

La carte suivante localise l'ensemble des 58 points de mesures de particules : 13 des points supplémentaires sont situés en milieu rural et 8 couvrent les unités urbaines de plus de 10 000 habitants non surveillées. Les 17 préleveurs restants ont été implantés en parallèle des mesures réalisées en stations fixes.

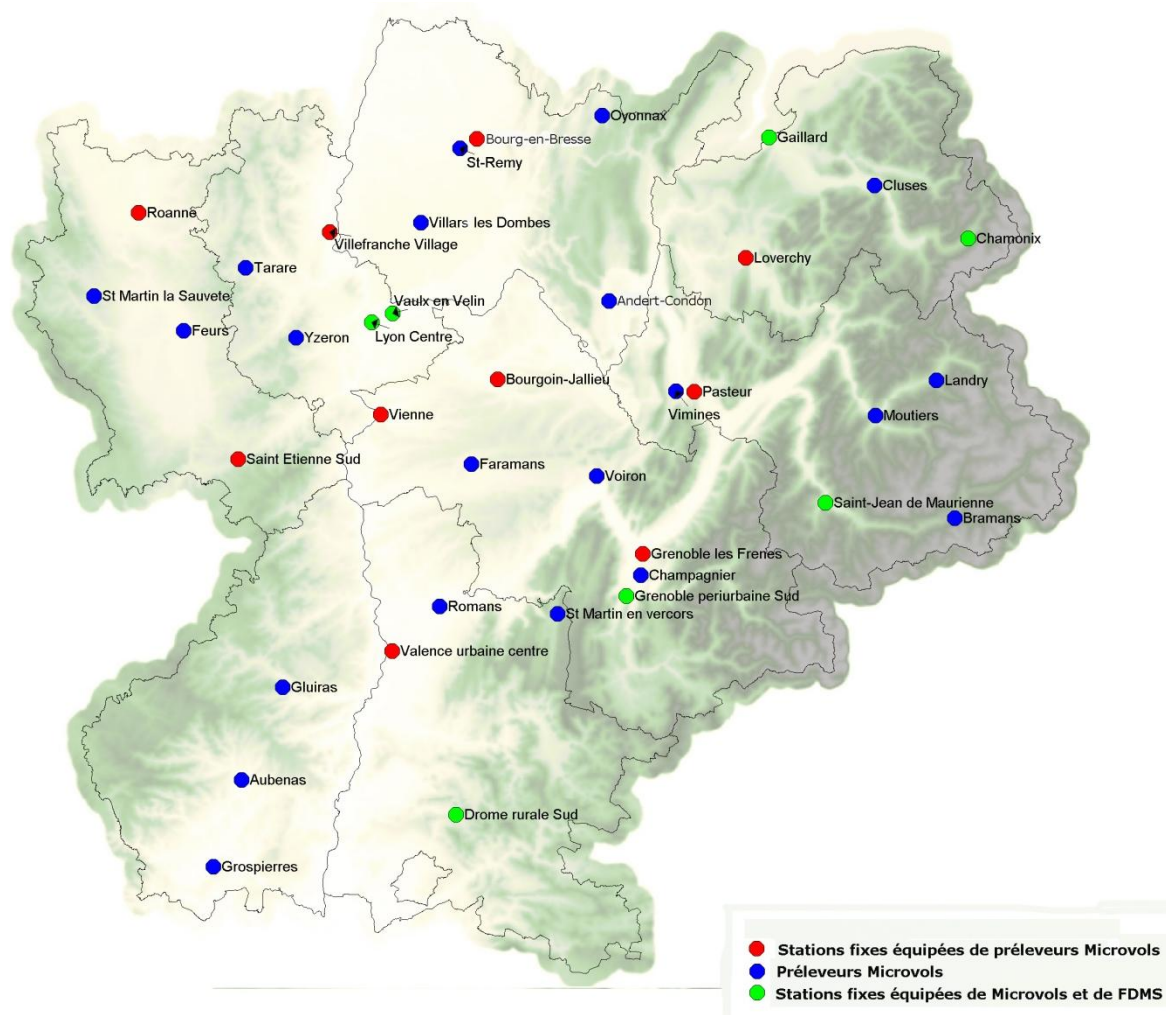


Figure 5 : Implantation des sites de mesures Microvolts

2.2.3. Echantillonnage temporel pour la détermination des masses : calendrier de l'étude

Sur l'ensemble de la région

Afin d'être représentatif d'une année complète, la réglementation² préconise une période minimale de mesure de 8 semaines dans une année, soit 14% du temps.

L'étude de faisabilité de la cartographie effectuée courant 2007 a montré que 8 campagnes d'une semaine réparties uniformément dans l'année était le meilleur compromis entre durée, fréquence et représentativité des mesures, tout en respectant la réglementation. Cet échantillonnage a donc été retenu pour la présente étude.

² Directive 2008/50/CE Annexe I appliqué par le décret n° 2008-1152 du 7 novembre 2008

Chaque campagne a duré 2 semaines pendant lesquelles un prélèvement hebdomadaire a été réalisé successivement pour les PM₁₀ et les PM_{2,5}.

Les campagnes de mesure se sont donc déroulées suivant le calendrier suivant :

Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec	Jan	Fev	Mars	Avr	
	1		2		3		4		5		6	7	8

Calendrier des mesures pour les PM₁₀

	Début	Fin
Camp 1	06/05/08	13/05/08
Camp 2	24/06/08	01/07/08
Camp 3	05/08/08	12/08/08
Camp 4	30/09/08	07/10/08
Camp 5	25/11/08	02/12/08
Camp 6	27/01/09	03/02/09
Camp 7	03/03/09	10/03/09
Camp 8	07/04/09	14/04/09

Calendrier des mesures pour les PM_{2,5}

	Début	Fin
Camp 1	29/04/08	06/05/08
Camp 2	01/07/08	08/07/08
Camp 3	12/08/08	19/08/08
Camp 4	23/09/08	30/09/08
Camp 5	18/11/08	25/11/08
Camp 6	20/01/09	27/01/09
Camp 7	24/02/09	03/03/09
Camp 8	31/03/09	07/04/09

Figure 6 : Calendrier de l'étude pour les mesures de PM₁₀ et PM_{2,5}

Même si l'étude préalable de faisabilité a montré que l'échantillonnage de 8 campagnes correspondait au meilleur compromis entre fréquence et représentativité des mesures, il est nécessaire de vérifier que les mesures effectuées sont représentatives de l'année complète afin de pouvoir les comparer aux valeurs réglementaires.

Cette vérification peut se faire en utilisant certaines stations fixes de référence. En effet, celles-ci ont fonctionné pendant toute la période d'étude (de mai 2008 à avril 2009), y compris pendant les campagnes de mesures.

La représentativité de l'échantillonnage sera d'autant meilleure que, pour les stations fixes de référence, la moyenne calculée pendant les 8 semaines de mesures de l'étude est proche de la moyenne annuelle (moyenne des 12 mois de mesures de la station fixe).

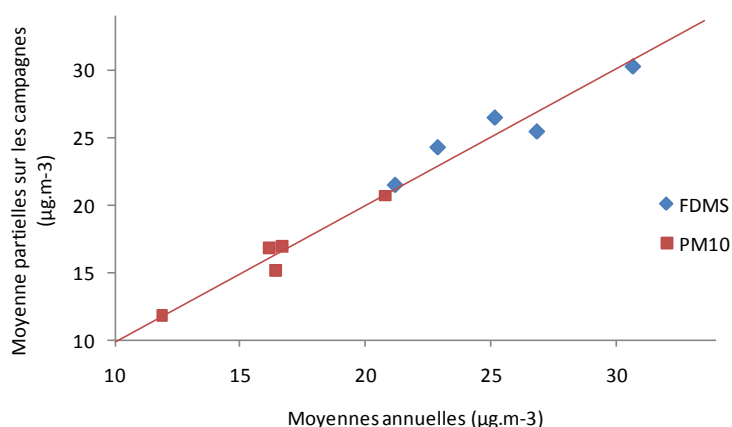


Figure 7 : Validation de l'échantillonnage temporel

Pour l'ensemble des stations fixes de référence, l'écart calculé pendant les huit semaines de mesures et la moyenne annuelle est relativement faible aussi bien pour les PM10

totales que pour les PM non ajustées. L'échantillonnage des 8 campagnes de mesure est donc bien représentatif de l'année complète.

Le cas particulier de Lyon centre

Le site de Lyon centre a fait l'objet de prélèvements hebdomadaires de PM₁₀ et PM_{2.5} par Microvol en permanence sur toute la durée d'étude. Le but était d'avoir une mesure continue sur un site de référence et d'établir un comparatif entre 3 méthodes de mesures des particules. En effet, la station fixe de Lyon centre est équipée de deux autres analyseurs de PM₁₀ : le TEOM « classique » et TEOM équipé d'un module FDMS permettant de prendre en compte la fraction volatile des particules.

Sur Lyon Centre, les prélèvements de particules par Microvol ont connu quelques difficultés techniques durant l'année de mesures. Au final, 32 résultats de PM₁₀ et 42 pour les PM_{2,5} sont disponibles.

2.3. Mesures pour la détermination de la composition chimique (Prélèvement bas-débit Partisol)

2.3.1. Matériel utilisé



Le partenariat avec les chercheurs du Laboratoire de Glaciologie et Géophysique de l'Environnement de Grenoble a orienté le choix vers des systèmes permettant des prélèvements contrôlés en température, et de débit suffisant de façon à obtenir assez de matière pour les analyses chimiques. Les prélèvements ont ainsi été réalisés à l'aide d'un préleveur gravimétrique bas-volume de type Partisol Plus qui répond à ces critères. Ces échantillonneurs assurent des collectes sur des filtres en quartz de 47mm de diamètre et permettent des prélèvements autonomes et continus.

L'air aspiré pendant 1 semaine à un débit fixé à 1 m³.h⁻¹ passe à travers le filtre qui permet de piéger les phases particulaires.

Une tête de coupure est mise en place sur le préleveur afin de ne capter que les particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm (PM₁₀).

Le filtre est ensuite analysé en laboratoire afin de quantifier la masse de substance prélevée. Le volume prélevé étant connu, la concentration moyenne de la substance dans l'air en est ainsi déduite.

2.3.2. Échantillonnage spatial et temporel pour la détermination de la composition chimique

Cinq préleveurs Partisols ont été implantés en stations fixes et utilisés pendant les 8 campagnes de mesures. Il s'agit de Lyon centre, Saint Etienne Sud, Roanne, Les Frênes, et Drôme Rural Sud.

Cinq autres Partisols, mobilisés pour d'autres projets, ont pu être utilisés ponctuellement sur différents sites.

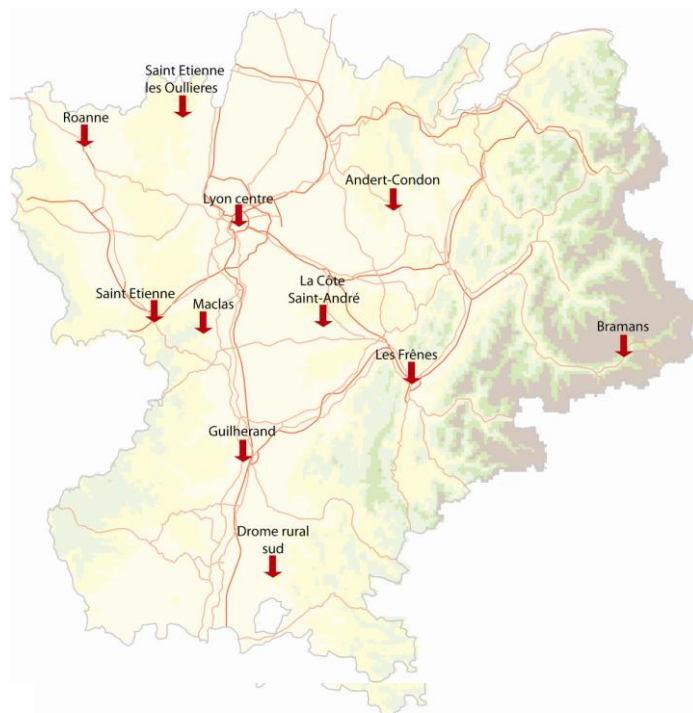


Figure 9 : Implantation des sites Partisols sur la région

Excepté pour les Partisols implantés en stations fixes pendant les huit campagnes, les prélèvements ont été réalisés suivant le calendrier ci-dessous :

Campagne	Dates	St Et Oullières	Mont Pilat	La cote St André	Les Écrins	Guilherand	Andert- Condon	Bramans
1	29/04/2008 14/05/2008	mesure		mesure		mesure		
2	23/06/2008 09/07/2008	mesure		mesure				
3	04/08/2008 20/08/2008	mesure		mesure		mesure		
4	23/09/2008 08/10/2008	mesure				mesure	mesure	
5	17/11/2008 03/12/2008		mesure	mesure		mesure	mesure	mesure
6	20/01/2009 10/02/2009		mesure	mesure		mesure	mesure	
7	24/02/2009 11/03/2009		mesure	mesure		mesure		
8	31/03/2009 16/04/2009		mesure		mesure	mesure	mesure	mesure

Tableau 2 : Calendrier des campagnes pour les analyses chimiques

2.3.3. Artéfacts de prélèvements

Les analyses par prélèvements Partisol permettent de spécifier les différentes concentrations des espèces chimiques présentes dans l'atmosphère. Néanmoins, il convient de préciser qu'il existe aussi un fort impact potentiel des artéfacts de prélèvements pour certaines espèces chimiques.

En particulier, le chlore, le nitrate, le carbone organique, les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont des espèces pouvant se retrouver sous des formes semi-volatiles dans l'atmosphère et pour lesquelles une partie peut se revolatiliser au cours des prélèvements.

2.4. Épisode de pollution liées aux poussières en 2009

Pendant la période des mesures (d'avril 2008 à avril 2009), seul un épisode de pollution aux particules est à relever. L'épisode en question s'étale du 8 au 17 janvier 2009.

Durant 10 jours, des dépassements du seuil d'information et de recommandations, mais aussi du seuil d'alerte ont été enregistrés pour les PM₁₀ sur toute la région Rhône-Alpes. Cet épisode est un épisode hivernal « local » qui se caractérise par des températures froides, peu de vent et une atmosphère stable. Ces mauvaises conditions de dispersion favorisent l'accumulation des particules émises par le chauffage. Les niveaux de particules ont été très élevés dans l'agglomération lyonnaise, sur la plaine de l'Ain, la vallée de la Loire et la moyenne vallée du Rhône. Les moyennes journalières ont atteint 153 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à Lyon, 134 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à Villefranche et 135 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à Vienne.

La campagne de mesures de janvier ayant eu lieu entre le 20/01/09 et le 03/02/09, elle n'intègre donc pas cet épisode pollué.

A noter qu'un autre dépassement du seuil d'information s'est produit entre le 30 janvier et le 31 janvier sur le bassin lyonnais, la moyenne vallée du Rhône et l'agglomération de Bourg-en-Bresse, mais sans atteindre les proportions du précédent épisode. Les niveaux de particules ont atteint 89 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sur l'agglomération lyonnaise, 84 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sur la moyenne vallée du Rhône et 88 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour l'agglomération de Bourg-en-Bresse. Contrairement à l'épisode de mi-janvier, cette période polluée fait partie des campagnes de mesure.

3. Bilan des mesures

3.1. Validations des résultats issus des préleveurs Microvols

Deux principaux problèmes techniques ont été relevés lors des campagnes de mesures et ont impliqué une invalidation des mesures : un débit non constant lors du prélèvement et des pesées négatives.

3.1.1. Débit non constant

Le Microvol affiche en continu le débit mesuré instantanément, il est donc possible de connaître le débit en fin de prélèvement et de vérifier que ce dernier est bien égal à la valeur de référence (3 l/min). Le Microvol enregistre par ailleurs le volume total aspiré ce qui permet d'invalider ou non le prélèvement.

Sur l'ensemble des campagnes, environ 15% des données ont été invalidées pour cause de débit non constant ou de colmatage de filtre.

3.1.2. Pesées négatives

Afin d'adopter le maximum de précaution concernant la qualité des mesures, la manipulation des filtres a été effectuée uniquement par le laboratoire de métrologie. Les têtes de prélèvements ont été équipées des filtres en laboratoire puis directement mises en place sur site afin de ne pas avoir à manipuler de filtre sur le terrain.

Un protocole de pesée a par ailleurs été établi qui s'inspire des normes en vigueur³.

Les étapes du protocole de pesée sont les suivantes :

- Conditionnement des filtres à peser : stockage au minimum 24 h au laboratoire dans une boîte de pétri légèrement entrouverte afin de permettre un équilibre en température et en hygrométrie.
- Identification de chaque filtre pour une bonne traçabilité.
- Réglage et vérification de la balance par pesées de masses étalon (3 pesées successives).
- Détermination de la masse du filtre par 5 pesées successives.

Les concentrations ont ensuite été déduites par variations des masses des filtres avant et après exposition en fonction des paramètres de prélèvement enregistrés par l'appareil.

Malgré ces précautions, les masses de certains filtres après exposition se sont révélées inférieures à la masse du filtre avant exposition. Aucune hypothèse n'explique de manière certaine ce phénomène. Néanmoins, d'après une étude au microscope des filtres présentant ce problème, il semble que des parties de filtre se soient détachées. Cela pourrait être lié à des températures basses à l'extérieur, ou à un problème sur un lot de filtre.

Le phénomène de pesées négatives correspond à environ 5% de la totalité des données.

3.1.3. Taux d'invalidation sur Lyon centre

32 mesures par Microvol ont été effectuées sur Lyon centre pour les PM₁₀ au cours de la période d'étude (durant la période d'étude, des prélèvements hebdomadaire ont été effectué sur Lyon centre dans la mesure du possible). Seules 23 valeurs ont été validées et sont considérées exploitables soit un taux de 28% d'invalidation (9% dus à un débit

³ NF EN 12341

non constant et 19% dus à d'autres raisons diverses : neige, terre, préleveurs en panne).

Sur la totalité des campagnes, un taux non négligeable d'invalidations est à prendre en compte : sur l'ensemble des sites, 15% des données sont invalidées pour débit du préleveur non constant ou colmatage du filtre, 5 % correspondent à des pesées négatives et 6% sont liées à d'autres raisons (neige, préleveurs en panne ou mal installé, terre sur le préleveur, etc...).

3.1.4. Carte du nombre de prélèvements valides

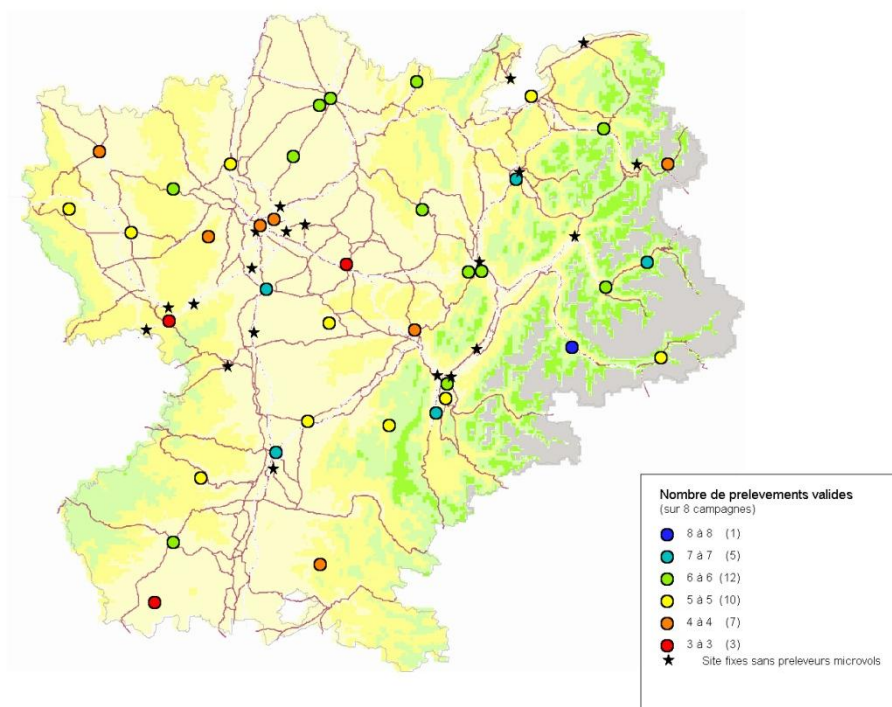


Figure 10 : nombre de prélèvements valides par sites sur les 8 campagnes

La carte précédente présente pour chaque site le nombre de prélèvements valides au cours des 8 campagnes de mesures.

3.1.5. Incertitude de mesures

Comme pour toute mesure, celle effectuée à l'aide de Microvol est entachée d'erreur. Étant donné qu'il n'est pas possible de quantifier l'erreur de chaque mesure, la vraie concentration étant justement inconnue, une approche globale est utilisée afin d'estimer l'incertitude liée à la méthode de prélèvement.

Des tests ont été effectués en laboratoire de métrologie afin de valider l'utilisation des Microvols mais aucune analyse métrologique poussée n'a pu être effectuée pour déterminer l'incertitude liée à la mesure.

Le constructeur⁴ indique un débit de 1 à 4,5L/min avec une incertitude de $\pm 2\%$. Le différentiel de masse avant et après exposition du filtre est déterminé avec une incertitude de $\pm 1.2\%$. A partir de ces données, il est possible de déterminer une **mesure indicative** (mais pas métrologique) de l'incertitude des mesures par Microvol.

⁴ Ecomesure (<http://www.ecomesure.com/>)

Une étude métrologique plus approfondie serait nécessaire pour déterminer l'incertitude métrologique liée à la mesure par Microvol.

3.2. Comparaison des préleveurs Microvol aux stations fixes

Le site de Lyon centre est le seul qui permette d'établir un comparatif entre la mesure par pesée (Microvol), la mesure TEOM et la mesure TEOM-FDMS sur l'ensemble de l'année.

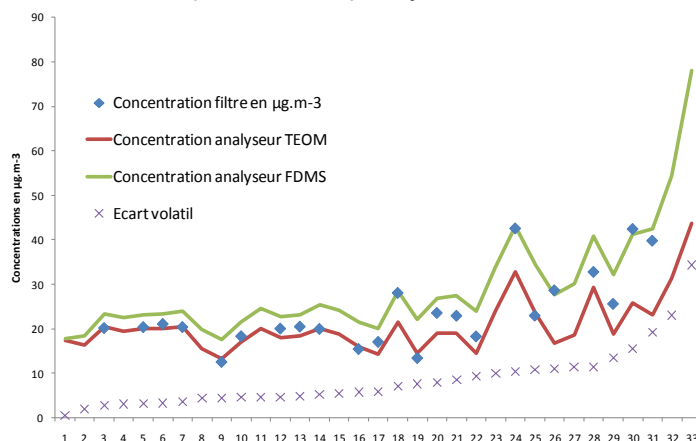


Figure 11 : Comparaison des mesures PM₁₀ Microvol avec les données de référence sur Lyon centre : Données rangées par écarts volatils croissants

Le graphe précédent présente les concentrations PM₁₀ issues des Microvol validées et comparées aux mesures TEOM et TEOM-FDMS pour le site de Lyon Centre. Le principal résultat qui ressort de ce graphique est l'observation quasi-systématique d'une concentration massique obtenue à l'aide du Microvol inférieure à la mesure moyenne par TEOM-FDMS et supérieure à la mesure TEOM. Ces résultats montrent ainsi une certaine cohérence des mesures par Microvol avec les analyseurs de référence.

Ces résultats suggèrent néanmoins qu'il existe une part relativement importante des PM volatile qui échappent à la mesure par Microvol. Au stade actuel des connaissances, il est encore difficile de connaître ou d'expliquer quelle est la part de la fraction volatile mesurée exactement par les Microvols. Néanmoins, la figure précédente montre qu'il pourrait exister une relation entre l'écart volatil et la part de la fraction volatile mesurée par le Microvol.

En effet, plus la part volatile augmente, plus la mesure par Microvol se rapproche de la mesure TEOM-FDMS. Pour autant, aucune relation statistique n'a pour le moment pu être mise en place entre la fraction volatile mesurée par le Microvol et la fraction volatile totale.

En outre, la différence entre les mesures Microvol et les mesures par analyseurs peut s'expliquer par la perte de certaines espèces semi-volatiles qui peuvent au cours de prélèvement de longue durée se revolatiliser sous l'effet de variations de certains paramètres (température par exemple).

Néanmoins, malgré une étude poussée des variations des conditions climatiques et des différences entre les mesures, aucune relation n'a pu, à ce stade, être élaborée de manière formelle entre la fraction volatile pris en compte par les Microvols et les variations des paramètres météorologiques. L'annexe 1 expose les variations climatiques des campagnes pour différents cas d'études : 3 cas où la fraction volatile mesurée par les Microvols est nulle, 3 cas où la fraction volatile des Microvols est égale à la fraction volatile mesurés par le TEOM/FDMS.

3.3. Ajustement de la mesure Microvol

3.3.1. Methodologie

Six stations du réseau sont équipées à la fois de TEOM, et de TEOM/FDMS. Pendant les campagnes de mesures, des préleveurs Microvols ont été installés dans ces stations afin d'établir un comparatif de l'ensemble de ces méthodes durant les campagnes de mesures.

Comme pour le site de Lyon centre, les comparaisons FDMS/préleveurs mettent en évidence la sous-estimation de la partie volatile par les Microvols. Dans le but final, d'avoir une meilleure estimation des concentrations de poussières sur les différents sites, un ajustement des mesures effectuées par Microvol est proposé afin de mieux prendre en compte la partie volatile.

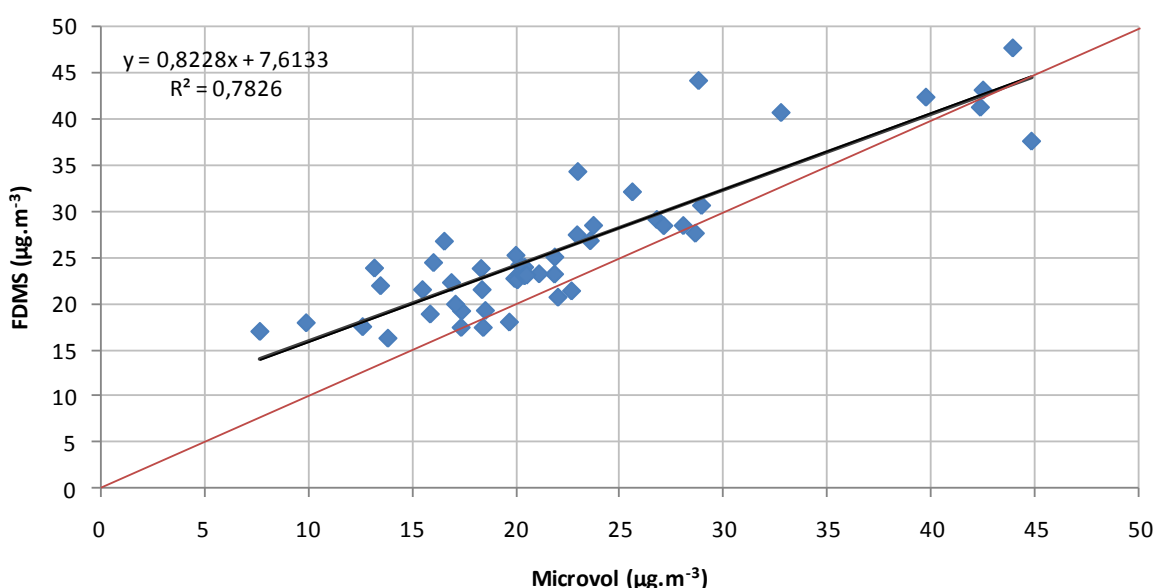


Figure 12 : Comparaison linéaire entre les mesures par préleveurs (Microvols) et les mesures par analyseurs (FDMS)

La méthode retenue est la méthode de régression orthogonale pondérée mise au point par AirNormand dans le cadre de cartographie de l'ozone. Cette méthode présente l'avantage de prendre en compte les incertitudes des Microvols mais aussi des analyseurs. En effet, lorsque les deux variables (mesures par analyseurs et mesures par Microvols) sont soumises à des fluctuations aléatoires (incertitudes de mesures), les régressions de modèle II sont utilisées. La régression orthogonale pondérée fait partie de ce type de modèle.

Cette méthode (**Annexe 2**) permet d'estimer une mesure de type « analyseur » en fonction de la mesure Microvol sur tous les sites de mesures ne disposant pas d'analyseur. Pour finir, on peut donner une estimation de l'incertitude de la méthode à partir des incertitudes des 2 variables.

En conclusion, des concentrations de poussières, exprimées en $\mu\text{g.m}^{-3}$ seront estimées de manière homogène par rapport aux analyseurs, à partir des mesures Microvols, tout en tenant compte des incertitudes liées aux 2 méthodes de mesures.

3.3.2. Qualité de l'ajustement

La relation est mise au point à partir des 6 stations de référence sur l'ensemble des campagnes :

avec :

- \hat{C}_i : Concentration estimée pour le site i
- C_i : Concentration mesurée par Microvol pour le site i
- ϵ_i : Erreur d'estimation pour le site i

La régression orthogonale permet d'estimer les paramètres a et b mais aussi une incertitude sur ces derniers.

L'estimation des paramètres est présentée en **annexe 4**.

La comparaison entre les concentrations des analyseurs et les valeurs ajustées est représentée sur les graphes suivants.

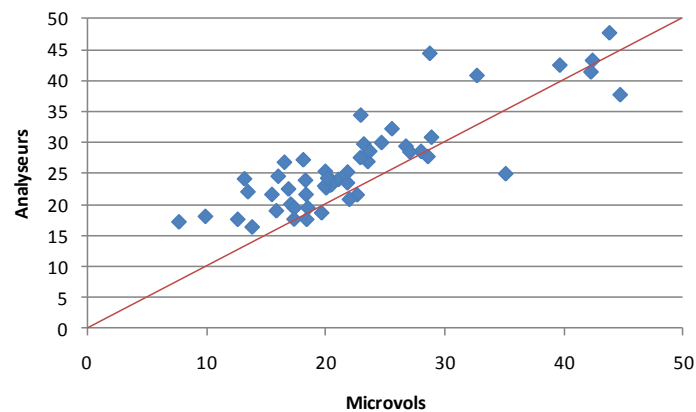


Figure 13 : Comparaison des FDMS avec les préleveurs avant ajustement par la régression orthogonale

Avant application de la régression, les données de préleveurs sous estiment sans aucun doute les données analyseurs (figure 13). Après ajustement des données préleveurs, les deux séries de données deviennent comparables.

Ajustement par la régression orthogonale

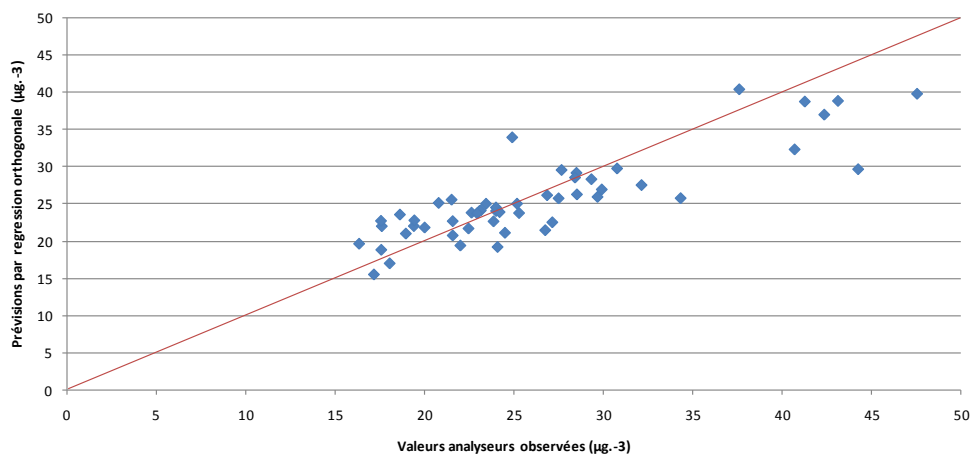


Figure 14 : Comparaison des analyseurs (FDMS) avec les préleveurs (Microvols) après ajustement par la régression orthogonale

Afin de valider la qualité de l'ajustement, une étude comparative entre les données provenant des analyseurs et les données ajustées des préleveurs a été menée.

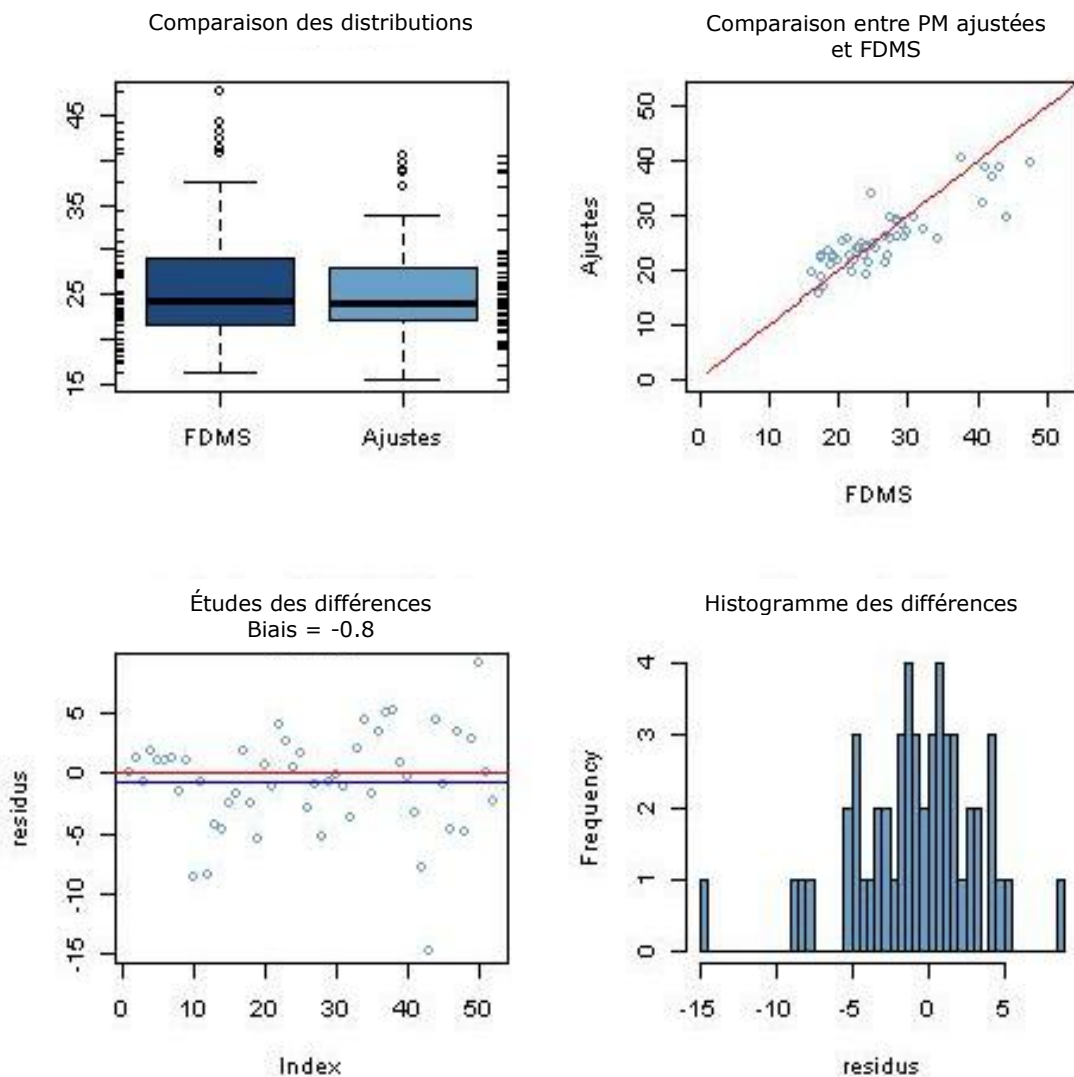


Figure 15 : Etude des différences entre les analyseurs (FDMS) et préleveurs (Microvols)

Le premier graphique (en haut à gauche) compare la distribution des deux séries de données par boîte à moustache. Même si les deux boîtes sont comparables, l'amplitude des données est beaucoup plus élevée pour les données analyseurs que pour les données préleveurs (ajustées). Les différences (appelées aussi résidus) entre les mesures des analyseurs et les données ajustées par la régression orthogonale sont représentées par ordre chronologique sur le graphique en bas à gauche. En moyenne, l'erreur du à l'ajustement est de $3 \mu\text{g.m}^{-3}$. Enfin le dernier graphique illustre la fréquence des erreurs observées : 85 % des erreurs d'ajustements sont inférieures à $5 \mu\text{g.m}^{-3}$ et 60 % inférieurs à $3 \mu\text{g.m}^{-3}$. L'erreur maximale est de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$.

L'ajustement des Microvols par régression orthogonale a tendance à sous estimer les grandes valeurs mesurées par les analyseurs mais reste une bonne méthode d'approximation en moyenne.

Cette relation peut être appliquée à l'ensemble des sites Microvols afin d'en déduire une concentration homogène aux analyseurs sur l'ensemble des sites.

3.3.3. Utilisation des données ajustées

Pour estimer la moyenne annuelle, les sites ont été sondés au cours de 8 campagnes d'une semaine. En dessous de 6 prélèvements valides par site, l'estimation de la moyenne annuelle est biaisée. Par exemple, avec 5 prélèvements, une erreur de 20% est parfois observée par rapport à la moyenne de la totalité des prélèvements. Seulement 18 sites (sur 38) ont plus de 5 prélèvements valides (cf. figure 16 ci-contre et figure 10 : carte nombre de prélèvements valides par sites pour les 8 campagnes).

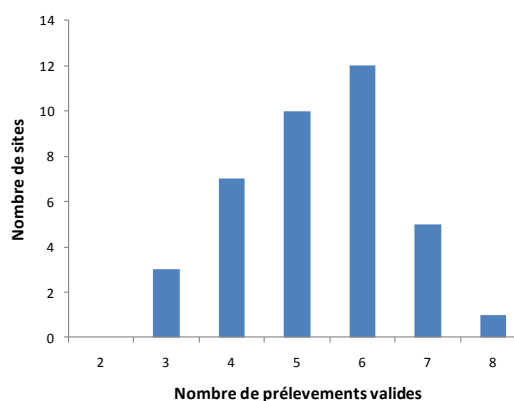


Figure 16 : Répartition du nombre de prélèvements valides par site

Les cartes par campagnes sont disponibles en **annexe 4**. A titre d'information les moyennes des 18 sites présentant au moins 6 prélèvements valides sont cartographiées sur la figure suivante.

Le nombre de prélèvements valides ne dépend pas de la typologie du site. La proportion de chaque typologie est respectée entre la totalité des 38 sites et les 18 sites ayant au moins 6 prélèvements valides.

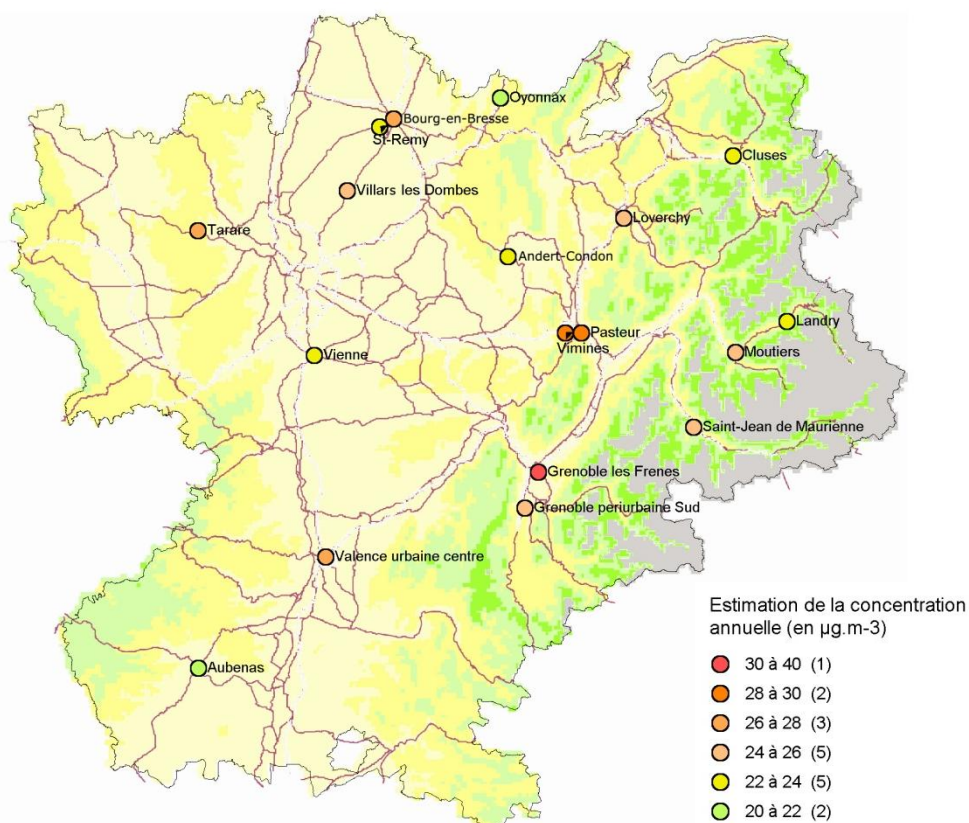


Figure 17 : Moyenne annuelle des sites valides (au moins 6 prélèvements valides) avec correction des concentrations par la régression orthogonale

Les concentrations ajustées des Microvols vont permettre une comparaison au modèle PREVALP en **moyenne annuelle** (sur les 18 sites) mais surtout **à l'échelle des campagnes** (1 semaine). Le chapitre 4 est dédié à cette comparaison.

3.4. La composition chimique des particules

Afin de caractériser la composition chimique des aérosols, diverses analyses ont été réalisées. Ces analyses concernaient la quantification de la matière carbonée, des principales espèces ioniques et du lévoglucosan, traceur largement reconnu de la combustion de biomasse. Pour ces mesures, aucun blanc de prélèvements n'a été effectué. Mais le laboratoire de Glaciologie et Géophysique de l'environnement à qui ont été confiées les analyses des prélèvements, précise que, sauf forte contamination accidentelle des filtres, les blancs ne représentent qu'une fraction négligeable des espèces ioniques et du lévoglucosan, mais peuvent être de quelques pourcents pour les espèces carbonées totales.

L'analyse des anions permet la quantification du chlorure, du nitrate, du sulfate et de l'oxalate. L'analyse des cations permet la quantification du sodium, de l'ammonium, du potassium, du magnésium et du calcium. Ces ions sont les ions majeurs présents dans les particules atmosphériques et sont de bons indicateurs du type de sources de pollution.

La matière organique constitue une fraction importante de l'aérosol atmosphérique. Sa détermination globale se fait par la mesure simultanée de l'OC (carbone organique) et l'EC (carbone élémentaire).

3.4.1. Analyse chimique et traitement des données

Les aérosols (ou particules) sont composés d'une fraction organique et d'une fraction inorganique.

La fraction organique, appelée OM (Organic Matter) est composée de différentes grandes familles chimiques tels que les acides, alcanes, HAPs (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), sucres en particulier le lévoglucosan...

La fraction inorganique comprend le carbone élémentaire (EC), les ions majeurs (sulfate, ammonium et nitrate) et les espèces cationiques, notamment le calcium permettant de calculer la part de poussières crustales appelée « dust ». La fraction inorganique est composée également d'espèces chimiques non identifiées dans cette étude, tels que les métaux.

La différenciation de ces différentes espèces chimiques permet l'estimation de certaines contributions de sources d'émissions à la concentration de carbone organique, de matière organique ou plus généralement des PM₁₀. Ces contributions sont exprimées en pourcentage.

Pour exemple, le lévoglucosan (1,6-anhydro-β-D-glucopyranose), est un sucre produit lors de la combustion de la cellulose et s'avère être un traceur spécifique de la combustion de la biomasse. Ce composé, qui se forme en quantité importante lors de combustion supérieures à 300°C, n'est pas produit dans les combustions des produits pétroliers (fuel, essences ...). Grâce à cette particularité et aux données d'émission issues de la littérature, il est possible d'estimer la contribution de la combustion de biomasse dans la fraction organique des particules à partir de la relation suivante (Fine et al., 2004) :

$$Contribution = \frac{[Lévoglucosan] \times 7,35}{[OC]}$$

avec [Lévoglucosan] : concentration atmosphérique en lévoglucosan (en ng/m³)
[OC] : concentration atmosphérique en carbone organique (en ng/m³)

De même, la contribution des émissions véhiculaires sur le carbone organique de l'aérosol peut être estimée à partir des concentrations en carbone élémentaire et en lévoglucosan (El Haddad et al., 2009 ; Fine et al., 2004):

$$Contribution = \frac{[EC]_{véhiculaire} / 1,65}{[OC]}$$

avec $[EC]_{véhiculaire} = [EC] - [EC]_{combustion\ bois}$
 $[EC]$: concentration en carbone élémentaire (en ng/m³)
 $[EC]_{combustion\ bois} = [lévoglucosan] / 2,72$
 $[lévoglucosan]$: concentration en lévoglucosan (en ng/m³)
 $[OC]$: concentration en carbone organique (en ng/m³)

La contribution des émissions véhiculaires obtenue par cette approche mono-traceur est basée sur l'hypothèse que l'EC mesuré provient uniquement de deux sources majoritaires liées à la combustion du bois et aux émissions véhiculaires en site de fond urbain. Cette hypothèse semble raisonnable pour nos sites urbains en hiver.

Pour finir, la contribution des apports crustaux sur la masse de PM₁₀ (« dust ») est estimée en calculant le rapport entre la concentration en calcium et la masse totale de PM₁₀. La concentration mesurée en calcium est corrigée par un facteur correctif de 5,6 issu de la littérature, afin de prendre en compte le calcium soluble (Putaud et al., 2004).

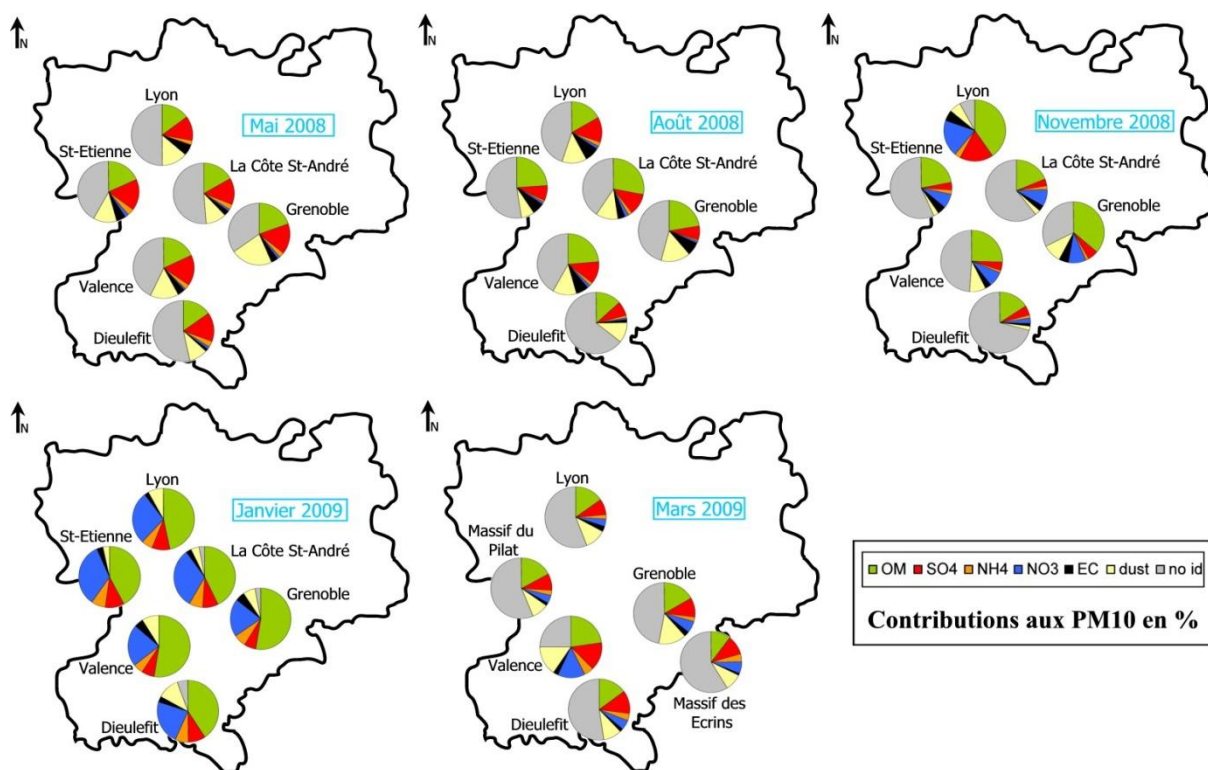
3.4.2. Evolution de la masse mesurée sur les filtres des partisols et de la composition des PM₁₀

Les masses mesurées, ainsi que leurs compositions respectives, illustrent des variations géographiques mais aussi temporelles.

Sur Lyon et Grenoble, en milieu urbain, les teneurs en PM₁₀ sont plus importantes tout au long de l'année avec des valeurs dépassant 30 µg.m⁻³ en hiver (janvier et mars 2009).

Sur l'ensemble de la région, les concentrations sont plus importantes en hiver qu'en été: le taux de PM₁₀ est inférieur à 20 µg.m⁻³ en août 2008 et dépasse 25 µg.m⁻³ en mars 2009 (figure 17). En janvier 2009, sur l'ensemble de la région la proportion d'OM dans les PM10 est très élevée : 47% en moyenne. La part des nitrates est aussi très importante et représente 29% des PM10. Pour les autres composés, les PM10 sont composées en moyenne de 3% d'EC, 7% de matières crustales et 7% d'espèces non identifiées. En mai 2008, les PM₁₀ sont composées en moyenne sur la région de 17 % d'OM, de 4 % d'EC, de 19 % d'espèces ioniques majeures. La part des matières crustales est plus importante que lors du prélèvement de janvier vu qu'elles représentent 14 % des PM10. Les nitrates, contrairement à janvier 2009, sont quasiment inexistantes.

L'épisode de pollution de janvier 2009 s'est déroulé en dehors de la campagne de prélèvement de cette étude. Ces résultats de prélèvements n'illustrent donc pas les maxima qui ont pu être atteints au cours de l'année 2009 par mesure partisols.



no id : non identifié

Figure 18 : Composition relative (en %) des PM₁₀ en Rhône-Alpes en août 2008, octobre 2008, janvier 2009 et mars 2009 (source LGGE/LCME, C. Piot)

3.4.3. Évolutions de la contribution des sources d'émissions sur le carbone organique

Les cartes suivantes présentent en pourcentage la part de la combustion de biomasse (en vert) au carbone organique, la part des émissions véhiculaires (en jaune) et les autres sources (en gris) sur l'ensemble de la période d'étude.

Les centres urbains de la région peuvent être soumis à une part de la combustion de biomasse au carbone organique non négligeable en période froide : par exemple, 48% à Lyon, 88% à Grenoble, 67% à Saint Etienne en novembre 2008. En milieu rural ou en zone périurbaine, la contribution est variable et peut être très élevée en particulier sur les zones où le chauffage au bois est très répandu. Dans ces cas, la contribution de la biomasse peut être plus importante qu'en milieu urbain : en novembre 2008, la contribution de biomasse sur la Côte-Saint-André atteint les 100%.

Par ailleurs, sur la région, la contribution de la combustion de biomasse évolue temporellement : en hiver (novembre 2008 et janvier 2009) elle est de plus de 50 % contre 10 % en été (mai 2008 et août 2008). Cette variation est très probablement due à l'augmentation de l'utilisation du bois-énergie en cette saison, et aux conditions météorologiques hivernales pénalisant la dispersion des polluants.

La contribution des émissions véhiculaires est logiquement plus importante tout au long de l'année dans les villes : par exemple les contributions à Lyon par rapport à Dieulefit sont respectivement de 37 % et 10% en août 2008 et de 15 % et 7% en mars 2009. En mai et août 2008, les émissions dues à la combustion de biomasse étant moins

importantes, la contribution des émissions véhiculaires augmente alors proportionnellement.

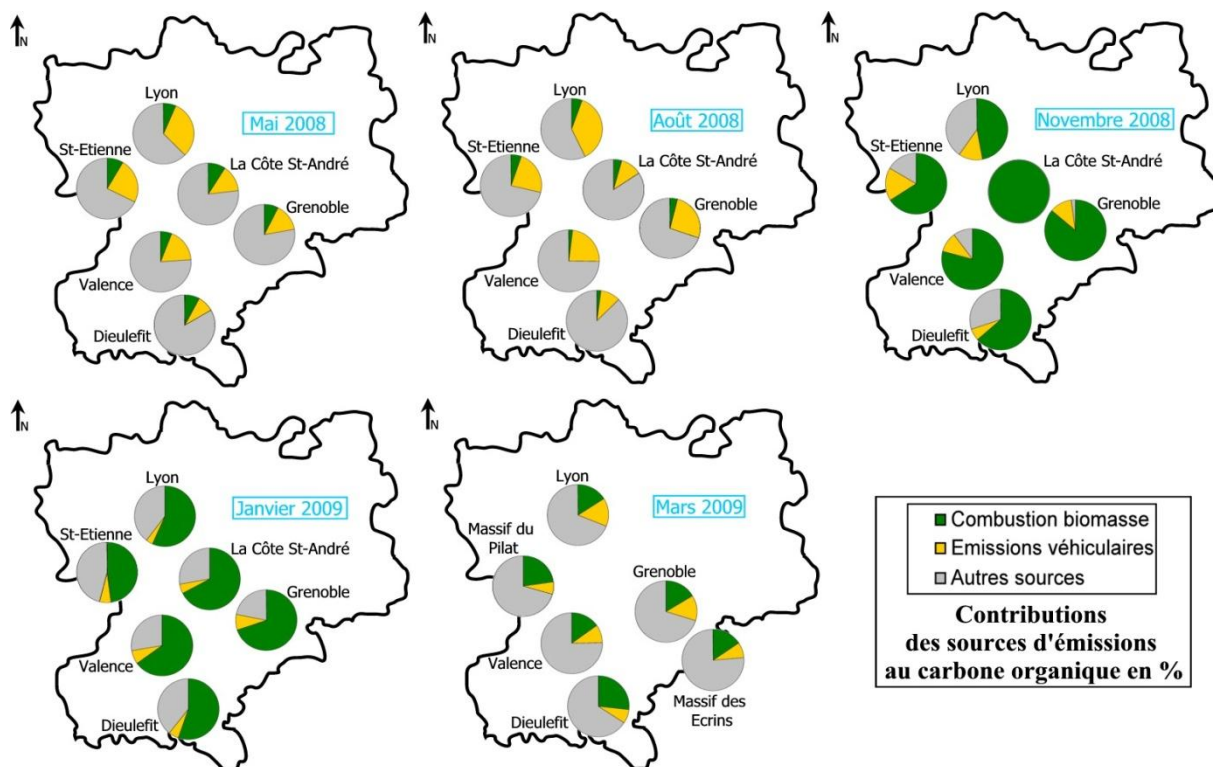


Figure 19 : Contributions de la combustion de biomasse, des émissions véhiculaires et des autres sources au carbone organique (en %) dans les PM₁₀ en Rhône-Alpes en août 2008, octobre 2008, janvier 2009 et mars 2009 (source LGGE/LCME, C. Piot)

En automne et hiver, la combustion de biomasse et les émissions véhiculaires sont les principales sources d'émissions de carbone organique. Les impacts éventuels d'autres sources d'émissions sont donc de moindre importance. Au printemps et en été, l'influence de ces autres sources d'émissions devient plus visible, en raison en particulier de la décroissance très importante de la source due à la combustion de biomasse. Ces autres sources d'émissions non identifiées par l'approche mono-traceur peuvent notamment être en milieu urbain les émissions industrielles.

4. Comparaisons du modèle PREVALP aux mesures mises en place

Les mesures permettent d'étudier précisément la répartition des concentrations en poussières en des points précis du territoire. Mais la cartographie des concentrations de particules dans l'air est élaborée à partir du modèle PREVALP. Les mesures effectuées tout au long de la période sont confrontées aux résultats du modèle afin de savoir si ce dernier est capable de modéliser correctement la composition chimique et d'approcher les résultats d'analyse chimique.

4.1. La composition chimique des particules

A l'heure actuelle, l'ancienne version du modèle CHIMERE (version v2006) est utilisée dans la chaîne de modélisation PREVALP. Elle offre une spéciation moins précise des composés particuliers mais a permis néanmoins de reproduire convenablement la composition chimique des poussières. Sur l'ensemble des comparaisons avec les campagnes d'analyses, on retiendra :

- Une assez bonne estimation des nitrates et de l'ammonium sauf en période hivernale où le modèle sous estime les nitrates.
- Un défaut des sulfates aussi bien en été qu'en hiver, ce phénomène est sûrement dû à une mauvaise prise en compte du SO_2 dans les émissions du cadastre utilisées dans le modèle
- En ce qui concerne la matière organique, il est difficile de conclure : une partie de celle-ci étant comprise dans la masse indéterminée.

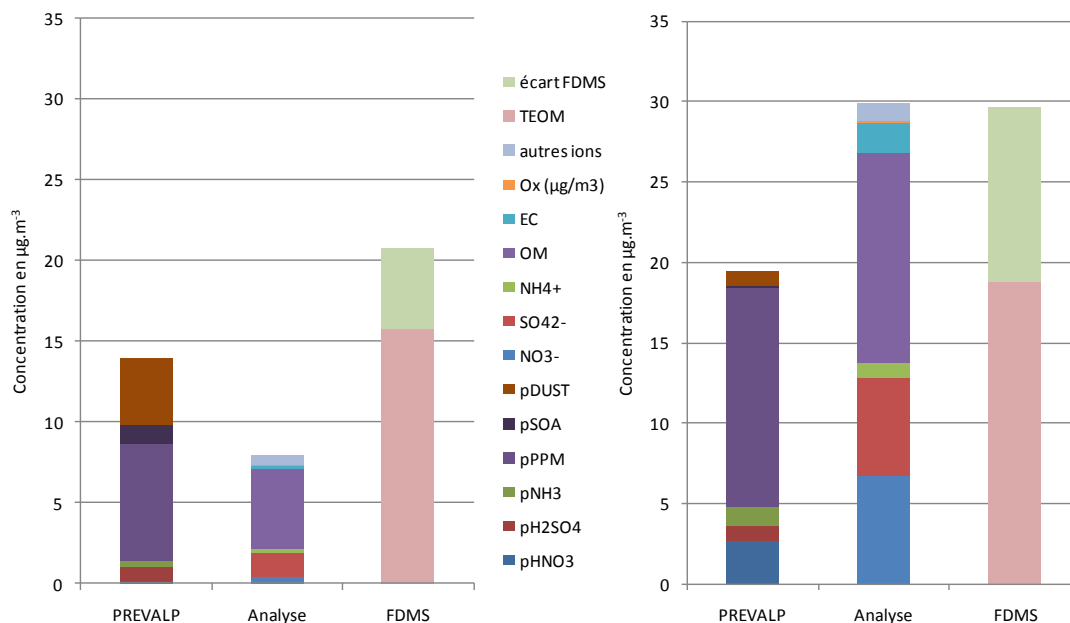


Figure 20 : Comparaison des analyses chimiques du modèle PREVALP, des analyses chimiques des mesures et de la mesure FDMS de référence pour 2 campagnes différentes. Sur le graphique de gauche, est représentée la campagne d'août, sur le graphique de droite il s'agit de la campagne de novembre.

L'étude de la saisonnalité montre que :

- Les nitrates (NO_3^-) sont peu présents en été aussi bien sur les analyses chimiques que sur le modèle. De même l'écart volatile mesuré par le FDMS est moindre en été.
- Les terrigènes (pDUST) ne sont pas bien pris en compte par le modèle, et plus particulièrement en été. En effet, l'hiver les matières crustales sont moindres.

4.2. Mesure par masse : Comparaison ponctuelle en milieu rural et périurbain

La plateforme PREVALP est corrigée avec certaines mesures du réseau fixe. Elles présentent donc des incertitudes plus élevées en milieu rural car il existe peu de stations fixes de cette typologie qui disposent d'un analyseur FDMS.

Les mesures des préleveurs corrigés par la méthode de régression orthogonale sont comparées aux résultats de la plateforme PREVALP sur l'ensemble des campagnes. Une première approche consiste à comparer les mesures de tous les sites et pour toutes saisons confondues.

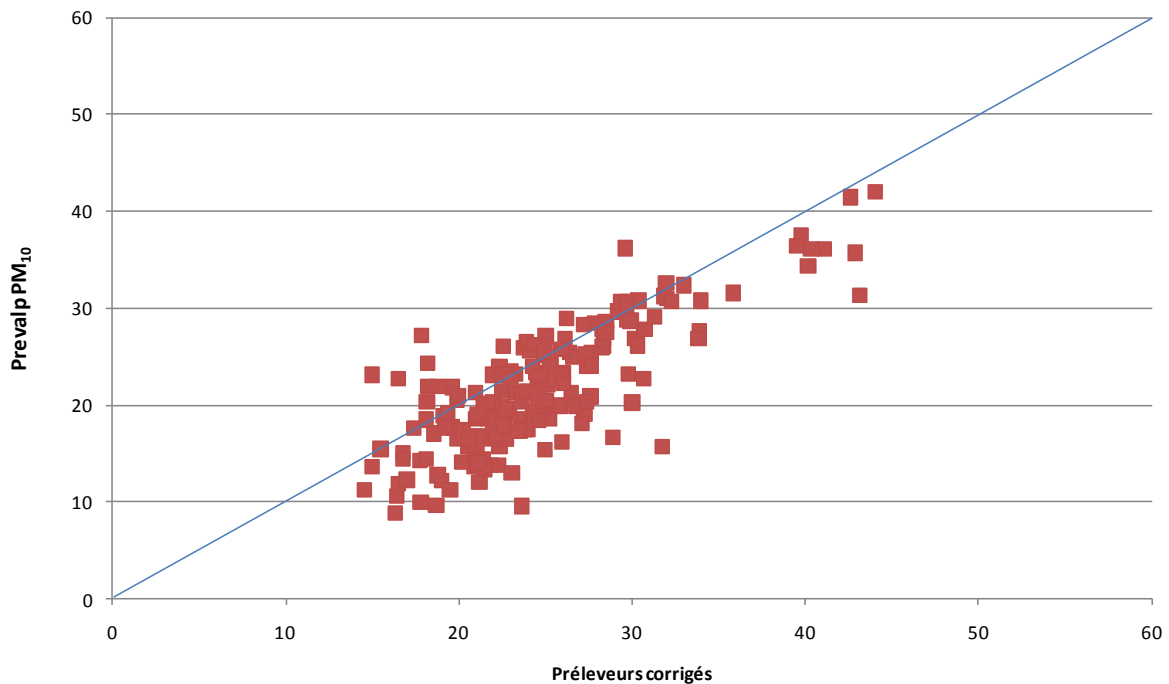


Figure 21 : Comparaison des Préleveurs corrigés aux concentrations PREVALP (version v06) pour tous les sites et pour toutes campagnes confondues

Le graphique précédent montre que le modèle sous-estime en moyenne les mesures des préleveurs. Le biais est environ estimé à $3 \mu\text{g.m}^{-3}$. Ces résultats peuvent s'expliquer de deux façons :

- 1- la plateforme PREVALP a une tendance à la sous-estimation des concentrations. Ces différences seraient en partie dues à la modélisation de l'écart volatile étant donné que la partie non volatile est assimilée dans le modèle
- 2- Les mesures des préleveurs corrigées par la régression orthogonale surestiment les concentrations réelles. Ces écarts s'expliqueraient ainsi par les erreurs de mesure, l'incertitude liées aux microvolts et par l'erreur d'ajustement des corrections des mesures par filtres.

L'erreur maximum est atteinte en milieu rural à Saint Martin la Sauveté au cours du mois d'octobre. Le préleveur mesure une concentration moyenne de $32 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur la semaine, tandis que le modèle estimait une concentration de $16 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Néanmoins, les résultats des deux méthodes restent cohérents. En effet 50% des différences sont comprises entre $-3\mu\text{g.m}^{-3}$ et $3\mu\text{g.m}^{-3}$, avec une fréquence maximale pour les données comprises entre 2 et 3 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

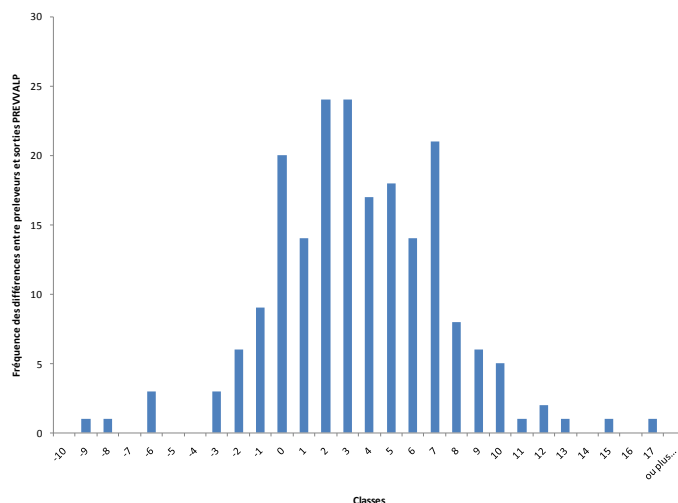


Figure 22 : Répartition par histogramme des différences entre les concentrations ajustées des préleveurs et les concentrations de PREVALP (version v06)

Etude de la saisonnalité des différences entre les concentrations PREVALP et les mesures

Les différences entre les concentrations estimées par PREVALP et les concentrations mesurées par préleveurs n'évoluent a priori pas par saison : la sous estimation observée des données du modèle apparaisse aussi bien en été qu'en hiver.

Pour les concentrations basses, la régression a tendance à augmenter les concentrations par rapport aux données PREVALP. Pour les concentrations plus élevées, c'est le modèle qui sous estime les concentrations réelles. En effet le modèle PREVALP ne retranscrit pas de manière optimale les concentrations mesurées au delà de $40 \mu\text{g.m}^{-3}$ (cf. paragraphe suivant).

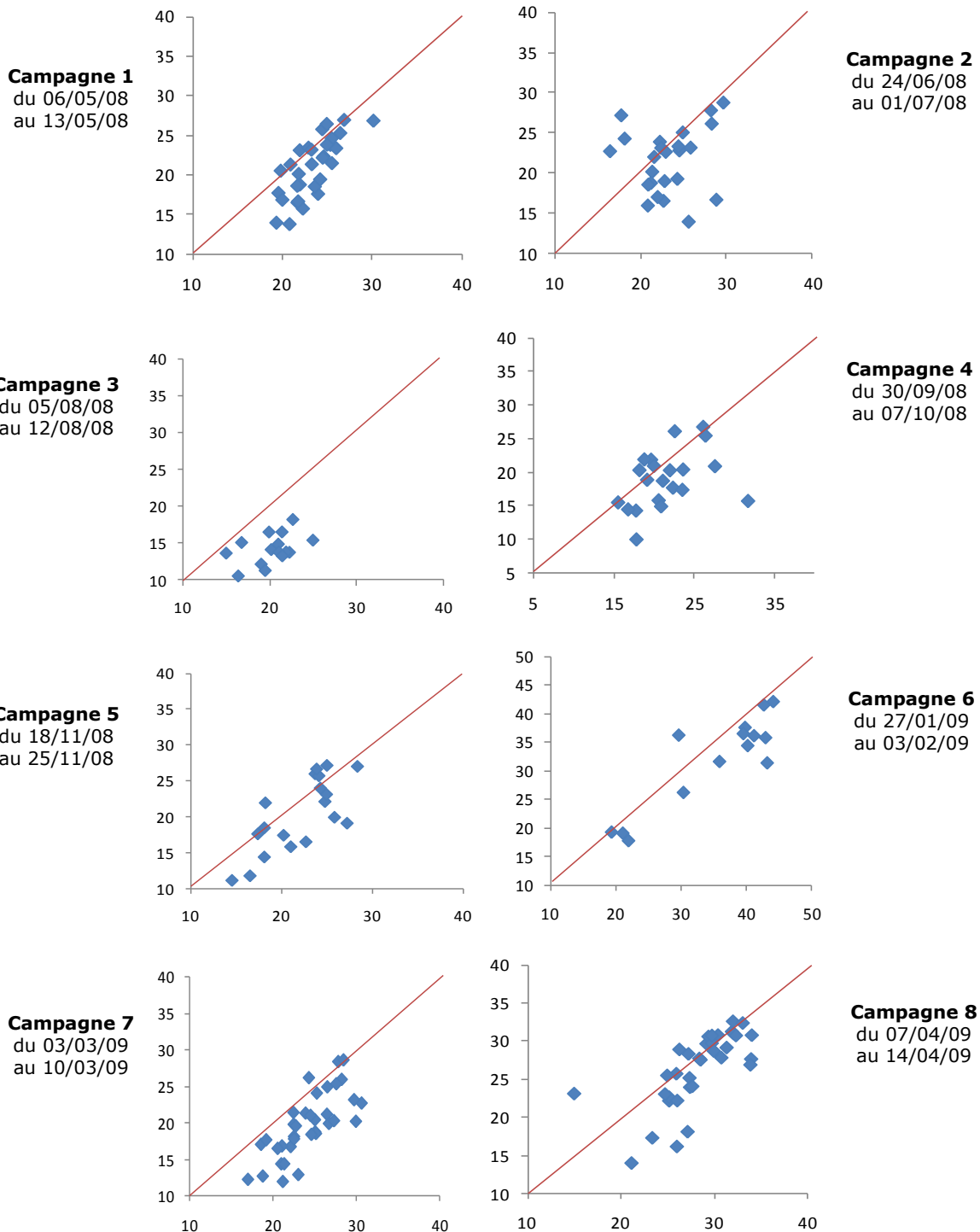


Figure 23 : Comparaison par campagne des concentrations PREVALP (version v06) et des mesures par préleveurs corrigées. Sur chaque graphique, les mesures par préleveurs sont représentées sur l'axe des abscisses et les concentrations PREVALP sont représentées en ordonnées

Etude spatialisée des différences entre les concentrations PREVALP et les mesures

Afin de repérer les sites qui présentent des différences maximum entre modèles et mesures, les moyennes annuelles pour chaque site sont cartographiées. La figure 24 donne une information seulement indicative car, comme le montre la carte figure 9, tous

les sites ne disposent pas du même nombre de prélèvements valides et certaines campagnes présentent des concentrations plus élevées que d'autres (cf. 3.3.3 : Utilisation des données ajustées)

Néanmoins la carte fait clairement apparaître que les différences sont hétérogènes sur la région mais présentent des similarités par type de site :

- La plupart des sites situés dans les grandes agglomérations équipés d'analyseurs FDMS et TEOM présentent des erreurs faibles inférieures à $1 \mu\text{g.m}^{-3}$: il s'agit des stations de Lyon centre, Vaulx en Velin, Grenoble périurbaine Sud, Saint Jean-de-Maurienne, Vienne. Le modèle PREVALP a tendance à être plus performant pour les grandes agglomérations. Ce constat peut aussi s'expliquer par le fait que l'ajustement des mesures par préleveurs a été paramétré sur les stations équipées de FDMS et que par conséquent les mesures ajustées soient plus fiables en ces points
- Les points représentés en jaune (carte ci-après) correspondent aux erreurs comprises entre 1 et $3 \mu\text{g.m}^{-3}$. Il s'agit des mesures effectuées sur Roanne, Bourg-en-Bresse, Bourgoin-Jallieu, Valence urbaine centre, Pasteur, Loverchy. La plupart de ces sites sont équipés d'analyseur TEOM. Ces mesures sont donc assimilées dans le modèle, c'est pourquoi les erreurs restent relativement faibles
- Les points en milieu rural ou faiblement influencé qui ne sont pas équipés d'analyseurs fixes présentent des différences plus élevées (entre 3 et $5 \mu\text{g.m}^{-3}$) : Il s'agit des sites de Saint-Martin-la Sauveté, Tarare, Yzeron, Gluiras, et GrosPierre
- Les erreurs maximales sont observées dans les vallées : Bramans, Landry. Comme cité plus haut, le modèle sous estime les concentrations les plus élevées. Ce constat se justifie probablement par un manque d'émissions liées au chauffage pris en compte dans le modèle.

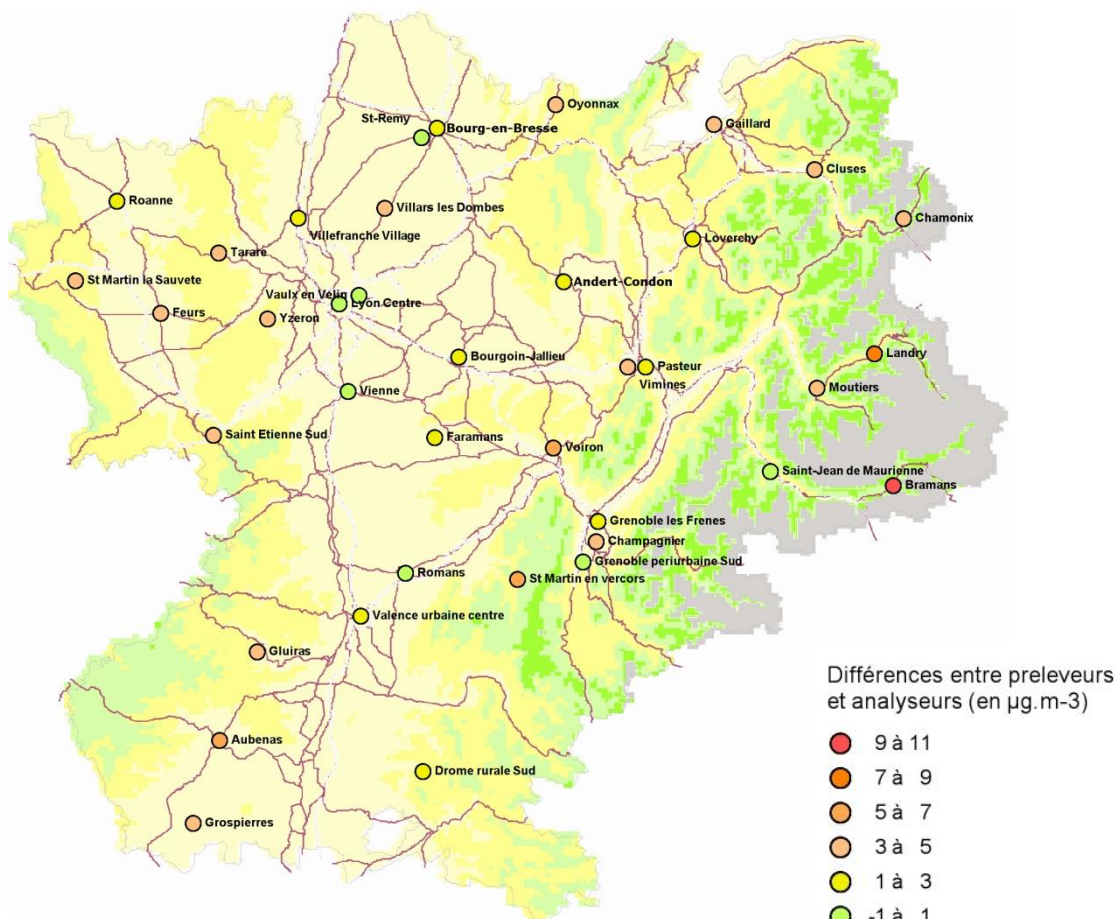


Figure 24 : Différence entre préleveurs et analyseurs en moyenne annuelle

Certains points ont fait l'objet d'une analyse plus approfondie afin de mieux comprendre la répartition des erreurs, en particuliers dans les milieux ruraux ou à influence périurbaine sans analyseurs et dans les vallées. Le site de Grenoble Périurbaine a été choisi comme site de référence équipé d'analyseur et à proximité d'une grande agglomération. Les sites de Voiron, Andert-Condon, Villars les Dombes, Faramans et Yzeron ont été sélectionnés en tant que sites périurbains et ruraux. Et enfin les sites de Landry, Cluses et Bramans sont représentatifs des sites localisés dans les vallées alpines.

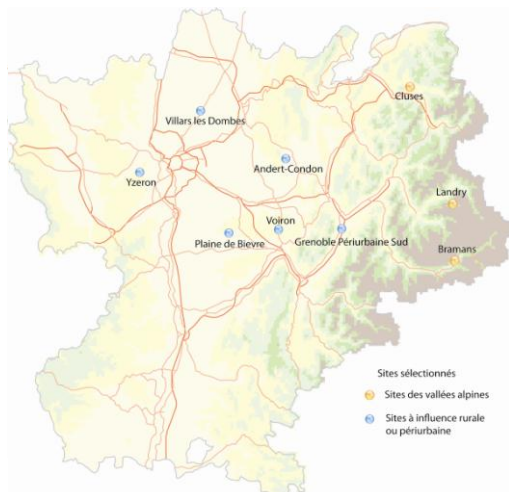


Figure 25 : Sites sélectionnés pour l'évaluation de la plateforme PREVALP en milieu rural et à influence périurbaine

Comme il a été précisé dans le chapitre, il est nécessaire d'établir les comparaisons à l'échelle des campagnes et non à l'échelle annuelle. Pour les sites sélectionnés, la comparaison s'effectue donc non pas sur les moyennes annuelles mais sur les moyennes hebdomadaires (par campagne).

Les différences entre ces trois signatures typologiques et environnementales sont bien visibles sur les graphiques et tableaux suivants.

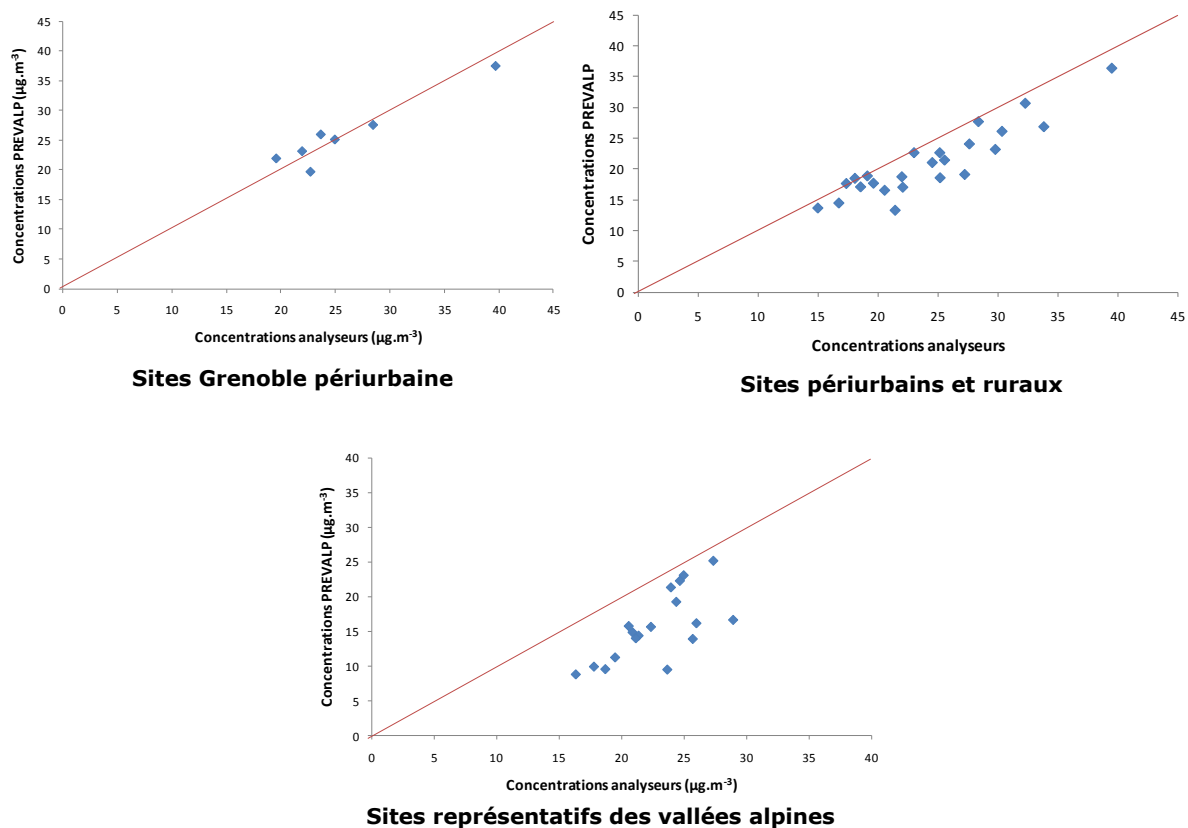


Figure 26 : Comparaison par typologie de sites des différences entre les concentrations PREVALP et les mesures

Les différences entre préleveurs et modèles sont faibles en ce qui concerne Grenoble périurbaine avec une différence relative d'environ 7%. Le modèle PREVALP sous-estime légèrement les concentrations sur les sites urbains, périurbains et ruraux ne disposant pas d'analyseurs fixes. L'erreur relative concernant les sites sélectionnés varie entre 10% (Andert-Condon) et 22% (Voiron) avec des erreurs maximales s'élevant à $8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en moyenne sur une campagne pour les sites de Voiron et Villars les Dombes.

Les sites des vallées alpines présentent des différences non négligeables entre modèle et mesures pouvant s'élever à 81% (Bramans).

De manière générale, le modèle a tendance à sous estimer les valeurs mesurées par préleveurs Microvol.

Site	Typologie	Nb de prélèvements valides	Différence moyenne ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Différence Max ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Différence relative (%)
Grenoble Périurbaine	Périurbaine avec analyseur	7/8	2	3	7%
Voiron	Urbaine	4/8	5	8	22%
Andert-Condon	Périurbaine	5/8	2	4	10%
Villars les Dombes	Rural	6/8	4	8	16%
Yzeron	Rural	4/8	4	5	21%
Faramans	Rural	5/8	2	7	11%
Cluses	Vallée	6/8	4	8	22%
Landry	Vallée	7/8	7	12	47%
Bramans	Vallée	5/8	9	14	81%

Tableau 3 : Statistiques des différences en milieu rural et périurbain entre le modèle PREVALP et les mesures par filtre

Note : La différence moyenne est calculée en moyennant les erreurs de chaque campagne hebdomadaire et non en calculant l'erreur sur l'estimation de la moyenne annuelle. La différence maximale (Différence Max) correspond à l'erreur maximale calculée par site sur les prélèvements valides.

Les résultats de l'ensemble des sites sont disponibles en **annexe 5**.

5. Cartographie et réglementation en air ambiant

Remarque générale sur les résultats cartographiques

Les cartographies réalisées avec cette méthodologie sont représentatives d'un niveau de fond (urbain ou rural) en particules PM₁₀ et PM_{2,5}. Ces cartographies ne prennent pas en compte les zones à proximité directe des axes de trafic et des sources industrielles. De manière générale, les résultats de la cartographie sont valables pour des zones d'une étendue géographique de l'ordre du km².

5.3. Cartographie de la moyenne annuelle des PM10 et PM2,5

La moyenne annuelle en PM₁₀ calculée en combinant les résultats du modèle et l'assimilation des mesures du réseau fixe est fournie sur la figure suivante. Sur la carte, les zones les plus exposées sont les agglomérations de Lyon et les agglomérations situées dans les vallées alpines : Grenoble, Annecy, Chambéry, Albertville et Saint-Jean de Maurienne. Malgré une urbanisation moins dense que les grands centres urbains de la région, la vallée de l'Arve (au nord-est de la région) est soumise aux concentrations de PM₁₀ relativement élevée. Cette situation s'explique par la présence d'émissions de particules concentrées au bas des pentes et la présence d'inversions thermiques fréquentes liées au relief alpin (les vallées encaissées favorisent la formation des inversions thermiques) qui confinent les particules en fond de vallée.

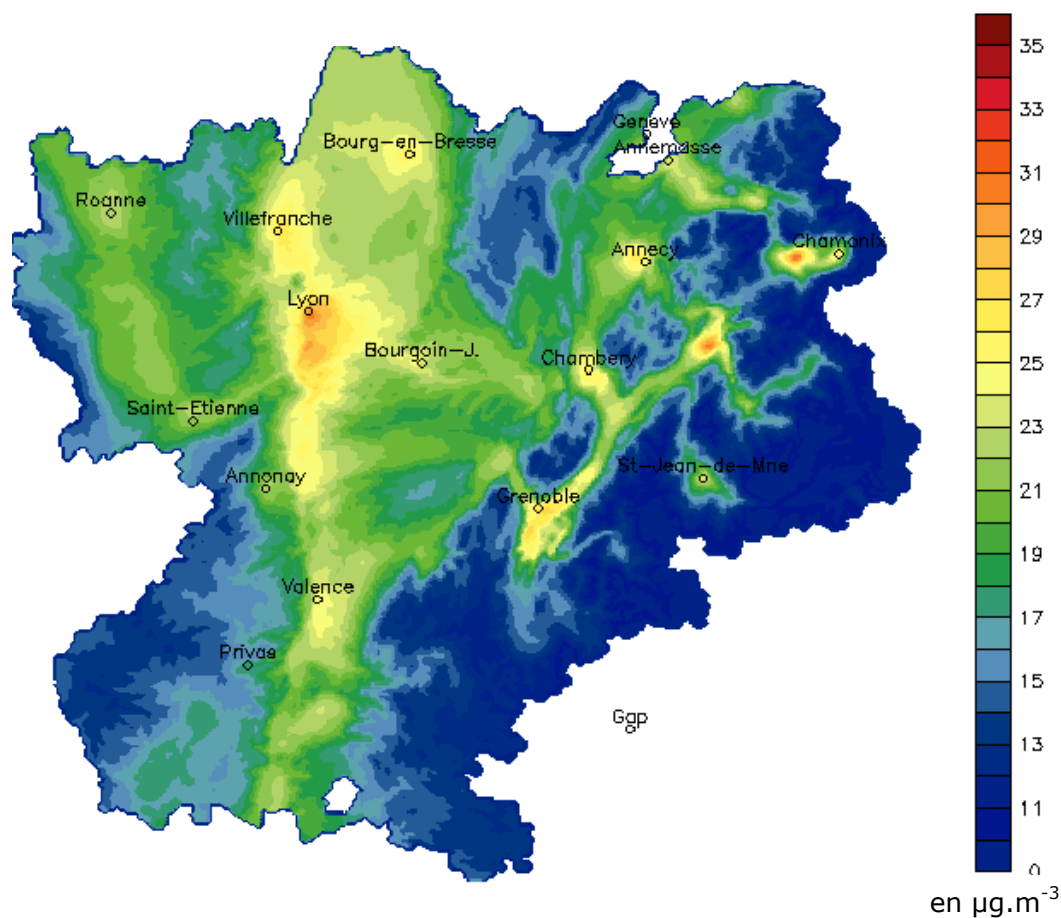


Figure 27 : Cartographie des moyennes annuelles 2008 en PM10 sur la région Rhône-Alpes (PREVALP 2008v06)

Les zones de plaines de l'Ain, de la Loire, de l'Isère sont soumises à des concentrations moyennes assez importantes en regard des émissions relativement faibles sur ces territoires. Une grande partie des particules sur ces territoires sont des particules importées de l'extérieur de la région ou produites à partir des précurseurs gazeux émis par les grandes agglomérations, le trafic routier et les activités agricoles. Les particules « nitrates » représentent une fraction importante des particules en milieu rural. Ces particules sont produites à partir des oxydes d'azote (émis en majorité par le trafic) et l'ammoniac émis par la dégradation des engrais chimiques déversés sur les cultures.

Les particules PM₁₀ possèdent également une fraction d'origine naturelle qui est liée à l'érosion des sols. Les émissions de cette fraction des PM₁₀ sont très dépendantes de la quantité d'eau dans le sol (un sol humide émet moins de particules qu'un sol sec) et de la météo (précipitations). Ces particules d'origine naturelle peuvent être importées à longue distance comme c'est le cas pour les particules d'origine d'Afrique du nord rencontrées dans notre atmosphère lors d'épisodes de vent de sud soutenu. Ces particules se retrouvent peu dans les PM_{2,5} puisque leur taille dépasse souvent 2,5 microns.

Le massif alpin est soumis à des concentrations en particules faibles.

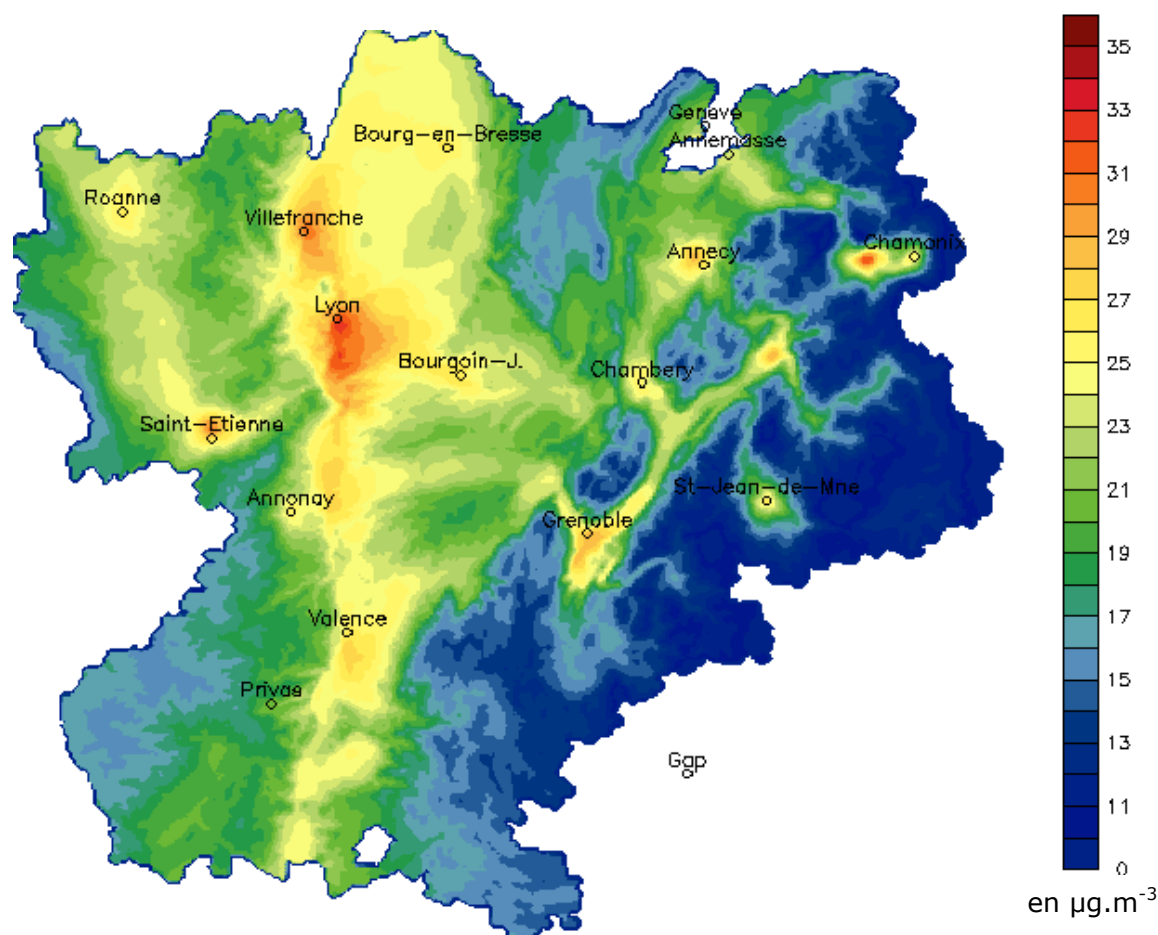


Figure 28 : Cartographie des moyennes annuelles 2009 en PM₁₀ sur la région Rhône-Alpes (PREVALP 2008v06)

Tout comme 2008 les niveaux de fond pour 2009 présentent des niveaux moyens moins élevés que ceux de 2007. Les concentrations moyennes calculées en 2009 sont plus élevées mais restent comparables à celles de l'année 2008. Ces résultats montrent que, même si les émissions de particules sont relativement stables d'une année à l'autre, les conditions météorologiques régionales et locales fixent les niveaux de particules dans

l'atmosphère. L'année 2009 aura connu un épisode de pollution par les particules particulièrement intense en janvier. Cet épisode a eu un impact sensible sur la concentration moyenne annuelle.

La répartition géographique des concentrations de poussières en 2009 sur la région est comparable à celle de 2008, les niveaux pour ce polluant sont très hétérogènes sur le territoire régional :

- Les agglomérations lyonnaise, et grenobloise mais également celles d'Annecy, de Chamonix et de Villefranche-sur-Saône sont soumises à des concentrations élevées en raison d'importantes émissions de poussières dues à l'activité humaine.
- Les vallées alpines sont aussi exposées aux poussières à cause de la concentration des activités au fond des vallées où les conditions météorologiques peuvent bloquer les polluants.
- Seuls les massifs montagneux bénéficient d'un air pauvre en poussières.

Cartographie des PM_{2.5}

La cartographie des PM_{2.5} est réalisée avec les résultats bruts du modèle PREVALP. Pour le moment, les résultats du réseau fixe des stations de mesure ne sont pas assimilés dans les cartographies. En effet, le réseau compte actuellement trop peu de mesures réalisées par analyseur TEOM dans la fraction PM_{2.5} pour permettre leur utilisation en cartographie.

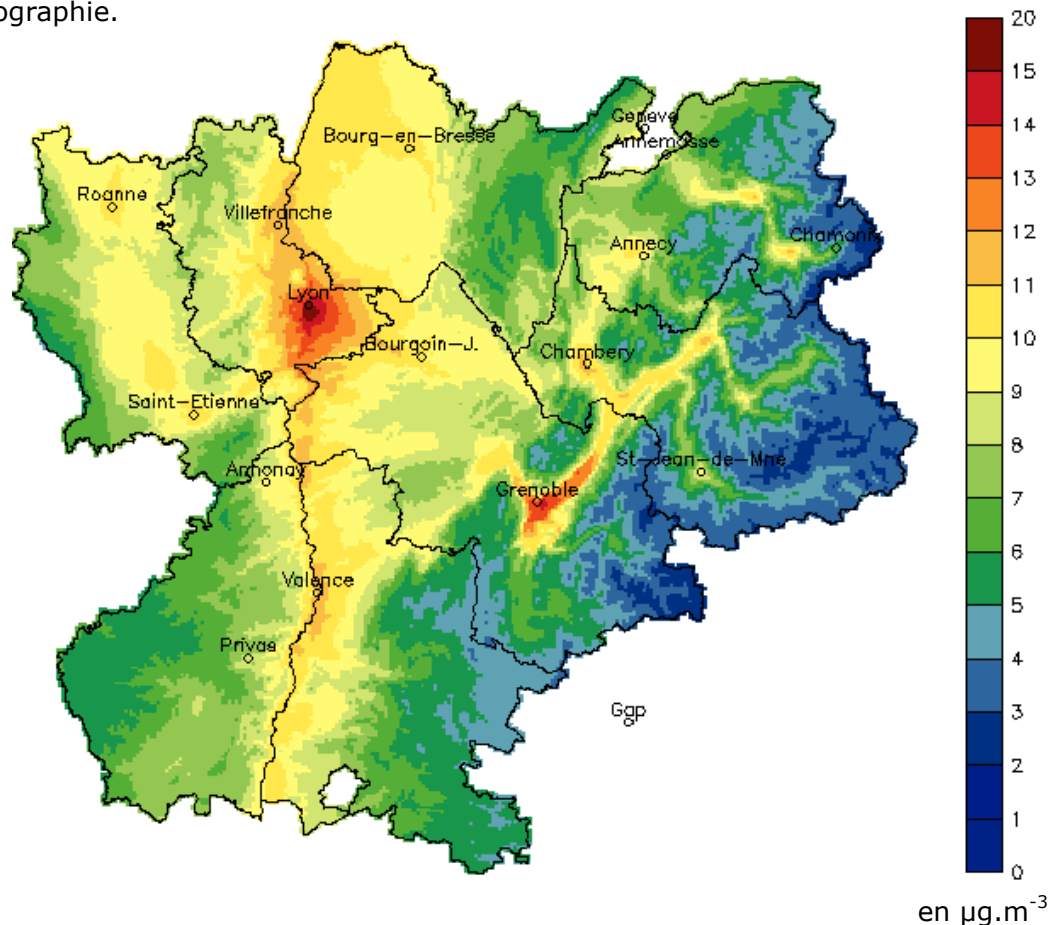


Figure 29 : Moyenne annuelle en 2009 de PM_{2.5} (PREVALP 2009v06)

La cartographie des $PM_{2.5}$ de la figure est donc fournie à titre indicatif. Comme explicité plus haut, les niveaux de $PM_{2.5}$ sont moins influencés par les émissions liées à l'érosion des sols et les imports sahariens. Ceci explique le fait que les niveaux de $PM_{2.5}$ soient plus contrastés entre le milieu urbain où se concentrent les activités émettrices et le milieu rural où les émissions de particules fines sont beaucoup plus faibles.

5.4. Cartographie du nombre de dépassements de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

La directive européenne 2008/50/CE prévoit que le seuil $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la moyenne journalière de PM_{10} ne soit pas dépassé plus de 35 jours par an (la valeur limite). La méthodologie appliquée permet d'avoir accès aux cartographies horaires et journalières des PM_{10} et de calculer cette valeur réglementaire. Le cas échéant, les zones soumises au dépassement de la valeur limite de 35 jours par an peuvent être déterminées géographiquement et la population soumise à ces dépassements dans ces zones peut être évaluée (voir chapitre 5.5). Cette estimation doit être réalisée chaque année dans le cadre du reporting européen.

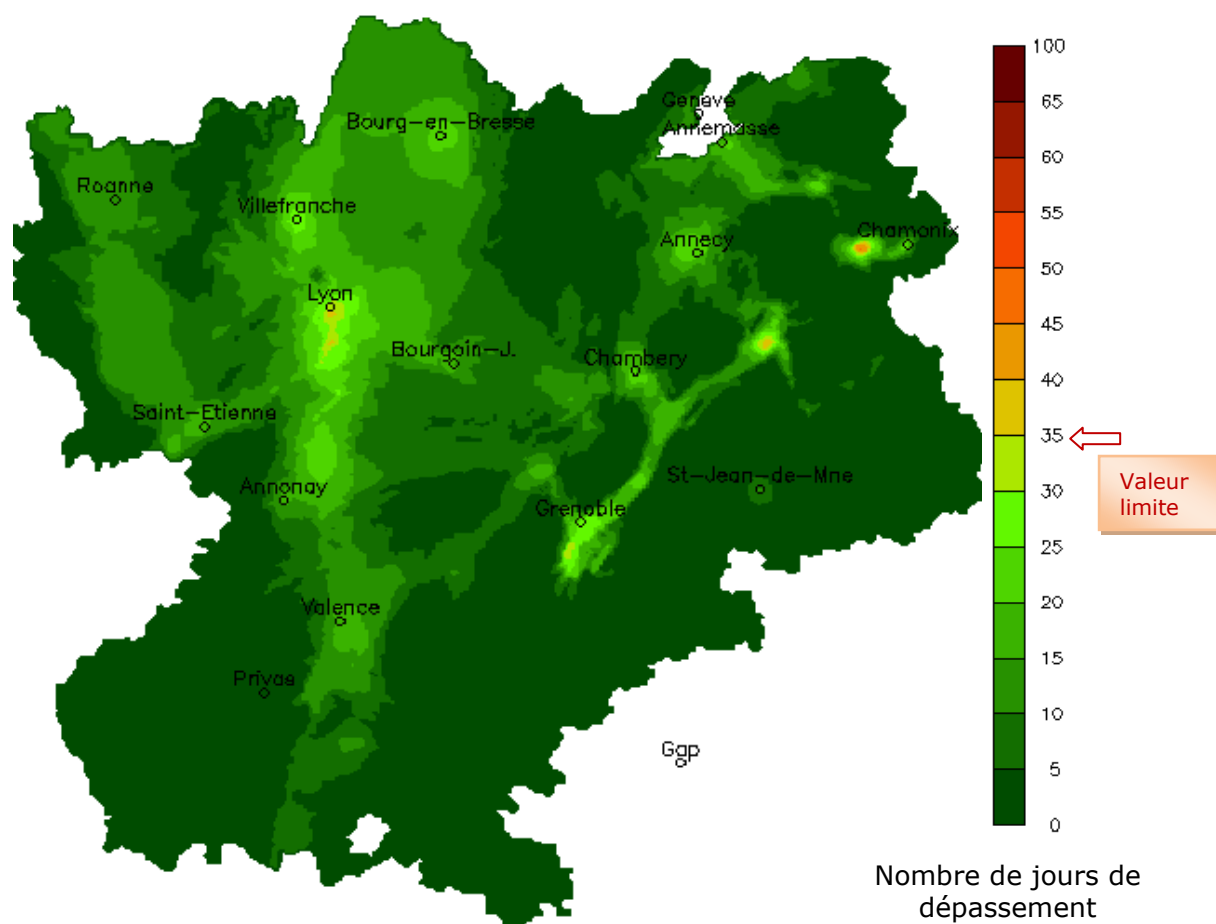


Figure 30 : Nombre de jours de dépassement du seuil de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière pour l'année 2008 (PREVALP 2008v06)

La carte de la figure précédente fournit le nombre de jours de dépassement du seuil $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'année 2008. Pour l'année d'étude, seules 4 zones sont identifiées par la cartographie comme dépassant la valeur limite des 35 jours. Il s'agit de :

- La vallée de l'Arve qui est la zone de la région qui connaît le plus de dépassements du seuil. La station de Passy présente, à elle seule, 50 jours de dépassement en 2008

- L'agglomération d'Albertville : même si la station de mesure d'Albertville mesure moins de 35 jours de dépassements en 2008, le modèle couplé aux mesures calcule un nombre de jours supérieur à 35 dans certaines zones de l'agglomération
- Le sud Lyonnais : Le sud de Lyon dépasse très légèrement la valeur seuil sans doute en lien avec certaines émissions d'origines industrielles. En absence de dépassement sur les stations du sud Lyonnais, ce résultat reste à confirmer.
- L'agglomération grenobloise. Comme le sud de Lyon, l'agglomération grenobloise connaît en certaines zones des dépassements du seuil de 35 jours bien qu'aucun dépassement de la valeur limite n'ait été constaté aux stations de mesure.

La cartographie réalisée avec le modèle et les mesures du réseau fixe ne prend en compte que les stations urbaines, périurbaines et rurales dans le calcul. Ces résultats n'excluent pas que la valeur limite soit dépassée à proximité directe de sources automobiles ou industrielles.

5.5. Exposition de la population

5.5.1. Pourcentage de population exposée

La répartition de la population INSEE de 1999 sur la région Rhône-Alpes est croisée avec les cartographies afin de calculer des expositions de la population de Rhône-Alpes aux valeurs réglementaires pour les PM_{10} : moyenne annuelle et nombre de jours de dépassement du seuil $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les figures suivantes montrent les répartitions de la population pour les deux valeurs réglementaires.

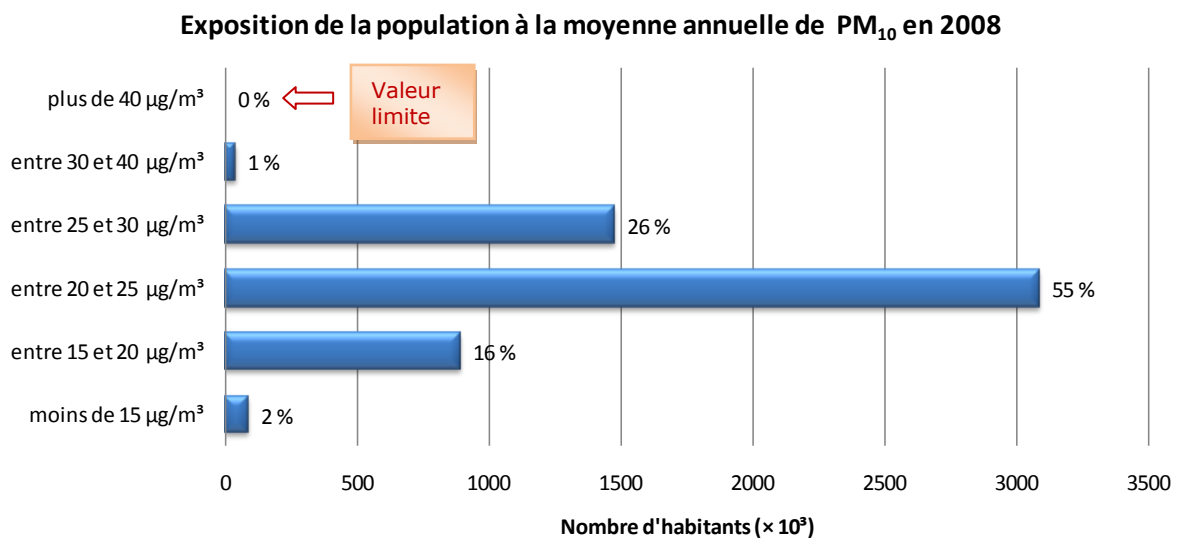


Figure 31 : Exposition de la population à la moyenne annuelle de PM_{10} en 2008 (version PREVALP V05)

En 2008, les niveaux de fond en PM_{10} n'ont pas atteint la valeur limite de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Comme évoqué dans la présentation des résultats cartographiques au début de cette partie, il n'est pas exclu que des personnes vivant à proximité de grands axes de circulation et de sources industrielles ponctuelles aient été soumis à un dépassement de la valeur limite. Pour les concentrations inférieures à la valeur limite, la majorité de la population (97 %) est soumise en 2008 à des concentrations moyennes entre 15 et 25

$\mu\text{g}/\text{m}^3$. Seulement 1 % de la population est soumise à une concentration moyenne supérieure à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

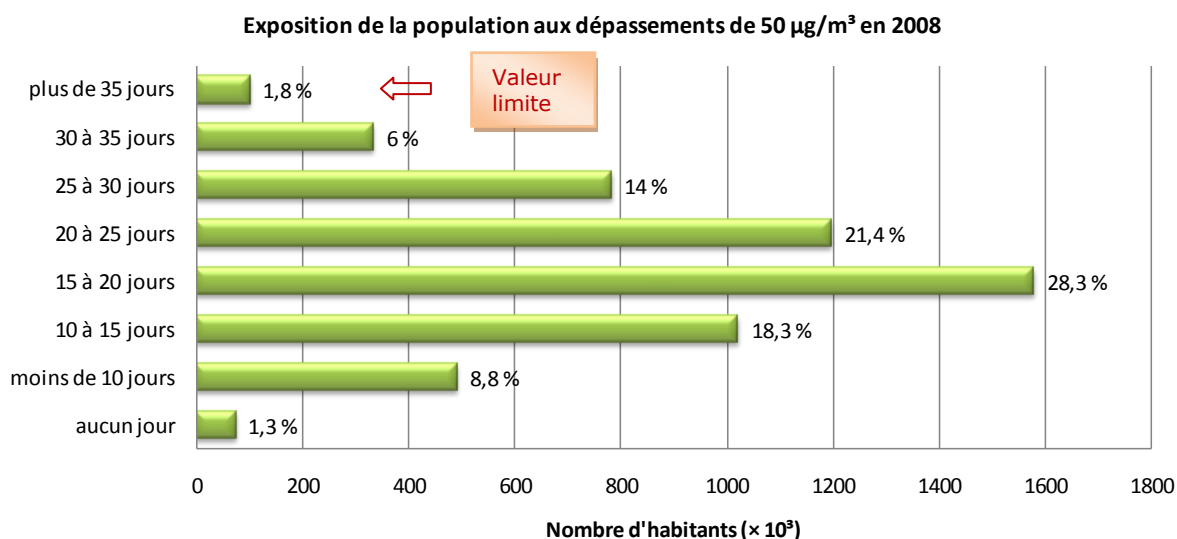


Figure 32 : Exposition de la population aux dépassements du seuil $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2008 (version PREVALP V05)

En ce qui concerne la valeur réglementaire sur les dépassements du seuil $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 1,8 % de la population soit 102 000 habitants sont soumis au dépassement de cette valeur limite. Les populations touchées vivent dans les zones géographiques évoquées à la partie 5.2.

Il est à noter que 89,9 % de la population est soumise à plus de 10 jours de dépassement du seuil $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

5.5.2. Répartition géographique des populations exposées

Afin d'obtenir une répartition géographique de l'exposition de la population, les résultats du Modèle PREVALP sont croisés aux cartes de densités de population. Deux approches ont été développées :

- 1- Un pourcentage de populations exposées dans les communes soumises aux dépassements du seuil fixé. Cette approche permet un comparatif relatif des communes.
- 2- Un nombre d'habitants exposés par commune afin de fournir une vision globale du nombre d'habitants exposés sur la région.

Méthodologie du calcul de l'exposition de population

La population affectée à chacune des mailles de $1 \times 1 \text{ km}^2$ du modèle est calculée à partir des données INSEE de population de 2006 par IRIS et des données d'occupation du sol provenant de la base de données Corine Land Cover (CLC) pour l'année 2000. Cette répartition permet de localiser la population de chaque IRIS sur les zones bâties (où vivent a priori les habitants). Au cas où la base de données CLC ne possède aucune surface bâtie sur un IRIS, la population est répartie uniformément sur le territoire de l'IRIS. A ce stade nous obtenons une carte de densité de population (en habitants.km^{-2}) définie sur la même grille à pas kilométrique que la carte de concentration en PM_{10} .

Les communes sont découpées suivant les mailles de 1x1 km² de la carte ce qui peut provoquer une légère différence entre la surface géographique réelle de la commune et sa surface sur la carte.

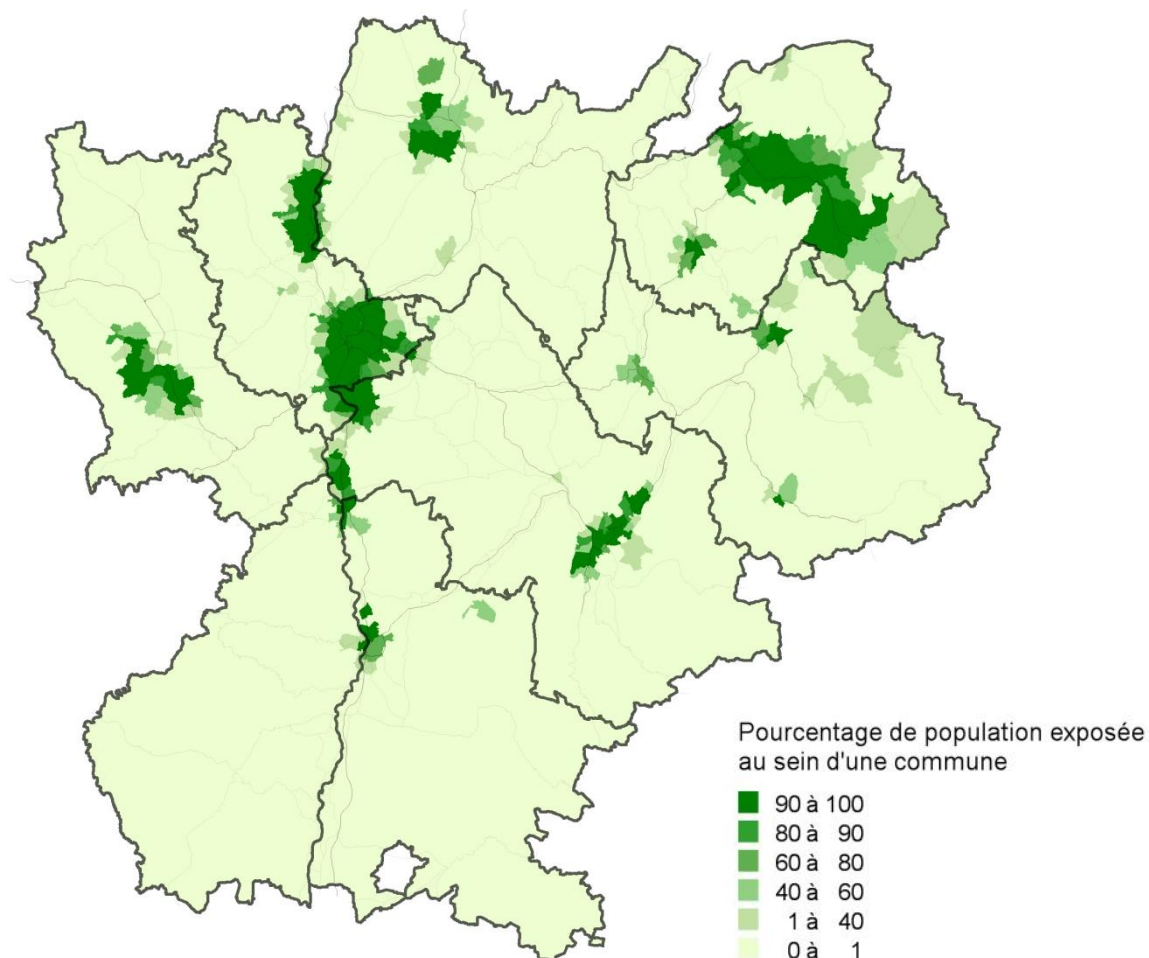


Figure 33 : Pourcentage de population exposée au sein des communes à plus de 20 jours de dépassement de la valeur 50 µg.m⁻³

La carte précédente explicite le pourcentage de population exposée à plus de 20 jours de dépassement de la valeur 50 µg.m⁻³ sur l'année.

Les zones fortement peuplées sont soumises à des concentrations plus élevées que les zones rurales. En particulier l'agglomération lyonnaise et sa périphérie, l'agglomération grenobloise, mais aussi Villefranche-sur-Saône, Vienne, Valence, Bourg-en-Bresse et le centre de la Loire présentent un pourcentage de population soumis au seuil relativement élevé. Les populations de la vallée de l'Arve sont elles aussi fortement exposées.

Les activités humaines en particulier le chauffage résidentiel expliquent en grande partie ces inégalités géographiques.

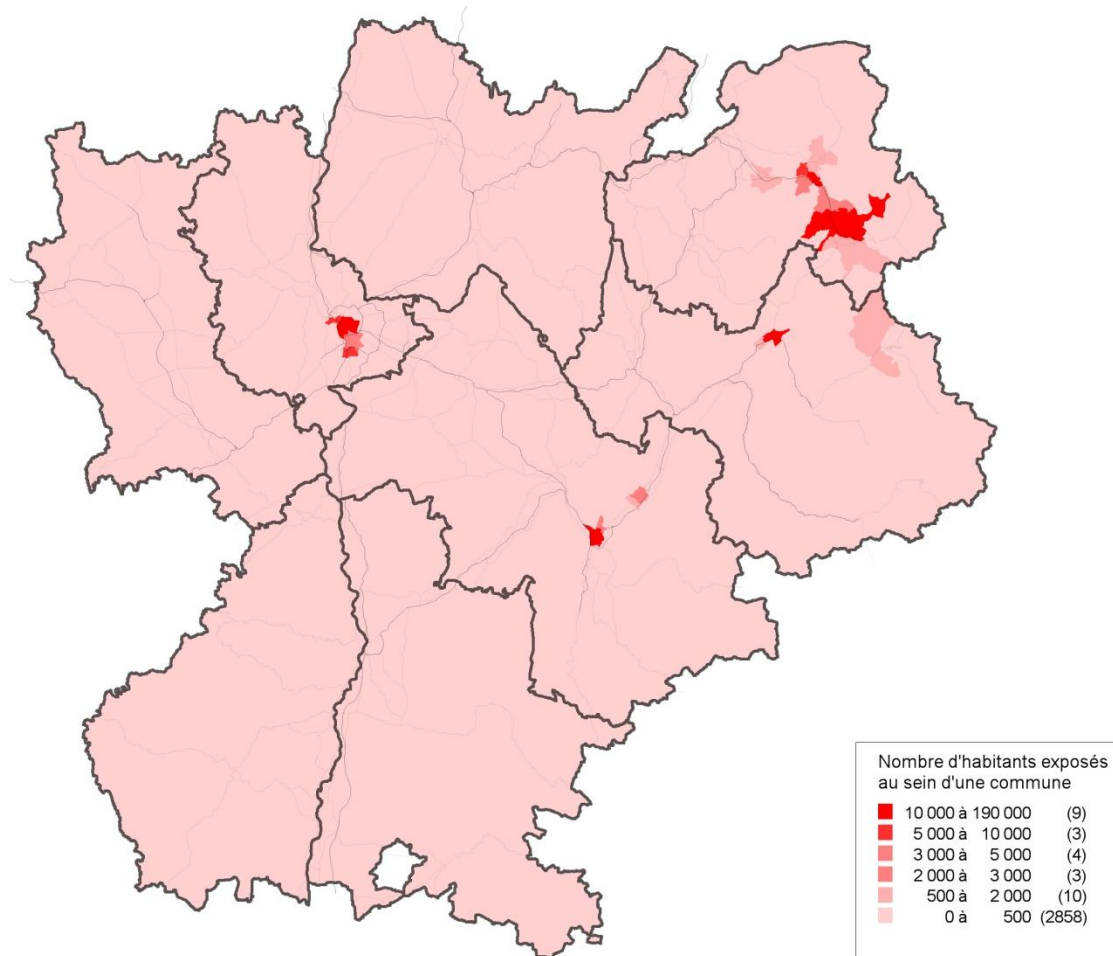


Figure 34 : Nombre d'habitants exposés au sein des communes à plus de 30 jours de dépassement de la valeur $50 \mu\text{g.m}^{-3}$

La carte précédente illustre le nombre d'habitants soumis au dépassement de la valeur limite (35 dépassements par an de la valeur $50 \mu\text{g.m}^{-3}$). Pour 29 communes de Rhône-Alpes (cf. annexe 6), plus de 500 habitants sont soumis au dépassement de la valeur limite. Les agglomérations de Lyon, Grenoble, Albertville ainsi que la vallée de l'Arve apparaissent encore une fois comme les zones les plus à risques.

6. Conclusion

A l'heure où de nombreux dépassements réglementaires pour les particules sont observés sur la région Rhône-Alpes, une meilleure connaissance des particules sur l'ensemble du territoire, tant sur le plan des concentrations que de leur origine et nocivité, semble indispensable. Les réseaux de surveillance de la qualité de l'air de la région Rhône-Alpes se sont donc engagés dans la réalisation de mesures complémentaires en vue d'atteindre les deux objectifs suivants :

- La réalisation d'une cartographie des particules sur le territoire régional afin :
 - de comparer les concentrations estimées aux valeurs réglementaires,
 - estimer les populations soumises à des risques de dépassements de ces valeurs,
- La réalisation de mesures complémentaires pour préciser la composition chimique de ces particules :
 - afin de caractériser le risque sanitaire de ces particules
 - et compléter les données nécessaires au fonctionnement des modèles de pollution atmosphérique.

Pour mener à bien ces objectifs, des appareillages spécifiques ont été nécessaires. 38 préleveurs portables (Microvols 1100) ont été acquis et mis en place aux cours de 8 campagnes de mesure. Des analyses permettant la spéciation chimique des particules ont également été effectuées sur une dizaine de sites, à l'aide de préleveurs Partisols.

Les Microvols présentent l'avantage d'être faciles à mettre en œuvre sur le terrain, et grâce à leur coût modéré au regard d'un analyseur classique ils permettent de pouvoir multiplier les points de mesures. En contre partie, au stade actuel des connaissances, il est encore difficile de connaître ou d'expliquer quelle est la part de la fraction volatile mesurée exactement par les préleveurs Microvols et le biais que représente ce phénomène sur la mesure. La méthode de régression utilisée permet néanmoins d'ajuster les concentrations issues des Microvols afin de les rendre comparable à la mesure réglementaire.

Compte-tenu des limites de la technique de prélèvement de particules (prélèvements bas-débit), les résultats peuvent être considérés comme satisfaisants concernant une méthode que l'on pourrait qualifier d'indicative, même s'il reste difficile de déduire des cartographies à partir uniquement des données Microvols, en particulier pour les $PM_{2.5}$.

Les analyses chimiques de la composition des particules ont permis de mettre en évidence des variations saisonnières : une importante hausse des nitrates mais aussi de la matière organique, pendant la période hivernale, est constatée.

Ces résultats ne permettent cependant pas de retrouver la totalité de la masse des poussières mesurées par les analyseurs en continu des stations fixes. Néanmoins la composition chimique des particules issue du modèle reste comparable aux mesures par partisols.

La cartographie élaborée dans le cadre de l'étude à l'aide du modèle PREVALP permet ainsi d'estimer qu'en 2008, les niveaux de fond en PM_{10} n'ont pas atteint la valeur limite de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Néanmoins certaines zones restent plus exposées que d'autres concernant la moyenne annuelle. Il s'agit des agglomérations de Lyon et des agglomérations situées dans les vallées alpines : Grenoble, Annecy, Chambéry, Albertville et Saint-Jean de Maurienne.

La majorité de la population (97 %) est soumise en 2008 à des concentrations moyennes entre 15 et 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Seulement 1 % de la population est soumise à une concentration moyenne supérieure à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

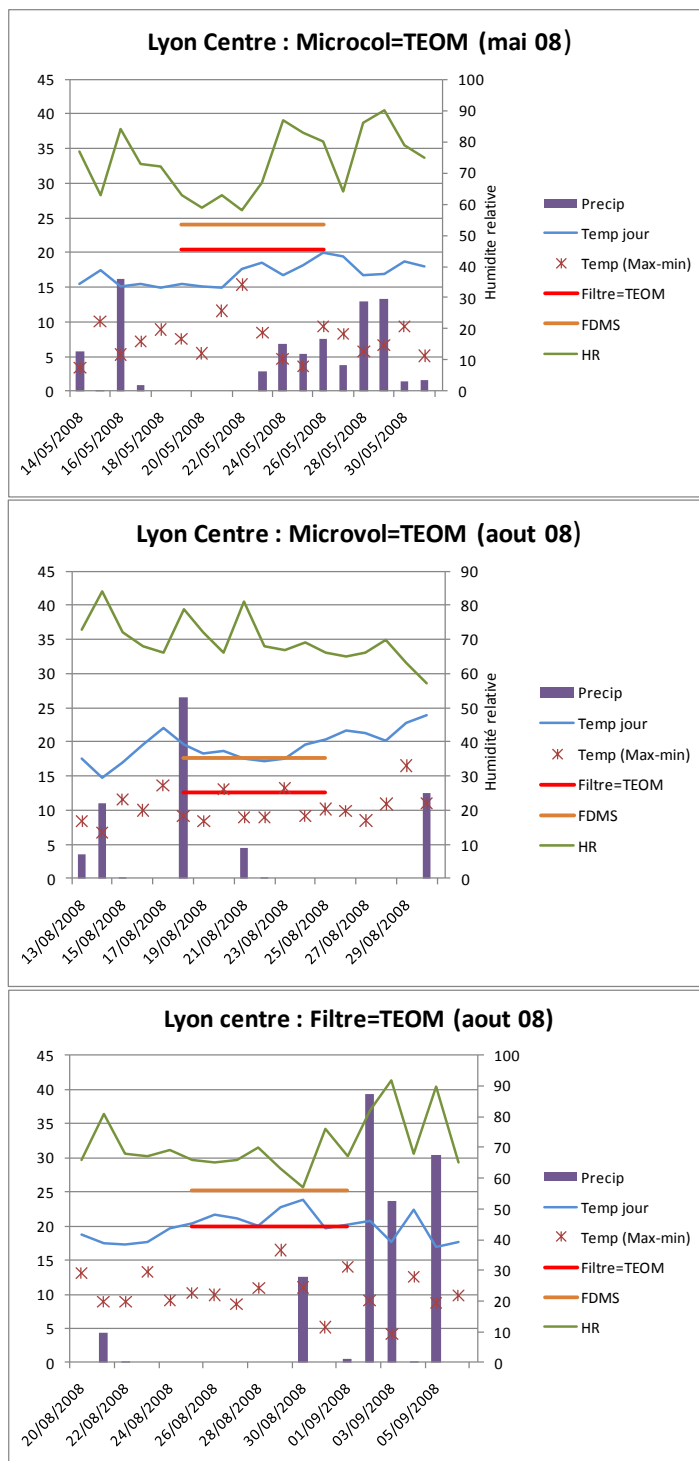
En ce qui concerne la valeur réglementaire du nombre de dépassements de 50 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Quatre zones peuvent être identifiées comme plus sensibles : la vallée de l'Arve, l'agglomération d'Albertville, le sud lyonnais et l'agglomération grenobloise. Le croisement cartographique du modèle et de la densité de population permet en effet d'observer que sur 29 communes de Rhône-Alpes, plus de 500 habitants sont soumis au dépassement de la valeur limite (35 jours de dépassement de la valeur moyenne journalière 50 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

Enfin, ces résultats sont valables concernant les zones « de fond » et il convient de préciser que des dépassements de valeurs réglementaires peuvent être enregistrés en proximité automobile ou industrielle.

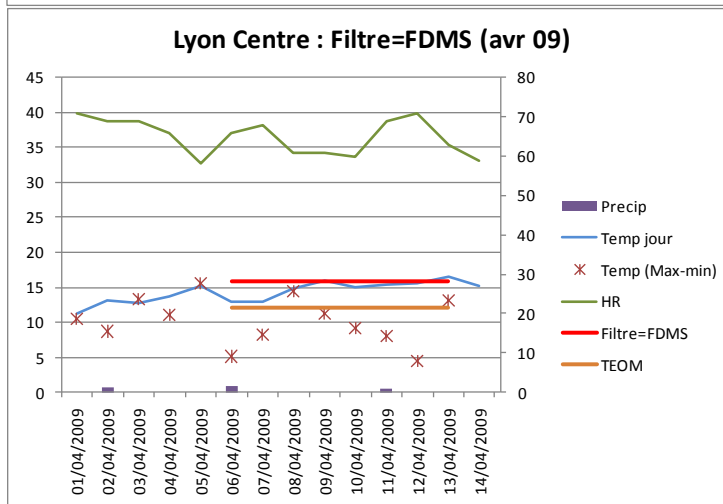
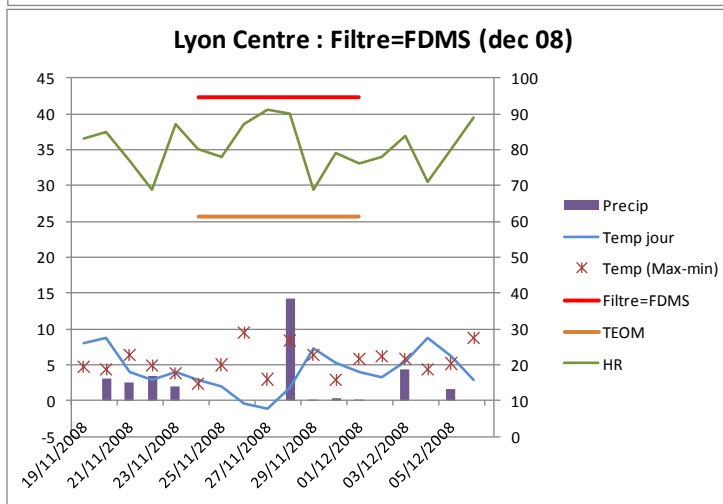
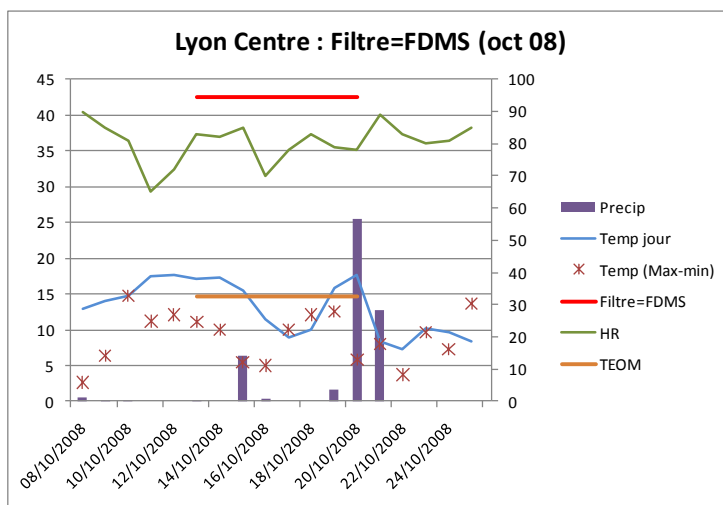
ANNEXE 1

Prise en compte de la fraction volatile par les Microvolts en fonction des paramètres météorologiques (Précipitations, Température journalière, amplitude thermique journalière, humidité relative)

3 cas où la fraction volatile mesurée par les Microvolts est nulle

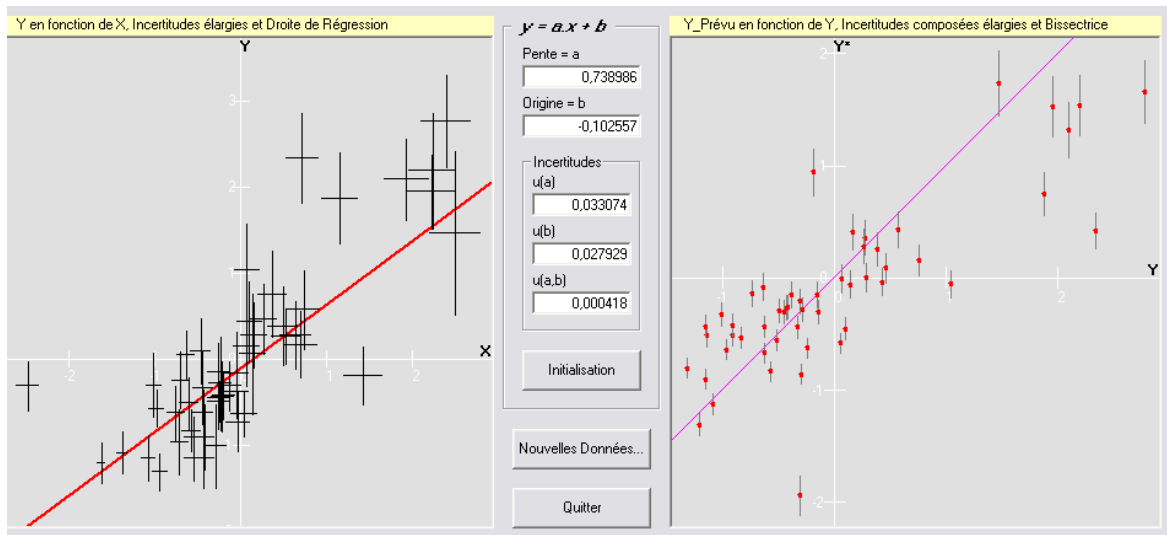


3 cas ou la fraction volatile des Microvolts est égale à la fraction volatile mesurée par le TEOM/FDMS



Annexe 2

Présentation de l'ajustement par régression orthogonale et estimation des paramètres



Sur le graphique de gauche sont représentées les données microvolts en fonction des données FDMS ainsi que les incertitudes associées et la droite de régression.

Le graphique de droite illustre les données ajustées par la régression orthogonale en fonction des concentrations FDMS, ainsi que la bissectrice. Les données sont en $\mu\text{g.m}^{-3}$.

La relation est mise en point à partir des 6 stations de référence sur l'ensemble des campagnes :

avec :

Y^* : Concentration estimée pour le site i
 Y : Concentration mesurée par microvol pour le site i
 u : Erreur d'estimation pour le site i

L'estimation des paramètres est la suivante :

$a=0.738986$,

$b=-0.102557$,

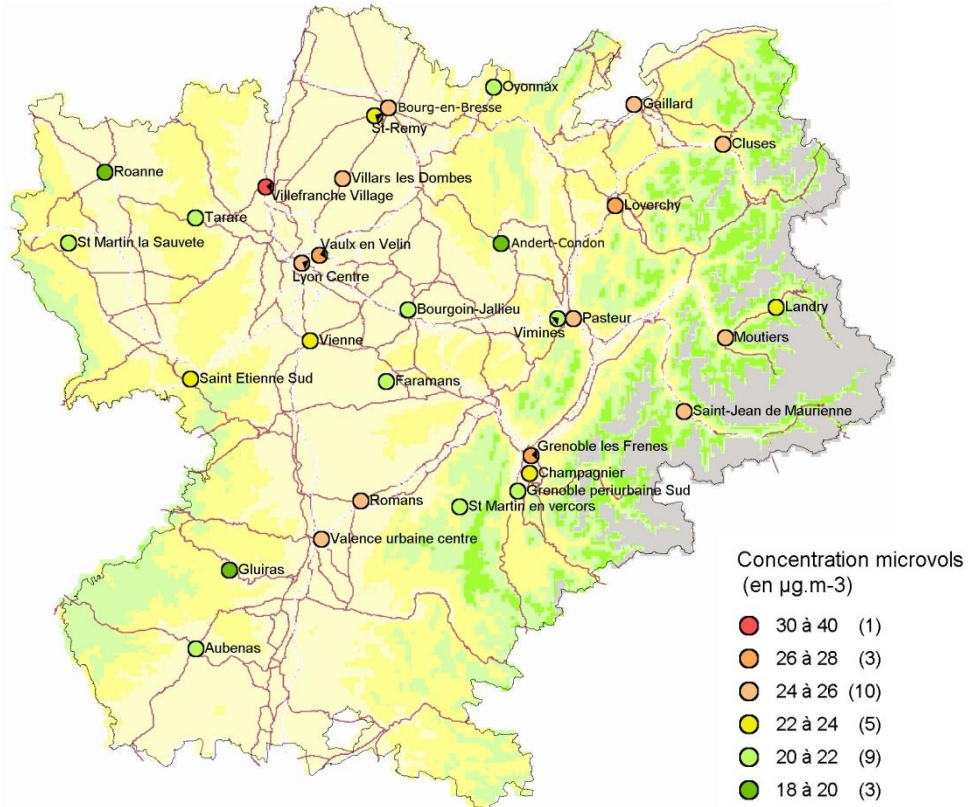
L'incertitude sur a :

L'incertitude sur b :

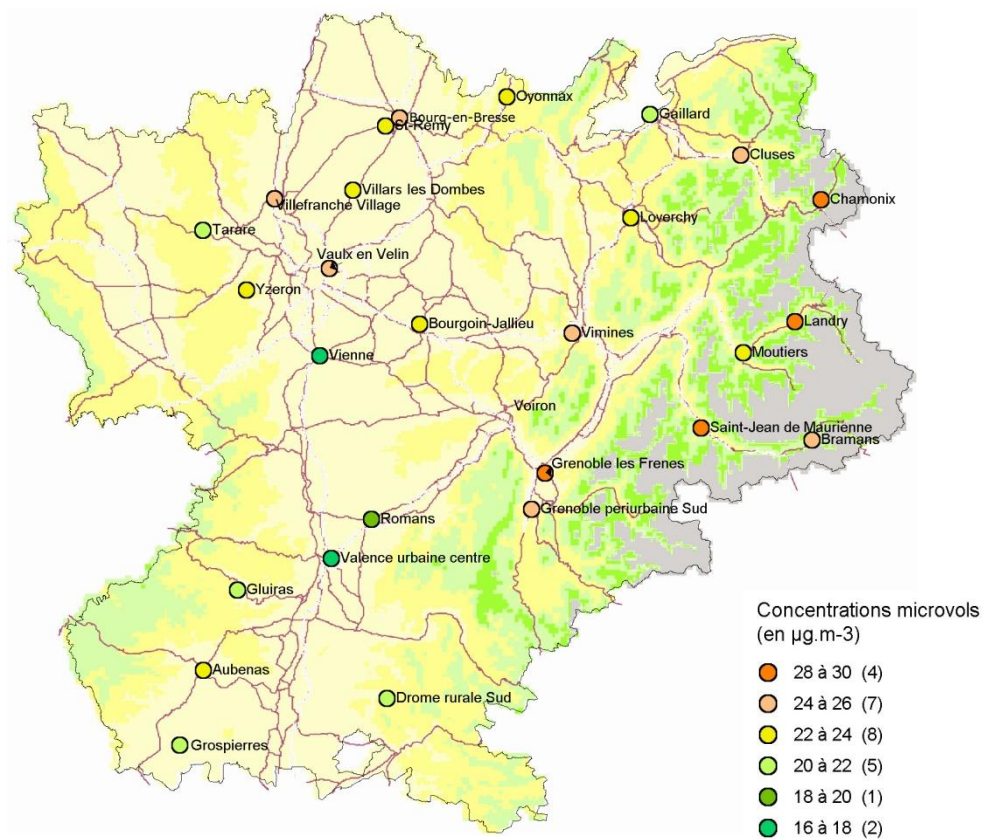
L'incertitude sur (a,b) :

Annexe 3

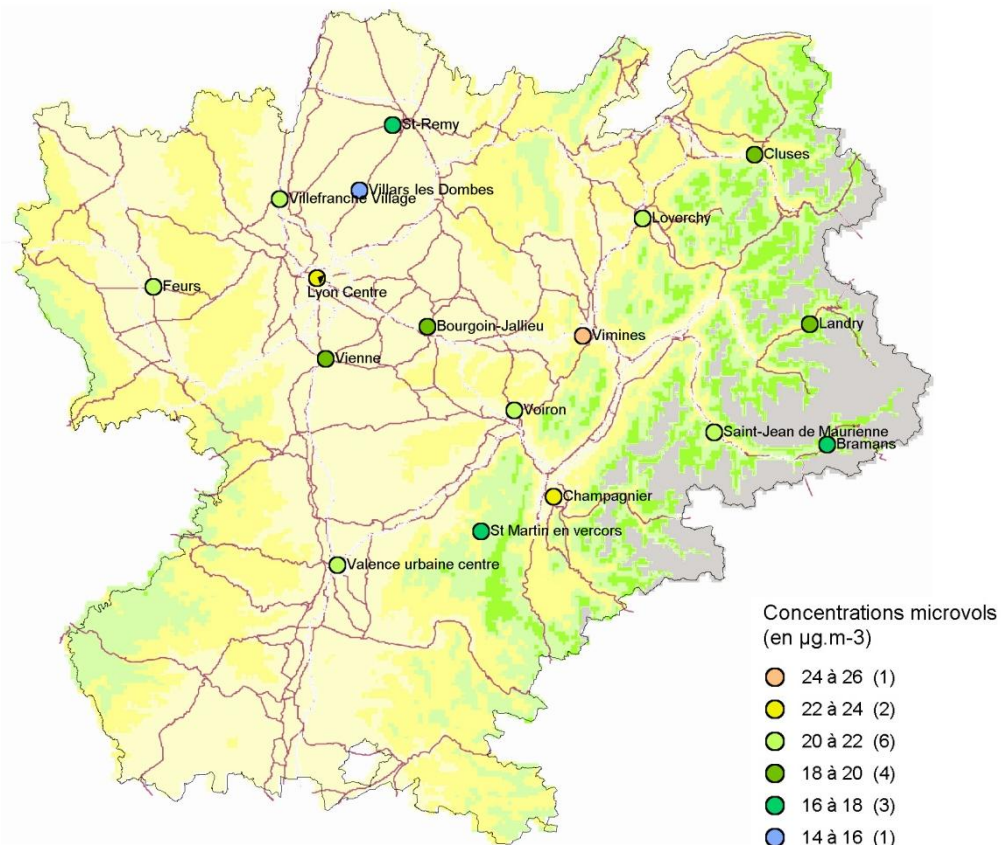
Cartographie par campagne des mesures Microvols



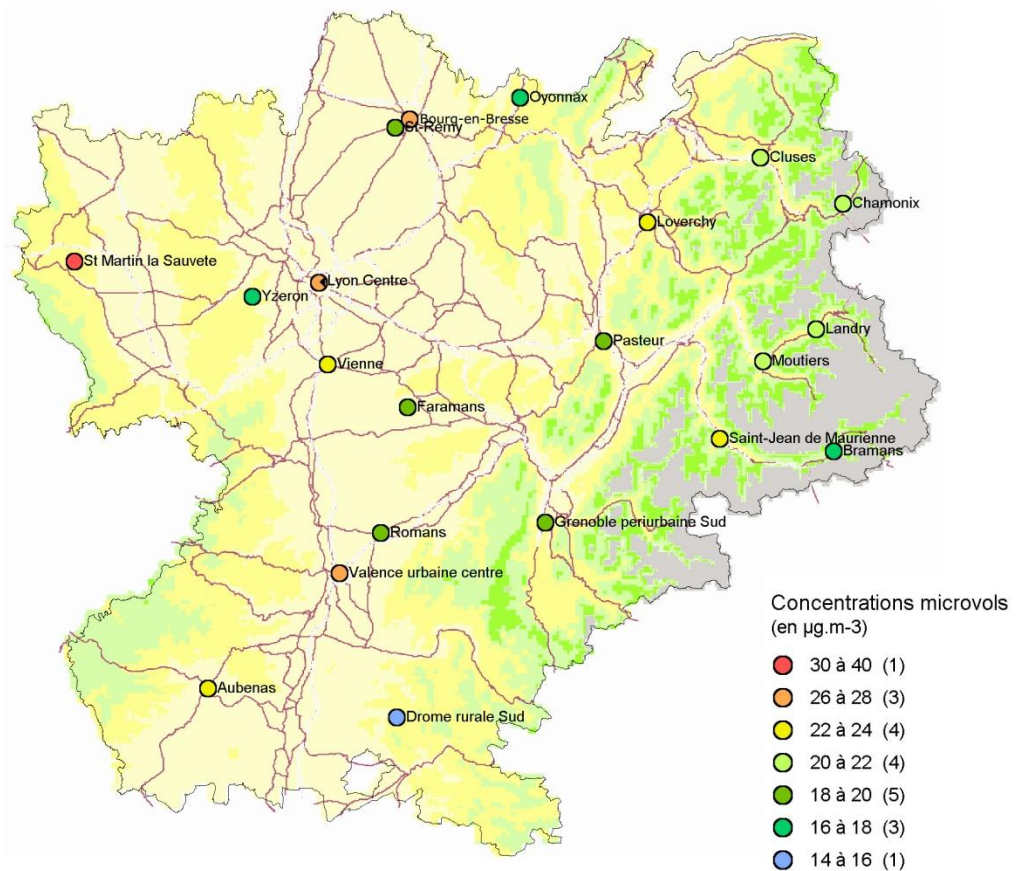
Campagne 1



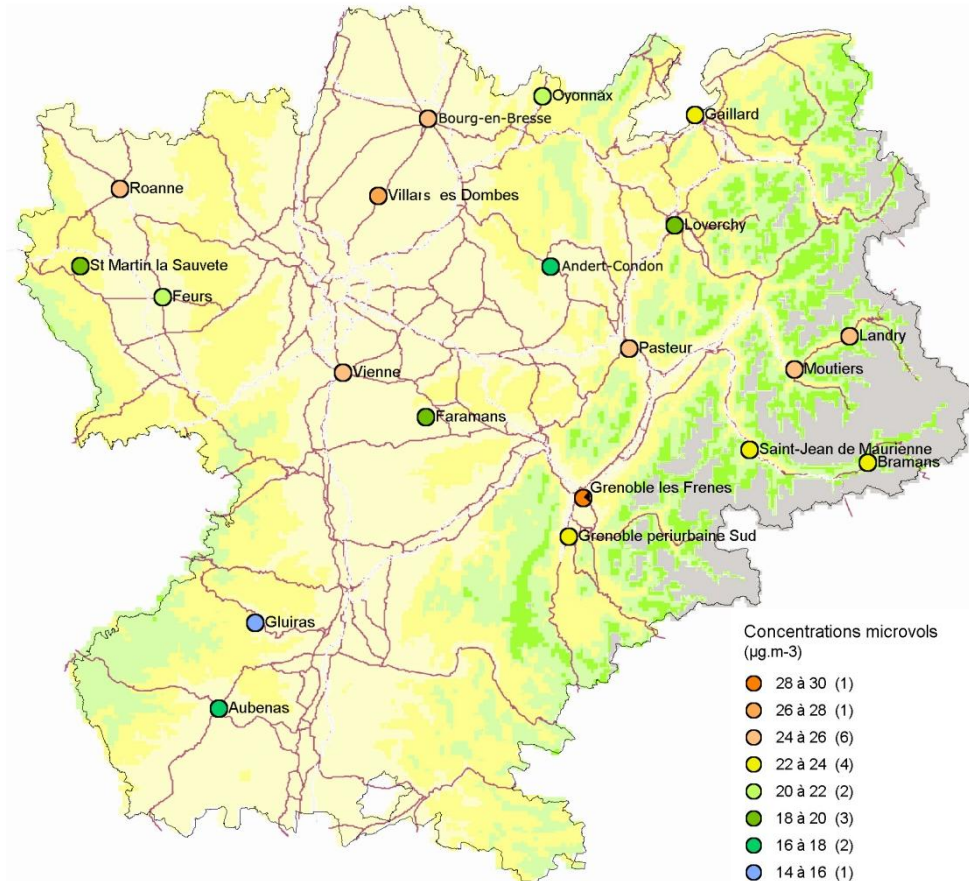
Campagne 2



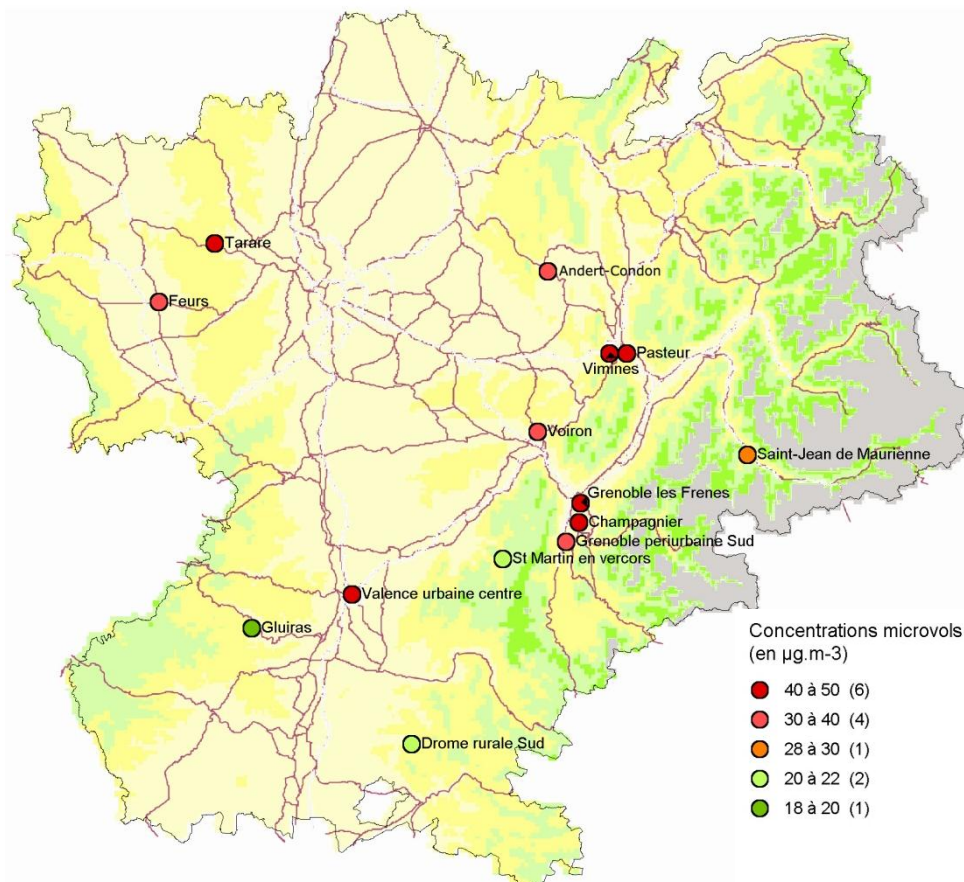
Campagne 3



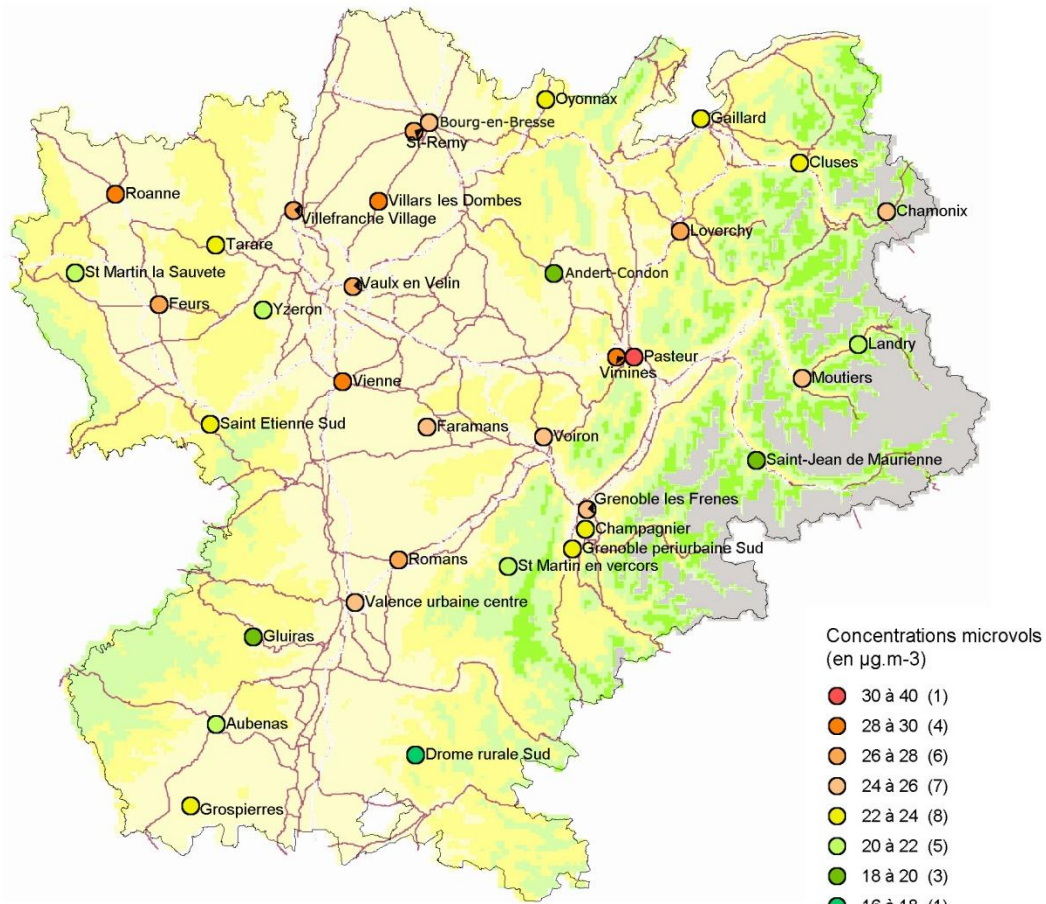
Campagne 4



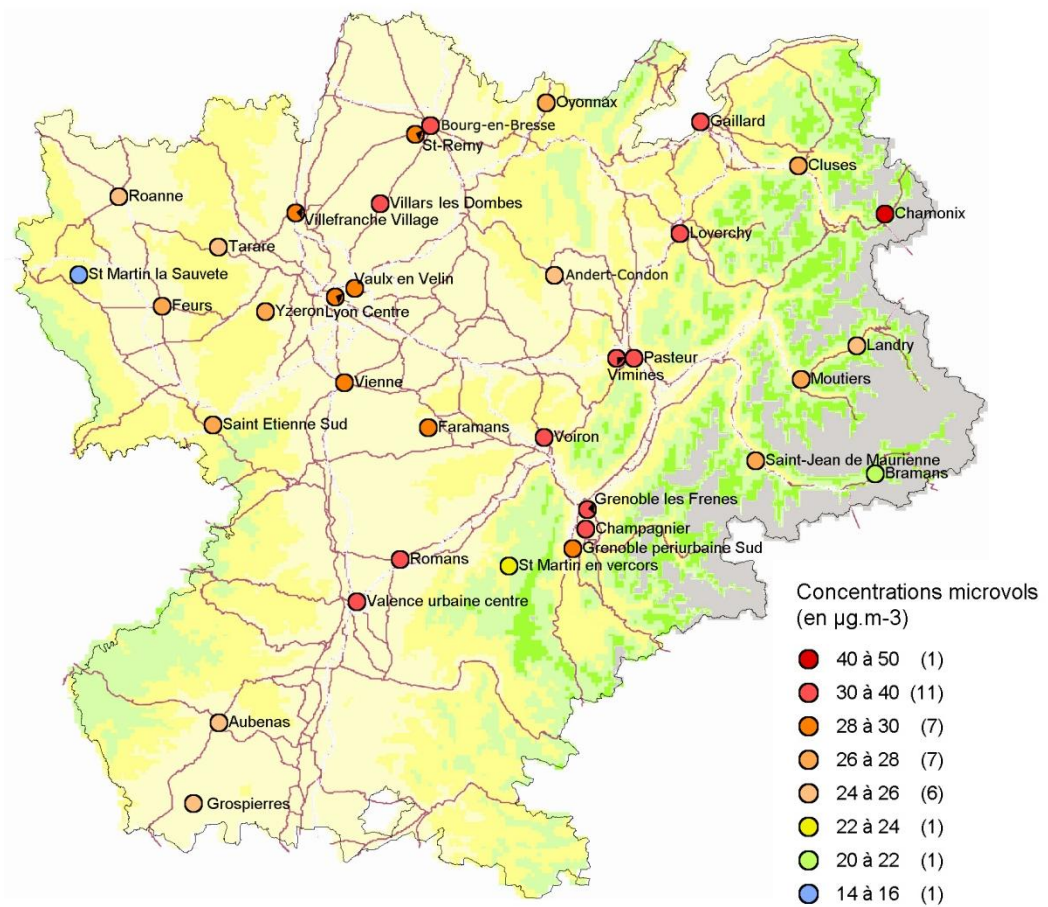
Campagne 5



Campagne 6



Campagne 7



Campagne 8

Annexe 4

Statistique modèles/mesures pour l'ensemble des sites

Site	Nb de site valide	Moyenne des différences absolues	Moyenne des différences	Max des différences absolues	Moyenne de : Prevalp - PM10aj	Erreur relative
Aubenas	6	5,0	5,1	6,6	16,7	30,1
Bourg-en-Bresse	6	3,6	2,3	6,7	24,5	14,8
Bourgoin-Jallieu	3	4,3	2,8	6,9	18,4	23,5
Bramans	5	9,1	9,6	14,1	11,3	80,8
Chamonix	4	3,3	3,3	6,3	26,0	12,6
Champagnier	5	5,0	5,0	8,5	23,4	21,3
Cluses	6	4,2	4,2	8,2	19,2	21,7
Andert-Condon	5	2,1	2,0	4,2	20,2	10,3
Drome rurale Sud	4	2,0	2,0	4,7	16,7	12,0
Faramans	5	2,2	2,1	6,6	20,5	10,9
Feurs	5	4,3	3,9	8,1	22,5	19,2
Gaillard	5	4,0	3,1	6,2	22,1	18,1
Gluiras	5	3,6	4,0	6,0	14,6	24,7
Grenoble les Frenes	6	2,2	2,2	4,6	28,4	7,9
Grenoble periurbaine Sud	7	1,7	0,1	3,1	25,8	6,6
Grospierres	3	4,8	4,8	10,1	18,3	26,0
Landry	7	7,5	7,5	12,2	15,8	47,4
Loverchy	7	3,7	1,6	6,8	22,6	16,2
Lyon Centre	4	1,9	0,5	4,5	25,1	7,5
Moutiers	6	5,0	4,3	9,0	19,8	25,2
Oyonnax	6	4,8	4,9	6,2	17,0	28,1
Pasteur	6	2,7	1,2	7,9	27,7	9,7
Roanne	4	2,3	1,9	5,9	23,0	9,8
Romans	5	3,8	0,0	7,0	23,9	15,9
Saint Etienne Sud	3	3,2	3,2	5,2	21,3	15,0
Saint-Jean de Maurienne	8	3,7	0,1	6,5	24,5	15,3
St Martin en vercors	5	6,5	6,5	9,2	14,3	45,4
St Martin la Sauvete	5	7,0	3,8	16,0	17,4	40,5
St-Remy	6	1,1	0,0	1,7	23,0	4,8
Tarare	5	4,5	4,3	11,8	22,4	20,2
Valence urbaine centre	7	3,9	1,2	9,4	25,7	15,2
Vaulx en Velin	4	1,1	0,5	2,7	27,1	4,1

Vienne	7	2,1	-0,7	6,2	24,3	8,8
Villars les Dombes	6	3,6	3,7	8,1	21,8	16,5
Villefranche Village	5	3,1	2,7	7,3	23,9	13,1
Vimines	6	4,8	4,7	9,8	24,0	20,0
Voiron	4	5,4	5,4	8,2	24,4	22,1
Yzeron	4	3,7	3,7	5,0	18,0	20,7

Différence absolue : Différences en valeur absolue des concentrations préleveurs ajustées avec le modèle déterministe PREVALP.

Différence absolue = abs(concentrations préleveurs ajustées- concentrations PREVALP).

Différence : Différence entre les concentrations préleveurs ajustées et le modèle déterministe PREVALP.

Différence = concentrations préleveurs ajustées – concentrations PREVALP

Erreur relative : correspond à la différence relative entre les concentrations préleveurs ajustées et le modèle déterministe PREVALP.

Tous les résultats sont exprimés en $\mu\text{g.m}^{-3}$ excepté pour l'erreur relative qui est exprimée en %.

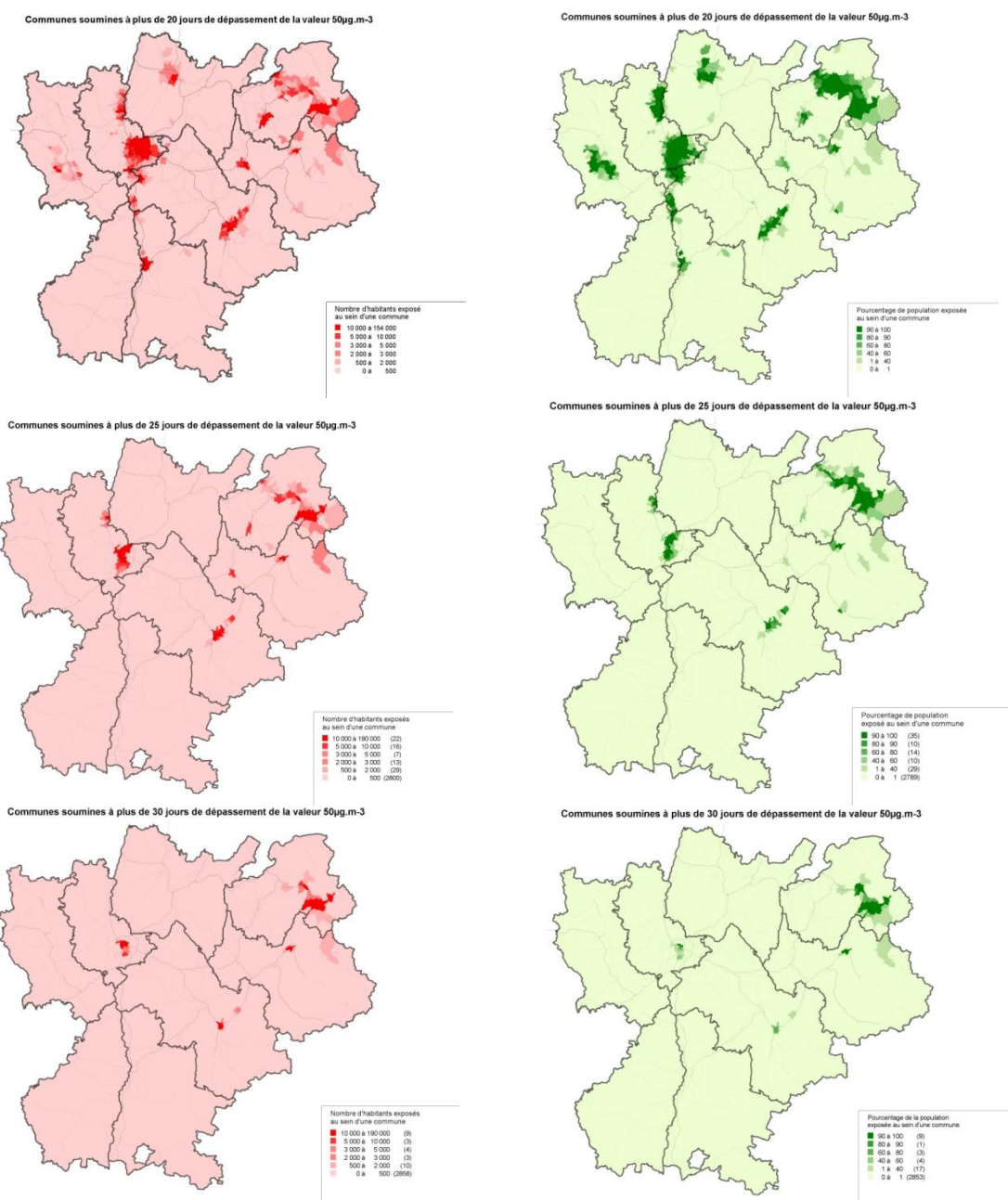
Annexe 5

Croisement de la densité de population avec les sorties du modèle PREVALP

Sont exposées dans cette annexe l'exposition de la population soumise à un nombre de dépassements journaliers de 50 µg.m⁻³ supérieur à x jours. Trois seuils différents ont été étudiés x=20 jours, 25 jours, 30 jours.

En rose est représenté le pourcentage de populations exposées dans les communes soumises aux dépassements du seuil fixé. Cette approche permet un comparatif relatif des communes.

En vert le nombre d'habitants exposés par commune est cartographié afin de fournir une vision globale du nombre d'habitants exposés sur la région.



Annexe 6

Liste des communes présentant un dépassement de la valeur limite (35 jours de dépassement de la valeur moyenne journalière $50\mu\text{g.m}^{-3}$)

Nom Commune	Département	Superficie	Population totale 2006	Population exposés à 30 jrs de dépassement	Pourcentage de population exposée
NANCY-SUR-CLUSES	73	14,11	428	28	6,94
CORDON	73	22,26	1013	149	16,95
VOUGY	73	4,02	1346	274	19,27
LES HOUCHES	74	47,06	3100	374	12,23
SERVOZ	74	13,44	942	421	49,06
SAINT-PIERRE-EN-FAUCIGNY	74	14,80	5729	814	11,06
BERNIN	74	7,67	3079	879	23,25
BOURG-SAINT-AURICE	74	181,71	8016	946	13,27
BONNEVILLE	74	27,25	10996	1010	13,21
COMBLOUX	74	17,37	2155	1011	57,03
GILLY-SUR-ISERE	74	7,08	2869	1311	36,47
TANINGES	74	42,46	3490	1337	38,5
CHATILLON-SUR-CLUSES	74	9,01	1123	1608	98,34
SAINT-GERVAIS-LES-BAINS	74	86,14	5742	1687	29,38
DOMANCY	74	7,35	1848	1701	99,99
MAGLAND	74	40,31	2962	2131	76,08
VENISSIEUX	74	15,34	57754	2379	4,9
CROLLES	74	14,50	8651	2606	32,93
LA TRONCHE	74	6,44	6325	3749	42,24
MARNAZ	74	9,04	5224	3914	82,01
SCIONZIER	74	10,55	6664	4655	97,2
SAINT-FONS	74	6,07	16704	4721	28,23
FEYZIN	38	10,45	9672	5369	59,87
LYON 5e	69	6,21	48589	7016	21,53
THYEZ	38	9,69	5491	7292	97,46
PASSY	38	79,99	11650	11803	100
LYON 2e	69	3,38	30915	15102	36,97
ALBERTVILLE	69	17,19	18906	15484	90,92
SALLANCHES	69	65,46	16062	16457	96,98
CLUSES	69	10,41	18337	16665	100
LYON 7e	69	9,65	70151	18007	27,7
LYON 8e	69	6,70	77478	46740	70,47
LYON 3e	69	6,30	90074	77322	91,01
GRENOBLE	69	18,56	158746	92300	60,12

