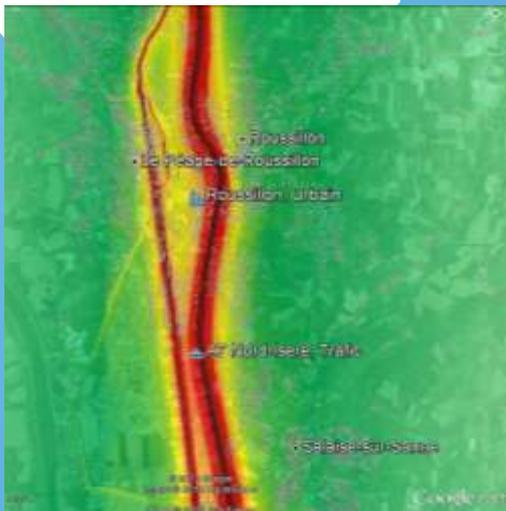


Observatoire de l'air autour de l'axe routier de la Vallée du Rhône



CARTOGRAPHIE ANNUELLE 2010 ET LOCALISATION DES TERRITOIRES VULNERABLES

Diffusion : Février 2012





Air Rhône-Alpes est issu du rapprochement de 6 associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'Air (Air-APS, AMPASEL, ASCOPARG, ATMO Drôme-Ardèche, COPARLY, SUP'AIR). Cette régionalisation a eu lieu le 1^{er} janvier 2012 et fait suite aux orientations prises par le Grenelle de l'Environnement et transcrites par Décret Ministériel (2010-1268 du 22 octobre 2010).

CONDITIONS DE DIFFUSION

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

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

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

A ce titre, les rapports d'études sont librement disponibles sur le site www.air-rhonealpes.fr

Les données contenues dans ce document restent la propriété intellectuelle d'Air Rhône-Alpes. Toute utilisation partielle ou totale de ce document (extrait de texte, graphiques, tableaux, ...) doit faire référence à l'observatoire dans les termes suivants : © **Air Rhône-Alpes – Rapport Observatoire de l'air autour de l'axe routier de la Vallée du Rhône 2012.**

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

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

En cas d'insatisfactions sur les informations ou leurs conditions d'utilisation, prenez contact avec Air-Rhône-Alpes :

- depuis le formulaire de contact sur le site www.air-rhonealpes.fr
- par mail : contact@air-rhonealpes.fr
- par téléphone : 09 72 26 48 90

Un questionnaire de satisfaction est également disponible en ligne çà l'adresse suivante <http://www.surveymonkey.com/s/ecrits> pour vous permettre de donner votre avis sur l'ensemble des informations mis à votre disposition par l'observatoire Air Rhône-Alpes.

Informations sur la qualité de l'air : www.air-rhonealpes.fr

Cette étude a reçu le concours financier de l'ASF



Sommaire



1. Introduction.....	6
2 Méthodologie	9
3 Des campagnes de mesures : un préalable à la mise en place d'un modèle de cartographie de l'exposition des territoires	11
4 Les émissions.....	20
5 CartoProx : un modèle multi-échelle de cartographie de la pollution atmosphérique	34
6 Exploitation des conclusions de l'observatoire.....	52
7 Conclusion et perspectives.....	64

ANNEXES

Annexe 0 : Valeurs réglementaires par polluants	65
Annexe 1 Fiche technique CARTOPROX	69
Annexe 2 : Techniques de mesures.....	72
Annexe 3 : Correction des données manuelles.....	74
Annexe 4 : A7 Vienne - Saint Romain en Gal.....	76
Annexe 5 : A7 Montélimar	78
Annexe 6 : A7 Avignon	80
Annexe 7 : A7 Salon de Provence - Lamanon	82
Annexe 8 : Description des outils de calcul des émissions routières régionales	84
Annexe 9 : Les résultats du modèle par sites	86
Annexe 10 : cartographies complémentaires	113



Résumé



La société ASF et les associations de surveillance de la qualité de l'air (AASQA) des régions Rhône-Alpes et PACA ont mis en place en 2010 **un observatoire de l'air sur l'axe A7** de Ternay à Rognac. L'objectif est de disposer d'un outil de surveillance de la qualité de l'air autour de l'A7 intégrant toutes les sources de pollution du territoire (trafic routier de l'A7 et des autres voies, chauffage, industrie, ...) et d'identifier les leviers d'actions possibles pour réduire l'impact des émissions du trafic de l'A7 sur la qualité de l'air.

Cet observatoire repose sur différents outils :

- Des données de mesures de la pollution à proximité de l'autoroute issues des stations fixes de surveillance de la qualité de l'air (Valence et A7-Nord-Isère) et de campagne de mesures réalisées en 2010 et 2011 sur 4 sites complémentaires (Vienne, Montélimar, Avignon et Salon). Les polluants étudiés sont les oxydes d'azote et les particules PM10 et PM2,5.
- Un inventaire précis des émissions de polluants sur l'A7 venant compléter la base de données des émissions de polluants du trafic routier et des autres sources de pollution (chauffage, industrie, autres sources mobiles...)
- Des cartographies de pollution atmosphérique réalisées à partir du modèle CartoProx.

Les campagnes de mesures ont permis d'améliorer nos connaissances de la pollution atmosphérique en situation de proximité de l'A7 et de disposer d'une base de données pour la validation du modèle.

Les émissions de polluant du trafic de l'A7 ont été calculées à partir de données précises fournies par ASF : volume de trafic et vitesse moyenne sur de nombreux points de comptage, composition précise du parc roulant à partir des données de péage et des données relatives aux abonnés. Ces informations ont permis de calculer les émissions heure par heure sur tout l'axe afin d'alimenter le modèle CartoProx.

Le modèle Cartoprox développé par les AASQA de Rhône-Alpes en 2009 produit des cartographies de qualité de l'air en proximité des grands axes routiers sur des territoires régionaux avec une résolution spatiale de 10 mètres. Ce modèle multi-échelle consiste à coupler les résultats d'un modèle de qualité de l'air régional (CHIMERE) avec un modèle de dispersion atmosphérique adapté à l'échelle de quelques dizaines de mètres (SIRANE). Les travaux réalisés dans le cadre de l'observatoire ont permis d'étendre le modèle CartoProx à la région PACA et de valider le modèle sur l'axe A7.

Dans le cadre de l'observatoire de l'air autour de l'A7, le territoire étudié est une bande de 1km de large, centrée sur l'A7. La population de ce territoire est de 101 600 habitants. Sur l'ensemble de cette population **11%, soit 11 235 habitants, résident en zone critique par rapport au seuil réglementaire NO₂** (40 µg.m⁻³ en moyenne annuelle) et **3,6% soit 3600 habitants en zone critique par rapport au seuil réglementaire PM10** (35 jours de dépassement de la moyenne journalière 50µg.m⁻³).

Si l'on considère l'ensemble de la population des communes traversées par l'A7, 624 238 habitants sont concernés. Sur l'ensemble de cette population 6%, soit 35 580 habitants, résident en zone critique par rapport au seuil réglementaire NO₂ et 2%, soit 11 900 par rapport au seuil réglementaire PM10.



Ce rapport constitue une première étape dans la création de l'observatoire de l'air autour de l'A7. En 2012, Les cartographies seront actualisées et des travaux prospectifs seront menés pour calculer l'évolution de la qualité de l'air à l'horizon 2015 et 2020.



1. Introduction

1.2 Contexte et enjeux

Les transports routiers sont à l'origine d'une part importante de la pollution atmosphérique dans les régions Rhône-Alpes et PACA. Ils sont responsables en moyenne de 66% des émissions d'oxydes d'azote et de 20% des émissions de particules. Ces polluants connaissent des dépassements fréquents de valeurs limites prévues par la directive européenne 2008/50/CE (Annexe 0) notamment en situation de proximité routière (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

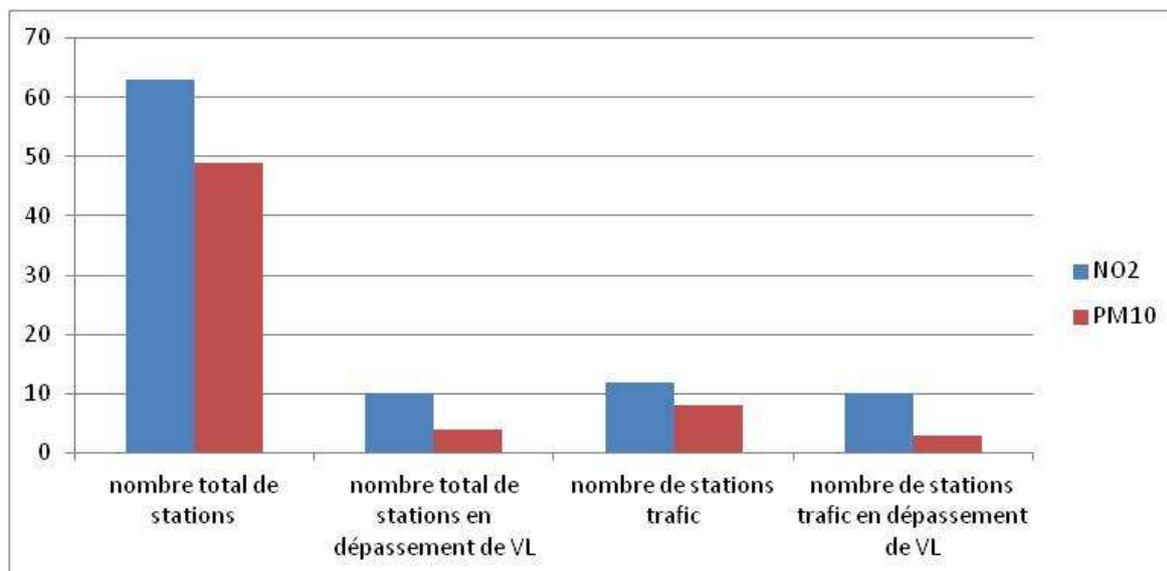


Figure 1 : nombre de stations de mesure de NO₂ et de PM₁₀ présentant des dépassements de Valeur Limite pour la protection de la santé

En 2010 plus de 230 000 rhônalpins (4% de la population) ont été soumis à des dépassements de valeurs limite en PM₁₀ et en NO₂. Ces populations résident majoritairement en zone urbaine mais aussi en zone rurale à proximité des grands axes de transports.

En raison de ces dépassements, la Commission Européenne poursuit la France en justice pour non respect des valeurs limites en particules PM₁₀. Dans les prochaines années, il est assez probable que la France soit aussi poursuivie pour non respect des valeurs limites de NO₂ si l'Etat n'apporte pas la preuve que des actions sont mises en œuvre pour réduire cette pollution.

Sur les territoires les plus impactés, les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air en Rhône-Alpes et en région Provence Alpes Côtes d'Azur (dénommées les AASQA) travaillent à la mise en place d'outils d'évaluation de la qualité de l'air pour la réalisation de diagnostics mais aussi pour des études prospectives. Ces outils s'appuient sur les mesures effectuées par les stations fixes, les calculs d'émissions de polluant et la modélisation de la dispersion des polluants dans l'atmosphère. Ils permettent d'élaborer des cartographies d'exposition des territoires, d'identifier les territoires impactés par des dépassements de valeurs limites, d'évaluer les populations exposées. De plus, ces outils permettent de concevoir des stratégies de réduction des impacts et d'évaluer leur efficacité.

Notamment sur l'agglomération de Valence, ATMO DROME ARDECHE a mis en place en 2008 un observatoire territorial des impacts sur l'air du trafic routier comprenant une analyse des émissions et un modèle capable de cartographier la qualité de l'air et d'évaluer des scénarios. Afin d'étendre ce travail à l'ensemble de l'axe A7, plusieurs AASQA ont sollicité le soutien d'ASF pour cofinancer le projet. Dans ce cadre, un observatoire de l'air autour de l'axe routier de la vallée du Rhône a été créé en 2010 et 2011.

La création de l'observatoire est un projet majeur pour la gestion environnementale de la vallée du Rhône. La taille du domaine d'étude, la collaboration entre les AASQA et l'ASF et la précision des cartographies réalisées en font un projet original et unique en France.

1.3 Les objectifs du projet

L'observatoire de l'air vise dans un premier temps à cartographier les territoires impactés par des niveaux de pollution atmosphérique élevés et à évaluer l'exposition potentielle des populations en situation de fond et en proximité des axes routiers. Le domaine d'étude s'étend le long de l'axe A7 de Chasse-sur-Rhône à Rognac.

Cet observatoire s'appuie sur les outils de modélisation récemment développé par les AASQA :

- le cadastre des émissions
- le modèle de cartographie de la pollution issue du trafic routier « *CartoProx* » en zone inter-urbaine.

Ces outils sont adaptés au domaine d'étude couvrant les régions Rhône-Alpes et PACA. Les émissions précises du trafic de l'A7 sont calculées à partir des données de comptage des véhicules et des informations sur les parcs de véhicules. Ces données viennent compléter les bases de données régionales des émissions de polluants tous secteurs confondus. Des campagnes de mesure permettent de caler le modèle et d'évaluer la pertinence des cartographies calculées.

Dans une seconde phase, l'observatoire pourra ensuite être exploité de manière prospective avec le jeu de scénarii de déplacement et le calcul de charges critiques permettant d'anticiper ou d'orienter des évolutions tout en respectant la réglementation européenne. Il s'agira de déterminer pour les années 2015 et 2020 l'évolution de la qualité de l'air au regard de l'amélioration technologique des véhicules (application des normes anti-pollution) et d'identifier les quantités de polluants émis sur un territoire à ne pas dépasser pour respecter les valeurs limites européennes de qualité de l'air.

1.4 Calendrier et livrables

1.4.1 2010 -2011 : mise en place de l'observatoire

Les travaux engagés sur les années 2010 et 2011 sont les suivants :

- Réalisation de campagnes de mesures sur 4 secteurs
- Calcul précis des émissions issues du trafic routier
- Mise en œuvre du modèle « *CartoProx* » sur l'axe A7
- Validation du modèle
- Réalisation de la cartographie 2010 d'exposition des territoires à la pollution

1.4.2 2012 : Exploitation du modèle

Les travaux de l'année 2012 permettront d'évaluer les charges critiques sur le territoire de l'étude. Il s'agit de déterminer les quantités de polluants émis sur un territoire à ne pas dépasser pour respecter les valeurs limites européennes de qualité de l'air. Cette étape permet ensuite d'orienter le choix des scénarios.

Le modèle sera ensuite utilisé en prospective à l'horizon 2015 et 2020 en lien avec le Schéma Régional Air Climat Energie pour évaluer les territoires encore impactés par des fortes concentrations malgré la baisse des émissions liées à la modernisation des véhicules.

1.4.3 2012 : Poursuite de l'étude

La cartographie d'exposition des territoires sera actualisée pour l'année 2011. Sous réserve de financements, des mesures complémentaires de validation du modèle pourront être déployées sur les « points noirs » identifiés. De même de nouveaux scénarios pourront être étudiés.



2 Méthodologie

2.1 Une chaîne de modèles imbriqués pour évaluer le transport et la dispersion de polluant en situation de proximité et à l'échelle d'un territoire inter-régional

Le modèle *CartoProx* permet de calculer la concentration en dioxyde d'azote et en particules en tout point d'une région, qu'il soit en situation de fond ou dans la zone d'influence des axes routiers.

L'approche développée consiste à coupler les résultats de plusieurs modèles prenant en compte des domaines et des échelles spatiales différentes :

- Le modèle **CHIMERE** assure le calcul de la concentration de **fond** au niveau de la **région** entière.
- Le modèle urbain de dispersion atmosphérique **SIRANE** assure le calcul de la concentration de **proximité** au niveau des principaux axes de **transport** routier du domaine.

L'évaluation des concentrations de polluants à proximité des axes de circulation est un exercice délicat qui demande de prendre en compte de nombreux paramètres : les émissions liées au trafic automobile (elles dépendent des conditions de circulation et de la composition du parc automobile), des paramètres conditionnant la dispersion des polluants (météorologie locale et configuration de voirie) et de la concentration de fond de la zone environnante. Il a donc été choisi d'utiliser une approche basée sur la modélisation déterministe, *i.e.* une approche qui prend en compte ces paramètres de manière explicite plutôt qu'une approche statistique. Le modèle est présenté dans le chapitre 5.2.

Une fiche descriptive du modèle est disponible en annexe 1. La conception du modèle et sa validation sur le territoire de Rhône-Alpes fait l'objet d'un rapport spécifique¹.

2.2 Des calculs précis d'émissions pour diminuer l'incertitude

La concentration de polluant en proximité routière est la somme de la contribution locale des émissions des véhicules et d'une pollution de fond issue des autres sources de pollution (industrie, chauffage, intrants régionaux, etc...). Une bonne évaluation des émissions des véhicules de l'axe routier étudié est donc primordiale pour calculer de façon précise les niveaux de polluant en proximité et limiter l'incertitude du modèle. C'est pourquoi les AASQA travaillent en étroite collaboration avec les équipes d'ASF afin d'exploiter les données de trafics, de vitesses et de parcs roulants disponibles pour l'observatoire. L'analyse des résultats du calcul d'émission est détaillée au chapitre 4.

¹ Air-APS, AMPASEL, ASCOPARG, ATMO Drôme-Ardèche, COPARLY et SUPAIR (2010) – *CartoProx ; Cartographie régionale de la qualité de l'air par modélisation : prise en compte de l'influence des transports à fine échelle ; rapport final 2 – Présentation et validation de la chaîne de modélisation*

2.3 Des mesures pour valider les modèles

La capacité des modèles à décrire convenablement le champ de concentration en situation de proximité est évaluée par comparaison des sorties du modèle « *CartoProx* » avec des mesures réalisées sur le terrain au niveau des stations du réseau fixe de typologie trafic (2 stations) et de 40 sites temporaires regroupés dans 4 zones de mesures mises en place spécifiquement dans le cadre de l'observatoire (mesures en continu, échantillonneurs passifs, micropréleveurs de particules). Le détail des résultats de mesure est disponible dans le chapitre 3

2.4 Des résultats sous forme cartographique

Le résultat du modèle, présenté sous forme de cartographie annuelle, constitue un instrument d'évaluation et de prospective dans le cadre de la problématique transport/qualité de l'air :

- Le croisement des données spatialisées de concentrations avec les données de répartition de la population permet de calculer l'exposition potentielle de la population à la pollution de proximité vis-à-vis des seuils réglementaires pour la protection de la santé humaine. Cette information doit notamment être transmise à la Commission Européenne dans le cadre du reporting européen.
- Une telle analyse permet d'identifier les zones les plus impactées (« points noirs ») et de cibler les territoires qui doivent prioritairement faire l'objet de mesures de réduction des impacts.
- L'évaluation année après année de l'exposition des populations permet de mesurer l'impact, positif ou négatif, des modifications des paramètres conditionnant la qualité de l'air en proximité (transformation ou création d'infrastructures routières, création de zones piétonnes, évolution du parc roulant, report modal, augmentation du ferroutage...).
- Un tel outil peut également être utilisé de manière prospective afin de réaliser une évaluation de l'impact d'actions prévues concernant ces mêmes paramètres sur les niveaux de pollution et les populations exposées.

3 Des campagnes de mesures : un préalable à la mise en place d'un modèle de cartographie de l'exposition des territoires

L'objectif des mesures réalisées dans le cadre du projet est double :

- Caractériser les concentrations des polluants aux abords de l'A7 et évaluer la situation des zones investiguées vis-à-vis de la réglementation.
- Calibrer et valider l'outil de modélisation.

Les mesures ciblent les polluants constituant un enjeu réglementaire et sanitaire en situation de proximité trafic et qui vont être traités par l'outil de modélisation :

- Les oxydes d'azote : dioxyde d'azote (**NO₂**), variable de sortie de la chaîne de modélisation et les oxydes d'azote totaux (**NOX**), impliqués dans les réactions chimiques complexes à la base de la formation du NO₂.
- Les particules en suspension de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm (**PM₁₀**) et 2,5 µm (**PM_{2.5}**) variables de sortie de la chaîne de modélisation elles aussi.

3.1 Méthodologie

3.1.1 4 secteurs complémentaires investigués



Figure 2 : Situation des différents secteurs de mesures de l'A7 et alentours

Les différents polluants ont été mesurés sur quatre secteurs complémentaires de l'A7 représentant diverses configurations environnementales de façon à recueillir l'information la plus représentative possible de l'ensemble du tronçon autoroutier investigué :

- Le secteur de Vienne, intégré dans un contexte urbain,
- Le secteur de Montélimar,
- Celui d'Avignon au niveau de l'échangeur Sud,
- Et le secteur de Salon au niveau de l'aire de Lamanon.

L'analyse des données mesurées est complétée par le dispositif de mesure permanent présent sur les différents secteurs : 2 stations de typologie trafic sur les zones Nord-Isère et Valence, 2 stations de typologie urbaines sur Vienne et Valence et 2 autres stations urbaines à Avignon et Salon (cf. carte ci-dessus).

3.1.2 Un dispositif complet de mesures par secteur

Le dispositif de mesure déployé comprend :

- Un camion laboratoire mobile situé le plus près possible de l'axe autoroutier (en fonction des disponibilités techniques) pour fournir une mesure horaire en continu de la pollution, mais qui ne peut être installé que sur un nombre restreint de sites. Ce camion mesurait aussi le monoxyde de carbone, l'ozone, et quelques paramètres météorologiques (température, vitesse et direction de vent). Le camion laboratoire mobile a été installé à environ 5 m du bord ouest de l'A7 à Vienne et au niveau de l'échangeur d'Avignon sud et à environ 25m de la chaussée à Montélimar et Salon.
- Des échantillonneurs passifs et/ou micropréleveurs pour une mesure moyenne, méthodes de mesures pratiques et peu onéreuses à déployer qui permettent un échantillonnage spatial fin mais n'offre qu'une faible résolution temporelle (de l'ordre de la semaine ; échantillonneurs passifs pour le NO₂ et les NOX ; micropréleveurs pour les PM ; Cf. Annexe 2 « Techniques de mesure »). Les échantillonneurs NO₂ et NOX ont été disposés de part et d'autres de l'axe à des distances prédéfinies (au bord de l'axe, et aux alentours de 25 m, 50 m, 100 m, 150 m et 300 m – mesures par transects). Les micropréleveurs, en quantité moins importante, ont été installés d'un seul côté de l'axe (au plus près de l'axe, et aux alentours de 25 m, 50 m, et 150 m). L'objectif de ces mesures est d'évaluer la décroissance de la concentration des polluants en fonction de la distance à l'autoroute.

Sur les différents secteurs, les mesures sont réalisées à l'occasion de **4 campagnes de 2 à 3 semaines** couvrant les quatre saisons, avec une durée totale de mesure par site répondant au critère de représentativité (14 % de couverture annuelle) défini par la directive 2008/20/CE.

Les campagnes de mesures ont débuté courant 2010 et se sont terminées en septembre 2011. Pour des raisons techniques et afin d'augmenter la gamme de conditions météorologiques rencontrées, toutes les zones de mesures ne sont pas investiguées simultanément (cela est compatible avec la stratégie de validation des modèles choisie).

Périodes de mesures

Secteurs	Début des mesures	Fin des mesures
Vienne	27/07/10	17/08/10
	28/09/10	18/10/10
	15/12/10	04/01/11
	29/03/11	18/04/11
Montélimar	17/08/10	08/09/10
	19/10/10	03/11/10
	25/02/11	25/03/11
	19/04/11	04/05/11

Secteurs	Début des mesures	Fin des mesures
Avignon	08/11/10	24/11/10
	13/01/11	27/01/11
	10/05/11	24/05/11
	29/06/11	13/07/11
Salon	07/12/10	15/12/10
	03/02/11	24/02/11
	30/05/11	22/06/11
	26/07/11	19/08/11

3.2 Résultats

Les résultats par secteur sont détaillés en annexe 4 à 8. Ce chapitre est une synthèse de l'ensemble des résultats de mesures visant à présenter d'une part, les niveaux vis-à-vis de la réglementation (Annexe 0) et d'autre part, les caractéristiques de la spatialisation du NO₂ et des PM en situation de proximité de l'A7.

Les différentes approches métrologiques utilisées présentent une incertitude de mesure. Une méthode de correction, associée aux mesures par échantillonneurs passifs et micropréleveurs est présentée en Annexe 3.

3.2.1 Synthèse réglementaire

La réglementation fixe des normes annuelles. Pour comparer les résultats des campagnes de mesures aux seuils réglementaires, les teneurs à l'année ont été estimées à partir des 4 périodes de mesures. Cette représentativité annuelle a été vérifiée sur la base des mesures du réseau fixe pour l'année 2010.

Dioxyde d'azote

Les moyennes annuelles estimées en NO₂ au bord de l'A7 (mesures obtenues à partir des appareils les plus proches de l'axe – camion laboratoire ou tube à diffusion), **dépassent la valeur limite annuelle** (40 µg/m³) sur les 4 secteurs investigués. Les niveaux se situent entre 50 et 70 µg/m³ selon les sites.

La valeur maximale est estimée à 68 µg/m³ sur le bord est de l'A7 au niveau du site de Vienne.

Les valeurs les plus basses sont estimées autour de 50 µg/m³ sur la bordure ouest de l'A7 au niveau d'Avignon et de Salon.

En parallèle, sur les deux sites permanents de mesure de l'A7 (Valence et Nord-Isère), les moyennes annuelles 2010 sont respectivement de 62 et 51 µg/m³ et dépassent donc aussi la valeur limite annuelle.

Sur l'ensemble des 4 sites où le camion laboratoire mobile a été installé (mesure horaire en continu pendant les périodes de prélèvement), le seuil d'information en NO₂ (200 µg/m³/h) n'a pas été dépassé. En revanche, le risque d'observer un dépassement de

ce seuil est fort pour le site de Vienne (maximum : $193 \mu\text{g}/\text{m}^3$), moyen sur les sites d'Avignon et de Montélimar (maximums respectifs : 152 et $133 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et faible sur le site de Salon (maximum : $108 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

La valeur limite horaire annuelle (seuil $200 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ à ne pas dépasser plus de 18 h par an) **devrait être respectée sur ces sites** comme c'est le cas sur les sites de Valence et Nord-Isère (pas de dépassement du seuil $200 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ en 2010).

En guise de comparaison, les niveaux urbains moyens de NO_2 sur les communes d'Avignon, Salon, Valence et Vienne se situent entre 20 et $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le seul site trafic, hors autoroute, sur les zones voisines des sites d'étude est celui d'Avignon Semard (autour de $23\ 000$ veh/j), dont la moyenne annuelle approche la valeur limite. **Ces teneurs restent en-deçà de celles enregistrées au bord de l'A7.**

Les résultats en transects :

La décroissance des valeurs de NO_2 depuis l'axe est exponentielle.

L'étendue de la « zone critique » autour du centre de l'axe, correspondant à la zone exposée à des concentrations de NO_2 supérieure à la valeur limite 2010 ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), est variable selon les sites :

- Elle est d'environ 70 à 80 m pour les sites de Salon et d'Avignon.
- Elle se situe autour de 110 m pour Montélimar : les niveaux de NO_2 étant plus élevés, la distance nécessaire pour qu'ils passent au-dessous du seuil est un peu plus large.
- Pour Vienne, c'est plutôt autour de 190 m. La situation est particulière car l'autoroute passe en zone urbaine. Les différents échantillons de mesures subissent l'impact de l'axe mais aussi celui de la zone urbanisée : ils se situent entre l'autoroute et une voie de trafic (autour de $6\ 000$ veh/j).

On peut parler de « zone à risque » pour une zone exposée à des concentrations de NO_2 proches de la valeur limite ($\geq 36 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette zone est un peu plus large que la zone critique :

- Environ 80 à 90 m pour Salon et Avignon
- Autour de 130 m pour Montélimar
- Autour de 300 m pour Vienne.

Les transects sur les différents sites sont présentés ci-dessous.

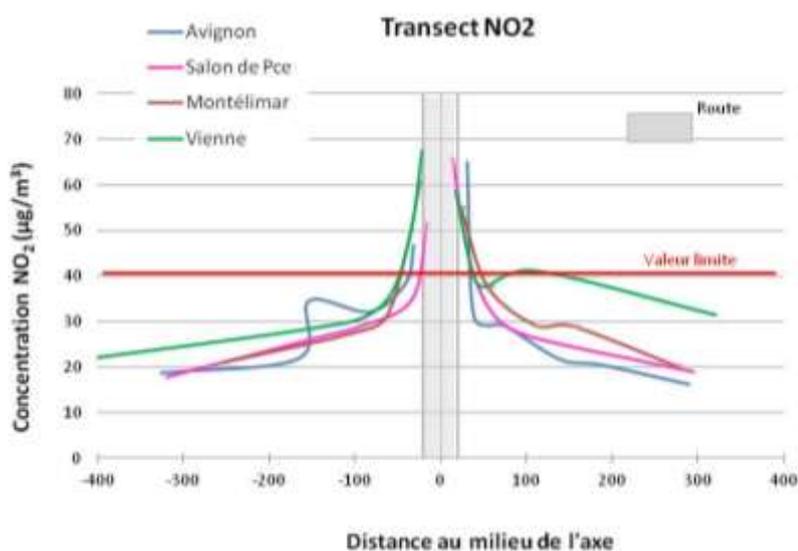


Figure 3 : Concentrations annuelles moyennes de NO_2 estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier sur les 4 sites échantillonnés

Particules en suspension :

Les moyennes annuelles estimées en PM10 et PM2.5 au bord de l'A7 (mesures obtenues à partir des appareils les plus proches de l'axe – camion laboratoire ou micropréleveurs), **ne dépassent pas les valeurs limites annuelles** (40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM10 et 29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM2.5) sur les 4 secteurs investigués.

Les niveaux de PM10 en moyenne par campagne se situent entre 15 et 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ selon les sites au plus près de l'A7. Ils sont entre 10 et 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM2.5.

La valeur maximale de PM10 en moyenne annuelle a été enregistrée au plus près de l'A7 sur le site de Salon (30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), tandis que la plus basse est observée sur le site d'Avignon (22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Pour les PM2.5, seules les mesures des camions laboratoires sont comparables (pas d'estimation possible des PM2.5 à partir des micropréleveurs sur Vienne et Montélimar pour des raisons techniques). Les moyennes estimées sur les différents sites sont autour de 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur Salon et Avignon et plutôt autour de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur Vienne et Montélimar.

Sur les deux sites permanents de mesure de l'A7 (Valence et Nord-Isère), les moyennes annuelles 2010 sont respectivement de 29 et 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM10 et de 21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur les deux sites pour les PM2.5. Les valeurs limites annuelles ne sont pas dépassées non plus en ces points.

Pendant les campagnes de mesure, sur l'ensemble des 4 sites où le camion laboratoire a été installé (mesure horaire en continu pendant les périodes de prélèvement), **le seuil d'information journalier pour les PM10 (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{j}$) a été dépassé** 6 jours à Salon, 5 jours à Vienne et 1 jour à Montélimar. Il n'a pas été dépassé sur le site d'Avignon.

Sur l'ensemble de ces sites, comme sur les sites permanents de l'A7, **la valeur limite journalière annuelle pour les PM10** (seuil de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à ne pas dépasser plus de 35 jours par an) **ne devrait pas être dépassée en 2010** (21 jours de dépassement sur Valence et Nord-Isère en 2010).

Les niveaux urbains moyens de PM10 sur les communes d'Avignon, Salon, Valence et Vienne se situent entre 25 et 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; sur le site trafic d'Avignon Semard, la moyenne annuelle 2010 est de 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pour les PM2.5, les niveaux de fond moyens se situent entre 15 et 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (pas de mesures de PM2.5 sur les sites de trafic des territoires concernés, hors autoroute, pour le moment).

Les niveaux en situation de trafic dans les zones urbaines voisines des zones d'étude, ainsi que certains niveaux de fond en PM10, comme en PM2.5, sont équivalents, voire supérieurs à ceux enregistrés aux abords de l'A7.

Les résultats en transects :

A la différence du NO_2 , la décroissance des particules en suspension depuis l'axe est très lente sur l'ensemble des sites investigués. Une diminution des niveaux de maximum 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ est observée sur les 150 premiers mètres du bord de l'A7.

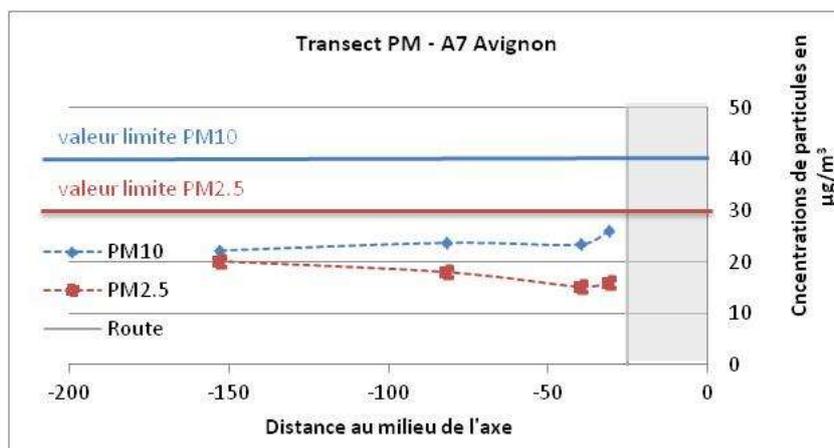


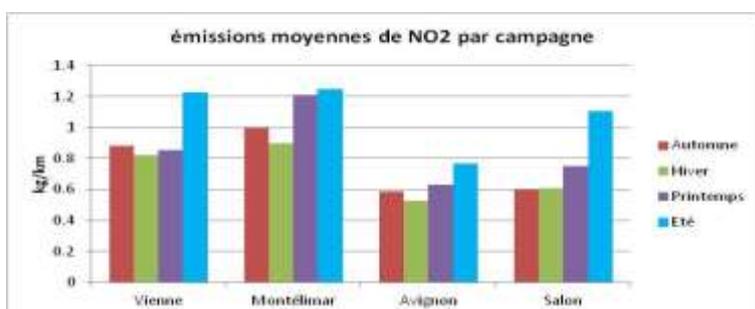
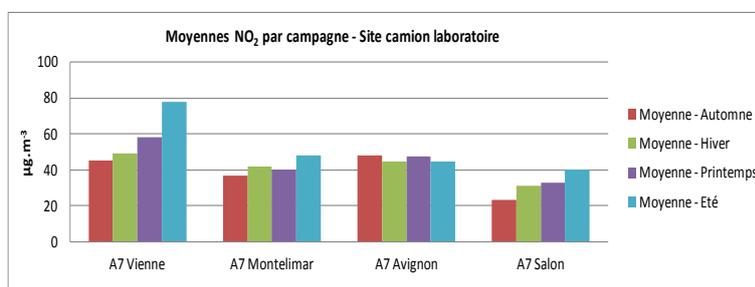
Figure 4 : Concentrations moyennes des PM mesurées pendant la campagne par micropréleveurs de particules en fonction de l'éloignement à l'axe routier sur le site d'Avignon échangeur Sud.

3.2.2 Analyse complémentaire

Variations saisonnières

Les émissions apportent une information quant à la variation saisonnière.

Dioxyde d'azote :



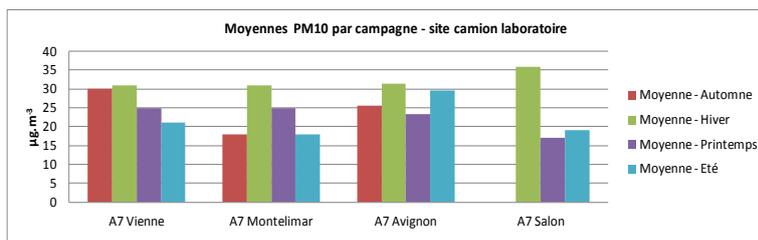
3 des 4 sites enregistrent des concentrations moyennes de NO₂ plus importantes en été, ce qui correspond à la variation saisonnière des émissions sur ces sites. Cela ne se vérifie pas au niveau de l'échangeur sud d'Avignon.

Les émissions de NO₂ sur les portions de l'A7 échantillonnées n'expliquent pas à elles seules les concentrations de NO₂ mesurées.

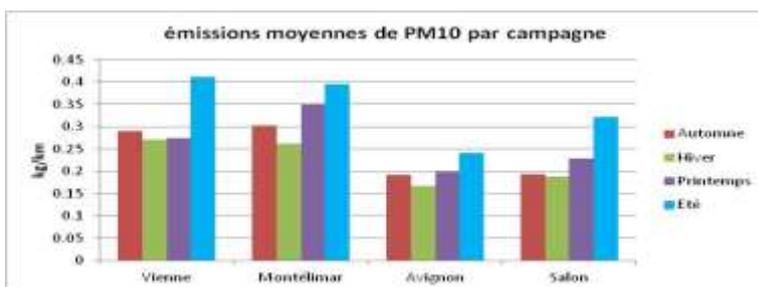
Les émissions dans le secteur de Montélimar sont les plus importantes, et pourtant, ce n'est pas le site qui enregistre les plus fortes concentrations.

La distance à l'axe, la météorologie, la configuration du site, l'environnement sont des paramètres importants dans la dispersion de ces émissions. Ces paramètres sont d'ailleurs pris en compte dans la modélisation.

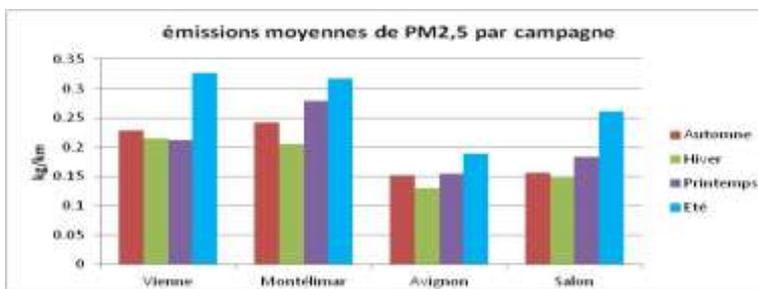
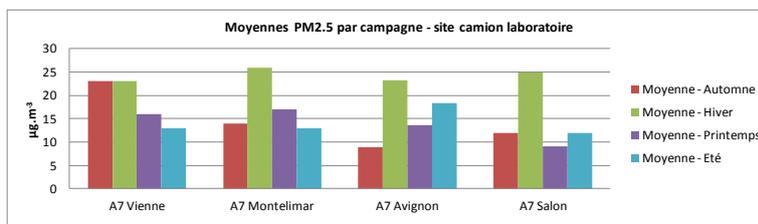
Particules :



Les émissions de particules sur les différents sites de l'A7 sont aussi plus importantes l'été. En revanche les concentrations en particules (PM10 comme PM2.5) sont plus importantes l'hiver.



Là encore, les émissions de particules de l'A7, liées au trafic, n'expliquent pas tout. D'autres paramètres entrent en jeu et notamment les émissions de particules liées à d'autres secteurs d'activité (industrie, résidentiel), qui peuvent se cumuler à celles liées au trafic (l'hiver, le chauffage, notamment au bois, est un émetteur important de particules).



Analyse d'un épisode de particules

Au cours de la campagne hivernale de mesure de Lamanon, des dépassements du seuil journalier d'information de la population ($50\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{jour}$ en PM10) ont été constatés. On note 4 dépassements les 8, 9, 10 et 12 février 2011 enregistrés sur le site A7 Salon (Lamanon). Ces dépassements sont apparus au cours d'une fenêtre météorologique relativement stable avec un plafond bas et très peu de vent. Cette élévation des concentrations en PM10 dans l'atmosphère s'est également ressentie dans des proportions comparables sur les sites de mesures les plus proches comme à Salon-de-Provence (centre ville) ainsi qu'à Rognac les Barjaquets.

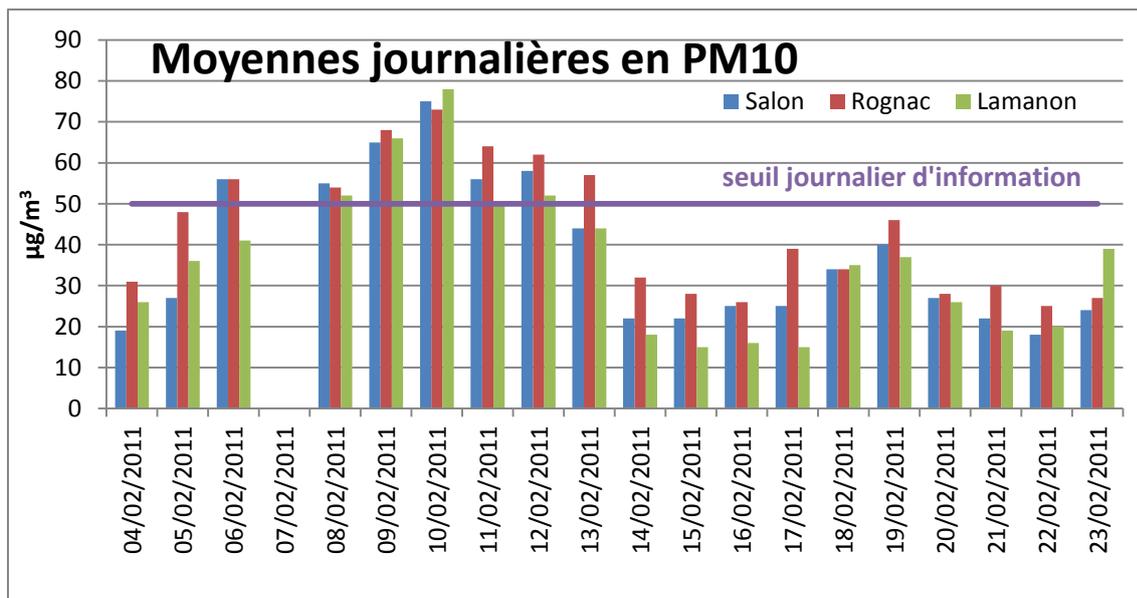


Figure 5 : concentration moyenne de PM10 en février 2011 autour de Salon de Provence

Des particularités sont observées chaque jour sur les différents sites mais une évolution générale commune est observée. La pollution de l'A7 vient s'ajouter à la pollution de fond sans pour autant générer de pics de pollution supplémentaires.

3.3 Conclusions

Sur l'ensemble des 4 sites investigués aux abords de l'A7 :

- La valeur limite annuelle en NO₂ (40 µg.m⁻³) est dépassée mais la valeur limite horaire annuelle devrait être respectée.
- Les valeurs limites annuelles pour les PM10 et les PM2.5 et la valeur limite journalière annuelle pour les PM10 devraient être respectées.

Les niveaux de NO₂ mesurés aux abords de l'A7 sont plus élevés que les niveaux de fond et de trafic des zones urbaines voisines des sites investigués (niveaux entre 20 et 40 µg/m³ sur les différentes stations des zones urbanisées, contre 50 à 70 µg/m³ sur les différents sites de l'A7).

En revanche, pour les particules, les concentrations observées aux abords de l'A7 sont équivalentes voire inférieures à celles enregistrées en situation de trafic et de fond sur les zones urbaines voisines (teneurs autour de 15 à 35 µg/m³ en PM10 sur l'A7 contre 25 à 35 µg/m³ en zone urbaine ; teneurs entre 15 et 20 µg/m³ en PM2.5 partout).

Cela vient en partie du fait que les émissions d'oxydes d'azote sont principalement liées au trafic, qui est largement plus important sur l'A7 qu'en zone urbaine alors que les émissions de particules sont liées au trafic mais aussi à d'autres secteurs tels que le secteur résidentiel/tertiaire (chauffage notamment). Il y a en zone urbaine comme sur l'A7 un cumul des particules liées au trafic et aux autres secteurs, le trafic étant prépondérant sur l'A7. Cependant les émissions n'expliquent pas à elles seules les concentrations mesurées : les variations saisonnières des émissions ne suivent pas toujours celles des concentrations. D'autres paramètres de dispersion des émissions entrent en jeu comme la météorologie, le relief, l'environnement... qui sont importants à prendre en compte dans la modélisation.

Les modèles sont calés sur les mesures qui apportent des informations complémentaires : notamment sur la variation saisonnière. En effet, les concentrations de NO₂ sont plus importantes en été qu'en hiver sur 3 des 4 sites échantillonnés au bord de l'A7 alors que les concentrations de particules sont plus importantes en hiver. L'ensemble de tous ces résultats de mesures permet d'apporter des éléments de consolidation des modèles qui sont mis en œuvre pour cartographier les polluants sur l'A7.

	Vienne	Nord-Isère	Valence	Montélimar	Avignon	Salon
Distance à l'axe de la mesure (m)	5	20	5	25	6	25
NO₂ moyenne annuelle (µg/m ³)	58	51	62	43	46	35
NO₂ nb d'heures de dépassement (200 µg/m ³)	0	0	0	0	0	0
PM10 moyenne annuelle (µg/m ³)	27	27	29	23	22	24
PM10 nb de jours de dépassement (50 µg/m ³)	5	21	21	1	0	6
PM2.5 moyenne annuelle (µg/m ³)	19	22	20	19	19	15
Largeur de la zone critique (m)	190	Nd	Nd	110	80	70
Largeur de la zone à risque (m)	300	Nd	Nd	130	90	80

Tableau synthétique des résultats par site au niveau du camion laboratoire mobile

4 Les émissions

4.1 Les inventaires régionaux d'émissions

Air PACA et Air Rhône-Alpes développent et enrichissent en continu depuis une dizaine d'années un inventaire régional des émissions atmosphériques qui s'appuie sur le **référentiel français OMINEA** (Organisation et Méthodes des Inventaires Nationaux des Emissions Atmosphériques en France) développé par le **CITEPA** (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique). Les calculs se basent sur plus de 400 activités recensées au sein de la **classification européenne SNAP** (Selected Nomenclature for Air Pollution).

Les sources prises en compte sont classées en fonction de la nature de l'activité considérée :

- Sources fixes anthropiques : industries (Grandes Sources Ponctuelles (GSP), PMI/PME), secteurs résidentiel et tertiaire par usage (chauffage, eau chaude sanitaire, cuisson...);
- Sources mobiles : transports routier, ferroviaire, aérien et fluvial ;
- Sources biogènes : agriculture, sylviculture et nature (sols, végétation).

Conçu à l'origine pour alimenter des modèles de simulation de la qualité de l'air, le cadastre des émissions s'est peu à peu imposé comme un outil permettant de dresser un diagnostic environnemental des territoires en mettant en avant les secteurs d'activité les plus émetteurs. Outre l'analyse de la situation actuelle, l'outil permet petit à petit, sur la base d'hypothèses, de se projeter dans le futur en évaluant ce qu'induiront les politiques publiques de demain sur les émissions de polluants. Les bilans se sont ensuite orientés vers la consommation d'énergie et les principaux gaz à effet de serre.

Les émissions sont quantifiées selon la relation suivante :

$$E_{s,a,t} = A_{a,t} \times F_{s,a}$$

Avec :

E : émission relative à la substance "s" et à l'activité "a" pendant le temps "t"

A : quantité d'activité relative à l'activité "a" pendant le temps "t"

F : facteur d'émission relatif à la substance "s" et à l'activité "a"

Le schéma suivant synthétise la façon dont sont calculées l'ensemble des émissions.

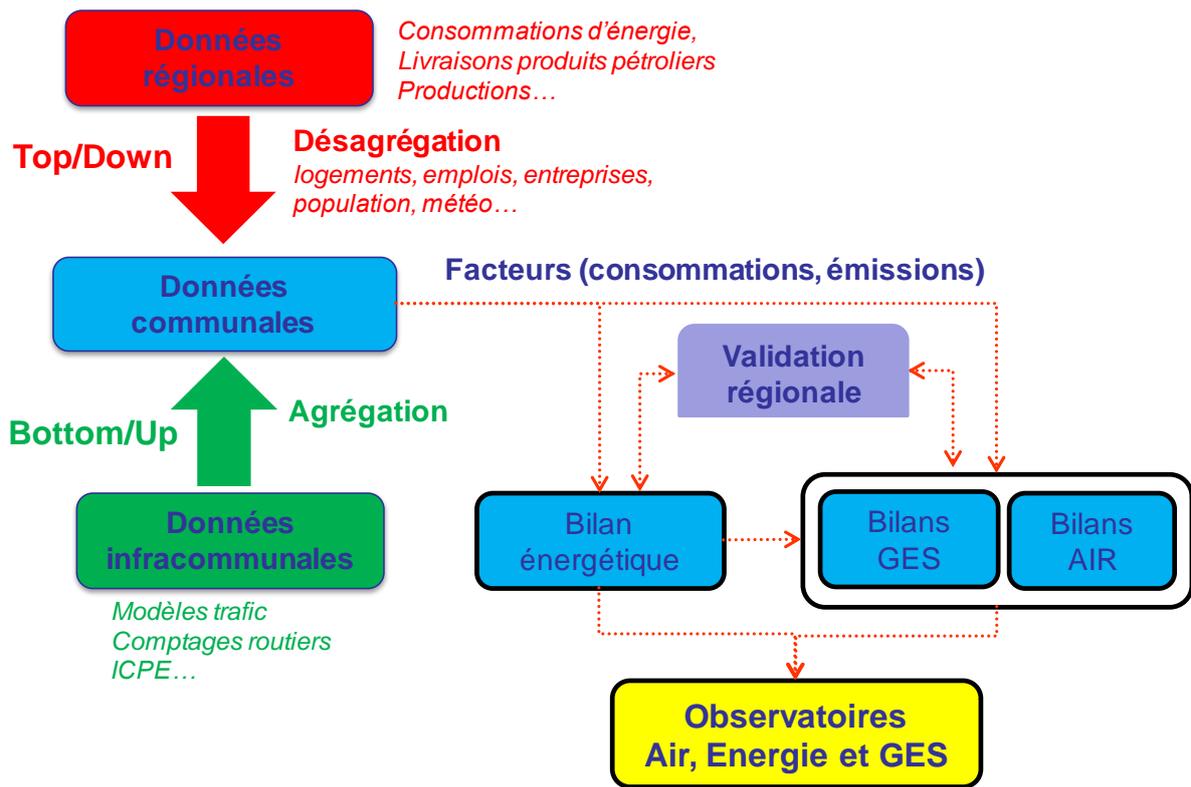


Figure 6 : Schéma général de calcul des émissions de polluants.

4.2 Méthodologie régionale pour le trafic routier

4.2.1 De quels paramètres dépendent les émissions du trafic routier ?

Le calcul des émissions du trafic routier repose sur une méthodologie européenne COPERT (Computer Programme to Estimate Emissions from Road Transport) utilisée par divers organismes nationaux (CITEPA, ADEME via son outil IMPACT...). La dernière version disponible (COPERT IV) est implémentée dans les outils de calcul d'émissions des AASQA. Cette méthode propose des facteurs d'émissions pour un grand nombre de catégories de véhicules, de polluants locaux et de gaz à effet de serre. Les variables dont dépendent ces facteurs d'émissions sont les suivantes :

$$\text{Véhicules légers : } E_{VLi} = KM_{VLi} \times F_{VLi,Vi}$$

$$\text{Véhicules lourds : } E_{PLi} = KM_{PLi} \times F_{PLi,Vi,RAMPE,CHARGE}$$

Avec :

E : émission de la catégorie i de VL ou PL

KM : distance parcourue par le VL/PL i

F : facteur d'émission

$RAMPE$: rampe du tronçon routier (facteurs donnés pour des rampes allant jusqu'à 6%)

$CHARGE$: taux de charge utile d'un véhicule lourd (compris entre 0 et 100%)

V_i : vitesse du véhicule i (facteurs disponibles jusqu'à 130 pour les VL. Pour les PL, la vitesse maximale associée à ces facteurs dépendent de la rampe et de la charge. Par exemple, un PL chargé à 100% dans une rampe à 6% n'aura pas de facteurs d'émissions au-delà de 50 km/h).

Le calcul est effectué par sens de circulation pour prendre en compte l'impact de la rampe.

Les trois graphiques suivants illustrent l'importance des paramètres rampe, charge et vitesse sur les consommations de carburant (ainsi que sur les émissions).

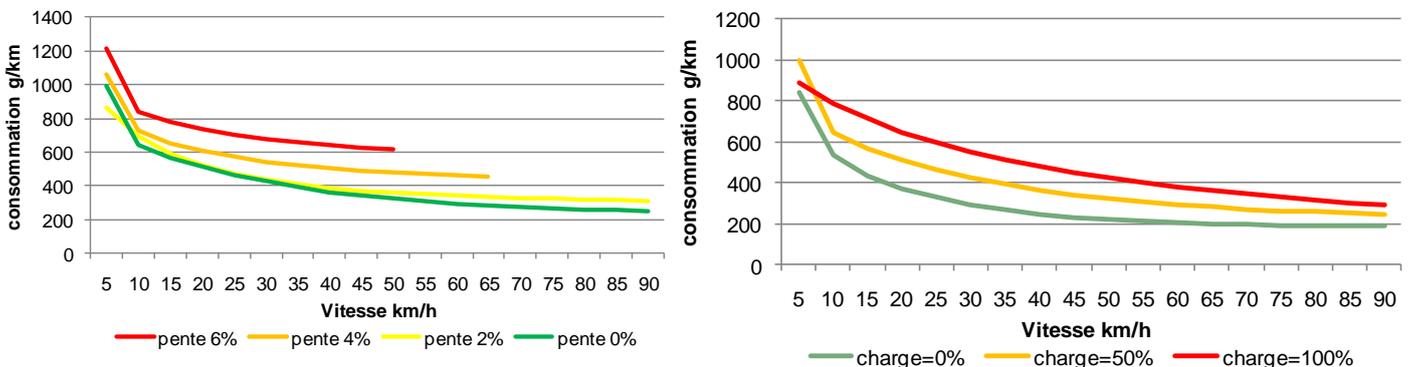


Figure 7 : Impact de la rampe (consommation moyennée dans cette illustration entre un véhicule qui monte et qui descend) et de la charge sur les consommations de carburant d'un Poids-Lourd Euro III – Source COPERT IV

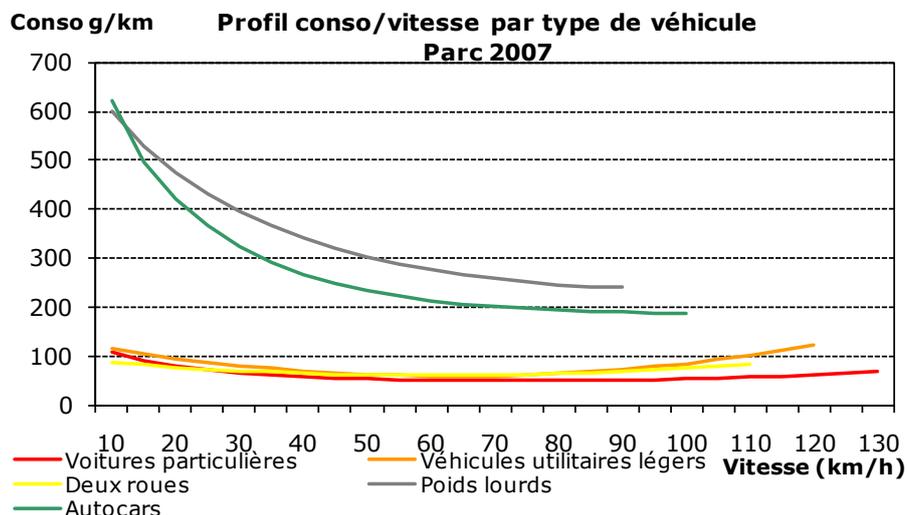


Figure 8 : Impact de la vitesse par catégorie de véhicules sur les consommations de carburant - Source COPERT IV

Le tableau suivant liste des différentes catégories Véhicule Léger /Poids Lourd prises en compte dans COPERT IV (à noter que les classes Poids Lourd ont significativement changé par rapport à COPERT III).

Catégorie	Norme	Carburant	Sous-catégorie	PTAC
Voiture	PreEuro à Euro 5	Essence	3 classes de cylindrée	<3,5t
	PreEuro à Euro 5	Diesel	2 classes de cylindrée	<3,5t
	PreEuro à Euro 5	GPL	3 classes de cylindrée	<3,5t
VUL	PreEuro à Euro 5	Essence	unique	<3,5t
	PreEuro à Euro 5	Diesel	unique	<3,5t
Autocars	PreEuro à Euro V	Diesel	3 classes (standard/articulé)	>3,5t
Deux roues	PreEuro à Euro 3	Essence	4 classes de cylindrée	unique
Poids lourds	PreEuro à Euro V	Diesel	rigide	8 classes
	PreEuro à Euro V	Diesel	articulé	5 classes

Catégories VL/PL prises en compte dans COPERT IV

4.2.2 Méthode appliquée aux calculs régionaux

Les émissions routières régionales sont calculées à partir de deux outils (Circul’Air pour PACA et MOCAT pour Rhône-Alpes) s’appuyant sur la même méthodologie COPERT IV. Ces outils sont décrits en annexe 8. Les résultats de ces outils sont cohérents avec des écarts inférieurs à 5%.

Dans le cadre de cet observatoire, le calcul des émissions de l’A7 a été amélioré afin d’exploiter au maximum les données fines en possession d’ASF.

4.3 Données ASF : une opportunité pour améliorer le calcul des émissions routières

A l’issue de plusieurs échanges avec les équipes d’ASF, les calculs d’émissions sur l’A7 ont pu être améliorés à plusieurs niveaux.

4.3.1 Pas de temps de calcul

Les données de comptages horaires dont dispose ASF tous les 3 à 4 km (débit Tous Véhicules et véhicules longs, vitesse) donnent l’opportunité à Air Rhône-Alpes de faire évoluer son outil de calcul MOCAT vers un mode de calcul au pas de temps horaire, offrant les avantages suivants par rapport au calcul régional :

- Meilleure prise en compte de la variabilité temporelle de la nature du trafic (exemple : augmentation du taux de Poids Lourds la nuit)
- Prise en compte des vitesses réellement pratiquées sur le réseau, notamment lors des chassés croisés estivaux occasionnant de la congestion
- Prise en compte des jours atypiques (jours fériés, ponts, vacances scolaires...)

Dans l’idéal, le recueil des données de l’ensemble des boucles de comptages (80 points de comptage au total sur l’A7 entre Ternay et Rognac) permettrait un calcul spatialement optimal des émissions. Au vu des contraintes que cela impose (validation préalable sur des pas de temps fins, reconstitution, extractions, temps de calcul...), il a été décidé de retenir une quinzaine de zones les plus densément habitées le long de l’A7 (dans une bande de 500m). Dix séries de comptages associées aux interzones ont également été fournies par ASF afin de pouvoir quantifier les émissions sur l’ensemble de l’axe A7. La liste des zones retenues figure en annexe 4. Une modélisation spécifique des émissions a été réalisée :

- Aux péages de Vienne Reventin et Rognac (vitesses faibles)
- De part et d’autre du col du Grand Bœuf pour prendre en compte les rampes élevées.

Le schéma suivant synthétise l’évolution apportée aux calculs des émissions sur l’A7.

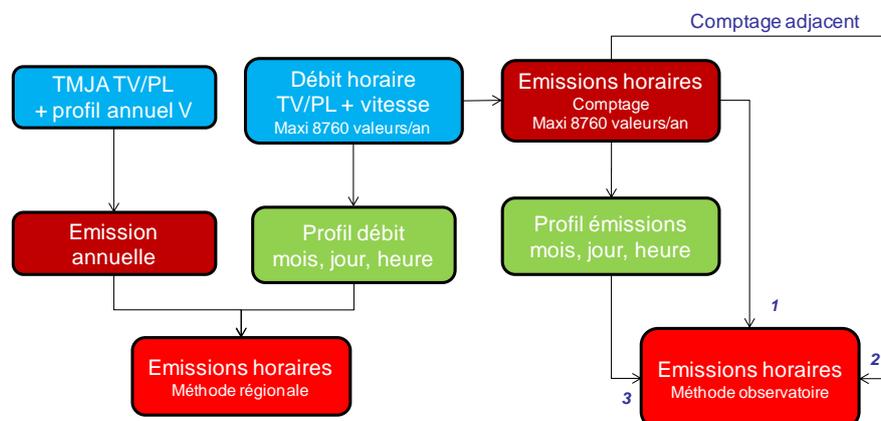


Figure 9 : évolution de la méthode de calcul de l’outil MOCAT

Les émissions horaires manquantes (donnée de comptage non disponible) sont reconstituées en deux temps :

- Duplication des émissions du comptage adjacent
- Pour les heures non renseignées sur les comptages adjacents, utilisation des profils d'émissions (par mois, jour de la semaine et heure de la journée) pour pondérer l'émission horaire moyenne obtenue sur chaque point de comptage

4.3.2 Amélioration du parc poids lourds

Il existe deux parcs nationaux permettant de connaître pour une année donnée la composition du parc roulant par catégorie de véhicules, en distinguant les axes autoroutiers, urbains et interurbains :

- Le parc CITEPA est actualisé annuellement, mais la dernière année disponible est 2009
- Le parc IFSTTAR n'est pas actualisé annuellement mais dispose de projections jusqu'à 2025.

Le parc IFSTTAR a donc été utilisé pour caractériser le trafic routier sur l'année 2010.

Les données Euro Classe des péages de Lançon et de Vienne permettent de connaître, pour les PL abonnés circulant sur l'A7 (soit 80% des PL), leur répartition selon la norme Euro. Le parc poids lourds national 2010 a donc été recalculé à partir des données ASF, fournies entre juillet et décembre 2010, pour 48 types distincts de poids lourds (cylindrée, tonnage, norme Euro).

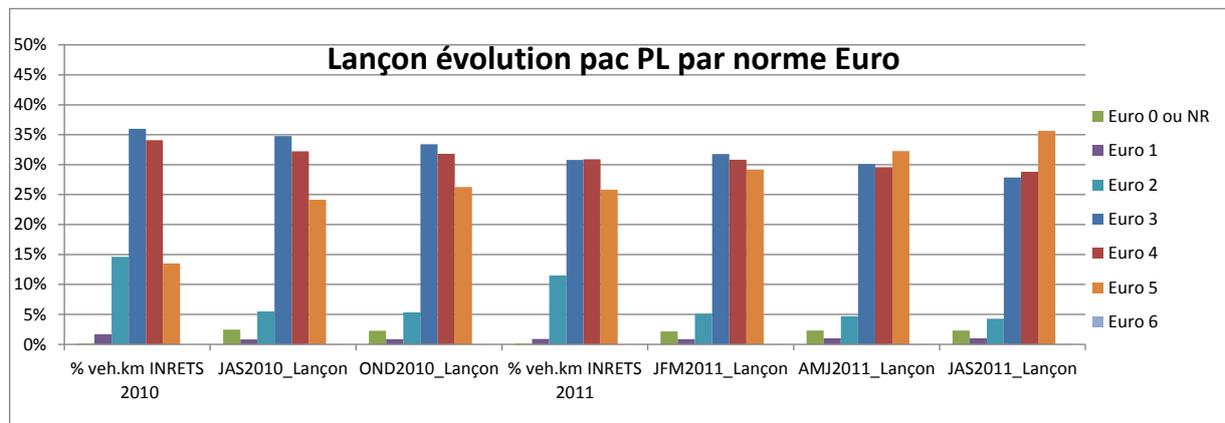


Figure 10 : décomposition trimestrielle du parc roulant en fonction des normes EUROS pour les poids lourds au péage de Lançon (JAS= Juillet Août Septembre) – Source ASF

Les données du péage de Vienne ont permis de recalculer le parc Poids Lourd du nœud de Ternay (limite nord de concession ASF) à l'échangeur avec l'A9 (PK 167), tandis que les données du péage de Lançon ont servi à caractériser le trafic Poids Lourd sur le reste de l'axe.

Le parc local Poids Lourd identifié par les données ASF est sensiblement plus récent que le parc national IFSTTAR pour l'année 2010, notamment sur les classes inférieures ou égales à Euro II (de 6% à 8,8% pour une moyenne nationale de 16,4%) et Euro V (25,1% à 29,7% pour une moyenne nationale à 13,5%).

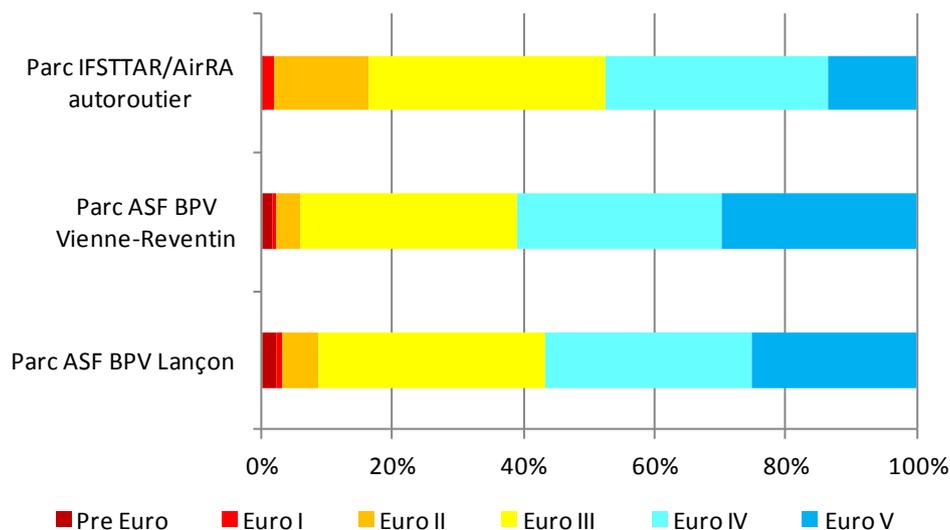


Figure 11 : comparaison entre parc national 2010 IFSTTAR et parcs locaux ASF

Les précisions apportées au parc roulant permettent d'améliorer le calcul des émissions. L'application des normes anti-pollution entraîne une réduction des émissions des véhicules les plus modernes.

4.3.3 Caractérisation du taux de véhicules longs

Dans l'approche régionale, les véhicules longs sont généralement associés à des poids lourds, autocars (et bus urbains dans certaines zones urbaines). L'A7 étant fréquentée par un nombre non négligeable de caravanes en période estivale, le croisement entre nombre de véhicules longs (issu des comptages) et nombre de véhicules recensés au péage (par classe) a permis de préciser le taux de Poids Lourds sur l'A7.

Le pourcentage de caravanes est calculé à partir de deux jeux de données de comptages transmis par les ASF :

- Nombre de poids lourds enregistrés aux péages de Vienne et Lançon,
- Nombre de véhicules longs enregistrés par les boucles de comptages ASF à proximité de ces péages.

Le calcul est simple et permet d'avoir une estimation journalière du nombre de caravanes empruntant l'axe autoroutier :

$$Nb_{Caravane} = Nb_{Véh.long} - Nb_{Poids Lourds}$$

Le graphique suivant illustre la variabilité du pourcentage de caravanes au péage de Vienne.

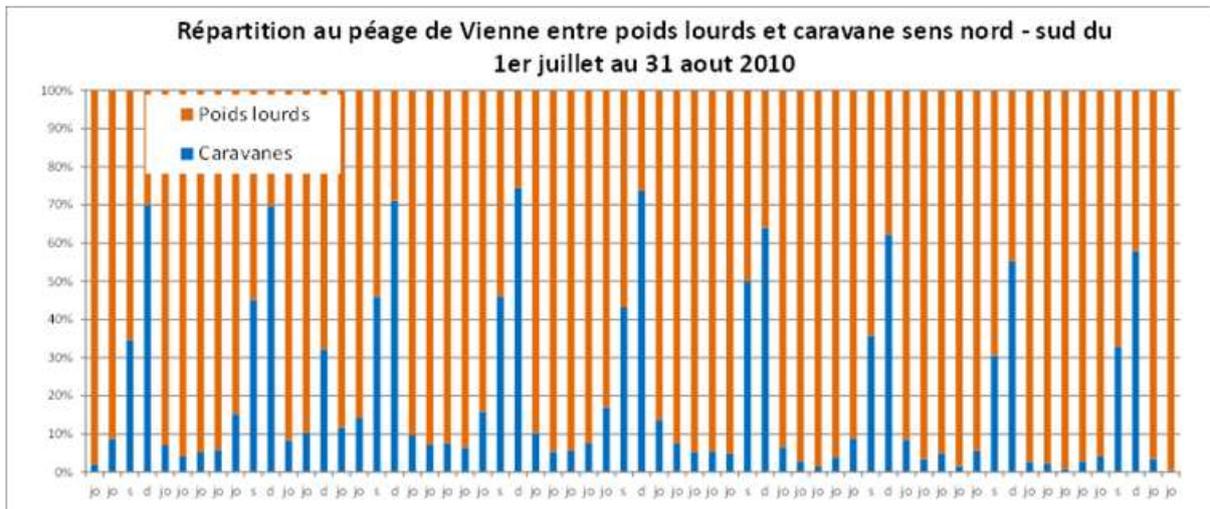


Figure 12 Illustration de la part de caravanes et de poids lourds dans les véhicules longs – source ASF

Les données utilisées pour le calcul d'émission sont les trafics journaliers en caravanes et poids lourds dans chaque sens de circulation et sur les deux péages. Les pourcentages de caravanes obtenus à partir des données du péage de Vienne et Lançon sont respectivement associés à la partie en amont et en aval du PK 167 (échangeur avec A9).

4.3.4 Charge des poids lourds

Les mesures issues des pesées dynamiques au péage de Vienne ont permis d'affiner le taux de charge de 60 % actuellement pris en compte dans les calculs d'émissions. Les données obtenues ont permis d'obtenir le taux de charge des poids lourds en fonction des classes 3 et 4. Les résultats sont cohérents et homogènes sur les trimestres étudiés avec un pourcentage de charge de 58 % pour les véhicules de classe 3 et de 69 % pour les véhicules de classe 4.

4.3.5 Décomposition de la vitesse moyenne

Les vitesses horaires étant connues en moyenne pour l'ensemble des véhicules, une vitesse moyenne Véhicules Légers et Poids Lourds a été évaluée sur la base des vitesses maximales réglementaires qui leur sont associées. Une diminution de 10 km/h a également été attribuée à la vitesse des poids lourds circulant dans une rampe forte (supérieure à 4%), après examen par ASF des vitesses sur la voie de droite de la rampe sud menant au col du Grand Bœuf. Enfin par situation de congestion, un écart de 20 km/h a été attribué entre la vitesse d'un Véhicules Légers et d'un Poids Lourds, traduisant la plus grande inertie de ce dernier en phase de redémarrage.

4.3.6 Modélisation détaillée sur l'échangeur Avignon sud

Un moyen mobile ayant été installé à proximité de l'échangeur d'Avignon sud, il a été jugé pertinent de modéliser finement les émissions des différentes bretelles, au moyen des données horaires d'entrée/sorties par catégorie de véhicule fournies par ASF.

4.3.7 Décomposition du volume horaire de trafic par grandes catégories de véhicules

Outre le croisement entre véhicules longs et données Péage (classes 3 et 4), la classe 5 a permis d'évaluer le pourcentage de deux roues motorisés dans le trafic total (évalué à 0,5%). La part des Véhicules Utilitaires Légers (classe 2) n'a en revanche pas été retenue, car la définition des Véhicules Utilitaires Légers n'est pas la même entre ASF et la méthodologie COPERT IV.

4.4 Résultats

4.4.1 Contribution de l'A7 aux émissions totales

La contribution de l'A7 aux émissions de l'ensemble des sources (industrie, résidentiel/tertiaire, agriculture...) a été évaluée sur les communes interceptant l'A7 de Chasse sur Rhône au nord à Rognac au sud. Les inventaires régionaux n'étant pas disponibles pour l'année 2010, une extrapolation simplifiée a été réalisée sur la base des hypothèses suivantes :

- Trafic routier hors A7 : extrapolation de la tendance 2007-2008 observée, essentiellement liée à l'amélioration technologique du parc.
- Autres secteurs : pas de variations

Les graphiques suivants présentent la répartition sectorielle des émissions de NOx, PM10, PM2.5, ainsi que le CO₂.

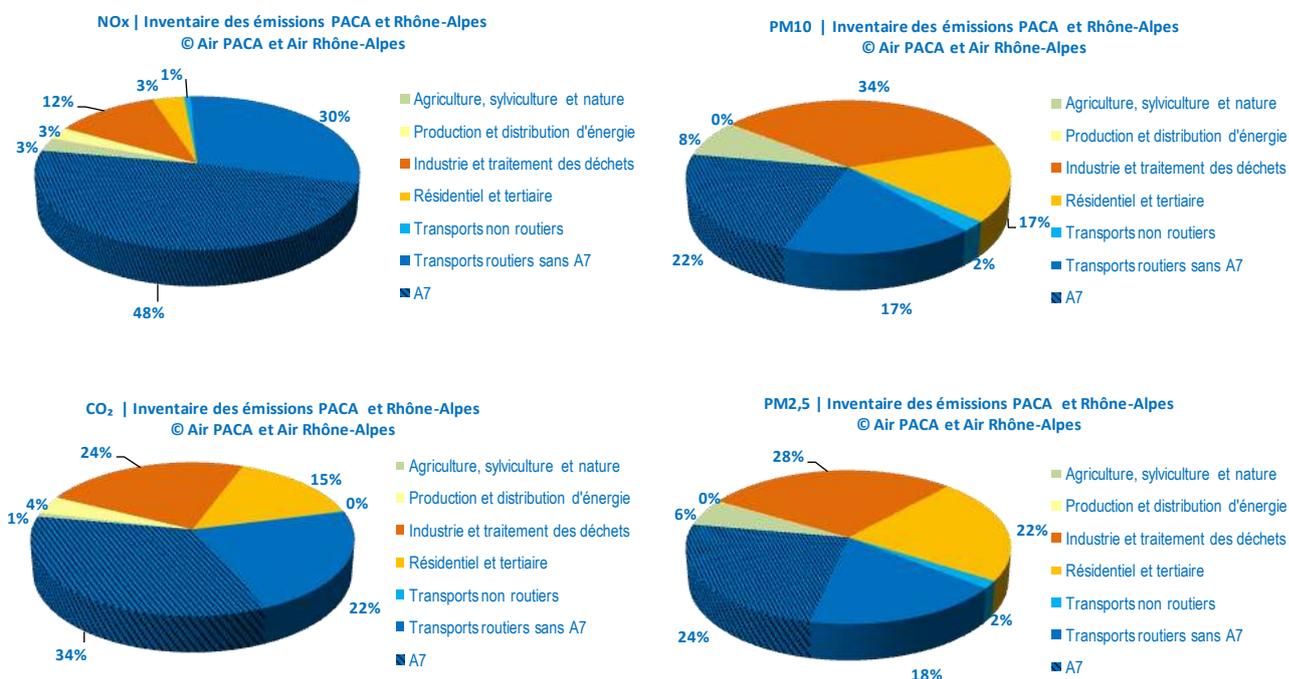


Figure 13 : répartition sectorielle des émissions sur les communes traversées par l'A7

Le transport routier est à l'origine de plus de trois quarts des émissions d'oxydes d'azote, pour une moyenne nationale et régionale aux alentours des deux tiers. Les émissions de

CO₂ provenant du transport routier représentent également plus de la moitié des émissions totales. Les émissions de poussières d'origine automobile, bien que moindres, représentent tout de même environ 40% des émissions totales.

La part de l'A7 dans les émissions d'origine routière varie entre 56% pour les PM10 et 62% pour les NOX (ces derniers étant émis en grande partie par les Poids Lourds qui sont très présents sur l'A7).

4.4.2 Zoom sur les émissions de l'A7

Bilan par classes de véhicules

Une première analyse des émissions de l'A7 par grandes classes de véhicules montre une forte proportion des Poids Lourds dans les bilans (entre 26% et 54%) au regard des distances parcourues (15%). Ces derniers sont majoritairement émetteurs de NOX, tandis que les véhicules légers (voitures, VUL) émettent davantage de NO₂ et de particules.

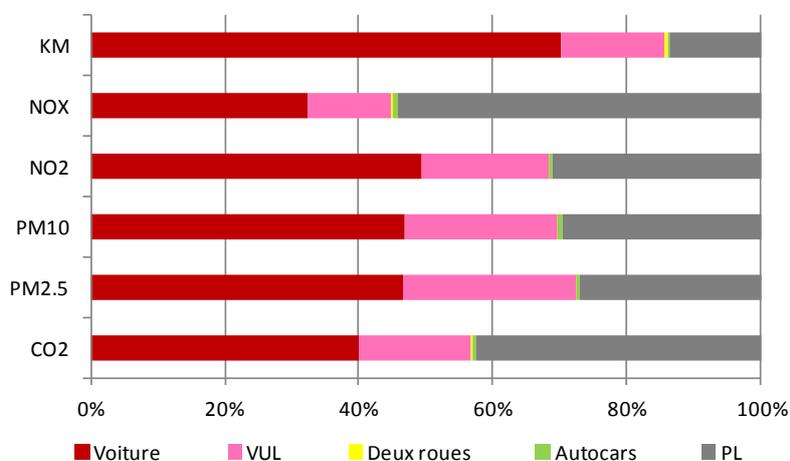


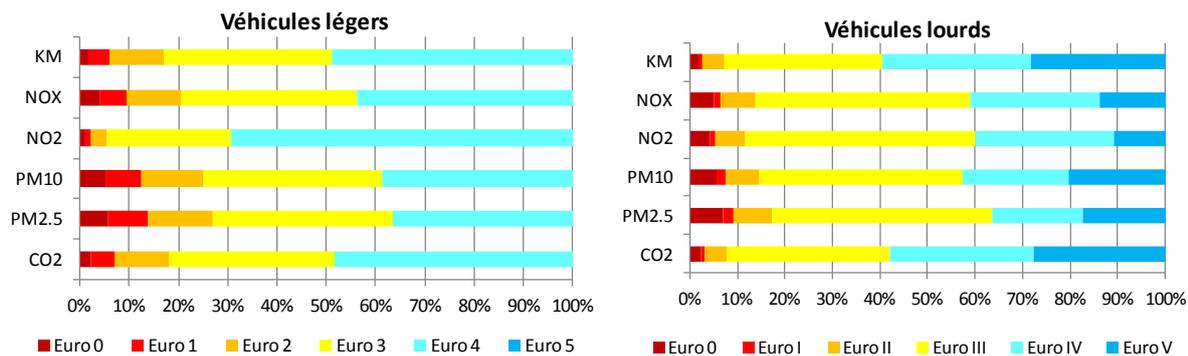
Figure 14 : répartition des émissions de l'A7 par grandes classes de

Bilan par normes Euro

La répartition des émissions par norme Euro est dissociée entre véhicules légers (voitures, VUL et deux roues motorisés) et véhicules lourds (PL et autocars). D'une façon générale, les véhicules récents émettent moins que les véhicules anciens, grâce aux normes d'émissions de plus en plus sévères dans le temps. Par exemple, les émissions de PM10 des véhicules légers Euro 0&1 représentent 12% des émissions totales alors qu'ils ne parcourent que 6% des km. De la même façon, les émissions de NOx des PL Euro V représentent 13% des émissions totales pour 28% des distances parcourues.

Deux exceptions sont à noter :

- la répartition des émissions de CO₂ est à peu près équivalente à celle des km, car le CO₂ n'est actuellement pas intégré dans la norme Euro. Celui-ci étant corrélé aux consommations de carburant, on peut penser que les constructeurs feront davantage d'efforts à l'avenir pour réduire de façon plus significative les consommations de carburants de leurs véhicules.
- La contribution aux émissions de NO₂ (non directement soumis à la norme Euro) des véhicules légers récents est plus élevée, en raison des systèmes de dépollution (catalyseurs et filtre à particules) qui sont à l'origine d'une augmentation du ratio NO₂/NOx en sortie de pot d'échappement : bien que les émissions de NOx des véhicules récents diminuent, la proportion du NO₂ dans ces émissions de NOx augmente. Cette tendance ne devrait s'inverser qu'à partir d'Euro 6.



Répartition des émissions de l'A7 par norme Euro

Bilan par tronçons

Le graphique suivant permet de représenter les émissions de NOx selon les sections routières retenues pour la modélisation des émissions. Les barres noires et rouges correspondent aux zones instrumentées respectivement par des moyens mobiles et fixes.

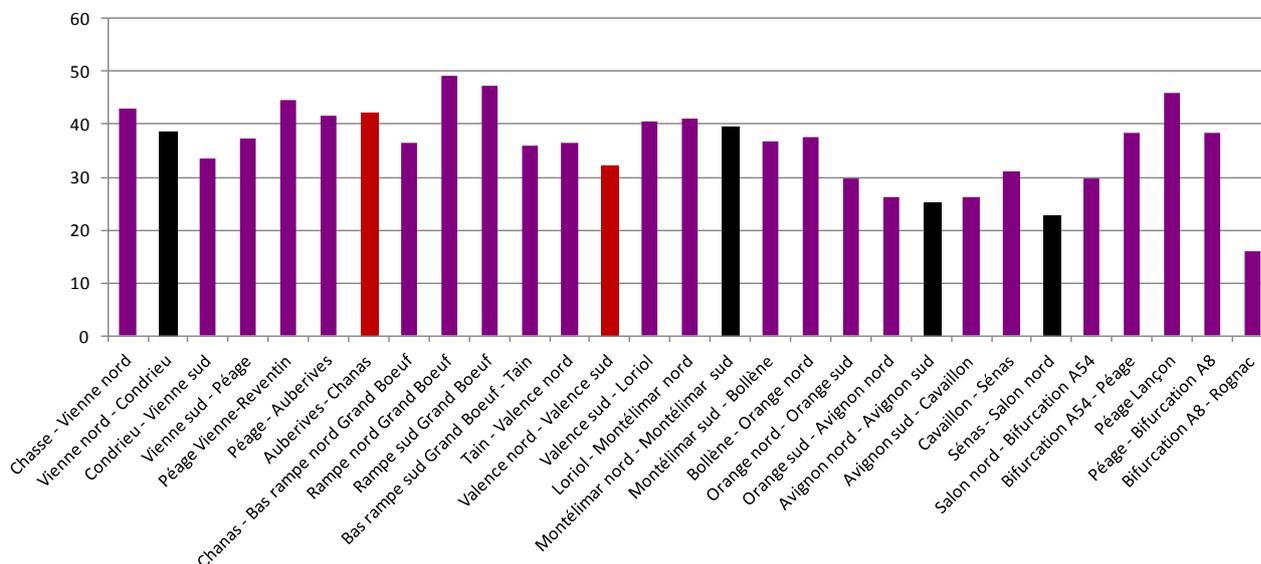


Figure 15 : répartition des émissions 2010 de NOx par tronçon A7

La variabilité des émissions s'explique essentiellement par les volumes de trafic différenciés, avec des écarts importants liés aux autoroutes venant se brancher sur l'A7 (A49/N7 à Valence sud, A9 à Orange nord, A54 et A8). D'autres explications sont également possibles :

- Les niveaux d'émissions sont plus élevés au niveau des péages de Vienne Reventin et Lançon (les volumes de trafic étant identiques en amont et en aval). Le profil de vitesse considéré conduit à une surémission plus importante pour les NOx (environ 20%) que pour les PM10 (environ 7%). Toutefois, la méthodologie utilisée, basée sur des facteurs d'émissions selon une vitesse moyenne, n'est pas optimale dans une configuration de vitesses non stabilisées.
- Il ressort également une surémission importante dans les rampes d'accès au col du Grand Boeuf (de l'ordre de 35% pour les NOx et 4% pour les PM10).

Les évolutions différenciées entre NOx et PM10 viennent du fait que seule une partie des émissions de PM10 provient de la combustion : les autres sources de particules provenant de l'usure (pneus, plaquettes de freins et route) et de la remise en suspension des particules déposées sur la route sont peu impactées par la rampe de la route ou une modification de la vitesse.

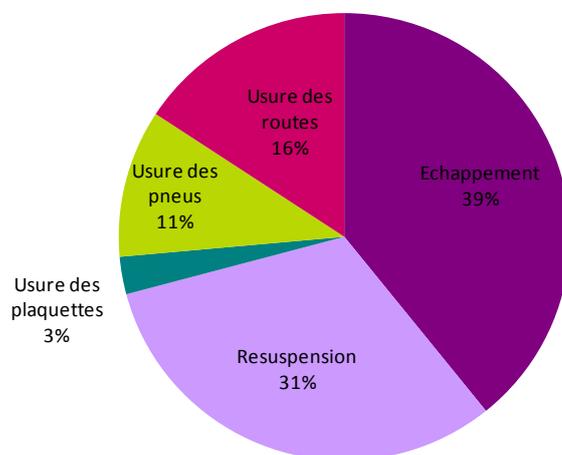


Figure 16 : répartition des émissions de PM10 par source

Enfin sur les zones instrumentées, les niveaux d'émissions sont plus élevés en Rhône-Alpes (Salaise, puis Vienne et Montélimar) qu'en PACA où l'on observe des niveaux d'émissions inférieurs de l'ordre de 40% pour les NOx et 26% pour les PM10.

Bilan par campagnes de mesure

Les émissions ont été compilées par campagne de mesure pour chaque site afin d'identifier une éventuelle variabilité saisonnière et une corrélation possible avec les niveaux de pollution observés. Le graphique suivant synthétise les émissions sur le site de Vienne/St-Romain en Gal. Il ressort sur Vienne, et plus généralement sur l'ensemble des sites, des émissions plus élevées en été, liées à un trafic plus important.

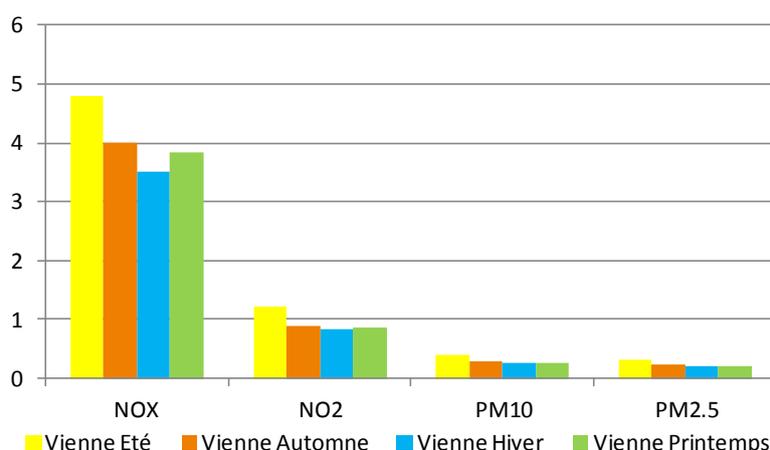


Figure 17 : Emissions horaires moyennes par campagne de mesure à Vienne

Le ratio NO_2/NOX est également plus élevé en été (parfois au printemps), du fait d'une proportion VL/PL plus importante, les VL émettant davantage de NO_2 . Il varie entre 22% et 29% selon les sites et les périodes.

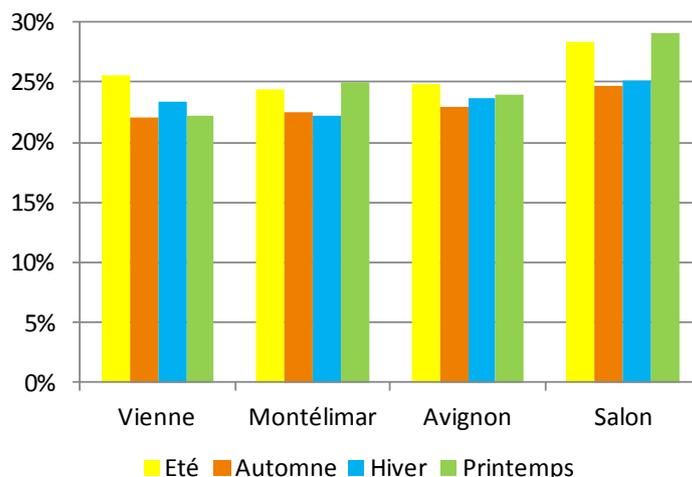


Figure 18: Evolution du rapport NO_2/NOX par site et par campagne de mesure

Bilan selon profils horaires

Les profils horaires permettent un rendu de la distribution des émissions au cours de la journée. L'analyse porte sur 3 types de profils horaires :

- **Par saison** : les deux graphiques suivants confirment que les émissions sont plus élevées en été et au printemps, avec un ratio compris en 4 et 5 entre le jour et la nuit. A noter que les émissions nocturnes sont plus élevées en été, en lien avec le trafic routier plus dense en période estivale. Le pic de trafic du matin est un peu plus marqué, mais les émissions sont dans l'ensemble élevées entre 9h et 20h.

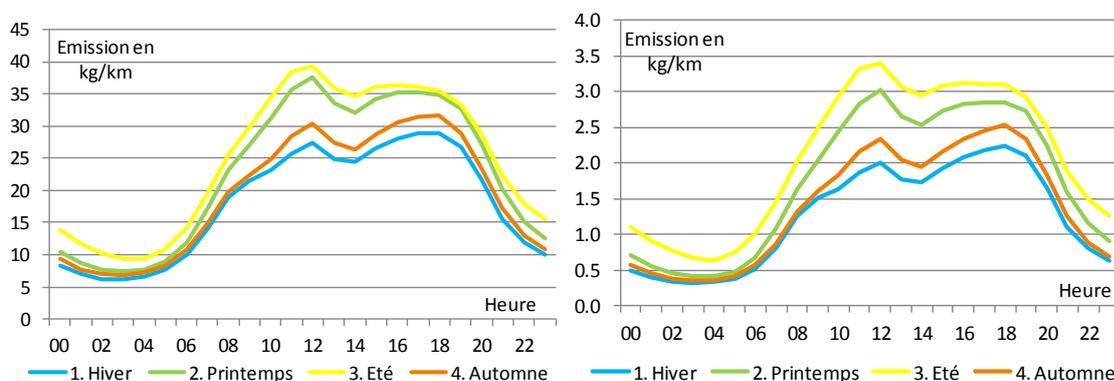


Figure 19 : Profil horaire saisonnier des émissions de l'A7 en NO_x (à gauche) et PM_{10} (à droite)

- **Par typologie de jours** (jours ouvrés, samedi et dimanche) : l'analyse porte sur les journées d'automne et d'hiver durant lesquelles les épisodes de pollution sont les plus fréquents (graphiques ci-dessous). Le profil Jours ouvrés montre des émissions de NO_x sensiblement plus élevées, alors que pour les PM_{10} le décalage est beaucoup moins marqué : en effet durant le WE, la baisse du trafic PL associée à une hausse du trafic VL se traduit par une diminution plus marquée sur les NO_x que sur les PM_{10} . On notera également les pics d'émissions du samedi matin et du dimanche soir.

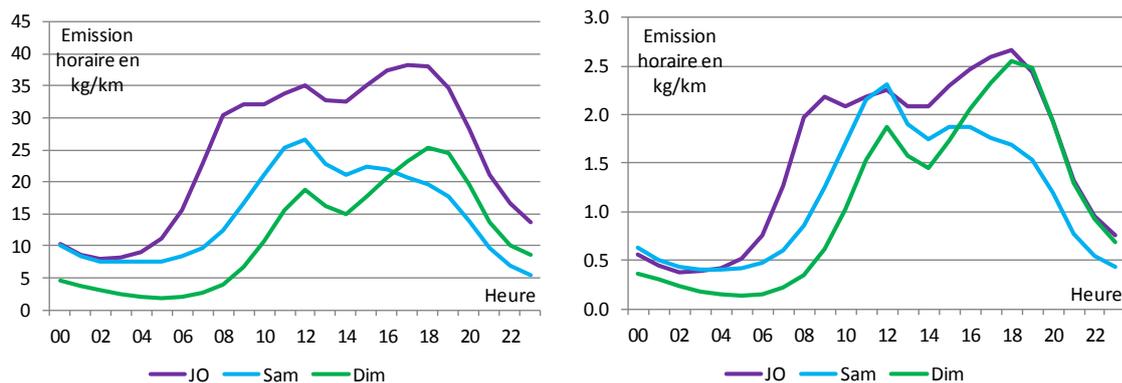


Figure 20 : Profil horaire des émissions de l'A7 en NOX (à gauche) et PM10 (à droite) selon le jour de la semaine

4.4.3 Apport d'un calcul 6 minutes

Un calcul horaire sur la base de données 6mn a été réalisé sur deux campagnes estivales, afin d'évaluer la pertinence de calculer les émissions à une échelle plus fine.

- St-Romain en Gal (du 28 juillet au 18 août 2010)
- St-Marcel les Sauzet (du 18 août au 7 septembre 2010)

En effet, en cas de forte variabilité de la vitesse de circulation durant une heure donnée, prendre une vitesse moyenne présente le risque de sous-estimer les émissions a priori. Le principe du calcul 6mn est le même que le calcul horaires, les émissions 6 mn étant ensuite agrégées au pas de temps horaire pour être comparées au calcul initial. Il s'avère que seuls 1% des émissions horaires de PM10 à 3% des émissions horaires de NOx présentent des écarts supérieurs à 10% en valeur absolue entre les deux méthodes. Les écarts ont deux origines :

- Les données 6mn sont partiellement disponibles, alors que dans le même temps la donnée horaire correspondante est absente, ce qui a conduit à une reconstitution de l'émission à partir d'un comptage voisin
- Lorsque la vitesse varie fortement dans l'heure (congestion durant une partie de l'heure). Ce cas étant peu fréquent sur l'A7 et conduisant à des écarts n'excédant pas 15%, il n'est donc pas pertinent de descendre à ce pas de temps fin. Le graphique ci-dessous illustre ce cas de figure extrême rencontré le 29/07/2010 à hauteur de Vienne nord. Les deux bâtons sur la droite permettent de comparer le résultat obtenu à partir des données 6 mn et horaire : dans ce cas, le calcul 6 mn donne des émissions supérieures de 12%.

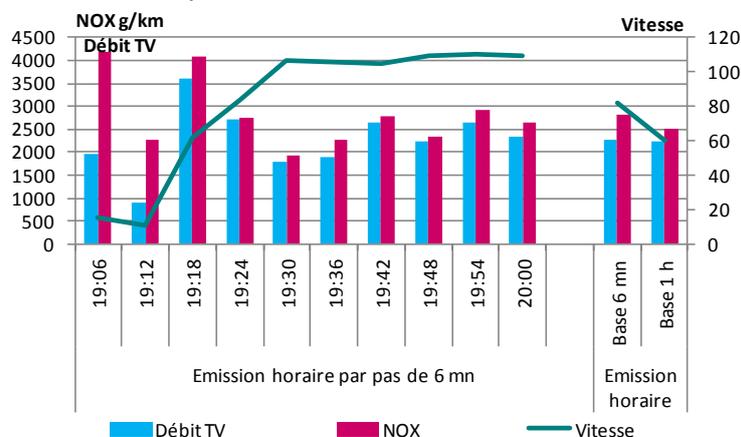


Figure 21 : comparaison entre un calcul horaire et 6 mn le 29/07/2010 entre 19h et 20h à hauteur de Vienne – St-Romain (sens sud-nord)

Ce travail permet de valider la méthodologie utilisée pour le calcul des émissions qui consiste à utiliser une vitesse moyenne horaire. A part dans des cas très particuliers de congestion variable sur une heure, les écarts entre le calcul horaire et le calcul 6 mn sont très faibles.



5 CartoProx : un modèle multi-échelle de cartographie de la pollution atmosphérique

La cartographie haute résolution de la qualité de l'air autour de l'A7 s'appuie sur un outil de modélisation de la dispersion de la pollution. Après quelques rappels des principes physiques qui régissent les phénomènes de pollution atmosphérique, ce chapitre décrit le modèle employé et sa mise en œuvre. La validation du modèle par comparaison aux mesures de pollution est ensuite détaillée.

5.1 La formation de la pollution atmosphérique en proximité des axes de trafic routier

La pollution atmosphérique en proximité d'une source d'émissions de polluant est conditionnée par différents phénomènes physiques : la dispersion des polluants, les interactions avec les autres sources de pollution et les mécanismes de réactions chimiques dans l'atmosphère et de dépôt au sol des polluants.

5.1.1 Les émissions de polluant sont dispersées par la météo.

La dispersion des polluants dans l'atmosphère est liée aux conditions météorologiques locales.

- Tout d'abord, le vent transporte les polluants dans l'atmosphère : le panache de polluant suit l'écoulement du vent (Figure 22). Ce phénomène se nomme l'advection. La vitesse et la direction du vent sont donc des éléments déterminants dans la modélisation de la concentration de polluant. Les obstacles tels que les bâtiments ou le relief en modifiant l'écoulement, modifient aussi le transport des polluants dans l'atmosphère.
- Les polluants sont dilués dans l'atmosphère : le panache s'étale au fur et à mesure qu'il s'éloigne de la source. La dilution est contrôlée par la turbulence atmosphérique. Cette turbulence a deux origines : la turbulence « mécanique » liée à des variations infimes de vitesse dans l'écoulement du vent et à la formation de tourbillons. La turbulence « thermique » est liée à la stabilité de l'atmosphère. Dans une atmosphère stable, le déplacement d'une particule d'air est « freiné » par la stratification thermique de l'atmosphère et la particule est ramenée à son point d'équilibre. Au contraire, dans une atmosphère instable le déplacement d'une particule d'air est amplifié et la turbulence augmente. La stabilité de l'atmosphère est contrôlée par les échanges thermiques entre la terre et l'atmosphère. La température, la couverture nuageuse, les caractéristiques du sol sont des paramètres essentiels dans la modélisation de la turbulence.
- Les polluants subissent aussi des phénomènes de déposition au sol. Les particules solides de part leur poids ont tendance à « tomber ». Les précipitations en lessivant l'atmosphère interviennent aussi dans les processus d'évolution des polluants dans l'atmosphère.



Figure 22 : le panache est transporté par le vent et s'étale en s'éloignant de la source

5.1.2 Les polluants émis par le trafic routier s'ajoutent aux polluants des autres sources émettrices.

La concentration de polluants en un point du territoire en proximité d'un axe routier est une combinaison des polluants émis par les véhicules circulant sur l'axe et des polluants issus des autres sources de pollution. Cette contribution est appelée pollution de fond. Elle résulte :

- de la dispersion dans l'atmosphère des polluants émis par toutes les sources de pollution dans la zone étudiée : les industries, les émissions du chauffage, les autres axes routier, etc.
- de l'accumulation des polluants sur un territoire en l'absence de vent.
- du transport des polluants atmosphériques à plus large échelle : par exemple l'apport de particules sahariennes.

La pollution de fond est contrôlée par des phénomènes physiques similaires à ceux décrit ci-dessus mais à des échelles spatiales et temporelles beaucoup plus larges. Les modélisations physiques associées sont donc spécifiques de ces échelles.

5.1.3 Les processus de transformation physico-chimique

Les différentes substances chimiques présentes dans l'atmosphère interagissent entre elles pour former de nouveaux polluants. Ainsi, l'apport d'énergie du soleil favorise les réactions entre les COV et les oxydes d'azote et contribue à la formation de l'ozone (Figure 23). Par ailleurs, les polluants gazeux atmosphériques réagissent pour former des particules secondaires.

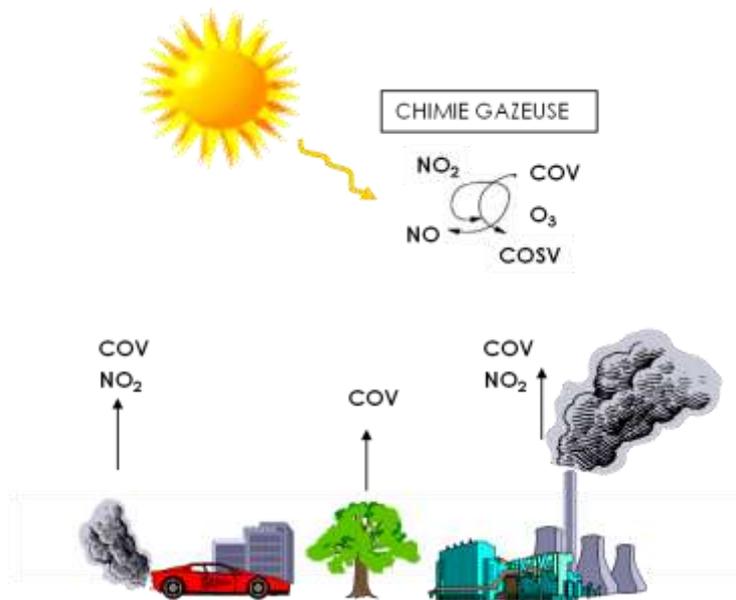


Figure 23 : mécanisme photochimique de formation de l’ozone

Les modèles utilisés pour calculer les taux de pollution dans l’atmosphère tiennent compte de la totalité des phénomènes décrits. C’est pourquoi ces modèles sont dits « déterministes ». Ces modèles sont utilisés par les AASQA depuis de nombreuses années pour leurs missions de surveillance et de prévision de la qualité de l’air.

La météorologie, la pollution de fond et les mécanismes de physico-chimie de l’atmosphère sont traités avec des modèles régionaux WRF et CHIMERE. Ces modèles sont adaptés à des résolutions spatiales de l’ordre du kilomètre.

La micro-météorologie et la dispersion des polluants à proximité des sources sont traitées avec un modèle de proximité SIRANE. Ce modèle a une résolution spatiale de quelques mètres et une résolution temporelle horaire.

5.2 Présentation du modèle *CartoProx*

Il n’existe pas actuellement de modèle unique traitant des échelles allant de la région à la proximité routière. Le modèle utilisé dans le cadre de l’observatoire de l’air autour de l’A7 s’appuie donc sur un outil développé par AIR RHONE-ALPES : *CartoProx*² permettant un couplage spatio-temporelle entre les modèles WRF, CHIMERE (échelle régionale) et SIRANE (échelle de proximité routière). *CartoProx* a été déployé sur la zone inter-régionale de Rhône-Alpes et PACA.

5.2.1 L’échelle régionale : les modèles WRF et CHIMERE

Les modélisations de la qualité de l’air à l’échelle régionale s’appuient sur une chaîne de modélisation complexe : un modèle météorologique WRF, un modèle de chimie-transport CHIMERE et un modèle géostatistique d’assimilation de données.

Le modèle WRF (Weather Research & Forecasting model) est un modèle météorologique méso-échelle adapté à des échelles spatiales de l’ordre du kilomètre.

² Air-APS, AMPASEL, ASCOPARG, ATMO Drôme-Ardèche, COPARLY et SUPAIR (2010) – *CartoProx* ; Cartographie régionale de la qualité de l’air par modélisation : prise en compte de l’influence des transports à fine échelle ; rapport final 2 – Présentation et validation de la chaîne de modélisation

Il est développé par le National Center for Atmospheric Research (NCAR). Il permet de décrire de façon précise la dynamique atmosphérique (Figure 24) à partir des données météorologiques des systèmes globaux et des contraintes physiques à l'échelle locale (occupation des sols, relief).

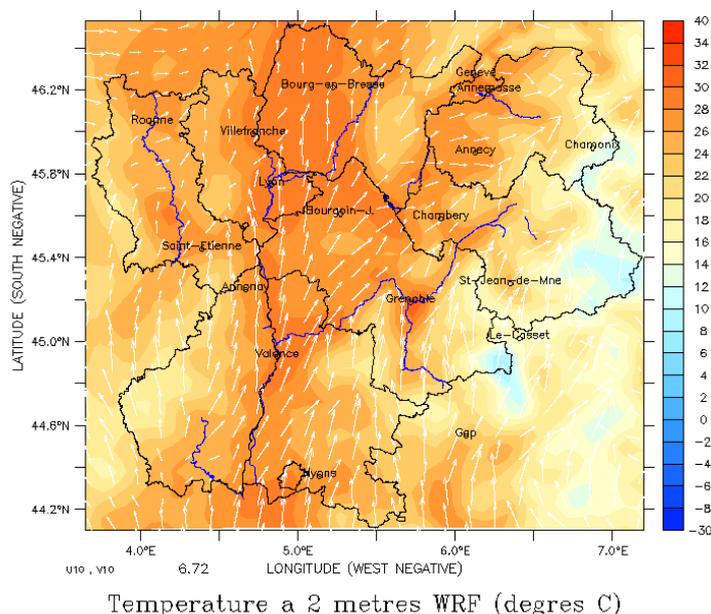


Figure 24 : Exemple de résultat du modèle WRF, vent et température le 25 août 2011 à 12h en Rhône-Alpes

Le modèle CHIMERE est un modèle eulérien de chimie-transport développé par le Laboratoire de Météorologie Dynamique (<http://euler.lmd.polytechnique.fr/chimere/>), et qui traduit un l'état de l'art des connaissances en physique et chimie de l'atmosphère. A partir de données d'entrée (champs météorologiques, cadastres d'émissions, conditions aux limites chimiques, ...), CHIMERE calcule le devenir de masses d'air polluées au cours de leur transport, diffusion turbulente, transformations chimiques, dépôt, etc.

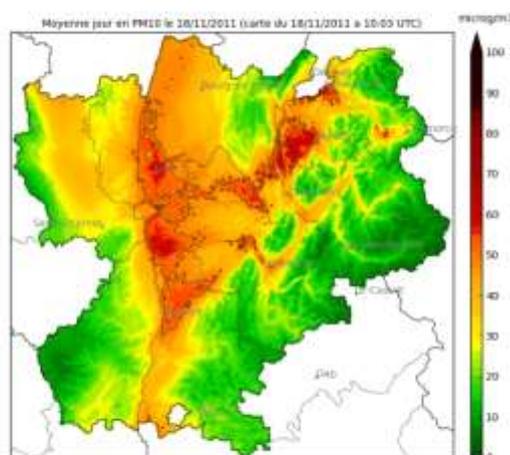


Figure 25 : Exemple de résultat du modèle CHIMERE en PM10 le 18 novembre 2011 en Rhône-Alpes

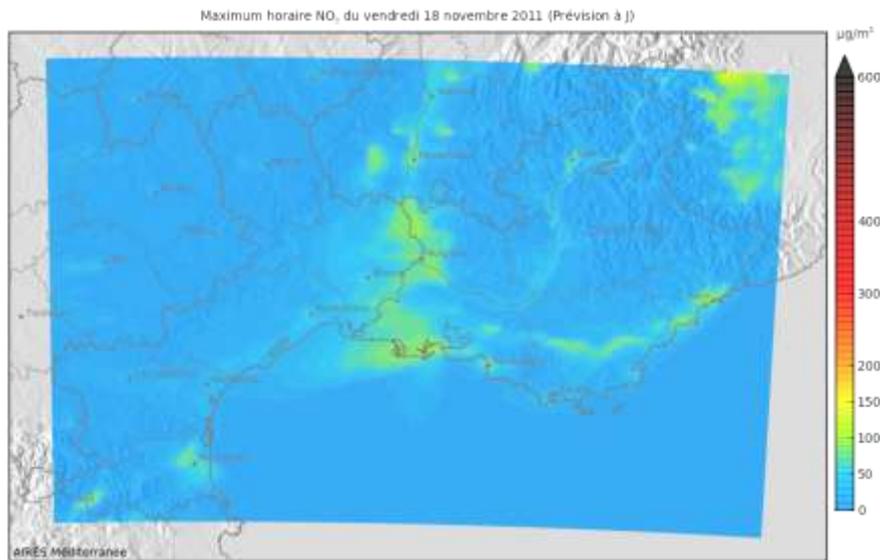


Figure 26 : Exemple de résultat du modèle CHIMERE en NO₂ le 18 novembre 2011 en PACA

Compte-tenu des approximations physiques faites par le modèle et des erreurs potentielles dans les données d'entrée du modèle, les cartographies des taux de pollution atmosphérique produites par le modèle CHIMERE peuvent présenter des écarts importants avec les mesures de concentrations réalisées in-situ. Pour corriger ces écarts, un modèle géostatistique d'assimilation de données permet de modifier les cartographies et de garantir une bonne qualité des résultats. Ce modèle s'appuie sur les travaux de géostatistique du LCSQA (LCSQA / Malherbe et Ung, 2009)

Les plateformes de modélisation régionales de Rhône-Alpes et de Paca sont indépendantes. Les modèles utilisés sont cependant les mêmes. Le projet d'observatoire de l'air autour de l'A7 a permis de mutualiser les outils utilisés pour les prétraitements et les post-traitements. Les modélisations régionales sont ainsi parfaitement cohérentes et comparables.

5.2.2 L'échelle de proximité : le modèle SIRANE

Le modèle SIRANE est développé au Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique de l'Ecole Centrale de Lyon. Les travaux de recherche qui ont conduit au développement de ce modèle ont été réalisés dans le cadre de la thèse de doctorat de Lionel Soulhac (2000). Le modèle SIRANE est un modèle de dispersion des polluants en milieu urbain, adapté à l'échelle d'un quartier (domaine d'étude de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres). Il permet de décrire les concentrations en polluants dans une zone constituée principalement de rues bordées de bâtiments. Le modèle SIRANE couvre une échelle spatiale située entre l'échelle de la rue, où l'on s'intéresse plutôt à la répartition des polluants à l'intérieur même de cette rue, et l'échelle de l'agglomération, où il n'est plus possible de modéliser explicitement l'effet de chaque bâtiment. Il permet donc de fournir une cartographie de la pollution à l'échelle d'un quartier. D'un point de vue temporel, SIRANE est adapté à des échelles caractéristiques de l'ordre de l'heure. Le modèle SIRANE traite différents types d'émissions à l'aide de sources linéiques (représentant par exemple une voie de circulation) et de sources ponctuelles (par exemple une cheminée).

Le modèle SIRANE permet de prendre en compte les principaux effets qui agissent sur la dispersion des polluants à l'échelle d'un quartier :

- Phénomènes de rue-canyon (confinement des polluants entre les bâtiments).
- Echanges des polluants au niveau des carrefours.
- Transport des polluants.
- Prise en compte des caractéristiques du vent extérieur (vitesse, direction, turbulence, stabilité thermique).
- Modélisation de transformations chimiques simples (cycle de Chapman NO-NO₂-O₃).

Dans le modèle SIRANE, les conditions météorologiques et la pollution de fond sont supposée uniformes.



Figure 27 : exemple de résultat du modèle SIRANE en NO₂ en 2010 à Valence

5.2.3 Le couplage des modèles

L'approche choisie consiste à réaliser le couplage spatio-temporel des résultats de plusieurs modèles prenant en compte des domaines et des échelles spatiales différentes :

- Les modèles WRF-CHIMERE assurent le calcul de la météorologie et de la concentration de **fond** au niveau des **régions** entières Rhône-Alpes et PACA.
- Le modèle **SIRANE** assure le calcul de la concentration de **proximité** de l'autoroute A7 et des principaux axes de **transport** de la vallée du Rhône.

La chaîne de calcul, ses entrées et sorties sont illustrées schématiquement sur la Figure 28. La sortie finale est une cartographie d'indicateurs annuels par polluant : moyenne annuelle, nombre de jours de dépassement d'un seuil réglementaire.

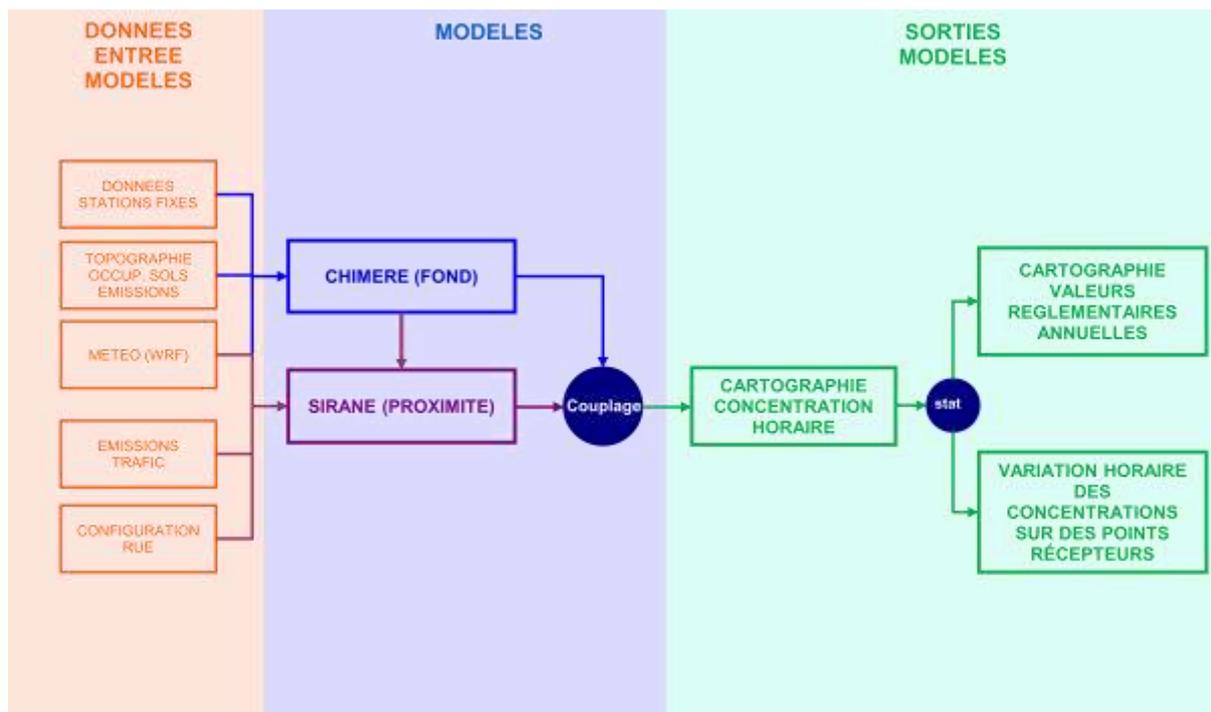


Figure 28. La chaîne de calcul regroupant les modèles régional CHIMERE, le modèle SIRANE et les couplages

Le modèle SIRANE ayant comme contrainte d'utilisation une pollution de fond et une météorologie uniforme, il est nécessaire de découper le domaine d'étude en mini-domaines de 3 km par 3 km comme le montre la Figure 29 : Maillage inter-régional *Cartprox* avec les mini-domaines sur lesquels le calcul SIRANE est réalisé. Ce découpage correspond au maillage des modèles régionaux WRF et CHIMERE. Chaque mini domaine peut être caractérisé par :

- une météorologie horaire issue du calcul WRF;
- une pollution de fond horaire calculée par CHIMERE et le modèle géostatistique;
- des constantes topographiques propres.

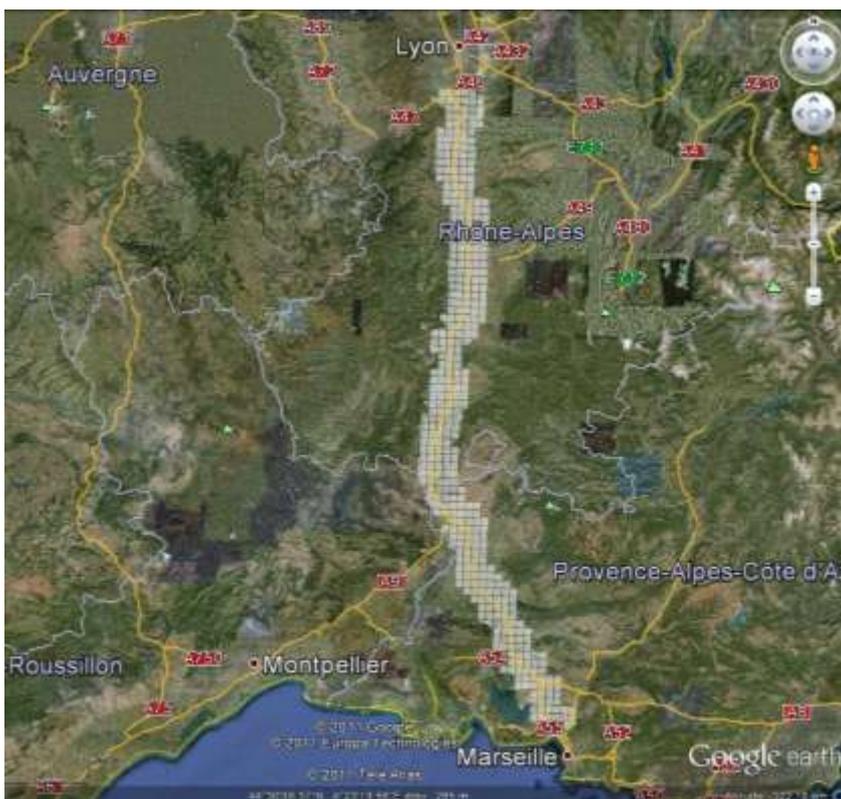


Figure 29 : Maillage inter-régional *Cartprox* avec les mini-domaines sur lesquels le calcul SIRANE est réalisé

5.2.4 Maillage de proximité

Chacun des mini-domaines de calcul possède des brins avec des émissions. Les brins sont la représentation géométrique des axes routiers. SIRANE calcule le champ de concentration en 2D généré par les émissions de polluants sur ces brins, leur dispersion et les réactions chimiques. La résolution spatiale du modèle SIRANE est de quelques mètres. Pour optimiser les temps de calcul sans dégrader la qualité des résultats, un maillage optimal a été défini pour chaque mini-domaine. Ce maillage optimal consiste à augmenter le nombre de points de calcul à proximité des axes afin de décrire précisément la décroissance de la pollution en fonction de la distance à l'axe et à limiter ces points en situation non-influencée par les axes de trafic.

La Figure 30 fournit un exemple de maillage pour un mini-domaine donné.

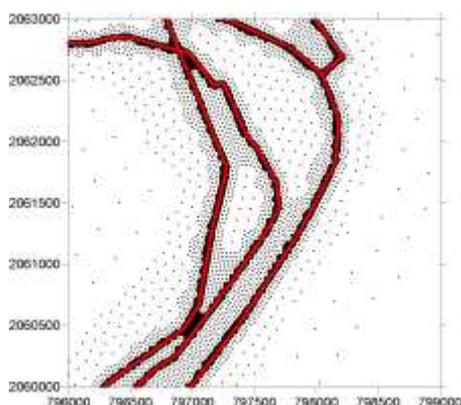


Figure 30 : Exemple d'un mini-domaine de 3 x 3 km² avec les axes routiers en rouge et les points récepteurs en noir



5.2.5 Enchaînement des calculs

Le modèle SIRANE réalise un calcul pour chaque mini-domaine. A l'issue de tous les calculs, les résultats sont regroupés pour reconstituer les axes routiers de la vallée du Rhône. Le schéma de la Figure 31 résume les grandes étapes du calcul dans les deux filières du modèle régionale (CHIMERE) et interurbain (SIRANE). Les flèches bleues et rouges indiquent les liaisons entre les deux modèles.

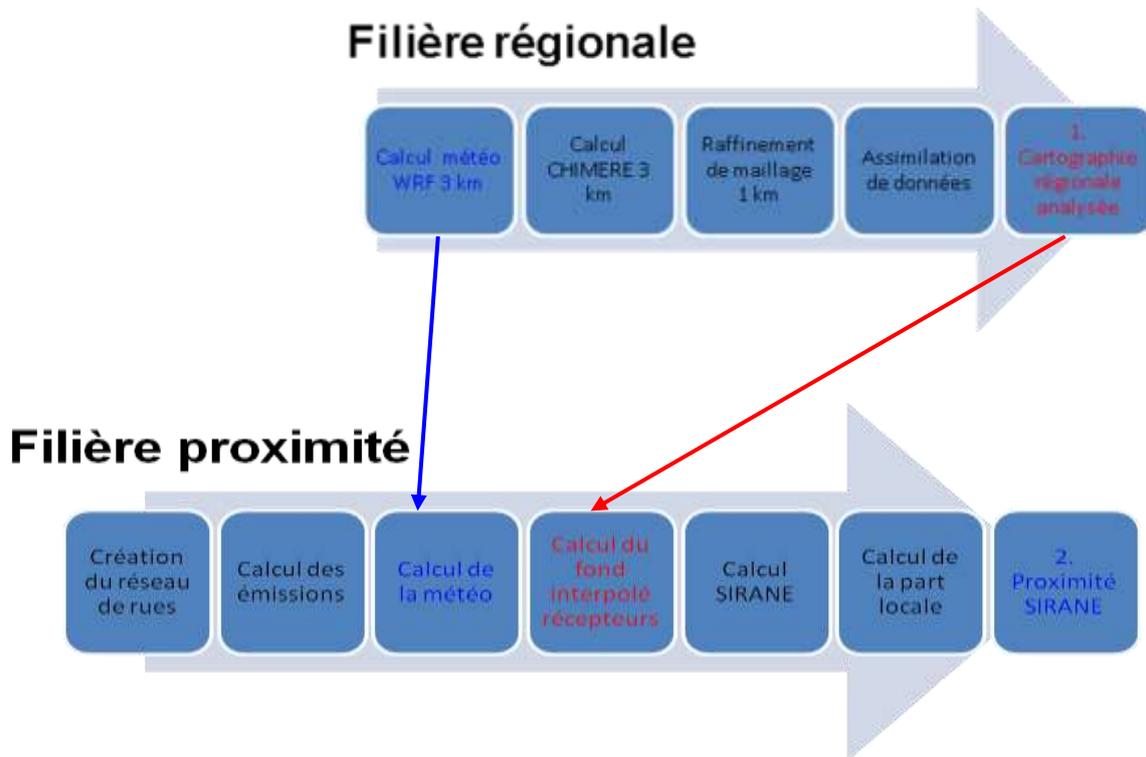
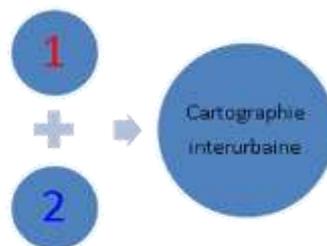


Figure 31 : Enchaînement des calculs des modèles PREVALP et SIRANE

La concentration finale est alors la somme d'une contribution de fond régional et d'une contribution de proximité (la différence entre la concentration de fond et la concentration de proximité) :



5.3 Présentation des données d'entrée

Les modèles de cartographie de la pollution atmosphérique utilisent différentes données d'entrée nécessaires à la description des phénomènes physiques. La qualité de ces données d'entrée a un impact important sur la précision du calcul.

5.3.1 Les données d'entrée du modèle régional

Les données de relief et d'occupation des sols

Les données de relief issues d'un modèle numérique de terrain à 75m de résolution sont utilisées pour le calcul de la météo. L'occupation des sols est issue de la base Corine Land Cover à 100m de résolution spatiale.

Les émissions

Le modèle régional utilise des données d'émissions à 1km issues des cadastres régionaux développés par les AASQA (cf chapitre 4). Ces cadastres tiennent compte de la totalité des sources d'émissions : trafic routier, industrie, chauffage, émissions biogéniques,...

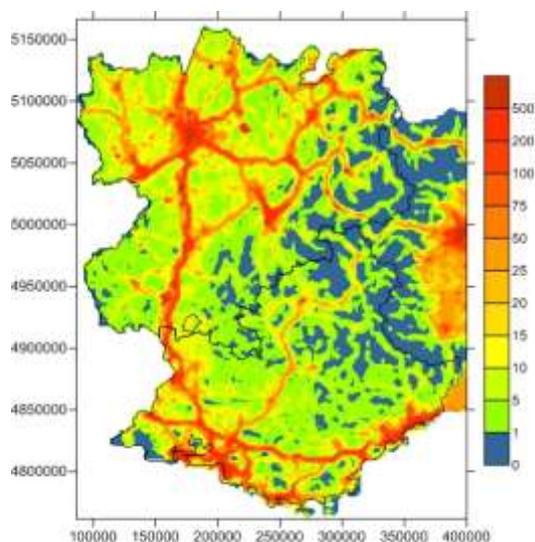


Figure 32 : émissions totales de NOx en tonne par an

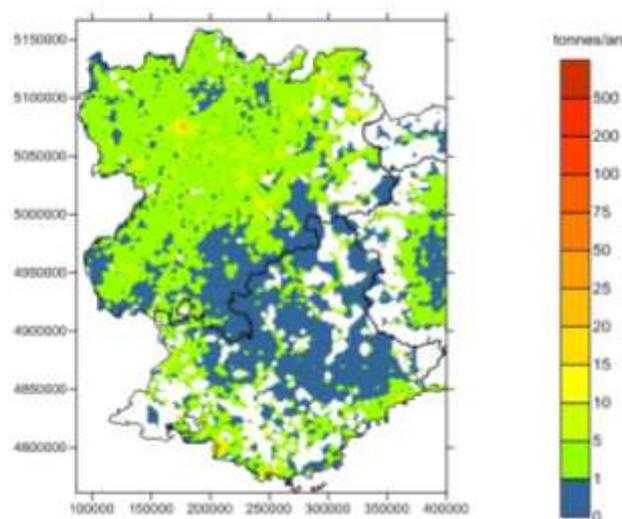


Figure 33 : émissions de PM10 en tonne par an pour le secteur résidentiel et tertiaire

Les mesures des stations fixes assimilées dans le modèle

Les données issues des stations de mesures des AASQA sont utilisées par le modèle régional dans l'étape d'assimilation de données. Les stations utilisées sont représentées sur la carte ci-dessous.



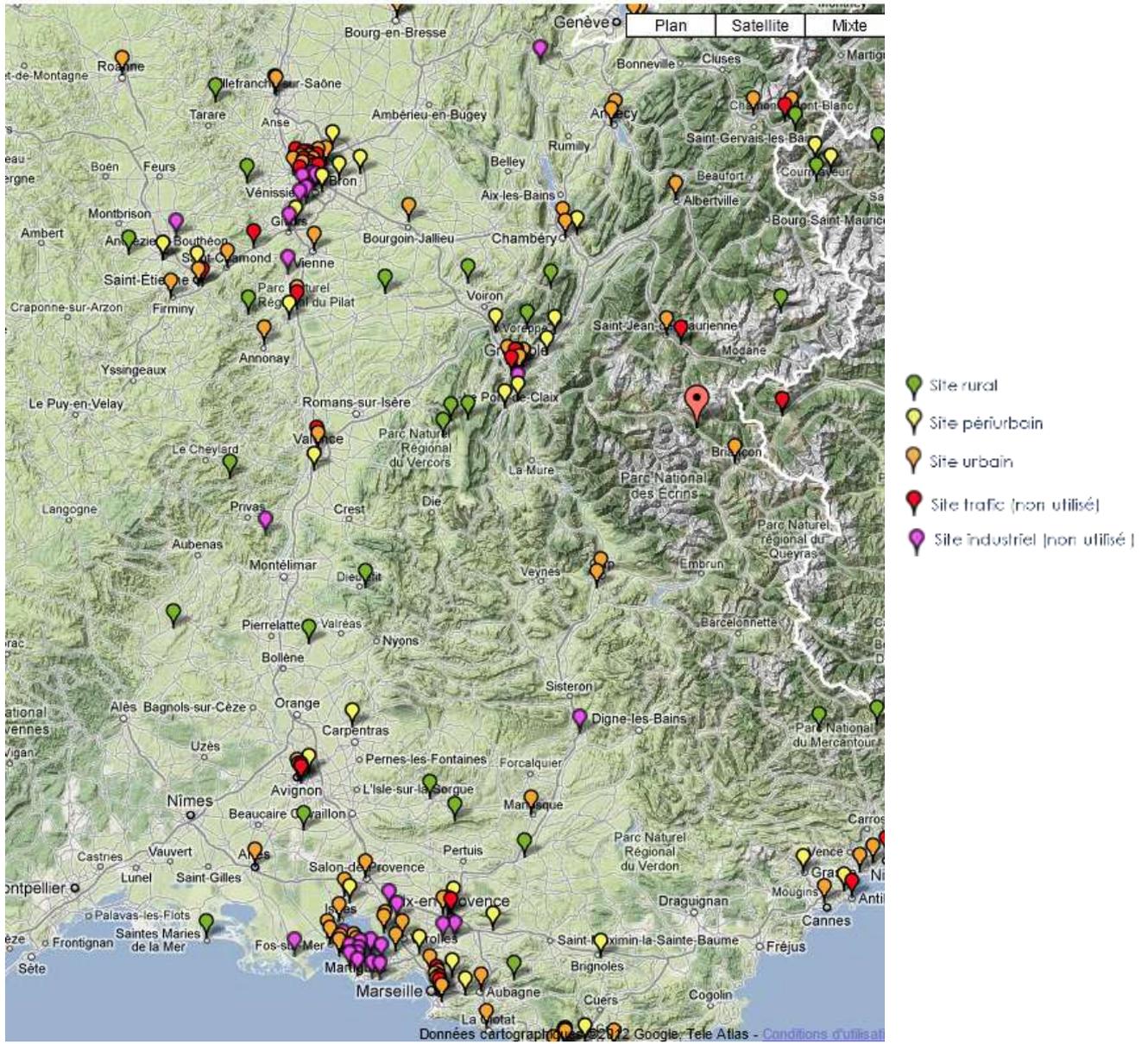


Figure 34 : carte des stations de mesures assimilées dans le modèle régional

5.3.2 Les données d'entrée du modèle SIRANE

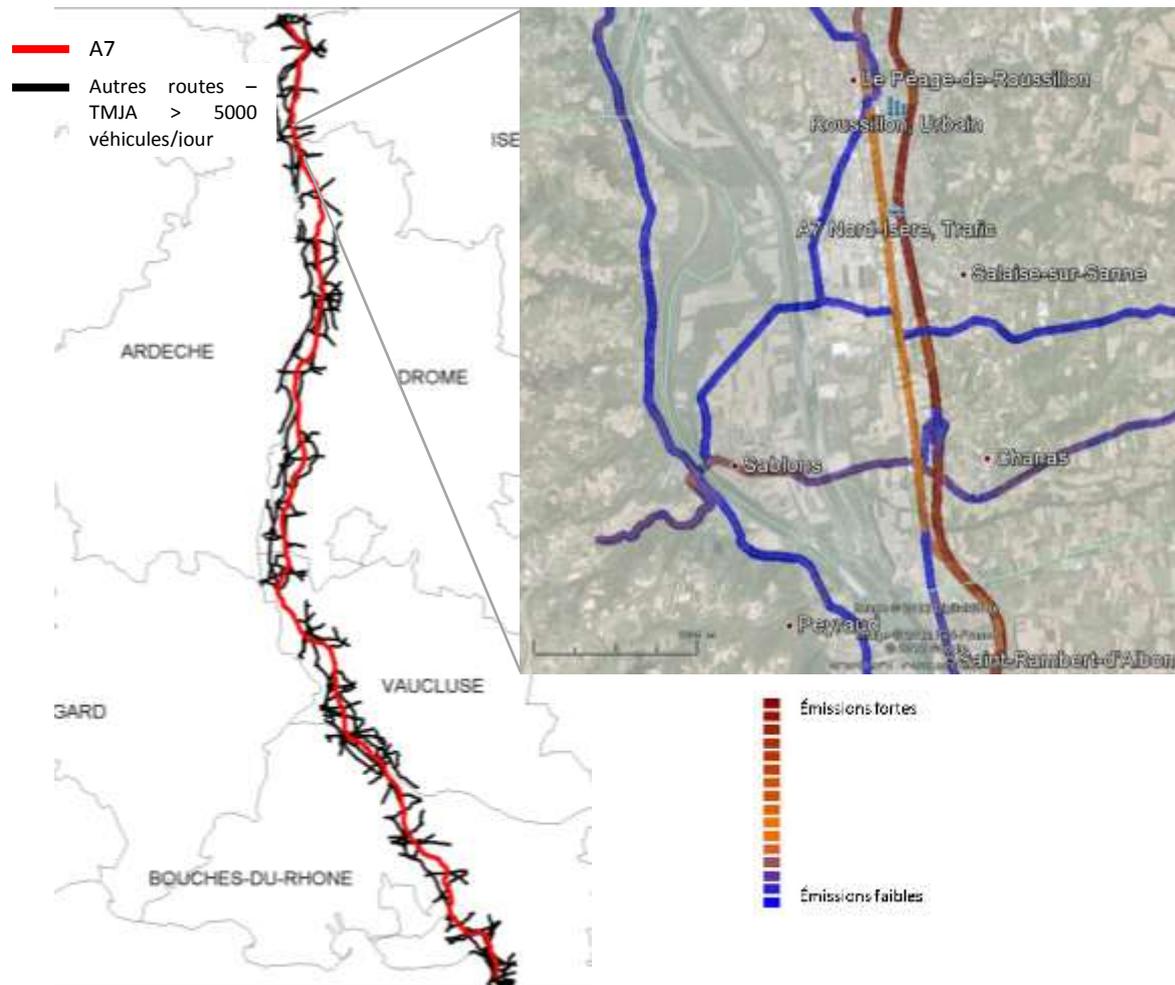


Figure 35 : cartographie de l'ensemble des routes prises en compte par le modèle de proximité SIRANE et zoom sur le territoire de roussillon

Le domaine d'étude s'étend sur une surface de 4000 km², il traverse 7 départements. **Le modèle SIRANE calcule la dispersion en proximité de l'A7 et des routes où ont circulés en 2008 plus de 5000 véhicules par jour.** Plus de 400 mini-domaines le divisent.

Le réseau géométrique est une succession de segments représentant les routes. Les segments contiennent les caractéristiques géométriques de la route tels que la hauteur, la largeur et un paramètre définissant le caractère dispersif de la route dit « canyon » ou « ouvert » en fonction de la présence ou non de bâtiments. Le réseau géométrique est géo localisé et les segments sont reliés entre eux par des nœuds. Sur la base de la fréquentation des routes (nombre de véhicules par jour supérieur à 5000), 21500 segments sont ainsi modélisés dont plus de 1400 sont de type canyon.

Les routes étant des sources d'émissions, à chaque segment sont affectées des émissions horaires calculées par la méthodologie présentée antérieurement. La figure ci-dessus illustre le réseau géométrique et les émissions associées pour une heure de l'année 2010.

5.4 Les améliorations apportées au modèle CartoProx

Les travaux menés dans le cadre de l'observatoire de l'air autour de l'A7 ont permis de réaliser des développements complémentaires pour améliorer le modèle *CartoProx*. Ces développements concernent le traitement des doubles-comptes des émissions de l'A7 et l'amélioration du modèle météorologique.

5.4.1 Elimination des doubles-comptes

Le déploiement de la méthodologie *CartoProx* pose un problème de double-compte des émissions de l'A7. En effet le modèle régional CHIMERE utilise comme données d'émissions un cadastre surfacique intégrant toutes les sources de pollution, y compris celle de l'A7 et des axes modélisés par SIRANE. Dans la concentration finale calculée par *CartoProx* l'influence de l'A7 est donc comptée deux fois. En comparant les résultats du modèle avec des mesures en situation non influencée, une surestimation est constatée. Pour corriger ce double-compte, une correction est appliquée à la pollution de fond heure par heure en estimant pour chaque mini-domaine la contribution moyenne des concentrations liées à l'A7.

Sur un point du maillage :

$$C_{\text{CartoProx}} = C_{\text{chimere}} - \text{Moyenne}(C_{\text{proximité}}) + C_{\text{proximité}}$$

Avec

$C_{\text{Cartoprox}}$ le résultat final du modèle,

$C_{\text{proximité}} = C_{\text{sirane}} - C_{\text{fond}}$ la part de proximité dans la concentration en un point du domaine

C_{fond} la concentration de fond homogène sur le domaine et calculée par CHIMERE à une résolution de 3 km

C_{CHIMERE} la concentration de fond calculée par CHIMERE et interpolée en un point du domaine

Cette correction permet d'améliorer considérablement les résultats du modèle en situation de fond.

5.4.2 Calage du modèle météorologique

Les résultats du modèle météorologique WRF ont été comparés aux mesures des mâts météo installés pendant les campagnes de mesures au bord de l'A7. Les roses des vents mesurées (Figure 36) et modélisées (Figure 37) à Montélimar montrent une prédominance des vents de Nord mais la vitesse calculée par WRF est supérieure à la vitesse mesurée.

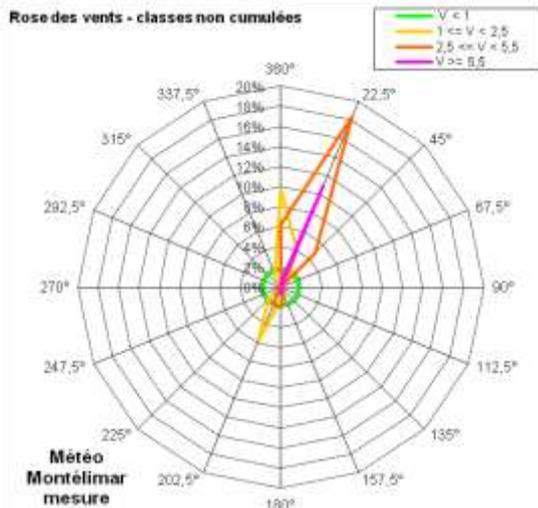


Figure 36 : rose des vents mesurés à Montélimar

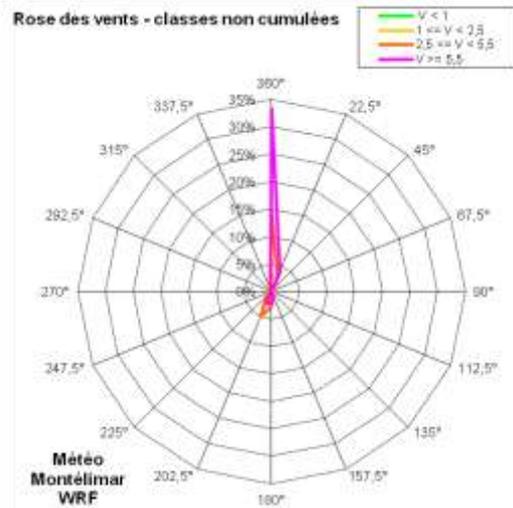


Figure 37 : rose des vents modélisés à Montélimar

Le paramètre météorologique de vitesse de frottement U^* caractérise la vitesse turbulente de l'écoulement. La comparaison de cette variable sur les sites de mesure (par exemple en Avignon Figure 38) montre que les variations temporelles sont correctement représentées mais le modèle surestime systématiquement les vitesses U^* .

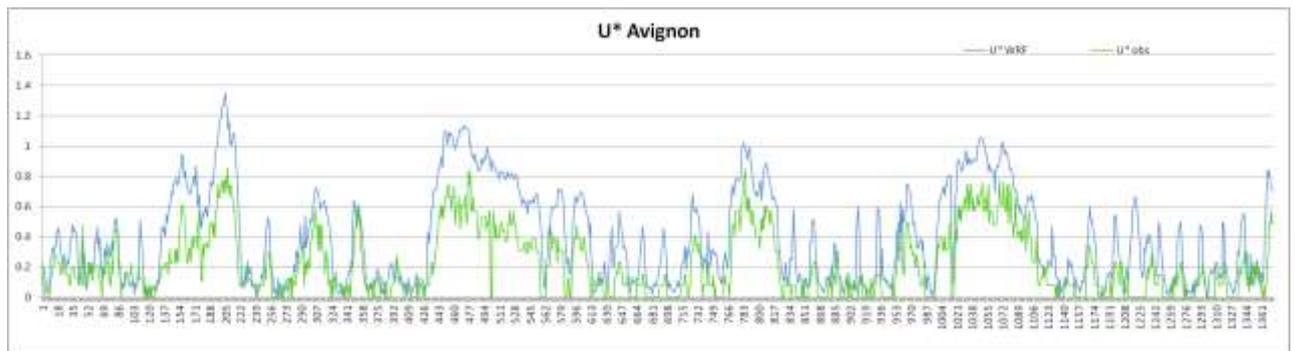


Figure 38 : comparaison de la vitesse turbulente U^* mesurée et modélisée à Avignon

Un facteur correctif a donc été appliqué sur la vitesse de frottement U^* en entrée du modèle SIRANE. Ce facteur est estimé à 0,5 pour la région Rhône-Alpes et 0,75 sur la région PACA.

Cette modification améliore fortement les concentrations calculées par le modèle *CartoProx* notamment en proximité de l'A7 et dans les cas de vent fort. Les concentrations moyennes annuelles modélisées sont ainsi plus proches de celles mesurées.

5.5 Validation du modèle

5.5.1 La méthodologie de validation

L'objectif de cette étape est d'analyser la capacité du modèle à rendre compte de la distribution spatiale et temporelle des concentrations d'oxydes d'azote et de particules fines sur le domaine modélisé et d'évaluer l'incertitude du modèle au sens de la directive européenne³ fixant des objectifs de qualité pour la modélisation de la qualité de l'air.

Cette évaluation s'appuie sur des critères objectifs de comparaisons des résultats du modèle aux mesures effectuées sur site. La validation du modèle s'effectue en deux temps :

- **Le calage du modèle par rapport aux données mesurées.** Cette étape consiste à réduire au maximum l'erreur modèle-mesure en jouant sur la qualité des données d'entrée et les choix d'option de modélisation. Le modèle CartoProx est validé sur le domaine de la vallée du Rhône par des comparaisons aux mesures horaires et journalières des concentrations de pollution réalisées en 2010 et 2011. Les mesures des stations fixes de proximité A7-Nord-Isère à Salaise-sur-Sanne et Valence-traffic et les mesures du camion laboratoire installé sur les 4 sites complémentaires sont utilisées. Ces comparaisons sur le pas de temps le plus fin permettent d'identifier les erreurs du modèle et les situations météorologiques favorables ou défavorables au modèle.
- **La validation des cartographies de concentration produites par le modèle au regard des objectifs de qualité européens.** Les résultats du modèles sont ensuite comparés aux mesures par tubes NOx et par préleveurs. Cette comparaison a pour objectif de valider le gradient de concentration sur les transects et d'attribuer une incertitude aux résultats du modèle notamment pour l'évaluation des zones critiques pour l'air.

Les résultats du modèle sont comparés aux mesures sur les indicateurs suivants

NO ₂ , NOx	PM10	PM2,5
Valeur horaire	Moyenne journalière	Moyenne journalière
Moyenne annuelle	Moyenne annuelle	Moyenne annuelle
Moyenne par campagne	Moyenne par campagne	Moyenne par campagne
Nombre d'heure de dépassement de la valeur horaire 200µg.m ⁻³	Nombre de jours de dépassement de la valeur journalière 50 µg.m ⁻³	

² DIRECTIVE 2008/50/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. Journal officiel de l'Union européenne.

Les objectifs de qualité fixés par la Directive Européenne concernant les valeurs annuelles (moyenne et nombre de dépassements) sont définis ci-dessous.

Typologie du site	Erreurs relatives maximales NO2	Erreurs relatives PM10 et PM2.5
Fond	30 %	30 %
Trafic	30 %	50 %

Pour les valeurs horaires et journalières, la directive Européenne préconise d'évaluer les écarts entre le modèle et la mesure « sans tenir compte de la chronologie des événements ». Il s'agit donc de valider la distribution des concentrations modélisées par rapport aux mesures. L'erreur relative maximale autorisée est alors de 50%.

Les cartographies de concentration sont validées lorsque les objectifs de qualité sont respectés sur 90% des sites de fond et 75% des sites de proximité.

5.5.2 Synthèse des résultats du modèle CartoProx

La validation du modèle par comparaison aux résultats de mesure génère un nombre important de résultats. Ce chapitre présente une synthèse des résultats. Le détail de la validation du modèle par site de mesure est disponible en annexe.

Les cartographies ci-dessous synthétisent les résultats de validation du modèle en fonction de la typologie du site. Pour chaque zone d'étude, les pastilles représentent le maximum des erreurs relatives du modèle par typologie de site.

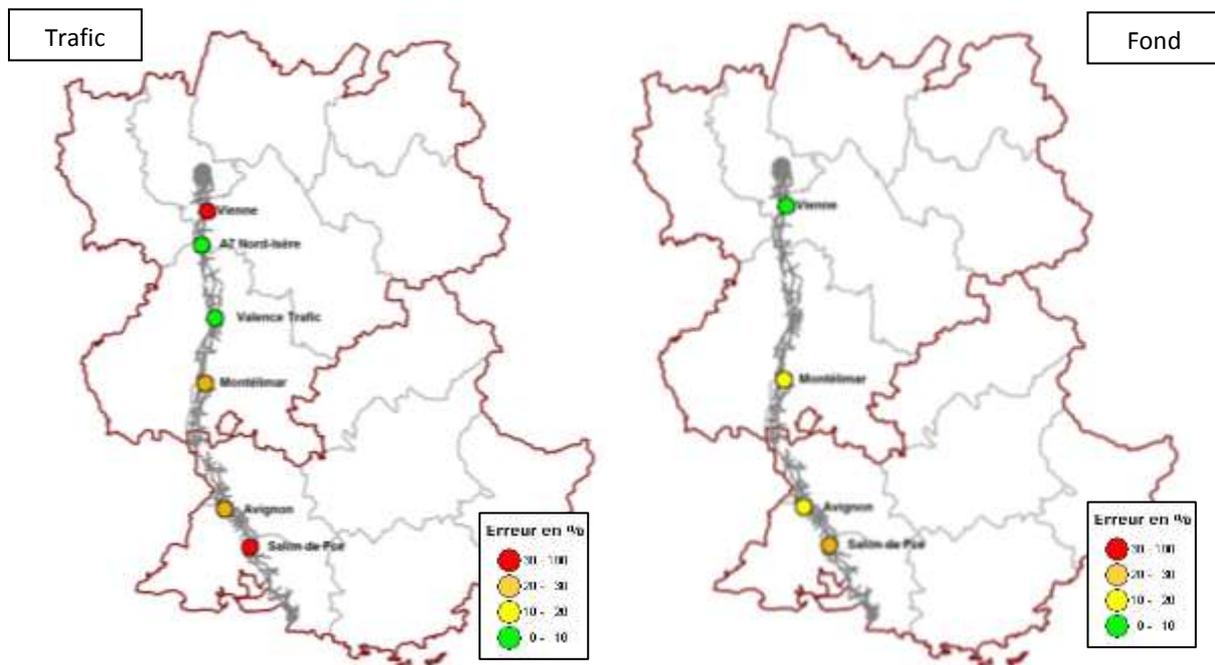


Figure 39 : erreur relative du modèle dans l'estimation des moyennes annuelles en dioxyde d'azote.

Pour l'estimation du **NO₂**, il apparaît que le **modèle estime correctement** les concentrations de ce polluant pour **plus de 75 % des sites trafics**. 4 sites sur 25 ne respectent pas l'objectif de qualité : le site de Vienne ne respecte pas l'objectif de qualité avec une erreur relative de 32% au niveau du camion laboratoire, et 3 sites à proximité de l'A7 à Salon ont des erreurs supérieures à 30% en revanche le modèle représente correctement les mesures du camion laboratoire légèrement plus éloigné de la route. Des écarts de concentration marqués entre les deux régions traversés par l'A7 sont observés et la zone de transition entre les deux régions présente des incertitudes. Ces écarts sont imputables à une utilisation du modèle régional de Cartoprox (CHIMERE) propre à chaque région. Il sera impératif par la suite d'user d'un **modèle unique sur l'ensemble du territoire d'étude**.

En ce qui concerne les particules fines, les grandes lignes à retenir de ce travail de validation sont:

- Le modèle CartoProx calcule les concentrations de **particules PM10 moyennes annuelles avec des erreurs acceptables** du point de vue de la directive (inférieures à 50% en site trafic et 30% en site de fond). Il estime correctement les **épisodes de pollution journalière** relative au seuil de 50 µg.m⁻³. Il a tendance à **surestimer** les concentrations de quelques microgrammes par mètre cube.
- Le modèle CartoProx calcule les concentrations de **particules PM2.5 moyennes annuelles avec des erreurs acceptables** du point de vue de la directive (inférieures à 50% en site trafic et 30% en site de fond). Il a tendance à **sous-estimer** les valeurs concentrations élevées notamment l'hiver. **L'assimilation de données de terrain** semble être une piste d'amélioration sérieuse compte tenu des résultats en particules PM10 où la méthodologie est opérationnelle et a fait ses preuves.

Au regard de cette évaluation, le modèle est considéré comme validé et exploitable l'estimation de l'exposition des territoires. Le tableau ci-dessous résume les résultats du modèle par site.

En µg.m ⁻³	Vienne		A7 Nord-Isère		Valence trafic		Montélimar		Avignon		Salon de P ^{ce}	
	Mesure	Cartoprox	Mesure	Cartoprox	Mesure	Cartoprox	Mesure	Cartoprox	Mesure	Cartoprox	Mesure	Cartoprox
NO ₂ moyenne annuelle*	58	77	51	55	62	63	43	49	46	44	33	35
NO ₂ nb d'heures de dépassement du seuil 200	0	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
PM10 moyenne annuelle	28	35	27	28	29	29	22	27	27	34	24	28
PM10 nb de jours de dépassement du seuil 50	5	6	19	23	20	23	0	1	0	6	6	6
PM2.5 moyenne annuelle	18	19	-	-	20	15	16	13	19	22	15	18
Largeur de la zone critique (m) centrée sur l'axe	190	280	-	200	-	120	110	80	80	75	70	50
Largeur de la zone à risque (m) centrée sur l'axe	300	370	-	320	-	180	130	120	90	80	80	60

*Estimée sur l'année 2010 ou les 4 campagnes de mesures

Tableau 1 : Synthèse des résultats de mesure et de modélisation sur les sites de mesures temporaires (hors échantillonneurs passifs) et permanents aux abords de l'A7

Il faut retenir que pour tous les sites étudiés la **moyenne annuelle en dioxyde d'azote franchit** (ou franchirait pour les sites ne disposant que d'une moyenne annuelle partielle estimées à partir des campagnes saisonnières de mesures) la valeur limite annuelle fixée à **40 $\mu\text{g.m}^{-3}$** , excepté le site de Salon de Provence dont la moyenne s'en approche sensiblement. Pour ce même polluant, le nombre d'heures de dépassement du seuil de **200 $\mu\text{g.m}^{-3}$** est loin des 18 heures à ne pas dépasser par an puisque que la mesure n'en comptabilise aucun. Concernant les **particules fines PM10 et PM2.5**, l'étude montre que l'environnement proche de l'A7 est relativement **peu impacté en 2010 vis à vis des normes annuelles** (seuils respectivement fixés à **40 $\mu\text{g.m}^{-3}$** et **29 $\mu\text{g.m}^{-3}$**). Mais du fait d'une météo plutôt favorable à la dispersion des polluants atmosphériques en 2010, les **épisodes ponctuels** associés au dépassement du seuil journalier fixé à **50 $\mu\text{g.m}^{-3}$** en **particules PM10 sont à surveiller**.

Par ailleurs, les **zones critiques et à risques** sont ici dimensionnées uniquement par le **dioxyde d'azote**. Les résultats de mesure et de modélisation mettent en évidence un **impact limité** à la largeur de la chaussée pour les **particules fines**. Ainsi la largeur des zones (centrées sur l'axe) où les impacts sur la santé et l'environnement chroniques sont **critiques** avoisinent les **300 mètres** dans les cas majorants et les zones à risques présentent des largeurs s'approchant des **400 mètres** autour des sites investigués.

Pour améliorer les scores du modèle, plusieurs solutions sont envisagées. L'utilisation d'un modèle régional unique sur tout le territoire de l'A7 permettra d'améliorer la cohérence entre les régions et diminuera les incertitudes sur la pollution de fond. Les mesures de PM2,5 seront assimilées dans le modèle régional. Cette évolution permettra d'améliorer la modélisation de ce polluant.

Enfin, le calage météorologique sur la vitesse du vent sera réévalué pour tenir compte de la spécificité des sites notamment dans la zone de Vienne.



6 Exploitation des conclusions de l'observatoire

Le modèle CartoProx appliqué sur l'A7 a été validé. Il a permis de produire des cartographies de la pollution atmosphérique à une résolution de 10m sur toute les communes traversées par l'autoroute. Ces cartographies croisées aux données de population et de bâti permettent d'identifier les secteurs les plus impactés par la pollution issue du trafic routier de l'A7. Les indicateurs cartographiés sont définis dans le tableau ci-dessous.

Polluant	cartographie	Seuil de la zone « dégradée »	Seuil de la zone « critique »
NO₂	Moyenne annuelle	36 $\mu\text{g.m}^{-3}$	40 $\mu\text{g.m}^{-3}$
PM10	Moyenne annuelle	36 $\mu\text{g.m}^{-3}$	40 $\mu\text{g.m}^{-3}$
PM10	Nombre de jours de dépassement du seuil 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$	31 jours	35 jours
PM2.5	Moyenne annuelle	26 $\mu\text{g.m}^{-3}$	29 $\mu\text{g.m}^{-3}$

Les zones « critiques » sont les territoires où les concentrations de polluant dépassent les valeurs limites européennes de protection de la population. Les zones « dégradées » sont les territoires où les concentrations de polluant dépassent 90% de la valeur limite. La connaissance de ces zones « dégradées » plus larges que les zones critiques permet de tenir compte des incertitudes du modèle et d'avoir une approche majorante par rapport à l'estimation des territoires impactés.

6.1 Exemple de cartographie sur les territoires

Les cartographies de concentration moyenne annuelle de NO₂ permettent de visualiser les territoires fortement impactés par la pollution. Quatre sites sont présentés dans ce rapport pour illustrer la variété des situations rencontrées au bord de l'A7. Des cartes complémentaires sont disponibles dans l'annexe 10. Par ailleurs une interface web permet de visualiser l'intégralité des cartographies sur le tracé.

Sur la commune de Vienne (Figure 40), les bords de l'autoroute A7 ainsi que les rues principales de la ville présentent des dépassements de valeur limite. D'une manière générale, sur tout le tracé de l'axe A7, les territoires en situation de dépassement de valeur limite pour le NO₂ sont localisés le long de l'autoroute. Pour les communes traversées par d'autres axes routiers majeurs et avec des configurations de rue « canyon », les zones critiques s'étendent aussi autour de ces routes. C'est le cas notamment à Roussillon (Figure 42), Valence (Figure 44) ou Salon de Provence (Figure 46). Pour les PM₁₀, aucune zone habitée n'est touchée par des dépassements de valeur limite en moyenne annuelle en 2010. En revanche, certaines communes connaissent des dépassements de valeur limite en moyenne journalière. C'est le cas notamment à Roussillon (Figure 43) et à Salon de Provence (Figure 47) où la pollution du trafic de l'A7 vient s'ajouter à la pollution issue des émissions industrielles du secteur de l'étang de Berre.

Sur la région Rhône-Alpes en 2010, les zones critiques et les zones dégradées en PM₁₀ sont extrêmement réduites et localisées au bord de l'A7. La situation devrait être considérablement différentes en 2011 où de nombreux dépassements ont été mesurés en proximité de l'A7 et en situation de fond urbain.



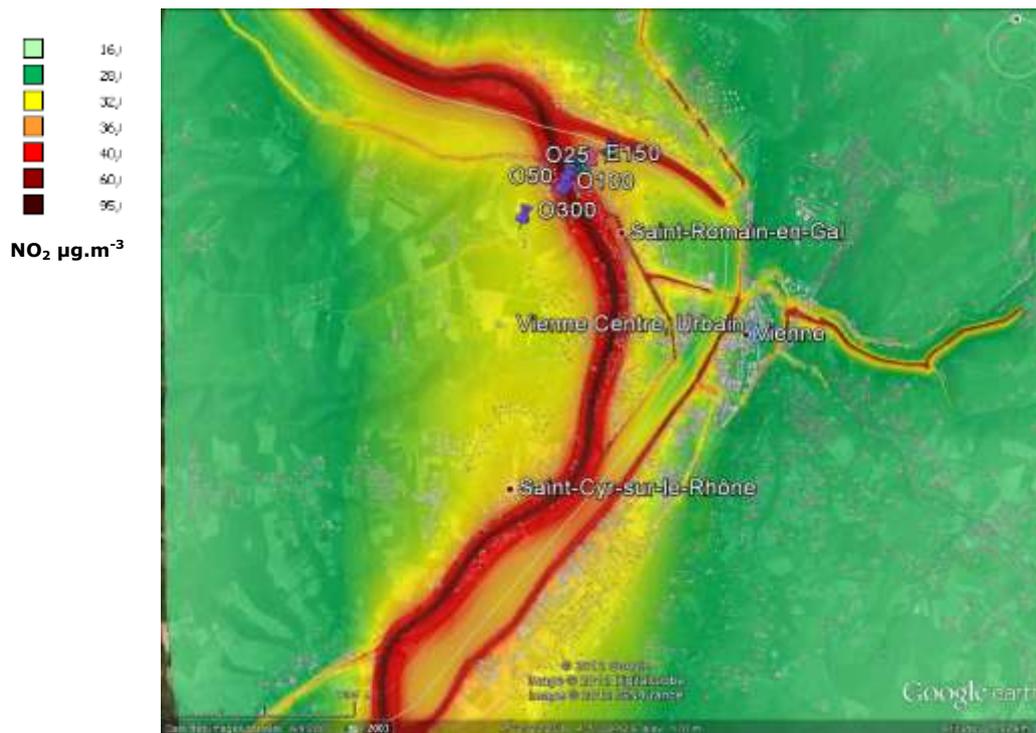


Figure 40 : concentration moyenne annuelle de NO₂ (2010) sur le secteur de Vienne

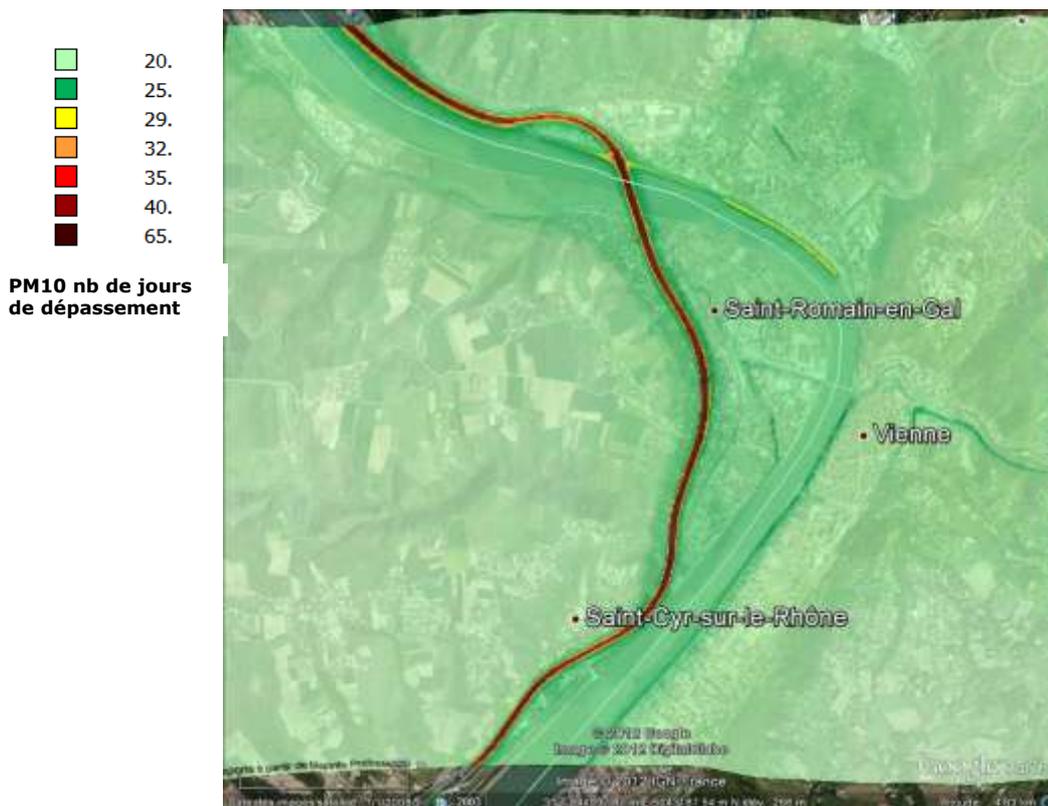


Figure 41 : PM10 - nombre de jours de dépassement de 50 µg.m⁻³ en moyenne journalière à Vienne en 2010

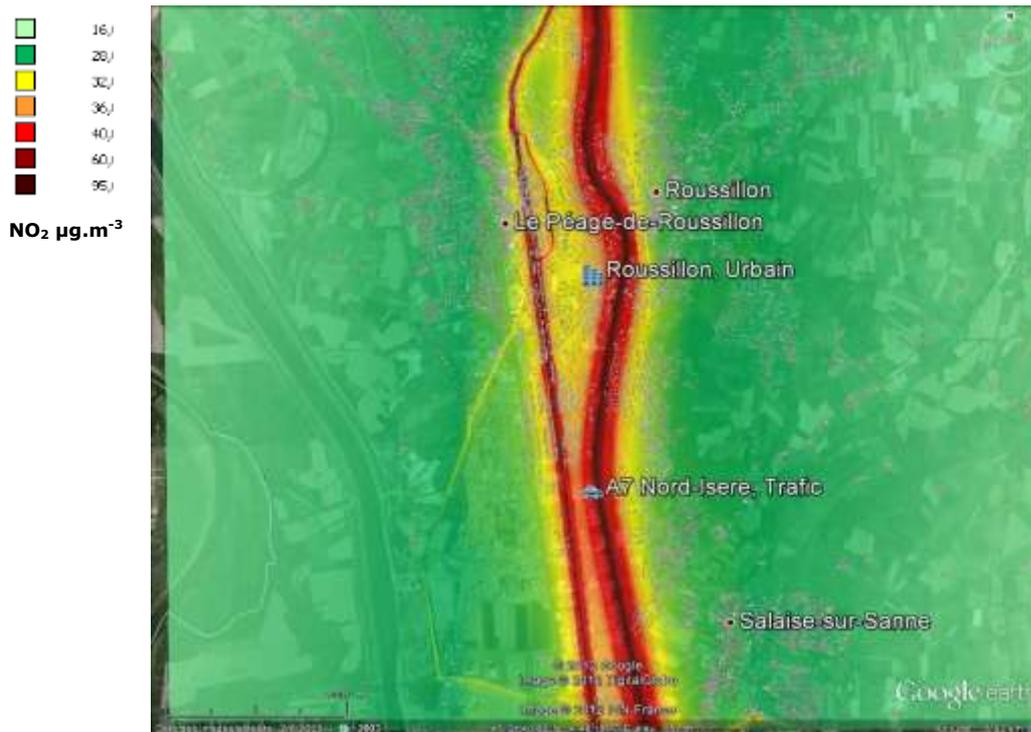


Figure 42 : concentration moyenne annuelle de NO₂ (2010) sur le secteur de Roussillon



Figure 43 : PM10 - nombre de jours de dépassement de 50 µg.m⁻³ en moyenne journalière à Roussillon en 2010

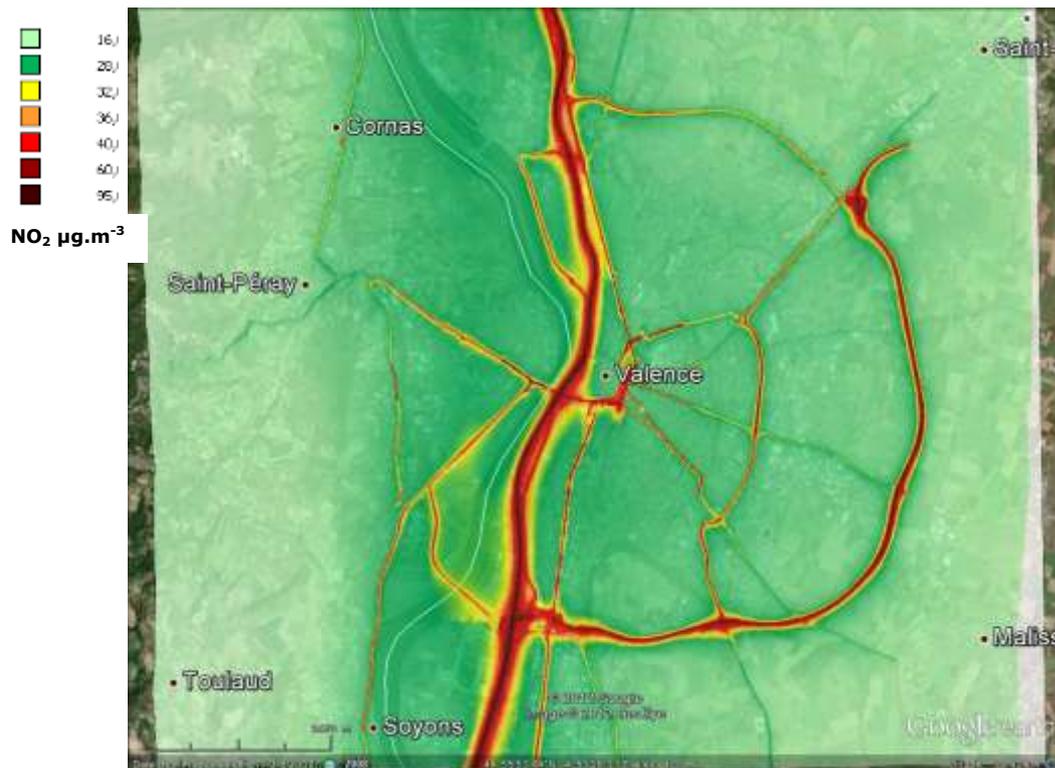


Figure 44 : concentration moyenne annuelle de NO₂ (2010) sur le secteur de Valence

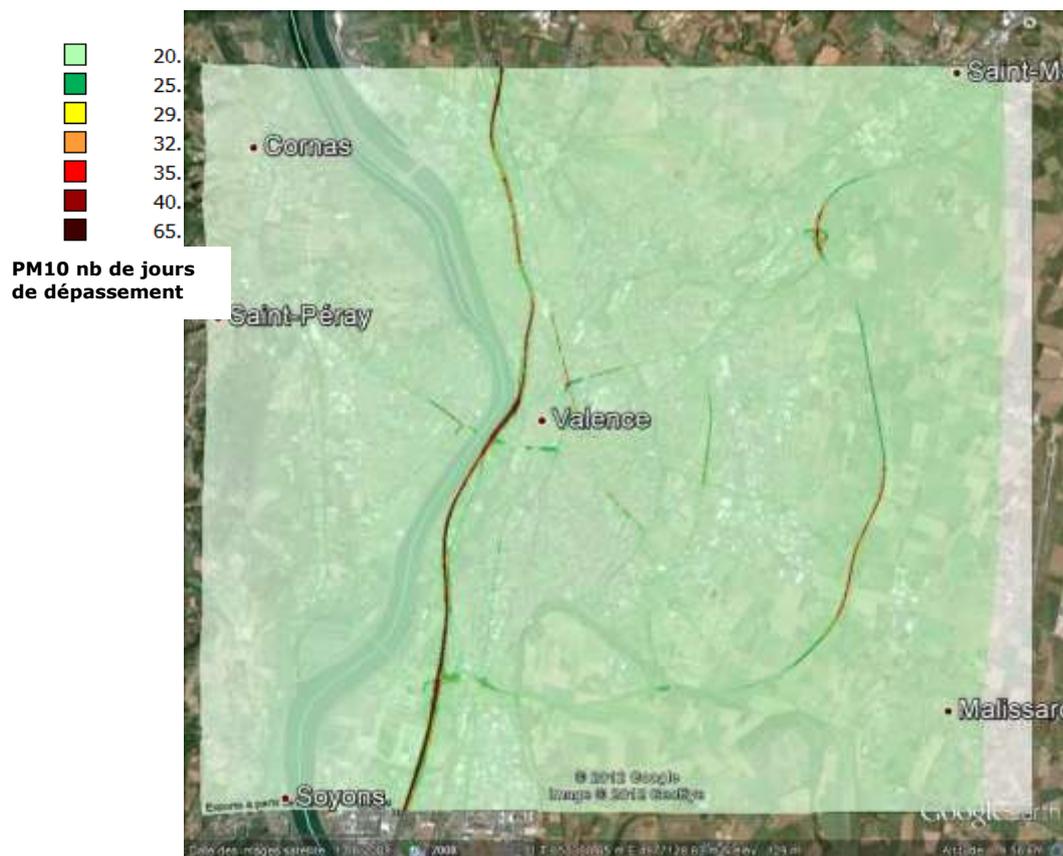


Figure 45 : PM10 - nombre de jours de dépassement de 50 µg.m⁻³ en moyenne journalière à Valence en 2010



Figure 46 : concentration moyenne annuelle de NO₂ (2010) sur le secteur de Salon de Provence

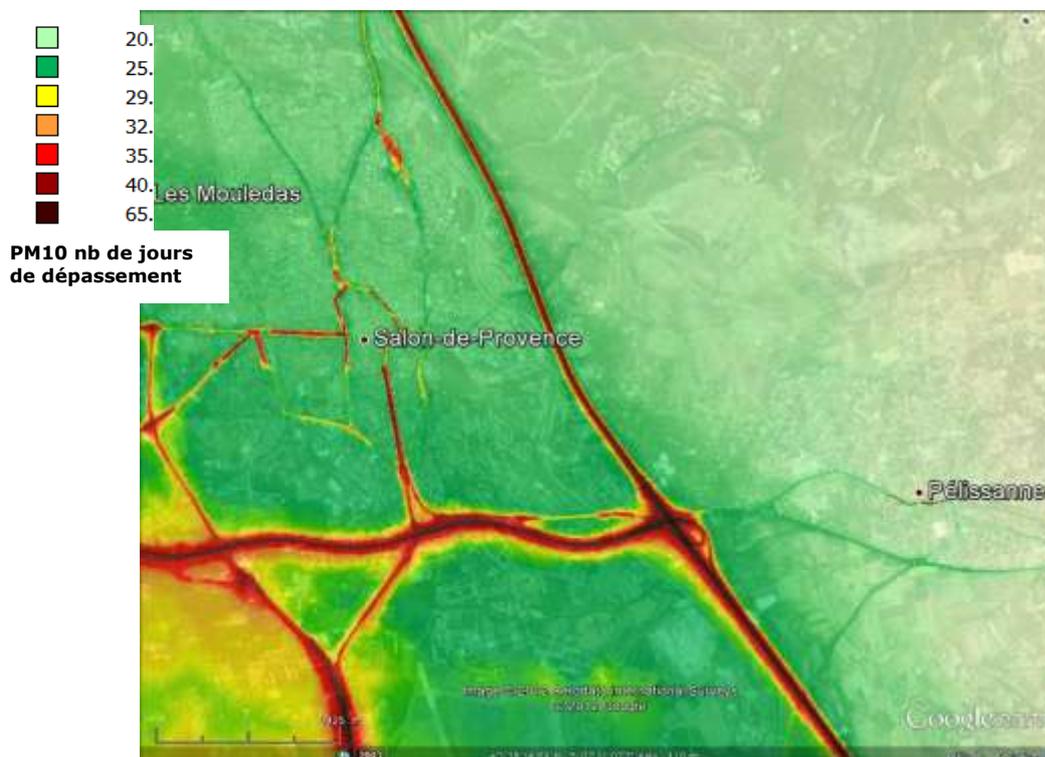


Figure 47 : PM10 - nombre de jours de dépassement de 50 µg.m⁻³ en moyenne journalière à Salon en 2010

6.2 Evaluation de l'exposition de la population à la pollution atmosphérique

Les cartes de pollution atmosphérique calculées par le modèle Cartprox sont suffisamment précises pour identifier les bâtiments soumis à des taux de pollution élevés. Elles permettent de calculer le pourcentage de la population d'un territoire soumis à des taux de pollution supérieurs aux valeurs limites européennes pour la protection de la santé.

6.2.1 Méthodologie d'évaluation de l'exposition de population

Le calcul de l'exposition de la population à la pollution atmosphérique s'appuie sur la base de données Bâti de la BD-TOPO de l'IGN de l'année 2009. Les bâtiments sont classés entre

- Bâti Indifférencié
- Bâti remarquable
- Bâti industriel
- Bâti spécifiques : culture, enseignement, commercial, religieux, santé...

Les bâtiments d'habitation sont sélectionnés en éliminant les bâtiments dont la hauteur est inférieure à 2m et les bâtiments « Remarquables » (église, musées...) et « Industriels » (agricole...).

Les données de population sont issues de l'enquête INSEE de 2007. Elles sont disponibles à l'échelle de l'IRIS. Les nombres d'habitants par bâtiment sont affectés en fonction du volume du bâtiment.

Cette base de données comporte quelques erreurs que nous ne sommes pas en mesure d'estimer : les données des bâtiments sont antérieures à 2009 et ne prennent pas en compte les constructions les plus récentes.

Chaque bâtiment est ensuite caractérisé en fonction de son exposition aux différents polluants suivant une approche majorante : si un bâtiment croise la zone critique et les zone dégradée, il est renseigné comme étant dans la zone critique. Pour chaque polluant et pour chaque seuil, la population est comptabilisé pour fournir l'exposition sur un territoire.

6.2.2 Exposition des territoires de Rhône-Alpes au NO₂

Dans le cadre de l'observatoire de l'air autour de l'A7, le territoire étudié est une bande de 1km autour de l'A7 centrée sur l'axe. La population de ce territoire en région Rhône-Alpes est de 49 000 habitants. Sur ce territoire plus de 9 000 habitants (20% de la population) ont été soumis en 2010 à des taux de NO₂ supérieur à la valeur limite annuelle de 40 µg.m⁻³ et plus de 13 000 habitants (29% de la population) ont été soumis à une qualité de l'air dégradée (concentration de NO₂ supérieur à 36 µg.m⁻³).

La population totale des communes de Rhône-Alpes traversées par l'A7 s'élève à 316661 habitants. Sur ce territoire, plus de 30 000 habitants (9,5% de la population) ont subi des concentrations de NO₂ supérieurs à la valeur limite annuelle et plus de 40 000 habitants ont été soumis à une qualité de l'air dégradée. Parmi ces 30 000 habitants, 2/3 ne sont pas à proximité immédiate de l'A7.

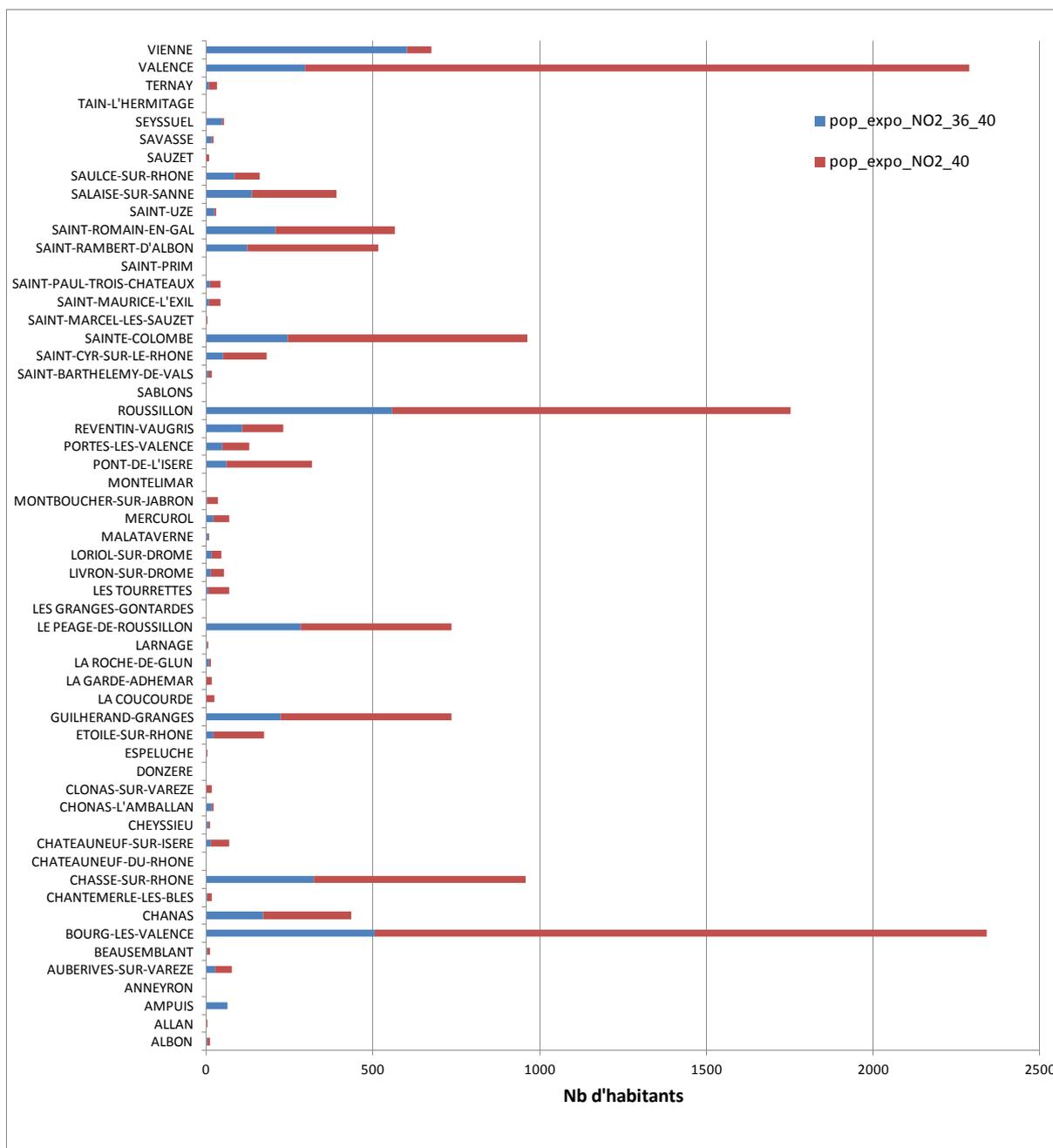


Figure 48 : Nombre d’habitants de Rhône-Alpes exposés au NO2 résidant à moins de 500m de l’autoroute.

6.2.3 Exposition des territoires de PACA au NO₂

Pour la région Provence-Alpes-Côte-d’Azur, la population sur une bande de 1km autour de l’A7 est de 52 609 habitants. Sur ce territoire plus de 1 400 habitants (3% de la population) ont été soumis en 2010 à des taux de NO₂ supérieur à la valeur limite annuelle de 40 µg.m⁻³ et plus de 2 500 habitants (5% de la population) ont été soumis à une qualité de l’air dégradée.

La population totale des communes de PACA traversées par l'A7 s'élève à 307 577 habitants. Sur ce territoire, plus de 5 000 habitants (2% de la population) ont subi des concentrations de NO2 supérieures à la valeur limite annuelle et près de 9 000 habitants (3% de la population) ont été soumis à une qualité de l'air dégradée. Parmi ces 5 000 habitants, plus de 3/4 ne sont pas à proximité immédiate de l'A7.

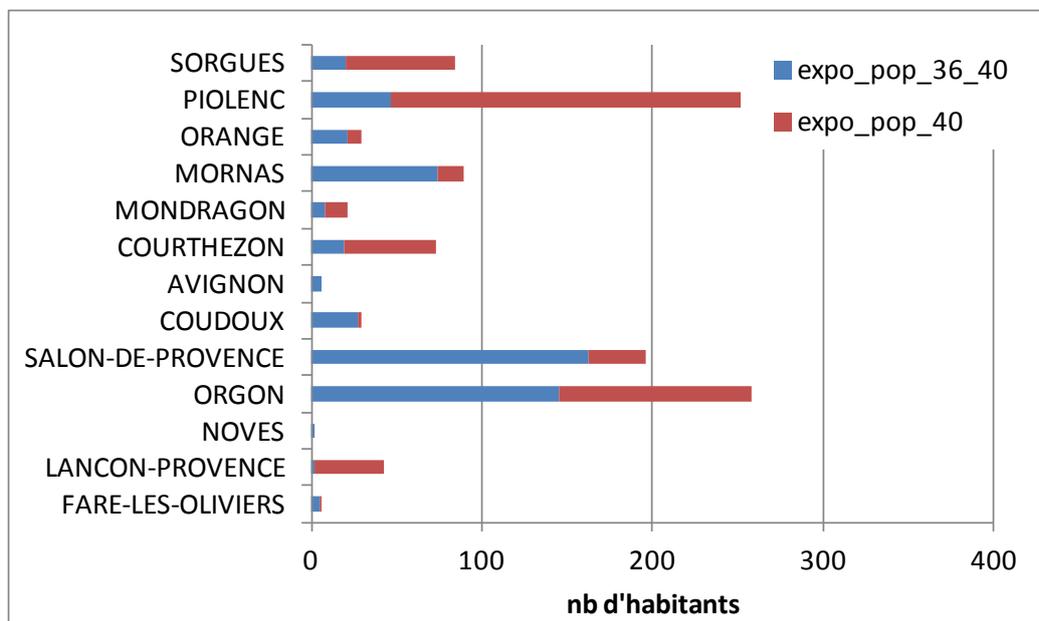


Figure 49 : Nombre d'habitants de PACA exposés au NO2 résidant à moins de 500m de l'autoroute.

6.2.4 Exposition des territoires de Rhône-Alpes et PACA aux PM10

Le territoire de l'A7 en Rhône-Alpes ne présente pas en 2010 de dépassement de valeur limite en moyenne annuelle de PM10 et de PM2,5. Sur la région PACA les territoires en dépassements sont très restreints et la population exposée est inférieure à 1%. En revanche quelques secteurs sont impactés par des dépassements de valeur limite en moyenne journalière en PM10 ($50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ à ne pas dépasser plus de 35 jours dans l'année). En Rhône-Alpes, plus de 1400 personnes (3% de la population) habitent dans la « zone dégradée » dont plus de 600 habitants (1% de la population) habitent dans la « zone critique » pour les PM10. En PACA, plus de 17 000 personnes (8% de la population) habitent dans la « zone dégradée » dont 11 000 habitants (4% de la population) habitent dans la « zone critique ».

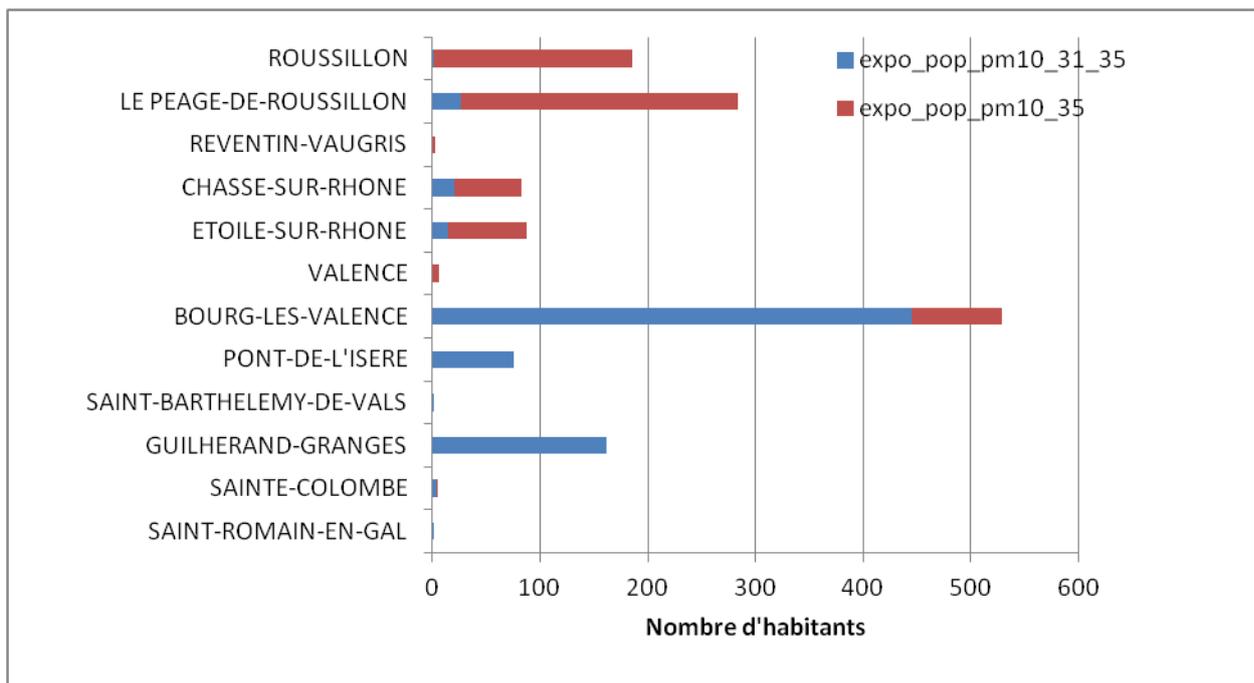


Figure 50 : Nombre d'habitants de Rhône-Alpes exposés aux PM10 résidant à moins de 500m de l'autoroute.

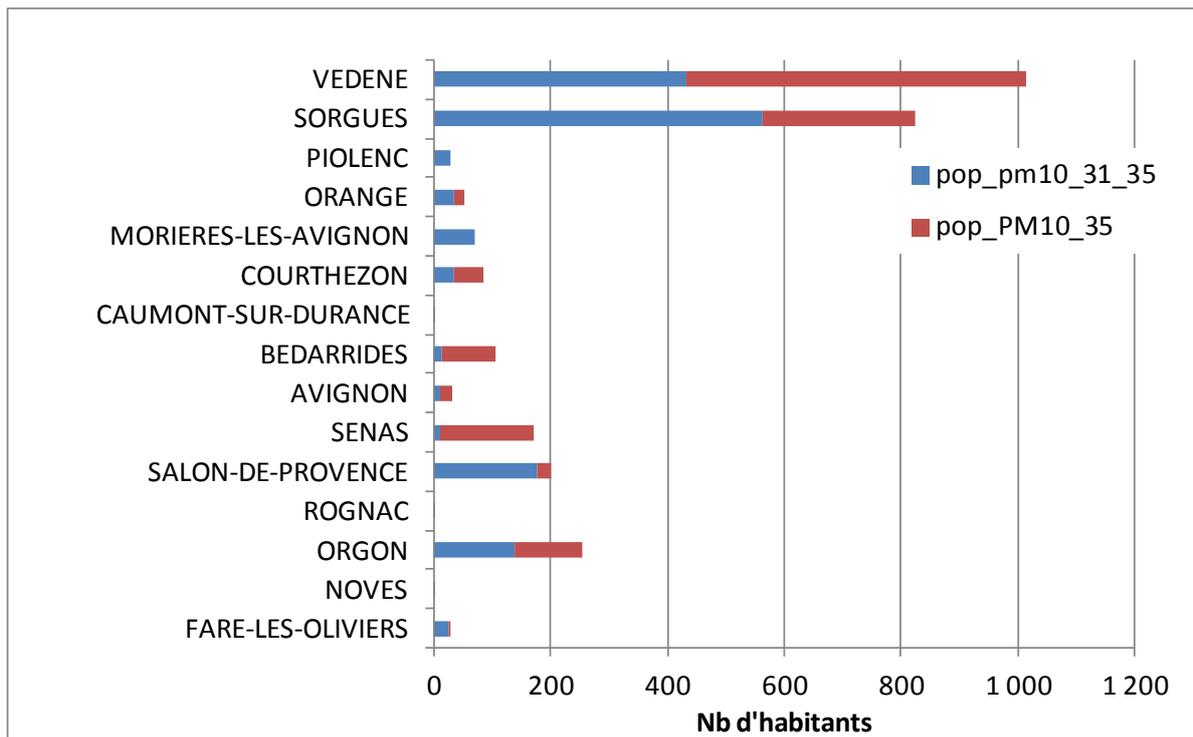


Figure 51 : Nombre d'habitants de PACA exposés au PM10 résidant à moins de 500m de l'autoroute.

6.2.5 Exposition de la population en fonction de la distance à l'autoroute

Pour évaluer l'influence de la distance à l'autoroute, les pourcentages de population exposée ont été calculés sur 5 zones représentant des bandes de 200m, 400m, 600m, 800m et 1km autour de l'autoroute et centrée sur l'axe (cf. figure ci-dessous).

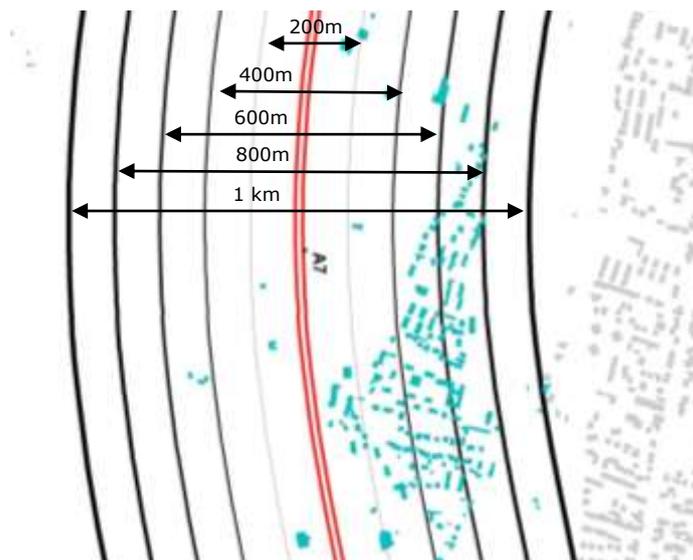


Figure 52 : représentation des zones de calcul de l'exposition de la population

Le tableau ci-dessous résume les résultats d'exposition de la population sur le territoire de l'A7.

		NO ₂		PM10	
		Zone critique	Zone dégradée+zone critique	Zone critique	Zone dégradée+zone critique
200m autour de l'A7 (10 243 habitants)	Pourcentage de population exposée	38%	54%	6%	11%
	Nb d'habitants	3938	5502	596	1140
400m autour de l'A7 (26 840 habitants)	Pourcentage de population exposée	19%	31%	2%	13%
	Nb d'habitants	5051	8287	602	3447
600m autour de l'A7 (47 346 habitants)	Pourcentage de population exposée	13%	21%	4%	13%
	Nb d'habitants	6218	9770	1935	6234
800m autour de l'A7 (72 514 habitants)	Pourcentage de population exposée	12%	18%	4%	14%
	Nb d'habitants	8708	13379	3076	10 321
1km autour de l'A7 (101 612 habitants)	Pourcentage de population exposée	11%	16%	4%	10%
	Nb d'habitants	11 235	16 427	3640	15 323
Communes traversées par l'A7 (624 238 habitants)	Pourcentage de population exposée	6%	8%	2%	3%
	Nb d'habitants	35 580	49 100	11 900	19 200

Tableau 2 : Exposition à la pollution atmosphérique des populations résidant à proximité de l'A7.

Dans l'ensemble, plus la population se situe proche de l'autoroute, plus elle est exposée à des niveaux de pollution élevés : dans la zone des 200m autour de l'A7 : 54% de la population est soumise à des niveaux de NO₂ supérieur à 36µg.m⁻³. Pour le PM10, la tendance est légèrement différente en raison des forts niveaux de pollution à proximité de l'étang de Berre : en augmentant la zone d'étude, on se rapproche de la zone d'influence des autres sources de pollution notamment industrielles et on modifie la répartition de l'exposition.

7 Conclusion et perspectives

L'observatoire de l'air autour de l'A7 a été mis en place sur les années 2010 et 2011 par les associations de surveillance de la qualité de l'air de Rhône-Alpes et de Provence Alpes Côte d'Azur grâce au soutien et à la collaboration d'ASF. Cet observatoire s'appuie sur différents outils :

- **Une base de données de mesures réalisée en proximité de l'axe A7 pour évaluer les concentrations en NO₂, en PM10 et en PM2,5 et leur décroissance en fonction de la distance à l'axe.** Ces mesures ont montré que la valeur limite annuelle de NO₂ (40 µg.m⁻³) était systématiquement dépassée en proximité de l'autoroute. Les taux de NO₂ diminuent très rapidement avec la distance et les territoires en dépassement s'étendent de 70 à 250m (largeur totale des zones critiques centrée sur l'axe) suivant les sites. Aucun dépassement du seuil horaire d'information (200 µg.m⁻³) n'a été observé. Les concentrations de PM10 et de PM2,5 mesurées en proximité de l'A7 sont légèrement plus élevées que les concentrations de fond. Sur les périodes de mesures, quelques dépassements de valeur limite journalière en PM10 (50 µg.m⁻³) ont été constatés pendant des épisodes de pollution touchant aussi d'autres territoires. Ces données de mesures ont été utilisées pour valider le modèle de cartographie de la pollution.
- **Un inventaire précis des émissions du trafic routier.** L'exploitation des données de comptage des véhicules et les données de péage mis à disposition de l'observatoire par ASF a permis de développer un modèle horaire d'émissions de polluant sur l'A7. Ces données d'émissions ont ensuite été utilisées en données d'entrée du modèle de cartographie de la qualité de l'air.
- **Un modèle inter-régional de cartographie de la pollution atmosphérique à haute résolution spatiale.** Le modèle Cartoprox mis en œuvre sur tout l'axe A7 de Ternay à Rognac a été validé par comparaison aux données de mesures. Les objectifs de qualité définis par la directive européenne étant respectés, les cartographies de pollution réalisées sur l'année 2010 ont permis d'identifier les territoires fortement impactés par des taux de pollution élevés. Sur tout le domaine d'étude, environ 11% de la population résidant à moins de 500m de l'autoroute est soumis à des taux de NO₂ supérieurs à la valeur limite annuelle pour la protection de la santé (40 µg.m⁻³ en moyenne annuelle) et 18% de la population est soumis à une qualité de l'air « dégradée ». En 2010, la pollution aux particules fines PM10 est relativement faible. Elle se traduit par quelques jours d'épisode de pollution (50 µg.m⁻³ en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 jours dans l'année) et ne touche que 1 à 3% de la population en Rhône-Alpes. La pollution aux PM10 touche plus largement la population de PACA avec des pourcentages de population exposée de 4% à 8%.

L'objectif in fine de l'observatoire est aussi d'identifier les actions qui permettront de réduire les impacts du trafic de l'A7 sur la qualité de l'air. Dans ce but, les cartographies de pollution seront actualisées à l'année 2011 et des scénarios prospectifs à l'horizon 2015 et 2020 seront étudiés. Ces scénarios permettront de montrer l'impact de la modernisation du parc roulant sur l'amélioration de la qualité de l'air. En parallèle de ce travail, les charges critiques correspondant au volume d'émissions acceptables sur l'A7 pour respecter les valeurs limites de qualité de l'air seront évaluées. Un travail sur l'impact relatif des Poids-Lourds et des Véhicules Légers et les différentes normes EURO permettra en plus d'identifier les leviers d'actions les plus pertinents sur l'A7 pour garantir une bonne qualité de l'air dans les communes riveraines.

Annexe 0 : Valeurs réglementaires par polluants

Définition des valeurs réglementaires

Les niveaux mesurés sur les différents sites de cette étude sont comparés aux valeurs fixées par la réglementation française et européenne (voir document sur les polluants et la réglementation disponible sur le site Internet : <http://www.atmo-rhonealpes.org>). Les seuils fixés par ces textes réglementaires sont définis ci-dessous :

Seuil d'information et de recommandations : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine des groupes particulièrement sensibles, et à partir duquel des informations actualisées doivent être diffusées à la population.

Seuil d'alerte : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine de toute la population (ou un risque de dégradation de l'environnement) à partir duquel des mesures d'urgence et d'information du public doivent être prises.

Valeur limite pour la protection de la santé : niveau maximal de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement. En cas de dépassement, la réglementation prévoit la mise en place de plans d'actions (PDU⁴, PPA,...) afin d'essayer de réduire les émissions et de respecter ces valeurs, dans une période donnée.

Objectif de qualité : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement. Il s'agit d'une valeur de confort (valeur guide ou valeur cible), ou d'un objectif de qualité de l'air à atteindre, si possible, dans une période donnée.

Textes réglementaires

Le décret n°2008-1152 du 7 novembre 2008 est la transcription en droit français des directives européennes 2002/3/CE du 12 février 2002 relative à l'ozone, 2004/107/CE du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques ainsi que 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe.

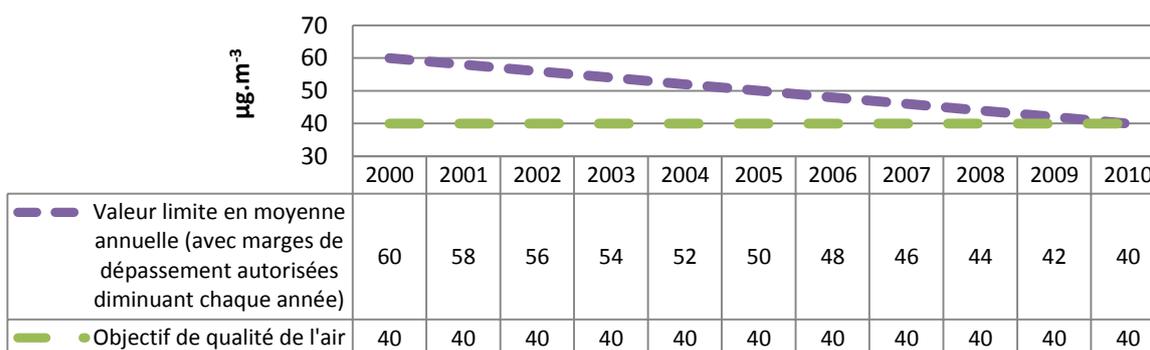
⁴ PDU : Plan de Déplacements Urbains ; PPA : Plan de Protection de l'Atmosphère

Valeurs réglementaires concernant le dioxyde d'azote (NO₂)

La réglementation définit pour le dioxyde d'azote (NO₂) plusieurs valeurs à respecter :

- un **objectif de qualité** à 40 µg.m⁻³ en moyenne annuelle
- une **valeur limite pour la protection de la santé** qui devra correspondre au seuil de 40 µg.m⁻³ défini pour l'objectif de qualité en 2010. (avant cette date des marges de dépassement de la valeur limite sont autorisées).

	Valeur à respecter en µg .m ⁻³	Période de calcul
Seuil d'information et de recommandations	200 (sur 1h)	Maximum horaire
Seuil d'alerte	400 (sur 1h)	Maximum horaire
Valeurs limites pour la protection de la santé humaine en moyennes horaires	200 (en 2010) 220 (en 2008)	Centile 98 des moy. horaires (< 18 heures/an)
Valeurs limites pour la protection de la santé humaine en moyenne annuelle	44 (en 2008) 40 (en 2010)	Moyenne annuelle
Objectif de qualité	40	Moyenne annuelle
Valeurs limites pour la protection de la végétation	30	Moyenne annuelle en oxydes d'azote (NO ₂ + NO en équiv. NO ₂)



Évolution des valeurs réglementaires concernant le dioxyde d'azote entre 2000 et 2010

NB 1: Pour le monoxyde d'azote (NO), il n'existe pas de valeurs réglementaires. Concernant ce polluant, il n'y a qu'une valeur limite en moyenne annuelle pour les oxydes d'azote (NO₂ + NO en équivalent NO₂).

NB 2: Les valeurs de tous les seuils réglementaires sont régulièrement réévaluées pour prendre en compte des résultats d'études médicales et/ou épidémiologiques.

Valeurs réglementaires pour les particules fines (PM₁₀)

Seuils réglementaires	Valeur à respecter en $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	Période de calcul
Seuil d'information et de recommandations	50 (sur 24h)	Moyenne sur 24h
Seuil d'alerte	80 (sur 24h)	Moyenne sur 24h
Valeur limite pour la protection de la santé humaine	50	Moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 jours par an
	(< 35 jours/an)	Moyenne annuelle
Objectif de qualité	30	Moyenne annuelle

Pour la **valeur limite pour la protection de la santé**, la moyenne journalière est calculée à partir des 24 mesures horaires de la journée.

Concernant les **seuils d'information et de recommandations** ainsi que le **seuil d'alerte**, la moyenne sur 24h est calculée chaque jour (J) à 16h, à partir des 24 mesures horaires entre (J-1) 17h et (J) 16h (règles de déclenchement fixées par arrêté préfectoral).

Valeurs réglementaires pour les particules très fines (PM_{2,5})

La surveillance des particules PM_{2,5} est soumise à des valeurs réglementaires depuis le 1^{er} janvier 2008.

Seuils réglementaires	Valeur à respecter en $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	Période de calcul
Valeur limite pour la protection de la santé	30 (en 2008) 29 (en 2009) 29 (en 2010) 28 (en 2011) 27 (en 2012) 26 (en 2013) 26 (en 2014) 25 (en 2015)	Moyenne annuelle
Valeur cible	25	Moyenne annuelle
La valeur limite pour la protection de la santé à respecter en 2020 est fixée pour l'instant à $20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ en moyenne annuelle. Cette valeur sera réexaminée par la Commission Européenne en 2013. Par ailleurs, la Loi Grenelle prévoit de fixer un objectif de qualité au niveau français, fixé à $15 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ en moyenne annuelle. Valeur limite pour la protection des matériaux	18 000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h 6 000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h	AOT40⁵ (valeur cible) AOT40 (Obj. de qualité)

⁵ AOT40 (exprimé en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ par heure) signifie le cumul de surcharge en ozone : somme des différences entre les concentrations horaires supérieures à $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 40 ppb) et $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durant une période donnée en utilisant uniquement les valeurs sur 1 heure mesurées quotidiennement entre 8 heures et 20 heures.

Seuils retenus pour la définition des zones dégradées et critiques

Polluant	cartographie	Seuil de la zone « dégradée »	Seuil de la zone « critique »
NO₂	Moyenne annuelle	36 $\mu\text{g.m}^{-3}$	40 $\mu\text{g.m}^{-3}$
PM₁₀	Moyenne annuelle	36 $\mu\text{g.m}^{-3}$	40 $\mu\text{g.m}^{-3}$
PM₁₀	Nombre de jours de dépassement du seuil 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$	31 jours	35 jours
PM_{2.5}	Moyenne annuelle	26 $\mu\text{g.m}^{-3}$	29 $\mu\text{g.m}^{-3}$

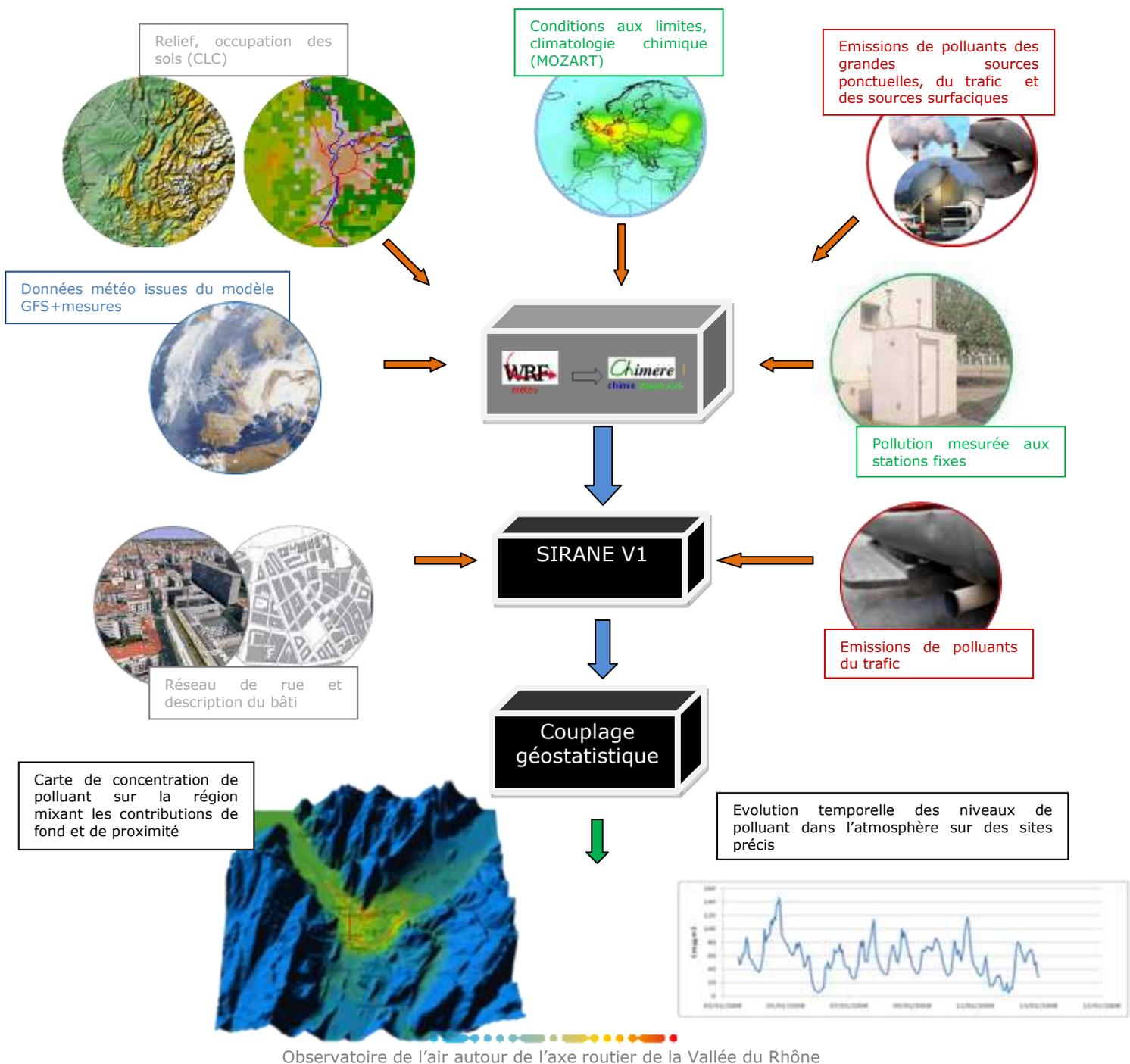
Annexe 1 Fiche technique CARTOPROX

Présentation du modèle

La plateforme CARTOPROX a été développée dans le cadre d'un financement de la région Rhône-Alpes pour étudier la pollution de proximité autour des grands axes de transport de la région.

Il s'agit plus précisément d'une chaîne de modèles développés indépendamment, et interfacés pour effectuer des calculs de manière spécifique sur la région. Cette plateforme permet de coupler les modèles CHIMERE et SIRANE.

Entrées - sorties



METHODE DE VALIDATION

Les résultats du modèle sont validés par comparaison avec les mesures des stations fixes et des laboratoires mobiles installés sur la zone d'étude.

Les statistiques de validation concernent les comparaisons en moyenne annuelle et en moyenne mensuelle, ainsi que par rapport aux valeurs réglementaires européennes (fréquence de dépassement d'une valeur seuil).

Le modèle est validé si l'erreur modèle-mesure est inférieure à 30% pour tous les sites de fond et pour la majorité des sites de proximité.

APPLICATIONS

La plateforme CARTOPROX a permis d'établir une cartographie régionale moyenne du NO₂ et des PM10 sur l'année 2009.

L'outil est aussi utilisé en 2011 pour une étude le long de l'A7.

INCERTITUDES

Les comparaisons modèles-mesures sur tous les sites « inter-urbains » de la région montrent que le modèle respecte les objectifs de qualité de la directive européenne pour le NO₂ en moyenne annuelle.



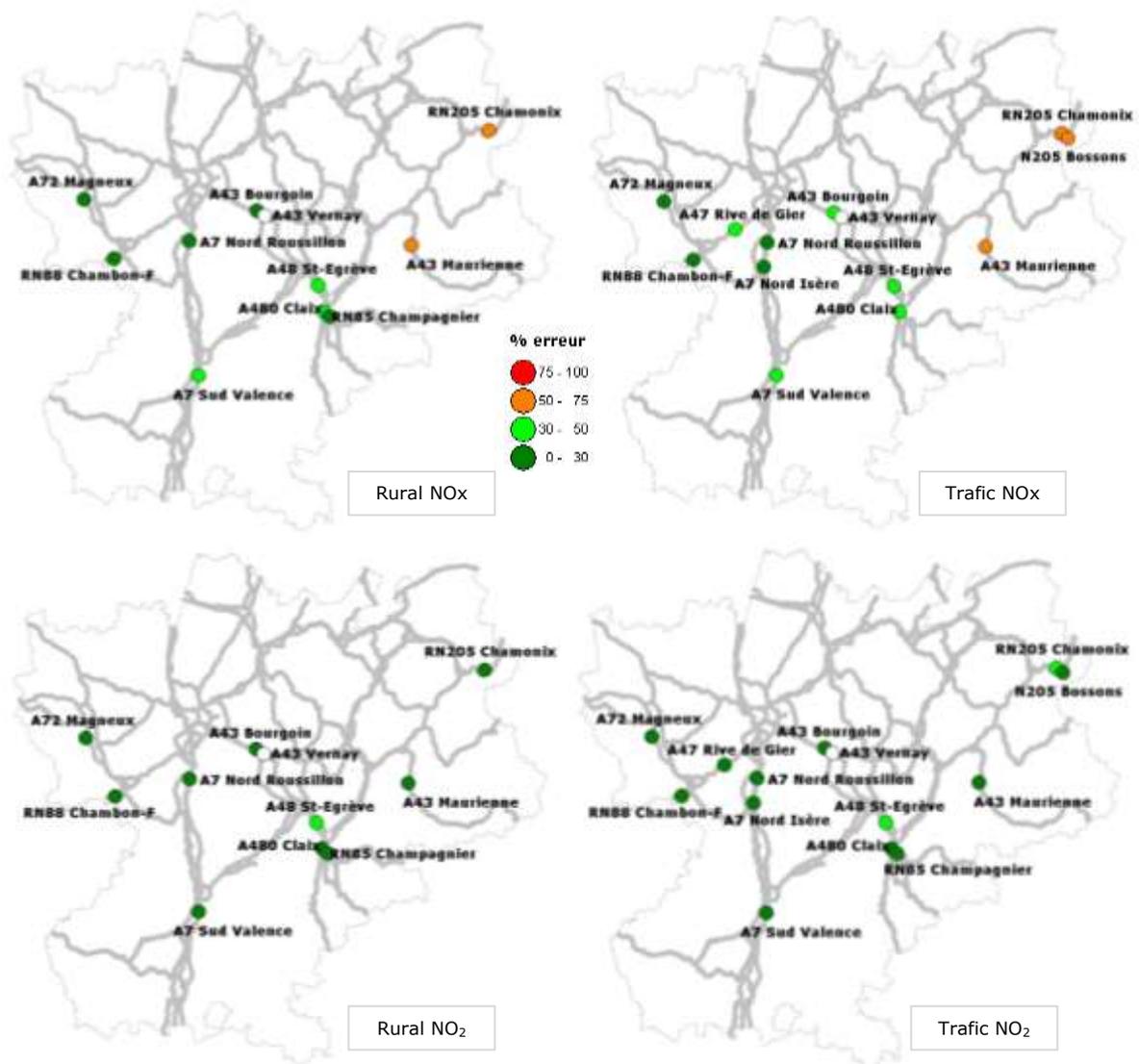


Figure 53. Cartographie de la région avec les sites classés en fonction du pourcentage d'erreur des concentrations modélisées en moyenne annuelle par rapport à la mesure, de la typologie et du polluant.

Annexe 2 : Techniques de mesures

Les méthodes de travail des AASQA de Rhône-Alpes sont certifiées selon le référentiel d'assurance qualité ISO 9001 pour l'ensemble de son activité et 17025 pour l'activité d'étalonnage et ont été appliquées pour la présente étude (maintenance du parc d'appareils de mesures, traitement des données, conduite de projet).

Mesures par échantillonnage passif pour les oxydes d'azote (NOx), le dioxyde d'azote (NO₂)

Par définition, l'échantillonnage passif est basé sur le transfert de matière d'une zone à une autre sans mouvement actif de l'air. Le contact de l'air à analyser avec le réactif du tube est dans ce cas induit par convection naturelle et diffusion (Loi de Fick).

Cette méthode indicative qui donne une moyenne sur une semaine (correspondant à la durée d'exposition du tube dans cette étude) est moins détaillée que les analyseurs (qui mesurent des concentrations horaires) mais présente l'avantage d'être moins onéreuse et donc de pouvoir multiplier les points de mesures.

Les échantillonneurs passifs (aussi appelés tubes à diffusion passive ou tubes passifs) pour la mesure des oxydes d'azote (NOx), du dioxyde d'azote (NO₂) sont fournis et analysés par PASSAM (laboratoire d'analyses – MANNEDORF, Suisse).

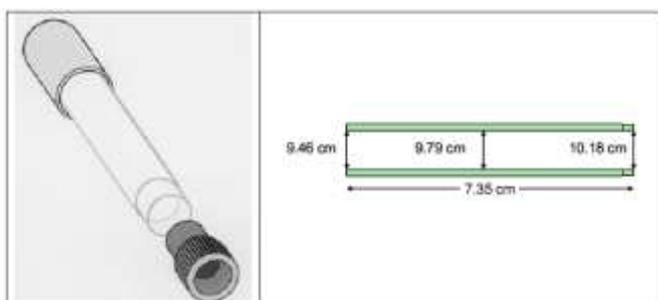
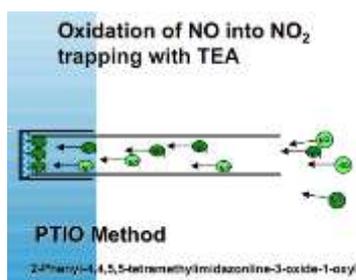


Schéma d'un échantillonneur passif pour le NO₂



Echantillonneurs passifs NO₂ et NOx installés dans leur boîte de protection



Principe de la mesure des NOx par échantillonneur passif.

Le NO est oxydé en NO₂ et l'ensemble du NO₂ est ensuite quantifié. La concentration fournie par la méthode est donc exprimée en µg/m³ équivalent NO₂.

Les échantillonneurs passifs sont exposés dans l'air ambiant pendant une semaine (soit deux semaines de mesures par campagne) puis envoyés pour analyse afin de déterminer la concentration des polluants piégés. L'ensemble des recommandations formulées dans le guide « Echantillonneurs passif pour le dioxyde d'azote »⁶ sont respectées. La concentration de NO est calculée par soustraction de la concentration de NO₂ à celle de NOx. L'incertitude de cette valeur cumule donc les incertitudes de mesures de la valeur NOx et de celle du NO₂.

⁶ Echantillonneurs passifs pour le dioxyde d'azote, coordination technique de la surveillance de la qualité de l'air, ADEME, LCSQA, Fédération ATMO, 2002

Mesures particules en suspension par micropréleveur (PDR et Microvol 1100)

Les micropréleveurs de particules (Microvol 1100) ont un débit d'aspiration de 3 L/min, les particules sont collectées sur un filtre et la mesure est réalisée par pesée. Les micropréleveurs peuvent être équipés d'une tête de prélèvement sélective des PM10 ou des PM2.5. Dans le cadre du projet, les micropréleveurs utilisés sont alimentés soit sur secteur soit par batterie et les mesures PM10 et PM2,5 sont réalisées de manière simultanée à l'aide de supports présentant une double plateforme.



Microvol 1100 équipé de sa tête de prélèvement



Paire de Microvols 1100 alimentés par batteries pour mesure simultanée de PM10 et PM2.5

Mesures en continu par analyseur

Dans le cadre du projet, des mesures en continu par analyseurs automatiques concernent les oxydes d'azotes (NOX), le dioxyde d'azote (NO₂), l'ozone (O₃), les PM10, les PM2,5 et le monoxyde de carbone (CO) sur certaines campagnes.



Les données des analyseurs sont transmises au poste central où elles sont validées avant d'être exploitées et diffusées.

Annexe 3 : Correction des données manuelles

Echantillonneurs passifs pour la mesure du NO₂

Correction pour la température de prélèvement

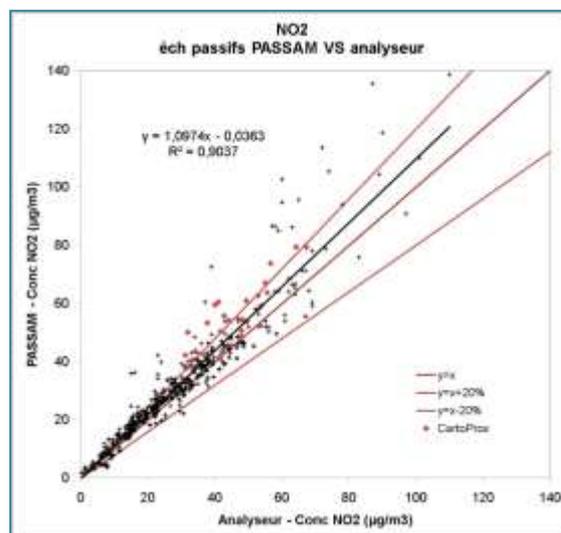
Les analyses réalisées par le laboratoire Suisse PASSAM sont effectuées à 9°C et 950 hPa. Par convention les valeurs de concentration sont exploitées et présentées pour les conditions suivantes : 20°C et 1013 hPa. Les données fournies par PASSAM sont donc corrigées (correction du débit d'échantillonnage, correction de température et standardisation à 20°C) tel que :

$$C_{20^{\circ}\text{C}-1013\text{hPa}} = C_{\text{PASSAM}} \times ((273.15 + T_{\text{terrain}}) / (273.15 + 20)) \times ((273.15 + 21.1) / (273.15 + T_{\text{terrain}}))^{3/2} \times 0.90137$$

Comparaison avec une méthode de référence (analyseur)

565 couples de valeurs échantillonneur passif NO₂ / Analyseur ont permis d'étudier les propriétés de la mesure par échantillonneur passif. Les échantillonneurs de NO₂ reproduisent convenablement les mesures par analyseur mais ont une tendance à surestimer les concentrations, surtout dans la gamme de concentrations élevées (jusqu'à 30%).

Les mesures de NO₂ ont donc été corrigées en utilisant la régression linéaire établies sur le jeu de données de comparaison.



Concentration fournie par échantillonneurs passifs en fonction de la concentration fournie par un analyseur de NO_x

La correction des valeurs de NO₂ améliore la comparaison Tubes/Analyseurs obtenue dans le cadre de ce projet.

Echantillonneurs passifs pour la mesure des NOX totaux

Correction pour la température de prélèvement

Cf. section « Correction pour la température de prélèvement » relative à la mesure du NO₂ page précédente.

Redressement des données sur la base de la comparaison avec une méthode de référence (analyseur)

Les échantillonneurs passifs pour la mesure de NO_x ont très peu été utilisés jusqu'alors par les associations de surveillance de la qualité de l'air. Les couples de valeurs échantillonneur passif NO_x / Analyseur disponibles dans le projet sont étudiés afin d'évaluer l'opportunité d'une correction des mesures.

La taille de l'ensemble de données est faible et rend difficile l'interprétation et l'exploitation de ces graphiques. Les données couvrent une gamme réduite de concentration, en particulier aucun point ne permet de caractériser la gamme des faibles valeurs de concentration. Les données présentent une forte dispersion reflétant l'incertitude de mesure des échantillonneurs passifs (sous l'hypothèse que l'incertitude de mesure des analyseurs est faible devant celles d'échantillonneurs passifs).

Il est décidé de ne pas redresser les données des échantillonneurs passifs NO_x.

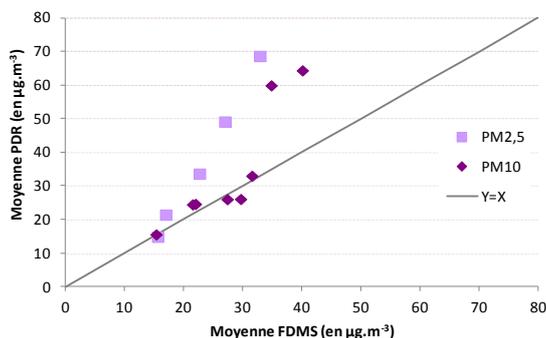
Les caractéristiques (incertitude, biais) de la mesure des NO_x par échantillonneurs passifs ne pourront être étudiées de manière fiable que lorsque davantage de couples de valeurs échantillonneur NO_x / Analyseur auront été collectées.

Micropréleveurs de particules PM10 et PM2.5

Redressement des données sur la base de la comparaison avec une méthode de référence (analyseur) pour les PDR

Les comparaisons montrent que l'écart entre Concentration moyenne PDR et concentration moyenne FDMS varie en fonction de l'écart volatil.

Les concentrations moyennes fournies par les PDR ont donc été corrigées **par campagne** en fonction de la comparaison PDR/FDMS sur le site mobile équipé d'un FDMS.



Annexe 4 : A7 Vienne - Saint Romain en Gal

Les mesures : localisation, polluants, période

Localisation de la zone de mesures



Axe surveillé : A7 – secteur Vienne St-romain en Gal

TMJA (Véh/j) : 79 000

TMJA : Trafic Moyen Journalier Annuel

Types de mesures

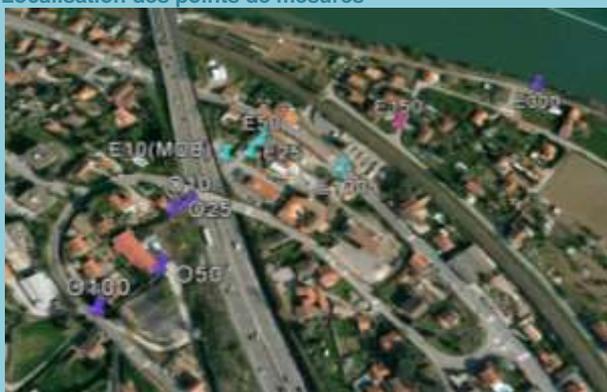
Tubes Passifs	Micropréleveurs	Analyseurs
NO2 et NOx	PM10 et PM2.5	NOx, PM10, PM2.5, O3

Période de mesure

Campagne	Saison	Date début	Date fin
1	Automne	27/07/10	17/08/10
2	Hiver	28/09/10	18/10/10
3	Printemps	15/12/10	04/01/11
4	Eté	29/03/11	18/04/11

La durée totale (66 jours) des mesures correspond à 16 % de l'année. Le critère de représentativité (14 %) défini par la directive 2008/20/CE est respecté. En outre la représentativité temporelle a été vérifiée sur la base des mesures du réseau fixe.

Localisation des points de mesures



Synthèse réglementaire (laboratoire mobile – 5 m du bord de la chaussée)

NO ₂ (µg/m ³)	A7 – Vienne Site trafic	A7 - Sud Lyonnais Site trafic	Vienne centre Site Urbain	Ternay Site péri- urbain
Moyenne annuelle 2010 Valeur limite : 40	58*	84	30	27
Maximum horaire : Seuil d'information : 200 Seuil d'alerte : 400	193	284	107	107
Nombre d'h de dépassement du 200 Valeur limite : 18h	0	41	0	0

*Estimation 2010 basée sur les 4 périodes de mesures

La valeur limite annuelle en NO₂ devrait être dépassée sur le site de mesure de A7-Vienne à proximité immédiate de l'A7.

Le seuil horaire réglementaire a été approché le 31 juillet 2010 date de grand départ en vacances. Cependant, la valeur limite horaire devrait être respectée sur le site.

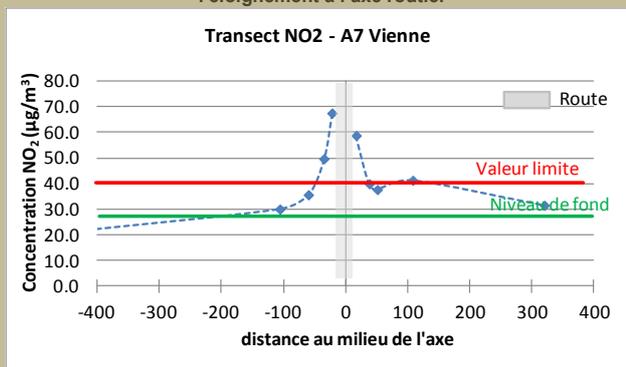
Les valeurs limites annuelles en PM10 et PM2.5 ne devraient pas non plus être dépassées sur le site de A7-Vienne. La valeur limite journalière en PM10 devrait être dépassée.

PM10 (µg/m ³)	A7 – Vienne Site trafic	A7 - Sud Lyonnais Site trafic	Vienne centre Site Urbain	Ternay Site péri- urbain
Moyenne annuelle Valeur limite : 40	27*	37	24	26
Maximum journalier : Valeur limite : 50	78	97	65	77
Nombre de jours de dépassement du 50 Valeur limite : 35j	5*	14* (85 en 2010)	4* (20 en 2010)	5* (18 en 2010)
PM2.5 (µg/m ³)				
Moyenne annuelle Valeur limite 2010 : 29 2015 : 25	19*	25	18	-

*Estimation 2010 basée sur les 4 périodes de mesures

Les résultats de mesures de NO₂ en transect

Concentrations annuelles moyennes de NO₂ estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



La décroissance des valeurs de NO₂ depuis l'axe est exponentielle. La « zone critique », correspondant à la zone exposée à une concentration de NO₂ supérieure à la valeur limite 2010 (40 µg/m³), s'étend vraisemblablement jusqu'à 40 m à l'ouest et 150m à l'est. Cette dissymétrie s'explique par un niveau de fond urbain plus élevé vers Vienne et l'impact de la route D386.

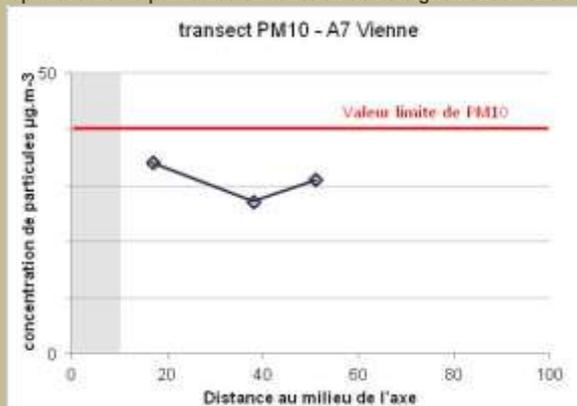
A l'est de l'autoroute, avec le relief et la limite de la zone rurale avec des niveaux de pollution de fond plus faibles, la concentration de NO₂ décroît très rapidement.

Les résultats de mesures de PM en transect

Il n'y a pas de « zone critique » autour du point de mesure de A7-Vienne, les niveaux de PM mesurés étant en-deçà des valeurs limites.

Une légère décroissance est observée dans les 40 premiers mètres du bord de l'axe. Ensuite, les concentrations en PM10 augmentent légèrement.

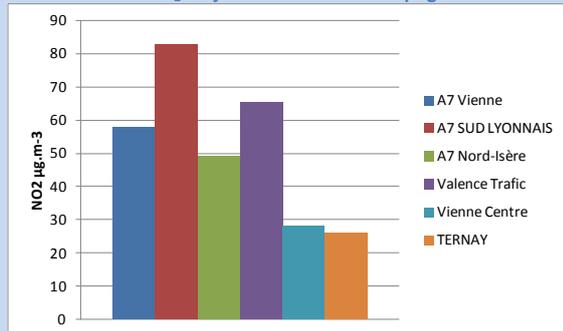
Concentrations moyennes des PM mesurées pendant la campagne par micropréleveurs de particules en fonction de l'éloignement à l'axe routier



Comparaison à d'autres sites de mesures

NO₂

Concentrations NO₂ moyennes durant la campagne de mesures

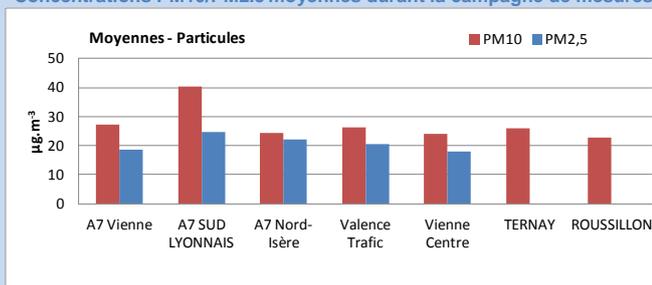


Le site de mesure de A7-Vienne enregistre des niveaux moyens de NO₂ plus faibles que A7-Sud Lyonnais et Valence Trafic mais supérieurs aux mesures d'A7 Nord Isère. Les niveaux de NO₂ restent cependant bien supérieurs aux sites de fond de Vienne et Ternay.

PM

En ce qui concerne les particules, les niveaux sont plus homogènes d'un site à l'autre. Les mesures de A7-Vienne sont proches des autres sites trafic de l'A7, légèrement supérieures aux sites de fond. Les mesures du site A7 Sud Lyonnais étant nettement supérieures aux autres.

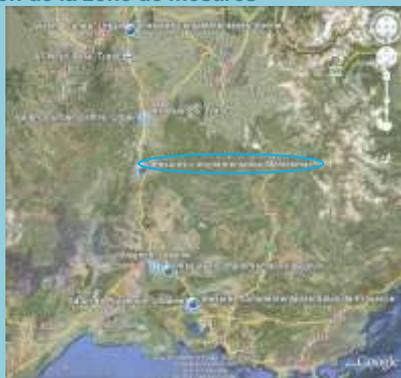
Concentrations PM10/PM2.5 moyennes durant la campagne de mesures



Annexe 5 : A7 Montélimar

Les mesures : localisation, polluants, période

Localisation de la zone de mesures



Axe surveillé : A7 – Montélimar

TMJA (Véh/j) : 69 387

TMJA : Trafic Moyen Journalier Annuel

Types de mesures

Tubes Passifs	Micropréleveurs	Analyseurs
NO2 et NOx	PM10 et PM2.5	NOx, PM10, PM2.5, O3

Période de mesure

Campagne	Saison	Date début	Date fin
1	Automne	17/08/10	08/09/10
2	Hiver	19/10/10	03/11/10
3	Printemps	25/02/11	25/03/11
4	Été	19/04/11	04/05/11

La durée totale (61 jours) des mesures correspond à 16 % de l'année. Le critère de représentativité (14 %) défini par la directive 2008/20/CE est respecté. En outre la représentativité temporelle a été vérifiée sur la base des mesures du réseau fixe.

Localisation des points de mesures



Synthèse réglementaire (laboratoire mobile – 25 m du bord de la chaussée)

NO ₂ (µg/m ³)	A7 – Montélimar Site trafic	Valence Trafic Site trafic	A7 Nord Isère Site trafic	Valence péri-urbain Site péri-urbain
Moyenne annuelle 2010 Valeur limite : 40	43*	62	51	23
Maximum horaire : Seuil d'information : 200 Seuil d'alerte : 400	133	181	151	103
Nombre d'h de dépassement du 200 Valeur limite : 18h	0	0	0	0

*Estimation 2010 basée sur les 4 périodes de mesures

La valeur limite annuelle en NO₂ devrait être dépassée sur le site de mesure de A7-Montélimar à proximité immédiate de l'A7.

La valeur limite horaire devrait être respectée sur le site.

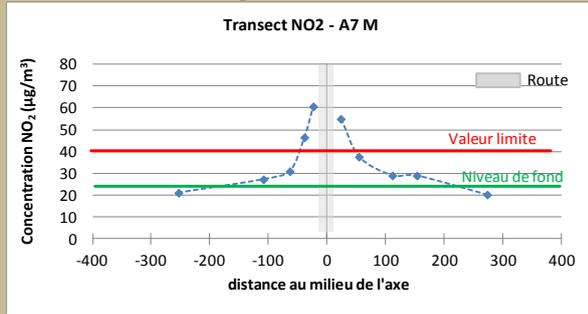
Les valeurs limites annuelles en PM10 et PM2.5 ne devraient pas être dépassées sur le site de A7-Montélimar. La valeur limite journalière en PM10 ne devrait pas être dépassée.

PM10 (µg/m ³)	A7 – Montélimar Site trafic	Valence Trafic Site trafic	A7 Nord Isère Site trafic	Valence péri-urbain Site péri-urbain
Moyenne annuelle Valeur limite : 40	23*	29	27	25
Maximum journalier : Valeur limite : 50	52	69	70	69
Nombre de jours de dépassement du 50 Valeur limite : 35j	1*	7* (21 en 2010)	9* (21 en 2010)	7* (12 en 2010)
PM2.5 (µg/m ³)				
Moyenne annuelle Valeur limite 2010 : 29 2015 : 25	19*	20	19	-

*Estimation 2010 basée sur les 4 périodes de mesures

Les résultats de mesures de NO₂ en transect

Concentrations annuelles moyennes de NO₂ estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



La décroissance des valeurs de NO₂ depuis l'axe est exponentielle. La « zone critique », correspondant à la zone exposée à une concentration de NO₂ supérieure à la valeur limite 2010 (40 µg/m³), s'étend vraisemblablement jusqu'à 50 m à l'ouest et 60 m à l'est.

Les résultats de mesures de PM en transect

Il n'y a pas de « zone critique » autour du point de mesure de A7-Montélimar, les niveaux de PM mesurés étant en-deçà des valeurs limites.

Les concentrations de PM10 sont très homogènes spatialement.

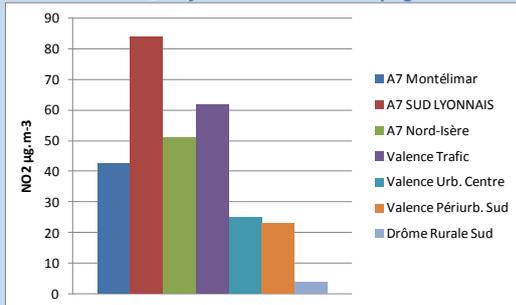
Concentrations moyennes des PM mesurées pendant la campagne par micropréleveurs de particules en fonction de l'éloignement à l'axe routier



Comparaison à d'autres sites de mesures

NO₂

Concentrations NO₂ moyennes durant la campagne de mesures

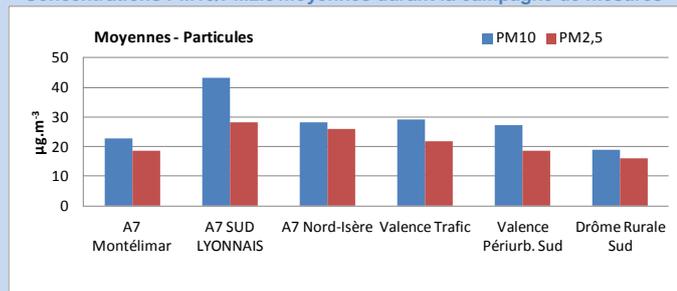


Le site de mesure de A7-Montélimar enregistre des niveaux moyens de NO₂ plus faibles que les autres sites trafic de l'A7. Sur ce secteur en zone rural, le niveau de fond est plus faible qu'à Valence. De plus le camion laboratoire est à 40m de la chaussée donc plus éloigné que les autres sites trafic. Les niveaux de NO₂ restent cependant bien supérieurs aux sites de fond de Valence et au site rural.

PM

En ce qui concerne les particules, les niveaux mesurés à A7-Montélimar sont aussi plus faibles que sur les autres sites trafic. Les niveaux de PM10 sont même inférieurs aux niveaux de fond urbain mesuré à Valence.

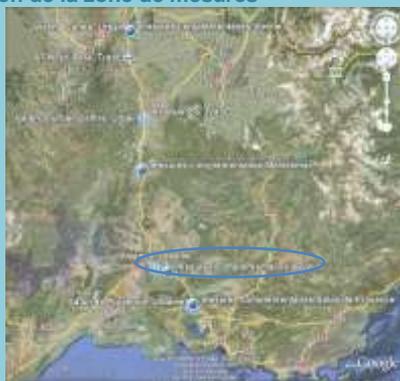
Concentrations PM10/PM2.5 moyennes durant la campagne de mesures



Annexe 6 : A7 Avignon

Les mesures : localisation, polluants, période

Localisation de la zone de mesures



Axe surveillé : A7 – portion Echangeur Avignon Sud
TMJA (Véh/j) :

TMJA : Trafic Moyen Journalier Annuel

Types de mesures

Tubes Passifs	Micropréleveurs	Analyseurs
NO ₂ et NO _x	PM10 et PM2.5	NO _x , PM10, PM2.5, O ₃

Période de mesure

Campagne	Saison	Date début	Date fin
1	Automne	8/11/10	24/11/10
2	Hiver	13/01/11	27/01/11
3	Printemps	10/05/11	24/05/11
4	Eté	29/06/11	13/07/11

La durée totale (58 jours) des mesures correspond à 16 % de l'année.
Le critère de représentativité (14 %) défini par la directive 2008/20/CE est respecté. En outre la représentativité temporelle a été vérifiée sur la base des mesures du réseau fixe.

Localisation des points de mesures



Synthèse réglementaire (laboratoire mobile – 6 m du bord de la chaussée)

NO ₂ (µg/m ³)	A7 - Avignon Site trafic	Avignon centre Site Urbain	Le Pontet Site périurbain
Moyenne annuelle 2010 Valeur limite : 40	46*	20	26
Maximum horaire : Seuil d'information : 200 Seuil d'alerte : 400	152	107	114
Nombre d'h de dépassement du 200 Valeur limite : 18h	0	0	0

*Estimation 2010 basée sur les 4 périodes de mesures

La valeur limite annuelle en NO₂ devrait être dépassée sur le site de mesure de l'échangeur à proximité immédiate de l'A7.

Aucun dépassement des seuils horaires réglementaires n'a été enregistré durant la campagne de mesure. La valeur limite horaire devrait être respectée sur le site.

Les valeurs limites annuelles en PM10 et PM2.5 ne devraient pas non plus être dépassées sur le site de l'échangeur à proximité immédiate de l'A7.

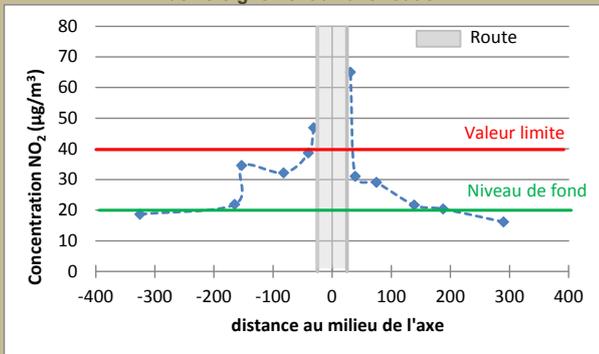
La valeur limite journalière en PM10 non plus.

PM10 (µg/m ³)	A7 - Avignon Site trafic	Avignon Semard Site trafic	Avignon centre Site Urbain	Le Pontet Site périurbain
Moyenne annuelle Valeur limite : 40	28*	32	25	29
Maximum journalier : Valeur limite : 50	47	81	54	69
Nombre de jours de dépassement du 50 Valeur limite : 35j	0	13 (36 en 2010)	1 (12 en 2010)	6 (28 en 2010)
PM2.5 (µg/m ³)				
Moyenne annuelle Valeur limite 2010 : 29 2015 : 25	19*	-	15	-

*Estimation 2010 basée sur les 4 périodes de mesures

Les résultats de mesures de NO₂ en transect

Concentrations annuelles moyennes de NO₂ estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



La décroissance des valeurs de NO₂ depuis l'axe est exponentielle. La « zone critique », correspondant à la zone exposée à une concentration de NO₂ supérieure à la valeur limite 2010 (40 µg/m³), s'étend vraisemblablement jusqu'à 40 m de part et d'autre du centre de l'axe, soit jusqu'à 15 m de part et d'autre des bords de l'axe.

Les niveaux de NO₂ relevés à proximité de la pénétrante sont plus élevés qu'aux abords directs de l'axe. Cette voie d'accélération, de surcroît en montée, accentue la consommation en carburants des véhicules, et favorise ainsi une augmentation des émissions d'oxydes d'azote. L'impact de la pénétrante reste très localisé.

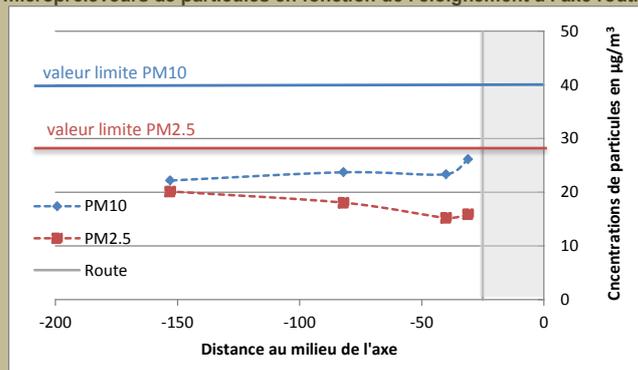
Rq : le point de mesure le plus près de l'axe à l'ouest (camion mobile) est à moins de 10m de l'axe. Le point le plus près à l'est est aussi à moins de 10m de l'axe mais à moins de 5m de la pénétrante.

Les résultats de mesures de PM en transect

Il n'y a pas de « zone critique » autour du point de mesure de l'échangeur d'Avignon, les niveaux de PM mesurés étant en-deçà des valeurs limites.

Une légère décroissance est observée dans les 10 premiers mètres du bord de l'axe. Ensuite, pour les PM10 les teneurs restent constantes jusqu'à 150 m. Pour les PM2.5, on note une légère tendance à la hausse des teneurs en s'approchant de la bretelle de sortie de l'autoroute.

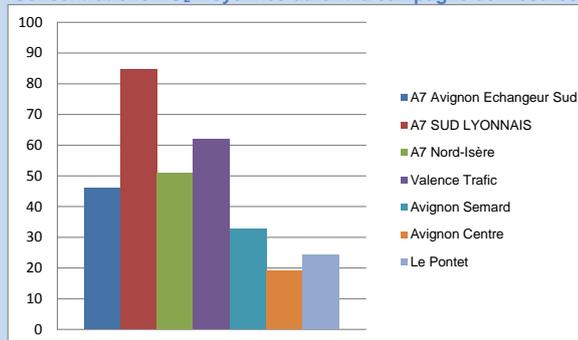
Concentrations moyennes des PM mesurées pendant la campagne par microréleveurs de particules en fonction de l'éloignement à l'axe routier



Comparaison à d'autres sites de mesures

NO₂

Concentrations NO₂ moyennes durant la campagne de mesures



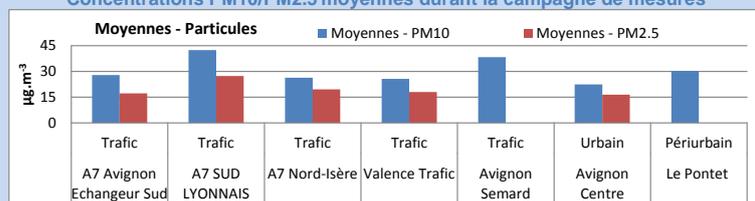
Le site de mesure de l'échangeur d'Avignon Sud enregistre les niveaux moyens de NO₂ les moins élevés de tous les sites permanents de mesures de l'A7 et de Valence trafic.

Les niveaux de NO₂ sur l'échangeur restent cependant bien supérieurs aux sites de fond et de trafic d'Avignon.

PM

En ce qui concerne les particules, les niveaux sont plus constants d'un site à l'autre. Seul le site de trafic A7Sud Lyonnais se détache au niveau des PM2.5 mais aussi au niveau des PM10 avec Avignon Semard.

Concentrations PM10/PM2.5 moyennes durant la campagne de mesures



Annexe 7 : A7 Salon de Provence - Lamanon

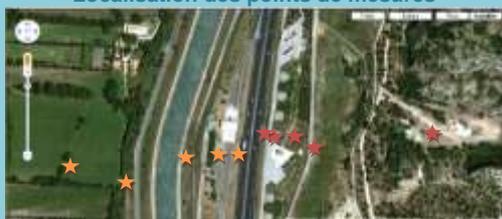
Les mesures : localisation, polluants, période

Localisation de la zone de mesures



Carte générale des 4 sites de mesures temporaires entre Vienne et Salon et les stations permanentes en comparaison

Localisation des points de mesures



Carte du site de l'aire de LAMANON

Axe surveillé : A7 – portion Salon / Aire de Lamanon

TMJA (Véh/j) :

TMJA : Trafic Moyen Journalier Annuel

Types de mesures

Tubes Passifs	Micropréleveurs	Analyseurs
NO2 et NOx	PM10 et PM2.5	NOx, PM10, PM2.5, O3

Période de mesure

Campagne	Saison	Date début	Date fin
1	Automne	07/12/10	15/12/10
2	Hiver	03/02/11	24/02/11
3	Printemps	30/05/11	22/06/11
4	Été	26/07/11	19/08/11

La durée totale (80 jours) des mesures correspond à 23% de l'année. Le critère de représentativité (14 %) défini par la directive 2008/20/CE est respecté. En outre la représentativité temporelle a été vérifiée sur la base des mesures du réseau fixe.

Synthèse réglementaire (laboratoire mobile – 25 m du bord de la chaussée)

NO ₂ (µg/m ³)	A7 Lamanon Site trafic	Salon centre Site Urbain	Rognac Site périurbain
Moyenne annuelle 2010 Valeur limite : 40 µg/m ³	35* µg/m ³	24 µg/m ³	16 µg/m ³
Maximum horaire : Seuil d'information : 200 µg/m ³ Seuil d'alerte : 400 µg/m ³	108 µg/m ³	115 µg/m ³	73 µg/m ³
Nombre d'heure de dépassement du 200 Valeur limite : 18h	0	0	0

*Estimation 2010 basée sur les 4 périodes de mesures

La concentration annuelle en NO₂ mesurée sur le site de Lamanon, à proximité immédiate de l'A7, est voisine de la valeur limite annuelle de 40 µg/m³/an.

Aucun dépassement des seuils horaires réglementaires n'a été enregistré durant la campagne de mesure. La valeur limite horaire devrait être respectée sur ce site.

Les valeurs limites annuelles en PM10 et PM2.5 ne devraient pas être dépassées sur le site de Lamanon à proximité immédiate de l'A7.

Ces seuils réglementaires ne sont également pas dépassés par les sites de mesures continus des environs (Salon-de-Provence centre ville notamment)

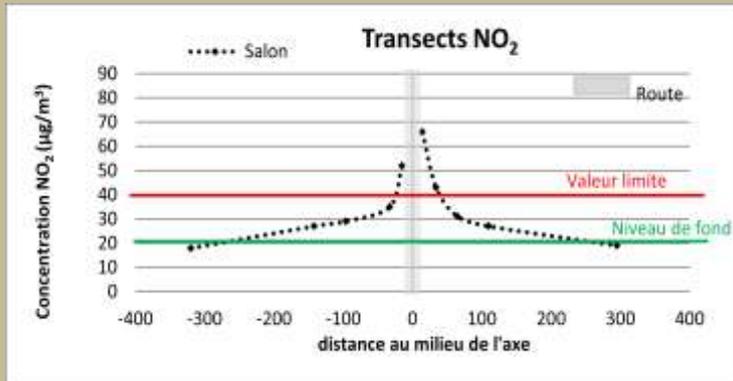
La valeur limite journalière en PM10 a par contre été dépassée durant 6 jours au cours de ces 4 campagnes de mesures. Les deux sites de mesures des environs ont également enregistré ces dépassements durant la même période de Février 2011. Cette période de mesure s'est caractérisée par une relative stabilité atmosphérique conduisant à l'élévation des concentrations observées dans une vaste zone géographique englobant l'aire de Lamanon et la ville de Salon-de-Provence.

PM10 (µg/m ³)	A7 Lamanon Site trafic	Salon centre Site Urbain	Rognac Site périurbain sous influence industrielle (ZI Berre l'Etang)
Moyenne annuelle Valeur limite : 40	24* µg/m ³	33 µg/m ³	32 µg/m ³
Maximum journalier : Valeur limite : 50	78 µg/m ³	75 µg/m ³	73 µg/m ³
Nombre de jours de dépassement du 50 µg/m ³ Valeur limite : 35j	6	7 (23 en 2010)	8 (23 en 2010)
PM2.5 (µg/m ³)	A7 Lamanon Site trafic		Rognac Site périurbain sous influence industrielle (ZI Berre l'Etang)
Moyenne annuelle Valeur limite : 2010 : 29 µg/m ³ 2015 : 25 µg/m ³	15 µg/m ³		20 µg/m ³

*Estimation 2010 basée sur les 4 périodes de mesures

Les résultats de mesures de NO₂ en transect

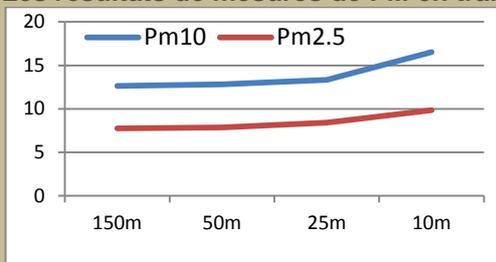
Concentrations annuelles moyennes de NO₂ estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



La décroissance des valeurs de NO₂ depuis l'axe est exponentielle.

La bande d'impact, correspondant à la bande exposée à une concentration de NO₂ supérieure à la valeur limite 2010 (40 µg/m³), s'étend vraisemblablement jusqu'à 35 m de part et d'autre du centre de l'axe, soit jusqu'à 5 m de part et d'autre des bords de l'axe.

Les résultats de mesures de PM en transect



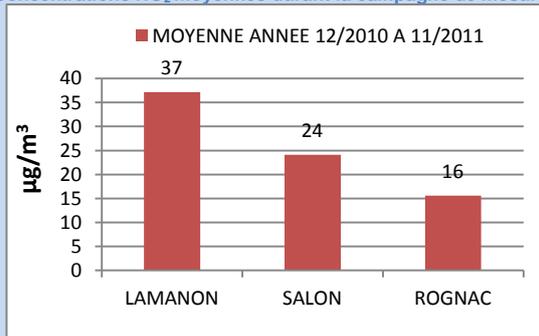
Concentrations moyennes des PM mesurées pendant la campagne estivale par micropréleveurs de particules en fonction de l'éloignement à l'axe routier.

On note une légère décroissance des teneurs en s'éloignant de l'A7 avant une stabilité des concentrations correspondant au niveau de fond en particules de ce secteur géographique.

Comparaison à d'autres sites de mesures des environs

NO₂

Concentrations NO₂ moyennes durant la campagne de mesures



Le site de mesure de Lamanon, à proximité de l'A7, enregistre des niveaux moyens en NO₂ plus élevés que ceux mesurés en centre ville de Salon-de-Provence et que ceux du site rural de Rognac les Barjaquets.

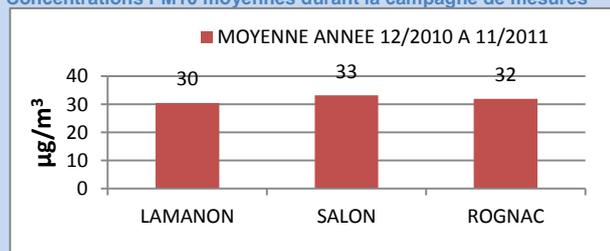
La concentration annuelle de 37 µg/m³ mesurée sur le site de Lamanon est comparable à la valeur limite annuelle de 40 µg/m³ alors que pour les deux autres sites de mesures le dépassement de ce seuil est très improbable.

PM 10

En ce qui concerne les particules PM10, les niveaux sont plus ressemblant d'un site à l'autre.

On retrouve ici des notions de relative homogénéité des niveaux de particules en suspension dans l'air pour les PM10 dans un territoire géographique restreint. On obtient des teneurs annuelles comparables pour ces trois sites aux caractéristiques bien différentes : proximité autoroutière, cœur de ville et site rural sous influence industrielle.

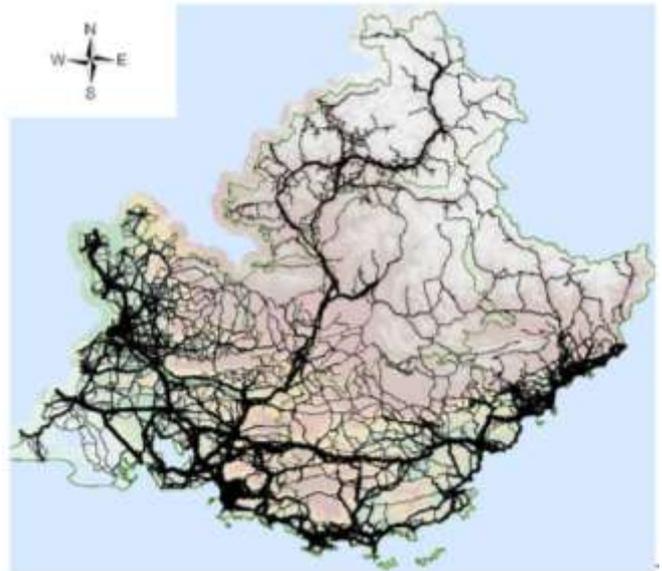
Concentrations PM10 moyennes durant la campagne de mesures



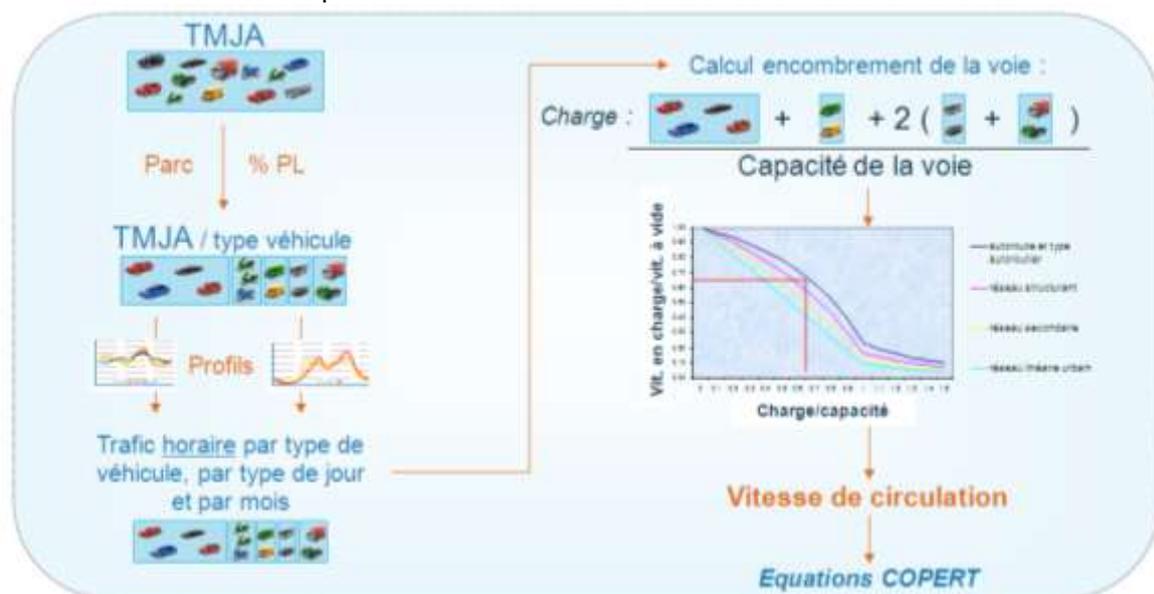
Annexe 8 : Description des outils de calcul des émissions routières régionales

Sur la région PACA, les émissions routières sont calculées sur l'année de référence 2007 à l'aide de Circul'Air, outil de calcul développé par l'ASPA.

Les données de trafic routier en région PACA sont collectées par divers organismes, mais elles ne sont pas centralisées. Air PACA réalise donc la collecte de ces données afin de pouvoir calculer les émissions du trafic routier. Les données proviennent des services de l'équipement (Conseils Généraux, CETE), des collectivités territoriales (enquêtes ménages, comptages routiers, modèle de trafic), des réseaux de gestion (ASF, ESCOTA, DIRMED) et des Postes de Contrôle de la circulation des grandes agglomérations (PC). L'ensemble de ces données ont permis de constituer un réseau routier détaillé sur 160 000 brins routiers de la région et sur lesquels les calculs d'émission ont pu être réalisés.

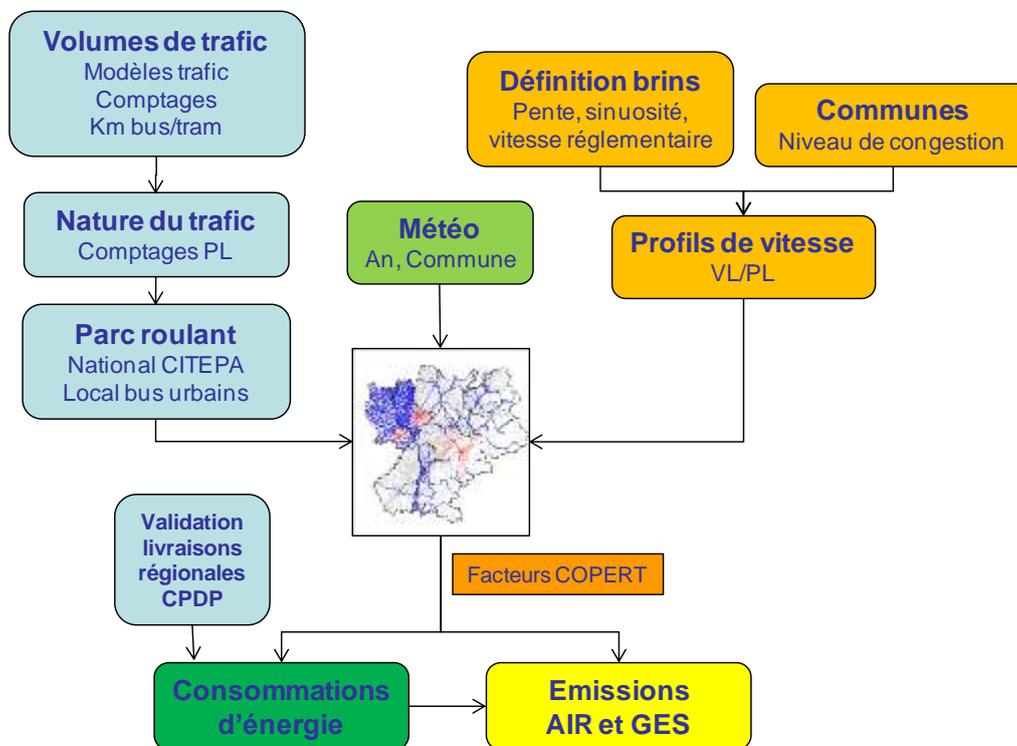


Sur chaque axe, les émissions du trafic routier sont calculées à partir du parc roulant 2007 du CITEPA et de la vitesse de circulation horaire calculé par Circul'Air (cf. graphique ci-dessous). Ce calcul intègre l'ensemble des équations COPERT IV (type de véhicule, émissions à chaud, surémission à froid, pente, évaporation, usure et remise en suspension...). Il permet d'obtenir pour chaque type de véhicule et pour chaque axe les émissions annuelles de polluants en sommant toutes les émissions horaires.



Principe de calcul de l'outil Circul'Air, pour les émissions routières de la région PACA.

En Rhône-Alpes, les émissions routières sont calculées sur les années 2000 à 2008 au moyen de l'outil MOCAT (Modèle de Calcul des émissions Trafic) développé en interne. Les modalités de calcul sont similaires à Circul'Air, exception faite de la vitesse pour laquelle un profil annuel est associé à chaque tronçon routier, selon la vitesse réglementaire, la rampe (pour les PL), la congestion et la sinuosité de la route.



Principe de calcul de l'outil MOCAT pour les émissions routières de la région Rhône-Alpes.

Annexe 9 : Les résultats du modèle par sites

Le laboratoire mobile du site de Vienne – 5 m du bord de la chaussée

Les statistiques annuelles ou partielles

NO2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	58	77	32%
Nombre d'heures de dépassement de la valeur horaire 200	0	5	-

*estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

La modélisation des concentrations en particules PM10 est ici aussi supérieure en moyenne annuelle à l'observation. L'erreur commise par Cartoprox est de $7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ soit 25 % par rapport à la mesure mais la directive européenne est respectée. D'autre part, l'évaluation du nombre de jours de dépassement est très positive avec seulement un jour mal estimé.

PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 29	18	19	5%

* estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

L'analyse des statistiques annuelles fournit un premier résultat de l'aptitude général du modèle à simuler les concentrations au niveau du moyen mobile du site de Vienne. Il apparaît que la description des oxydes d'azote est manifestement surévaluée franchissant les 30 % d'erreur autorisé par la directive européenne. La description des particules PM10 et PM2.5 sont toutes deux valides en termes de pourcentage d'erreur.

Les résultats de modélisation au niveau du moyen mobile du site de Vienne majorent nettement la mesure. L'écart vaut $19 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ soit 32 % de la mesure. Les consignes en matière de validation de modèle énoncées dans la directive européenne (30%) ne sont pas respectées dans l'estimation du dioxyde d'azote. En outre, 5 dépassements horaires ont été simulés à tort.

PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	28	35	25%
Nombre de jours de dépassement de la valeur journalière 50	5	6	-

* estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

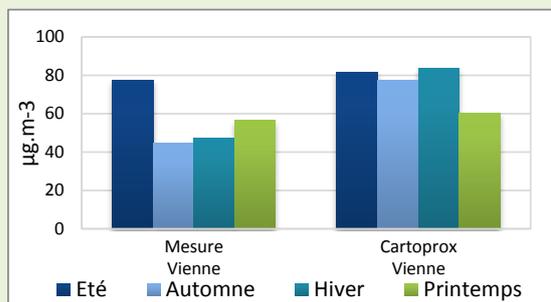
Concernant les particules PM2.5, la moyenne annuelle est bien évaluée par le modèle avec une erreur relative de 5% ce qui représente $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.



Le laboratoire mobile du site de Vienne – 5 m du bord de la chaussée

Les moyennes par campagnes

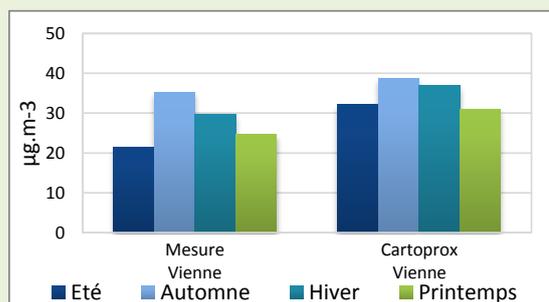
Moyennes par campagne – NO₂



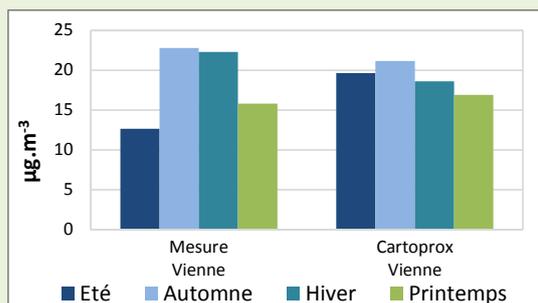
Les moyennes par campagne montrent des écarts différents entre les saisons avec une majoration des niveaux en automne et en hiver des dioxydes d'azote. Les moyennes estivales et printanières se rapprochent davantage de la mesure.

Pour les particules PM₁₀, il s'agit d'une surestimation générale des moyennes par saison notamment en été.

Moyennes par campagne – PM₁₀



Moyennes par campagne – PM_{2.5}



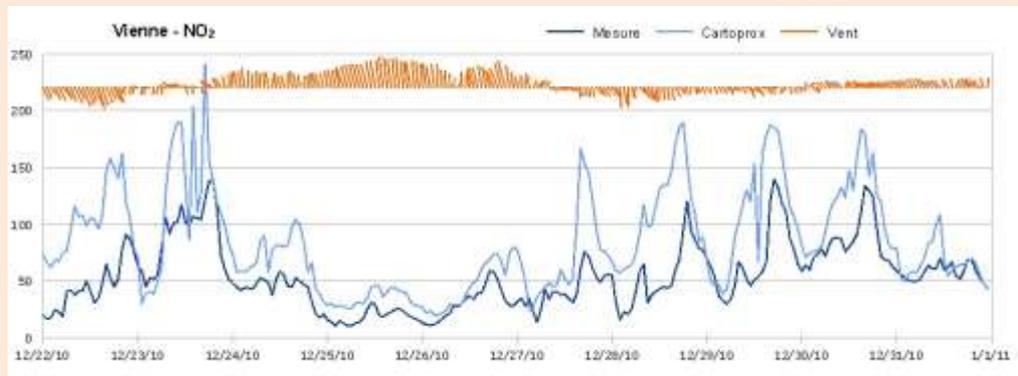
La modélisation des particules PM_{2.5} arbore un profil assez surprenant étant donnée les statistiques annuelles. En substance, les campagnes estivales et printanières sont surévaluées tandis que les campagnes automnales et hivernales sont sous-évaluées. Ces discordances se compensent par l'effet de la moyenne.

L'analyse par campagne correspondant aux quatre saisons de l'année révèle que malgré des résultats convenables en moyenne annuelle, notamment pour les particules PM_{2.5}, le modèle n'est pas aussi fiable lorsque des périodes plus fines sont examinées.

Le laboratoire mobile du site de Vienne – 5 m du bord de la chaussée

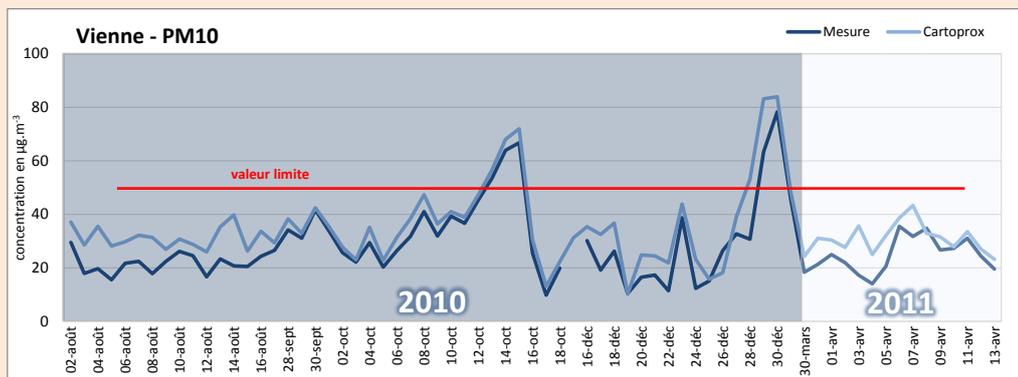
Les évolutions temporelles

Evolution horaire du NO₂ estimées au cours de la campagne d'hiver 2010



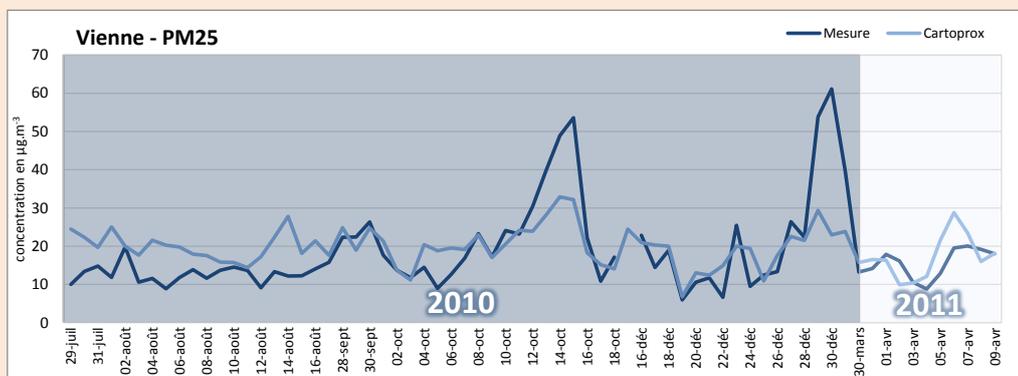
Le graphe ci-dessus indique que la variation temporelle des concentrations horaires en dioxyde d'azote suit correctement celle de la mesure mais que la courbe du modèle est décalée au dessus de celle de la mesure. Ce décalage est dépendant de la force et de l'orientation du vent. Cette surestimation a pour origine le calage du module météorologique du modèle Cartprox. En corrigeant la vitesse de frottement par un facteur 0.5, on a contribué à améliorer la description des champs de concentrations des sites fortement ventilés, dégagés. Mais dans le cas du site de Vienne, site complexe via du relief à l'ouest du Rhône, ce facteur dégrade les résultats du modèle. Il apparaît alors que la turbulence de l'écoulement soit trop réduite.

Evolution journalière des PM₁₀ estimées au cours des 4 campagnes de mesures



A la lecture du graphe ci-dessus, la courbe des particules PM₁₀ modélisée est en corrélation avec la mesure en dépit d'une certaine surestimation. Avec ceci, les épisodes de pollution ont été correctement estimés même si pour l'épisode de fin décembre 2010, il a été diagnostiqué un jour trop tôt.

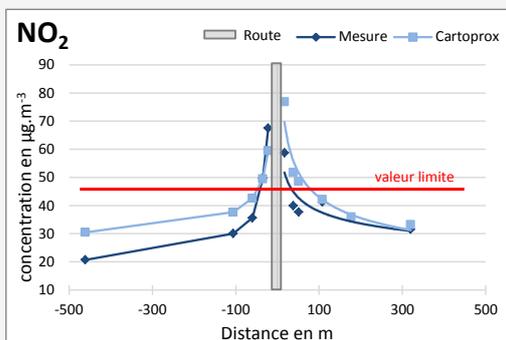
Evolution journalière des PM_{2.5} estimées au cours des 4 campagnes de mesures



La courbe des particules PM_{2.5} simulées au niveau du moyen mobile montre la difficulté du modèle à simuler les fortes valeurs correspondant aux épisodes de pollution indépendamment des problèmes liés à la turbulence de l'écoulement.

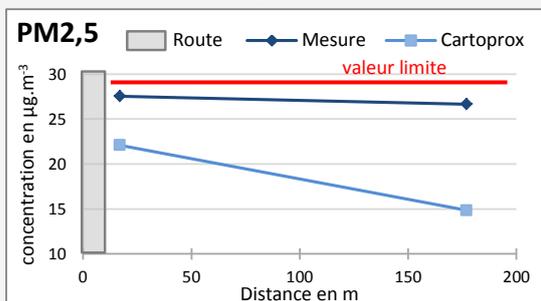
Les transects du site de Vienne

Concentrations annuelles moyennes de NO₂ estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



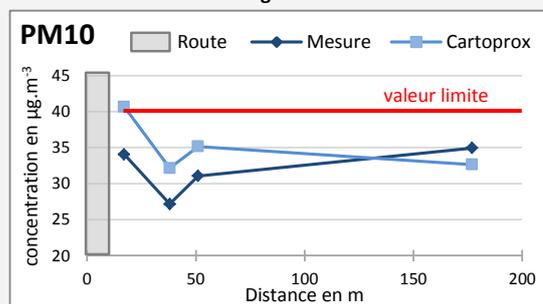
La ressemblance des profils des particules PM10 est remarquable. Néanmoins, la modélisation semble surestimer les points proches de l'axe de la route et sous-estimer les points éloignés de la route (de plus de 130 mètres).

Concentrations annuelles moyennes de PM2,5 estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



Le profil de décroissance du dioxyde d'azote est quelque peu majorant de la situation réelle. Le coté ouest du transect est davantage surestimé que le coté est, notamment le niveau de fond avec environ 10 µg.m⁻³ d'écart. Ceci s'explique par la présence d'un relief marqué sur le coté ouest non pris en compte dans la maille du site de Vienne. Mais l'ensemble est tout à fait satisfaisant.

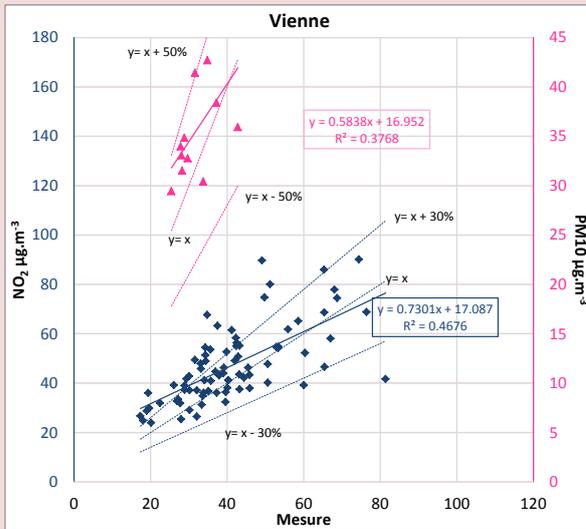
Concentrations annuelles moyennes de PM10 estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



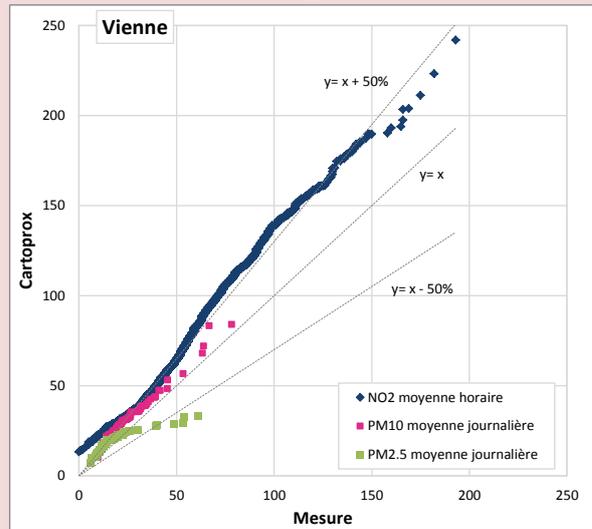
Le faible nombre de données valides ne permet pas de produire un profil de croissance non linéaire. Il apparaît tout de même que le modèle sous-estime encore plus les concentrations de fond que les valeurs de proximité trafic.

Les autres paramètres statistiques de validation du modèle

Corrélation entre les mesures par échantillonnage passif et la modélisation



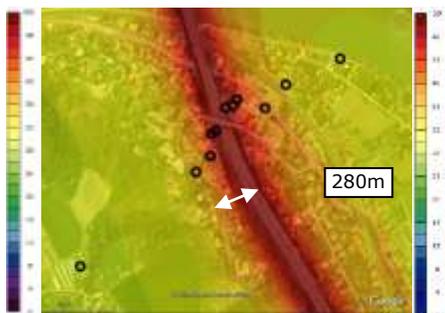
Quantile-Quantile Plot des concentrations estimées au niveau du moyen mobile



D'après le graphe de gauche, les coefficients de corrélation sont respectivement pour le NO₂ et les particules PM10 de 0,46 et 0,37. La faible intensité de liaison entre les concentrations mesurées et modélisées s'explique par les résultats de la campagne hivernale fortement surévaluée par le modèle (le coefficient de corrélation vaut alors 0.7). Le graphe de droite illustre que la distribution des concentrations en polluants à 5 mètres du bord de la chaussée dépasse les intervalles de confiance formulée dans la directive européenne. Les valeurs calculées par le modèle sont trop supérieures à la mesure.

Les cartographies de concentrations du site de Vienne

NO₂ moyenne annuelle 2010



PM10 moyenne annuelle 2010



PM2.5 moyenne annuelle 2010



La bande « critique » mesure 280 mètres et est régie par les dioxydes d'azote. L'impact des particules PM10 et PM2.5 en moyenne annuelle est quasi nul. Par contre, la bande d'impact des particules PM10 en termes de jours de dépassement du seuil de 50 µg.m⁻³ est estimé à 50 mètres, valeur très inférieure à celle du NO₂.

Le laboratoire mobile du site de Montélimar – 25 m du bord de la chaussée

Les statistiques annuelles ou partielles

NO ₂ (µg/m ³)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	43	49	14%
Nombre d'heures de dépassement de la valeur horaire 200	0	0	-

*estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

En PM₁₀, l'erreur du modèle atteint 23% sur la moyenne. Cette erreur est ici aussi inférieure à la prescription de la directive européenne (30%) concernant ce polluant. En revanche, le modèle compte à tort un jour de dépassement de la valeur journalière, la mesure n'en relève aucun.

PM ₁₀ (µg/m ³)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	22	27	23%
Nombre de jours de dépassement de la valeur journalière 50	0	1	-

* estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

PM _{2.5} (µg/m ³)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 29	16	13	19%

*estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

La moyenne des PM_{2.5} calculée sur la base des 4 campagnes de mesures présente une erreur relative inférieure à 30%

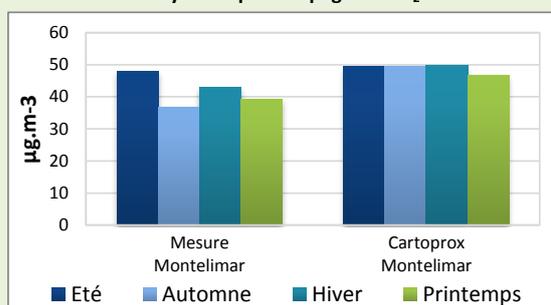
Les valeurs annuelles du laboratoire mobile du site de Montélimar, estimées par le modèle Cartprox, respectent les objectifs de qualité fixés par la directive européenne. Ces premiers résultats du laboratoire mobile au site de Montélimar montrent que le modèle surestime les dioxydes d'azote et les particules PM₁₀ mais qu'il sous-estime les particules PM_{2.5}.



Le laboratoire mobile du site de Montélimar – 25 m du bord de la chaussée

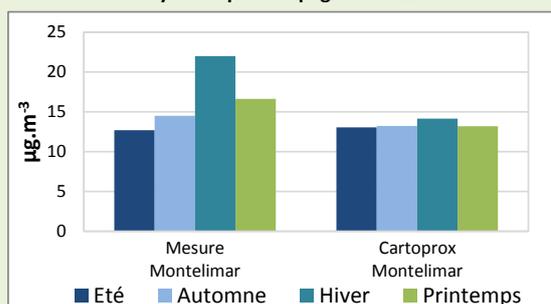
Les moyennes par campagnes

Moyennes par campagne – NO₂



Il y a une bonne représentativité du comportement saisonnier en PM₁₀ par le modèle. En revanche, il y a une surestimation des moyennes Eté, Automne et Printemps que l'on retrouve sur la moyenne annuelle partielle.

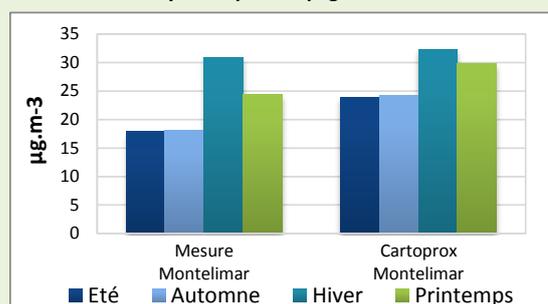
Moyennes par campagne – PM_{2.5}



L'analyse par campagne montre qu'en NO₂ le modèle estime bien les moyennes estivales mais surestime sans distinction le reste de l'année. En PM₁₀, le modèle reproduit bien les variations saisonnières mais affiche une tendance générale à surestimer les moyennes. En PM_{2.5} le modèle sous-estime la période hivernale correspondant aux niveaux les plus élevés.

Il y a peu de variation entre les saisons pour les moyennes modélisées en NO₂. Le modèle surestime les moyennes correspondant aux campagnes Automne, Hiver et Printemps de 5 à 12 µg.m⁻³.

Moyennes par campagne – PM₁₀

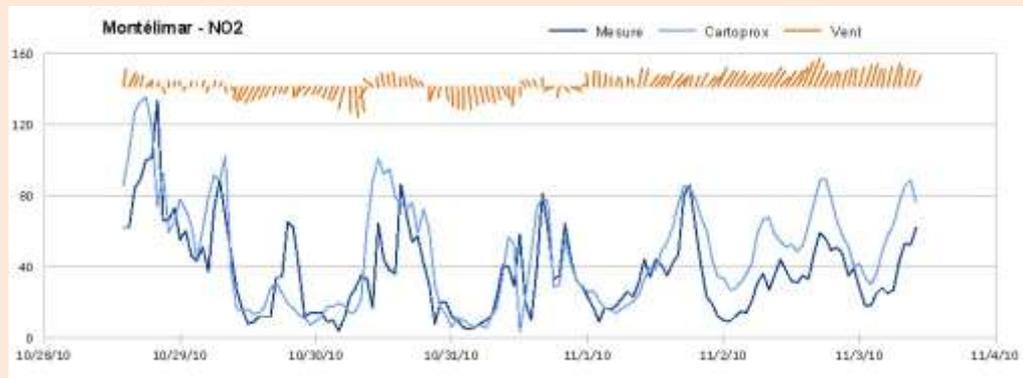


En PM_{2.5}, les niveaux de concentrations sont à peine différenciés d'une saison à l'autre. Sur la campagne d'hiver particulièrement, le modèle sous-estime de 8 µg.m⁻³ (36% d'erreur relative) les niveaux les plus élevés.

Le laboratoire mobile du site de Montélimar – 25 m du bord de la chaussée

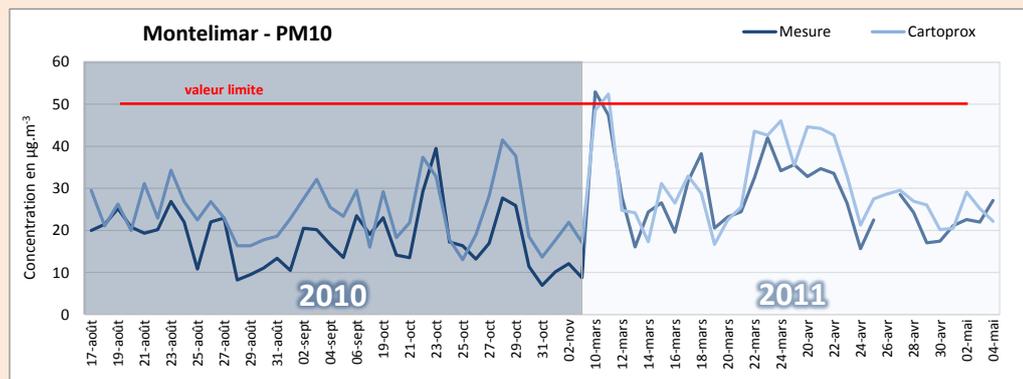
Les évolutions temporelles

Evolution horaire du NO₂ estimées au cours de la campagne d'automne 2010



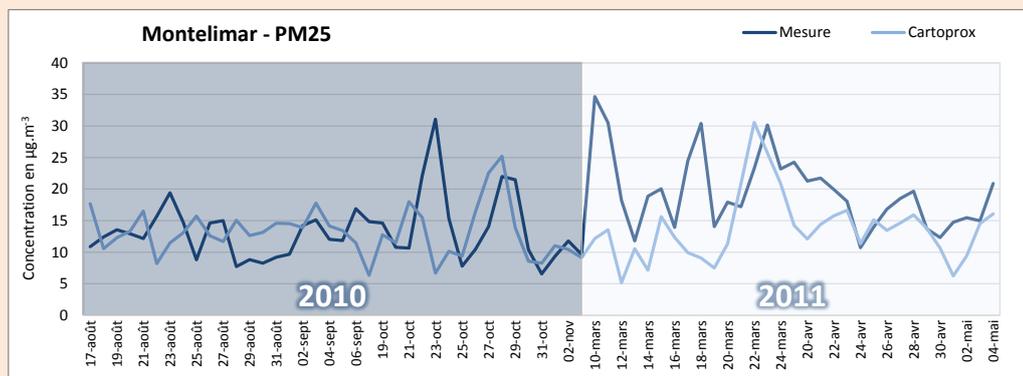
L'évolution horaire des concentrations en NO₂ modélisées s'accorde bien avec les valeurs de terrain. Les pics sont bien simulés même si en condition de vent fort de nord (en fin de campagne), Cartoprox est au dessus de la mesure, ceci lié à un niveau de fond trop élevé.

Evolution journalière des PM10 estimées au cours des 4 campagnes de mesures



L'évolution journalière des concentrations en PM10 montrent que le modèle reproduit bien le comportement de la mesure et simule bien les pics de concentrations. En revanche il a tendance à surestimer les faibles concentrations en 2010 ce qui est moins le cas en 2011.

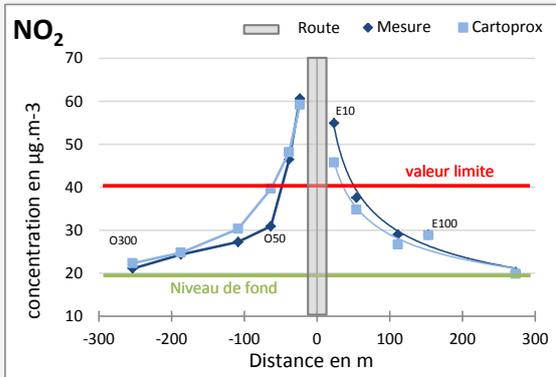
Evolution journalière des PM2.5 estimées au cours des 4 campagnes de mesures



En PM2.5, le modèle a du mal à reproduire le comportement journalier de la mesure et les pics de concentration (23 oct 2010, 10 et 28 mars 2011), il n'y a pas vraiment de cohérence entre la mesure et la modélisation. L'ajustement par les mesures du fond calculé par le module CHIMERE de cartoprox fait ici défaut.

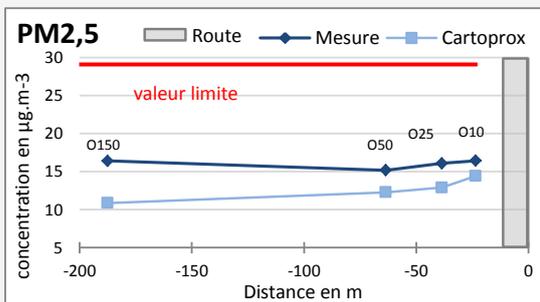
Les transects du site de Montélimar

Concentrations annuelles moyennes de NO₂ estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



Les profils de décroissance des particules PM10 sont similaires. Le modèle surestime de plus de 5 µg.m⁻³ les concentrations en bordure de chaussée, pour converger en fond.

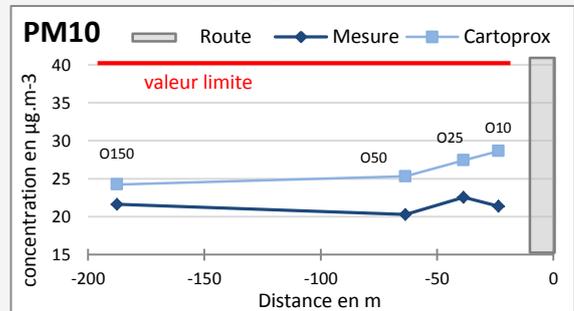
Concentrations annuelles moyennes de PM2.5 estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



Les transects du site de Montélimar confirment que Cartoprox reproduit bien de champ de concentration autour de l'A7. Il existe pourtant une légère surestimation du modèle concernant les dioxydes d'azote et les particules PM10, et une sous-estimation des particules PM2.5.

Cartoprox décrit bien le gradient de concentration en NO₂ de part et d'autre de la route. Le modèle sous-estime les max de concentrations en bordure de route coté est. Les niveaux de fond modélisés concordent avec la mesure. La largeur de la bande d'impact est évaluée à 80 mètres.

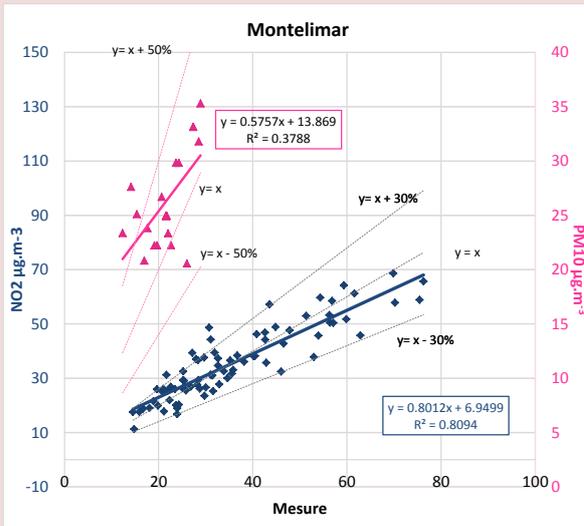
Concentrations annuelles moyennes de PM10 estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



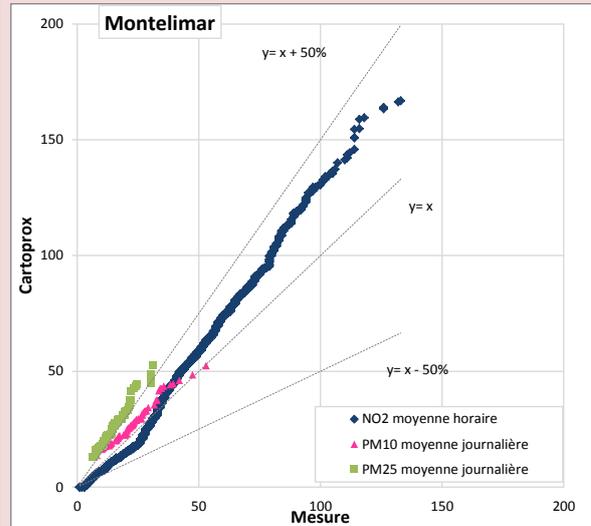
Concernant les transects des particules PM2.5, les profils sont inverses à ceux des PM10. Le modèle calcule correctement les concentrations en bordure de la chaussée mais diverge à mesure que l'on s'éloigne avec plus de 5µg.m⁻³ de surestimation.

Les autres paramètres statistiques de validation du modèle

Corrélation entre les mesures par échantillonnage passif et la modélisation



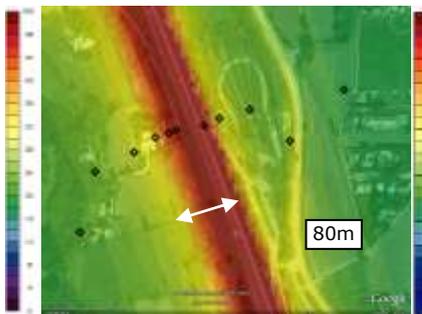
Quantile-Quantile Plot des concentrations estimées au niveau du moyen mobile



Les coefficients de corrélation, indiquant l'intensité de la liaison entre la mesure et la modélisation, sont mitigés. Le coefficient vaut plus de 0,8 pour les échantillonneurs passifs en NO₂, ce qui est un bon résultat et il vaut un peu moins de 0,4 pour les préleveurs des particules PM₁₀, ce qui est moins bien. Ce dernier constat est décevant au regard de la distribution des concentrations estimées au niveau du moyen mobile. La distribution des particules PM₁₀ (triangles roses) suit rigoureusement la droite d'équation $y=x$.

Les cartographies de concentrations du site de Montélimar

NO₂ moyenne annuelle 2010



PM₁₀ moyenne annuelle 2010



PM_{2.5} moyenne annuelle 2010



La largeur de la bande critique est estimée à 80 mètres, comme pour tous les autres sites investigués les oxydes d'azote sont les polluants à surveiller en priorité. Les risques sanitaires liés aux particules sont, d'après la modélisation, limités à la largeur de la voie de circulation.

Station Fixe A7 Nord Isère - Les statistiques annuelles

NO2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	51	55	8%
Nombre d'heures de dépassement de la valeur horaire 200	0	0	-

*2010

La comparaison de la moyenne annuelle modélisée avec la mesure montre que le modèle Cartoprox surévalue les concentrations en dioxyde d'azote de $4\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ soit 8% d'erreur.

Concernant les particules PM10, les concentrations modélisées moyennées sur l'année 2010 ne diffère de la mesure que de $1\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ soit 3% d'erreur.

PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	27	28	3%
Nombre de jours de dépassement de la valeur journalière 50	19	23	-

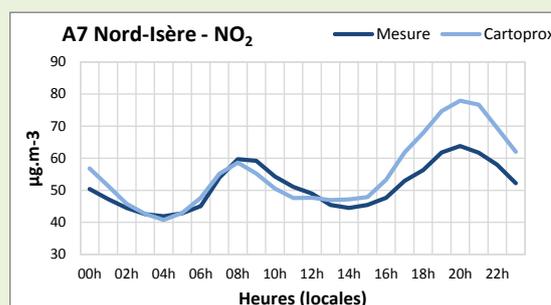
*2010

A la vue de ces premiers résultats, le modèle Cartoprox estime efficacement les concentrations des polluants étudiés. Les erreurs inférieures sont aux recommandations de la directive européenne et une petite surestimation des concentrations sur l'année est constatée.

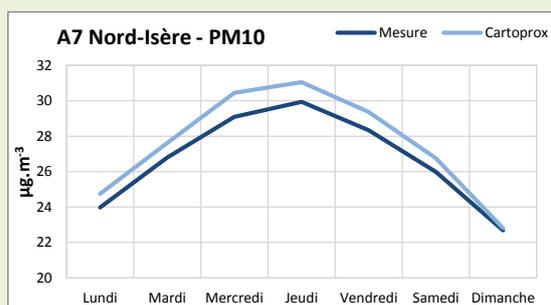
A7 Nord Isère - Les profils moyens annuels

Le profil moyen horaire du dioxyde d'azote révèle que la modélisation reproduit bien le pic de concentration du matin. En revanche, le pic de concentration du soir est surestimé, le maximum d'erreur est observé à 21h avec $15\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ d'écart.

Profil moyen horaire 2010 – NO₂



Profil moyen mensuel 2010 – PM10

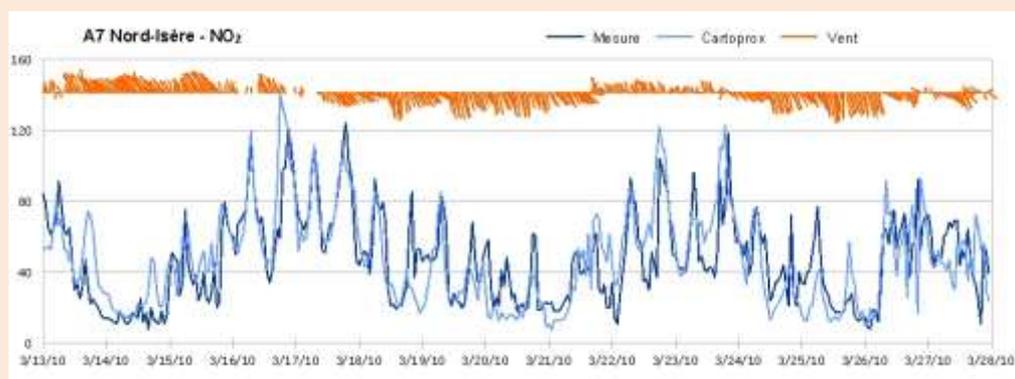


Le profil moyen journalier des particules PM10 révèle que le modèle surestime plus particulièrement les concentrations des jours ouvrés avec 1 à $2\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ d'écart.

Les profils moyens annuels ont permis d'identifier les heures et les jours où le modèle présente des faiblesses tout comme de la robustesse.

Station fixe A7 Nord Isère - Les évolutions temporelles

Evolution horaire du NO₂ ($\mu\text{g.m}^{-3}$) estimées au cours du mois de mars 2010



L'évolution horaire des concentrations en dioxyde d'azote au cours de la période printanière face au champ de vent mesuré illustre un bon exemple du comportement du modèle en situation de vents prédominants sur le site. Lorsque le vent vient du nord, le modèle surestime les concentrations alors que lorsque le vent vient du sud le modèle est plutôt préposé à sous-estimer les concentrations. Ces erreurs sont de l'ordre de la dizaine de $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Evolution journalière des PM₁₀ ($\mu\text{g.m}^{-3}$) estimées au cours du mois de mars 2010

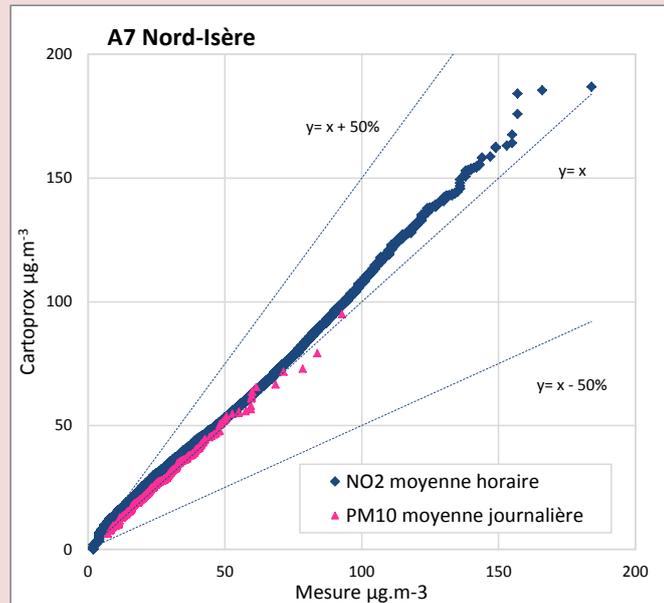


L'évolution journalière des concentrations de particules PM₁₀ sur cette même période printanière confirme les situations où le modèle surestime les concentrations c'est-à-dire avec un vent en provenance du nord et inversement, le modèle sous-estime lorsque le vent est en provenance du sud. De plus, Cartoprox simule parfaitement le dépassement de la valeur limite à la date du 13 mars 2010.

La capacité du modèle à reproduire les concentrations avec un pas de temps horaire pour le dioxyde d'azote et journalier pour les particules PM₁₀ est très satisfaisante sur le site d'A7 Nord-Isère.

A7 Nord Isère - Les autres paramètres statistiques de validation du modèle

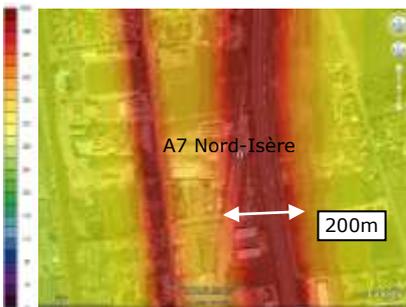
Quantile-Quantile Plot des concentrations estimées au niveau de la station fixe



La distribution des concentrations – sans tenir compte de la chronologie des événements – montre qu'en dioxyde d'azote tout comme en particules PM10 les valeurs issues de la modélisation ne s'écartent pas des valeurs mesurées de plus de 50% comme le préconise la directive européenne. Toutefois une surestimation des valeurs faibles (niveau de fond) et des valeurs fortes (pics) est à noter.

Les cartographies de concentrations du site d'A7 Nord-Isère

NO2 moyenne annuelle 2010



PM10 moyenne annuelle 2010



PM2.5 moyenne annuelle 2010



Les cartographies de concentrations du site d'A7 Nord-Isère montrent que les enjeux sanitaires résident essentiellement dans le dioxyde d'azote. La bande de concentrations annuelles supérieures à la valeur limite fixée à $40 \mu\text{g.m}^{-3}$ est large de 200m alors que pour les particules quelles soient de diamètres inférieurs à $10\mu\text{m}$ ou $25\mu\text{m}$, la bande équivalente est limitée à la largeur de la chaussée de l'A7 ou est quasi-nulle.

Station Fixe Valence Trafic - Les statistiques annuelles

NO2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	62	63	2%
Nombre d'heures de dépassement de la valeur horaire 200	0	2	-

*2010

La comparaison modèle-mesure est très bonne avec moins d'1 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ d'écart soit environ 2% d'erreur. A noter que deux heures dépassant le seuil de 200 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ont été simulées à tort.

Mesure et modèle affichent à l'arrondi près des moyennes annuelles égales. Le nombre de jours de dépassement du seuil journalier fixé à 50 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ est également bien simulé avec seulement 3 jours estimés à tort.

PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	29	29	3%
Nombre de jours de dépassement de la valeur journalière 50	20	23	-

* 2010

PM2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 29	20	15	25%

* 2010 de mai à décembre

La moyenne 2010 modélisée est inférieure de 5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ à la mesure. L'erreur commise par le modèle s'élève alors à 25%, valeur tout de même inférieure aux 30% requis par la directive.

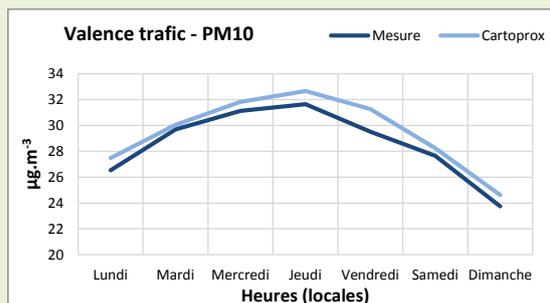
Le modèle Cartprox simule les variables annuelles avec des erreurs inférieurs aux prescriptions de la directive européenne concernant la validation d'un modèle de dispersion. Cependant, l'estimation des oxydes d'azotes et des particules PM10 est meilleure que celle des particules PM2.5. Ceci s'explique en partie par le fait que le fond généré par le modèle de chimie-transport CHIMERE ne bénéficie actuellement pas d'un ajustement via les mesures de particules PM2.5 par les stations fixes du réseau de surveillance.



Station fixe Valence Trafic - Les profils moyens annuels

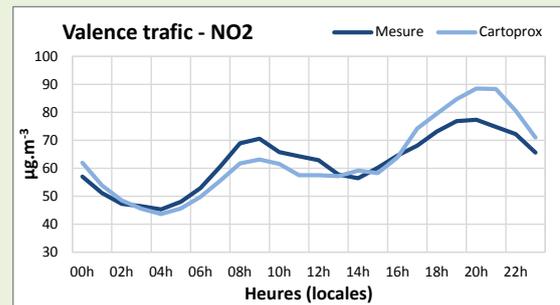
L'étude du profil moyen horaire de la station Valence trafic montre que le modèle sous-estime le pic du matin et surestime le pic du soir. Ces erreurs de l'ordre de la dizaine de $\mu\text{g.m}^{-3}$ se compensent lorsque les valeurs sont moyennées et sont par conséquent invisibles sur la valeur annuelle.

Profil moyen journalier 2010 – PM10



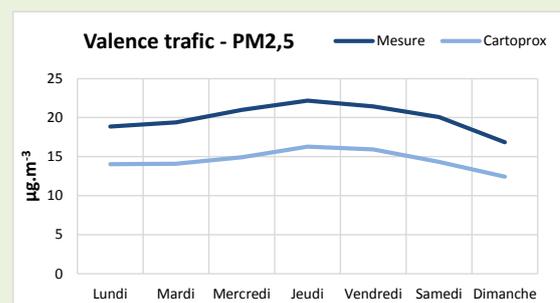
Dans le cas des particules PM2.5, le profil moyen journalier modélisé est largement au-dessus de la mesure. La ressemblance des profils appuie toutefois l'hypothèse d'un niveau de fond sous-estimé.

Profil moyen horaire 2010 – NO₂



Le profil moyen journalier montre une petite surestimation systématique des concentrations en particules PM10 (environ $1 \mu\text{g.m}^{-3}$). Arrondir à la valeur entière la plus proche masque cette surestimation dans la moyenne annuelle.

Profil moyen* journalier 2010 – PM2.5



*2010 de mai à décembre

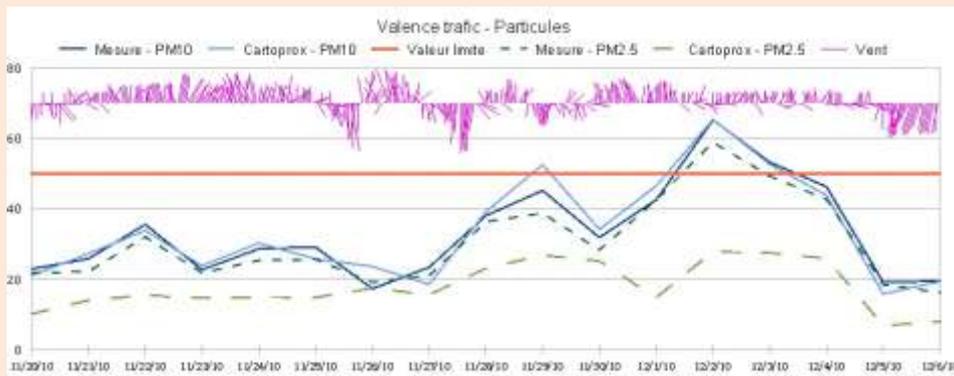
Station fixe Valence Trafic - Les évolutions temporelles

Evolution horaire du NO₂ (µg.m⁻³) estimées au cours du mois de juin 2010



A l'instar du site d'A7 Nord-Isère, l'analyse de l'évolution horaire du site de valence trafic montre un aspect symptomatique du modèle, fonction de la direction du vent. Une surestimation des concentrations modélisées est observée lorsqu'un régime de vent fort soufflant vers le sud s'installe et inversement lorsqu'un régime de vent soufflant vers le nord s'installe, une sous-estimation des valeurs simulées est observée.

Evolution journalière des particules PM10 et PM2.5 (µg.m⁻³) estimées au cours des mois de novembre et décembre 2010

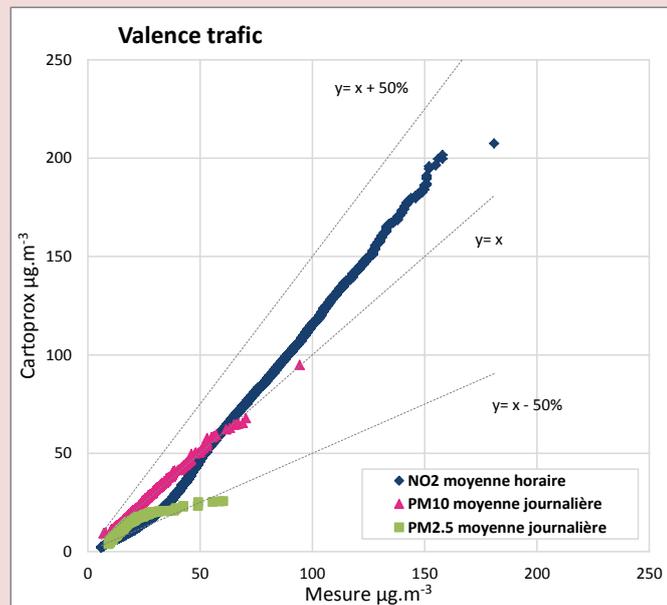


Les signaux temporels des particules PM10 illustrent la capacité du modèle à simuler correctement les concentrations journalières des particules PM10 ainsi que les dépassements du seuil de 50 µg.m⁻³. Ils illustrent également un des dépassements à tort estimés le 29 novembre alors que les conditions météorologiques sont stables avec des vitesses de vents de l'ordre du mètre par seconde. Enfin, les signaux des particules PM2.5 illustrent que la modélisation a du mal à reproduire les hausses de concentrations.

Malgré des améliorations à apporter aux modèles quant à l'estimation des particules PM2.5, le modèle simule les concentrations horaires en oxydes d'azote et journalières en particules PM10 de manière très acceptable.

Valence Trafic - Les autres paramètres statistiques de validation du modèle

Quantile-Quantile Plot des concentrations estimées au niveau de la station fixe



Les valeurs modélisées par Cartoprox classées par ordre croissants et confrontées aux valeurs mesurées rentrent pour tous les polluants d'étude dans les intervalles de confiance énoncés dans la directive européenne. Néanmoins, il est à retenir que les valeurs fortes en particules PM2.5 sont fortement sous-estimées proche de la limite inférieure.

Les cartographies de concentrations du site de Valence trafic

NO2 moyenne annuelle 2010

PM10 moyenne annuelle 2010

PM2.5 moyenne annuelle 2010



En 2010, la bande dite « critique » s'étend sur une largeur de 120 m, elle met en cause seulement les oxydes d'azote car cette zone est quasi-inexistante pour les particules PM10 et PM2.5.

Le laboratoire mobile du site d'Avignon – 5 m du bord de la chaussée

Les statistiques annuelles ou partielles

NO ₂ (µg/m ³)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	46	44	4%
Nombre d'heures de dépassement de la valeur horaire 200	0	0	-

*estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

En PM₁₀, l'erreur du modèle atteint 23% sur la moyenne. Cette erreur est ici aussi inférieure à la prescription de la directive européenne (30%) concernant ce polluant. En revanche, le modèle compte à tort 6 jours de dépassement de la valeur journalière, la mesure n'en relève aucun.

PM ₁₀ (µg/m ³)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	27	34	23%
Nombre de jours de dépassement de la valeur journalière 50	0	6	-

* estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

PM _{2.5} (µg/m ³)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 29	24	22	7%

*estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

La moyenne des PM_{2.5} calculée sur la base des 4 campagnes de mesures présente une erreur relative inférieure à 30%

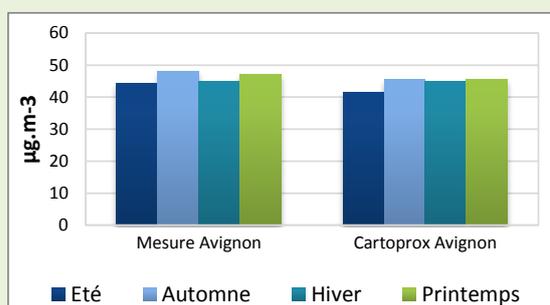
Les valeurs annuelles du laboratoire mobile du site d'Avignon, estimées par le modèle CartoProx, respectent les objectifs de qualité fixés par la directive européenne. Ces premiers résultats du laboratoire mobile du site montrent que le modèle surestime les particules PM₁₀ mais qu'il sous-estime le dioxyde d'azote et les particules PM_{2.5}.



Le laboratoire mobile du site d'Avignon – 5 m du bord de la chaussée

Les moyennes par campagnes

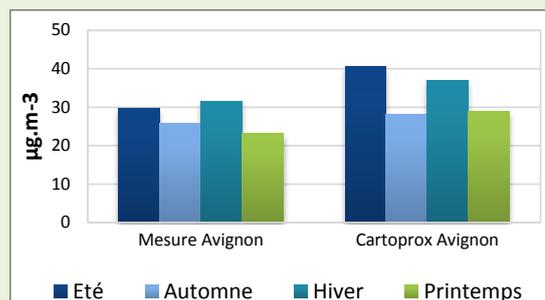
Moyennes par campagne – NO₂



Il y a peu de variation entre les saisons pour les moyennes modélisées en NO₂. Le modèle sous-estime les moyennes correspondant aux campagnes Eté, Automne et Printemps de 1 à 3 µg.m⁻³.

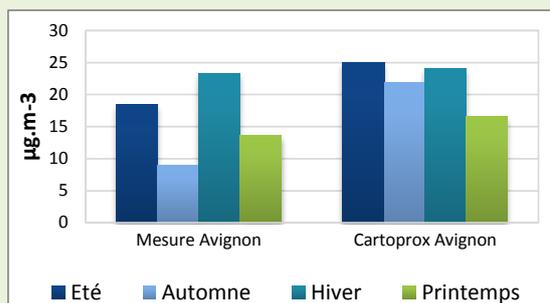
Sur les quatre campagnes, le modèle surestime de 2 (Automne) à 11 µg.m⁻³ (Eté).

Moyennes par campagne – PM10



En PM2.5, les niveaux de concentrations sont très différents d'une saison à l'autre. Le modèle estime bien les moyennes correspondant aux campagnes Hiver et Printemps. L'erreur est plus importante en Automne à cause du peu de données disponibles.

Moyennes par campagne – PM2.5

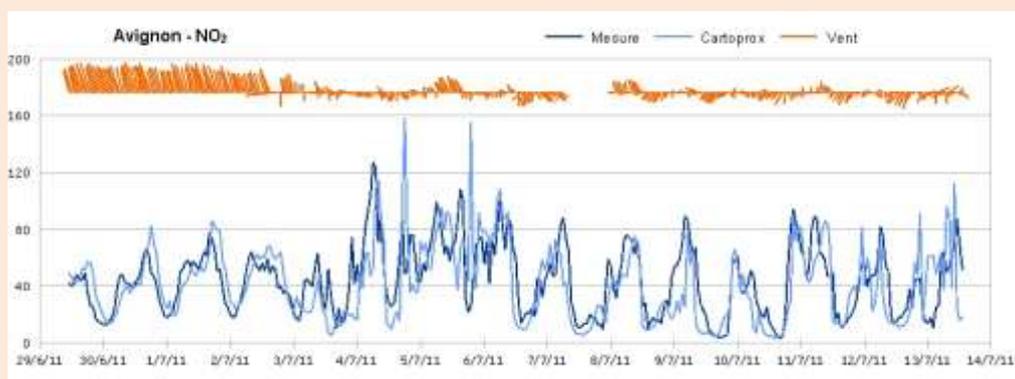


L'analyse par campagne montre qu'en NO₂ le modèle estime bien les moyennes. En PM10, le modèle surestime quel que soit la période de l'année. En PM2.5 le modèle surestime la période estivale. Les variations saisonnières sont bien reproduites pour ces trois polluants.

Le laboratoire mobile du site d'Avignon – 5 m du bord de la chaussée

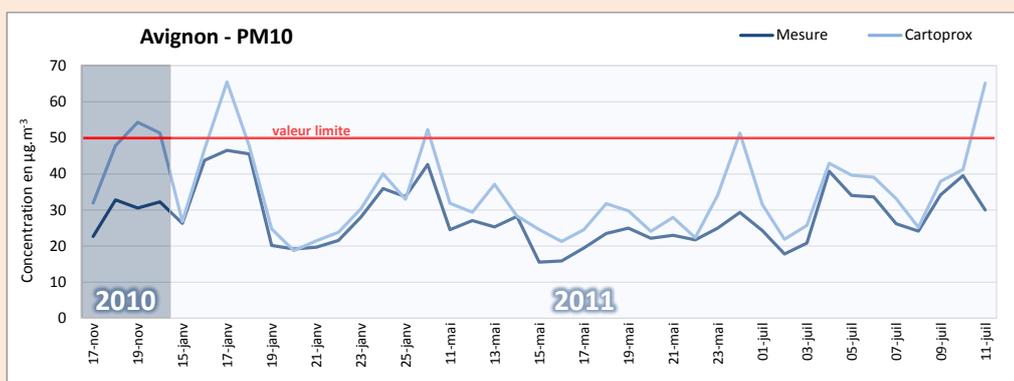
Les évolutions temporelles

Evolution horaire du NO₂ estimées au cours de la campagne de l'été 2011



L'évolution horaire des concentrations en NO₂ modélisées s'accorde bien avec les valeurs de terrain. Les maximums journaliers sont bien simulés à l'exception de 2 jours où le modèle surestime la fin de la journée.

Evolution journalière des PM10 estimées au cours des 4 campagnes de mesures



L'évolution journalière des concentrations en PM10 montrent que le modèle reproduit globalement bien le comportement de la mesure. Il a tendance à surestimer les fortes concentrations et les dépassements de la valeur limite de 50 µg.m⁻³.

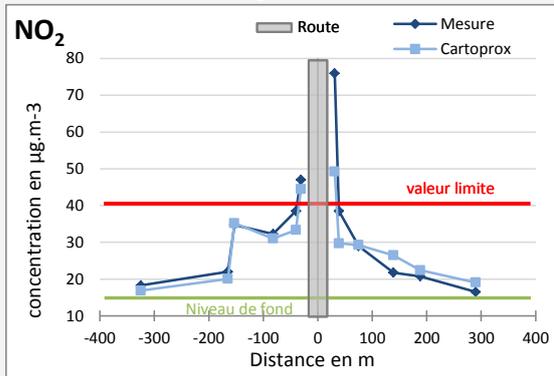
Evolution journalière des PM2.5 estimées au cours des 4 campagnes de mesures



Le modèle reproduit bien le comportement des PM2.5 en hiver. L'erreur est plus importante pour les autres saisons.

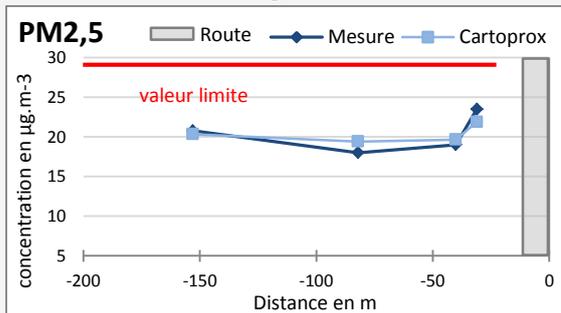
Les transects du site d'Avignon

Concentrations annuelles moyennes de NO_2 estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



Les profils de décroissance des particules PM_{10} sont différents. Le modèle surestime les concentrations à proximité et à plus de 150 mètres de la chaussée.

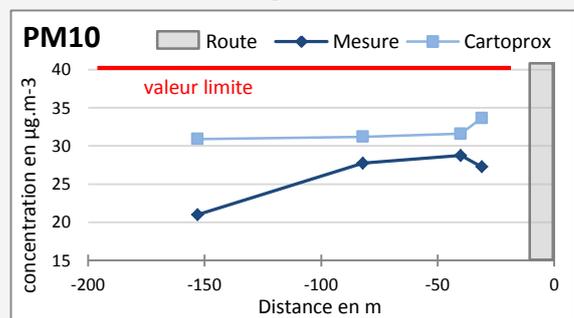
Concentrations annuelles moyennes de $\text{PM}_{2.5}$ estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



Les transects du site d'Avignon confirment que Cartoprox reproduit bien les champs de concentration autour de l'A7. Il existe pourtant une surestimation du modèle concernant les particules PM_{10} .

Cartoprox décrit bien le gradient de concentration en NO_2 de part et d'autre de la route. L'échangeur, côté ouest, est bien reproduit par le modèle. Les niveaux de fond modélisés concordent avec la mesure. La largeur de la bande d'impact est évaluée à 75 mètres.

Concentrations annuelles moyennes de PM_{10} estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier

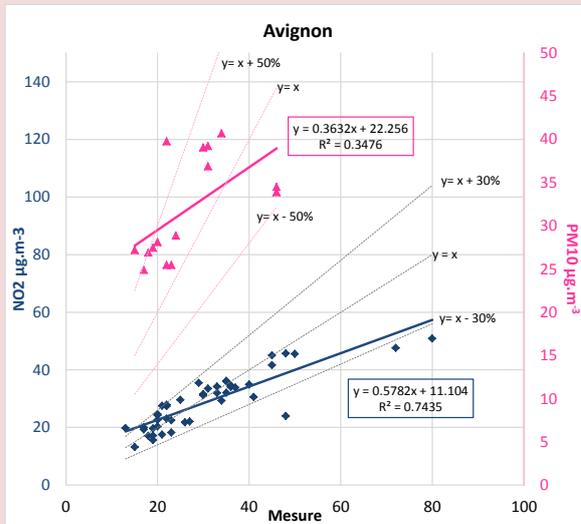


Concernant les transects des particules $\text{PM}_{2.5}$, le modèle calcule correctement la décroissance des concentrations de ce polluant.

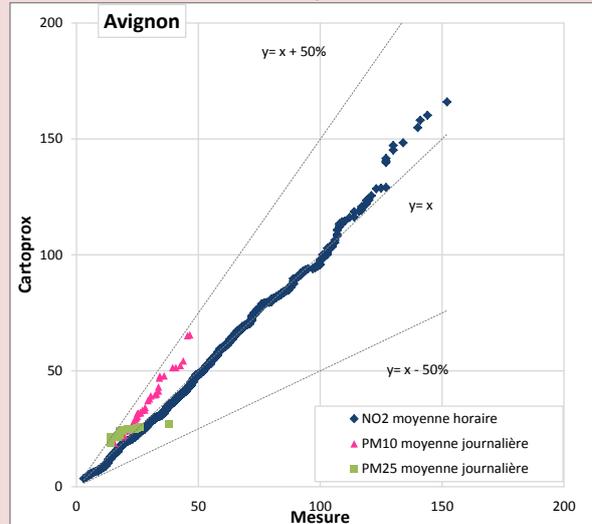


Les autres paramètres statistiques de validation du modèle

Corrélation entre les mesures par échantillonnage passif et la modélisation



Quantile-Quantile Plot des concentrations estimées au niveau du moyen mobile



Les coefficients de corrélation, indiquant l'intensité de la liaison entre la mesure et la modélisation, sont mitigés. Le coefficient vaut 0,74 pour les échantillonneurs passifs en NO₂, ce qui est un bon résultat et il vaut un peu moins que 0,35 pour les préleveurs des particules PM10, ce qui est moins bien. La distribution des concentrations estimées au niveau du moyen mobile confirme une bonne modélisation du NO₂ et une surestimation des particules PM10.

Les cartographies de concentrations du site d'Avignon

NO₂ moyenne annuelle 2010



PM10 moyenne annuelle 2010



PM2.5 moyenne annuelle 2010



La largeur de la bande critique est estimée à 75 mètres au sud de l'échangeur. Comme pour tous les autres sites investigués les oxydes d'azote sont les polluants à surveiller en priorité. Les risques sanitaires liés aux particules sont, d'après la modélisation, limités à la largeur de la voie de circulation.

Le laboratoire mobile du site de Salon – 25 m du bord de la chaussée

Les statistiques annuelles ou partielles

NO ₂ (µg/m ³)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	33	35	3%
Nombre d'heures de dépassement de la valeur horaire 200	0	0	-

*estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

En PM₁₀, l'erreur du modèle atteint 19% sur la moyenne. Cette erreur est ici aussi inférieure à la prescription de la directive européenne (30%) concernant ce polluant. De plus, le modèle reproduit bien les jours de dépassement de la valeur journalière.

PM ₁₀ (µg/m ³)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 40	24	28	19%
Nombre de jours de dépassement de la valeur journalière 50	6	6	-

*estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

PM _{2.5} (µg/m ³)	Mesure	Modélisation	Erreur relative
Moyenne*			
Valeur limite annuelle : 29	15	18	19%

*estimation basée sur les 4 campagnes de mesures

La moyenne des PM_{2.5} calculée sur la base des 4 campagnes de mesures présente une erreur relative inférieure à 30%

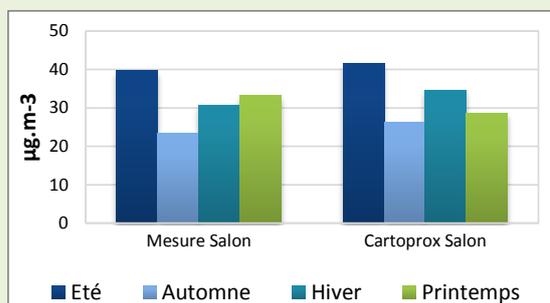
Les valeurs annuelles du laboratoire mobile du site de Salon-de-Provence, estimées par le modèle Cartoprox, respectent les objectifs de qualité fixés par la directive européenne. Ces premiers résultats du laboratoire mobile du site montrent que le modèle reproduit bien la moyenne en dioxyde d'azote et qu'il surestime les particules PM₁₀ et PM_{2.5}.



Le laboratoire mobile du site de Salon – 25 m du bord de la chaussée

Les moyennes par campagnes

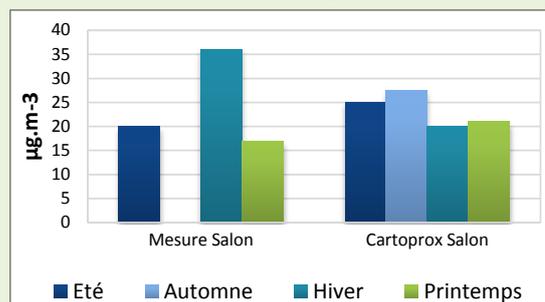
Moyennes par campagne – NO₂



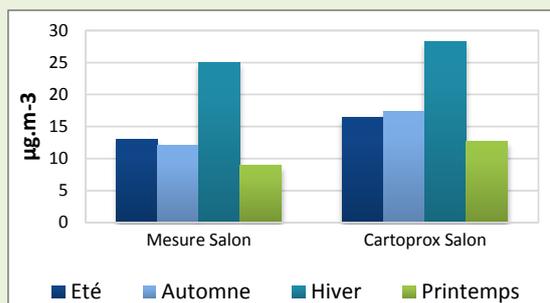
Le modèle surestime les moyennes de 2 à 4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sauf pour la campagne Printemps où il sous-estime la moyenne en NO₂ de 5 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Sur les campagnes Été et Printemps, le modèle surestime de 5 à 4 $\mu\text{g.m}^{-3}$. En revanche, il sous-estime la moyenne hivernale de 16 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Moyennes par campagne – PM10



Moyennes par campagne – PM2.5



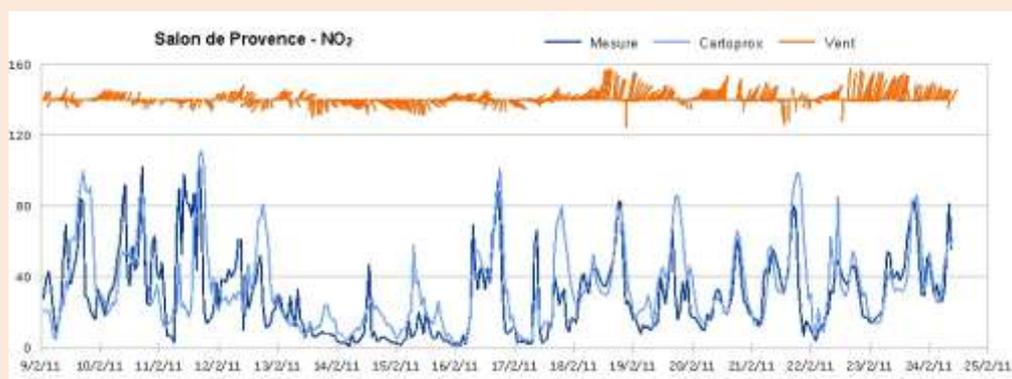
En PM2.5, le modèle surestime les moyennes de chaque campagne de 3 à 5 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Il y a une bonne représentativité du comportement saisonnier par le modèle.

L'analyse par campagne montre qu'en NO₂ le modèle surestime certaines campagnes. En PM10, le modèle affiche une tendance à surestimer les moyennes à l'exception de la campagne Hiver où il sous-estime fortement les concentrations. En PM2.5 le modèle reproduit bien les variations saisonnières.

Le laboratoire mobile du site de Salon – 25 m du bord de la chaussée

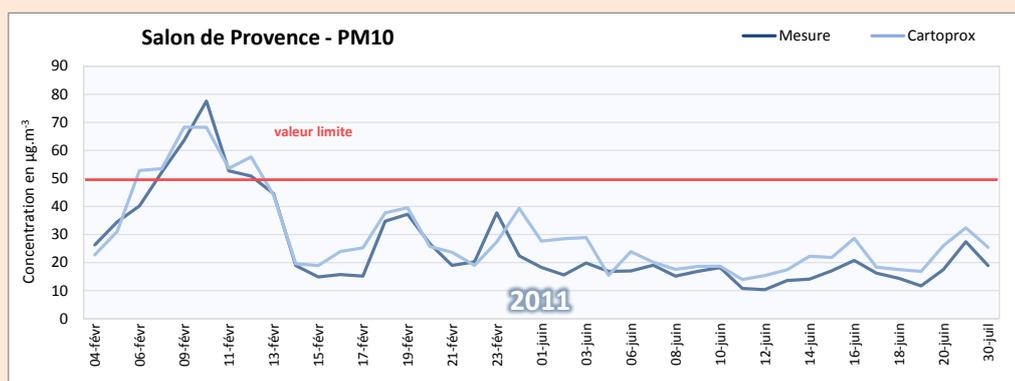
Les évolutions temporelles

Evolution horaire du NO₂ estimées au cours de la campagne de le l'hiver 2011



L'évolution horaire des concentrations en NO₂ modélisées s'accorde bien avec les valeurs de terrain. Les maximums journaliers sont bien simulés à l'exception de quelques jours où le modèle surestime les concentrations de dioxyde d'azote.

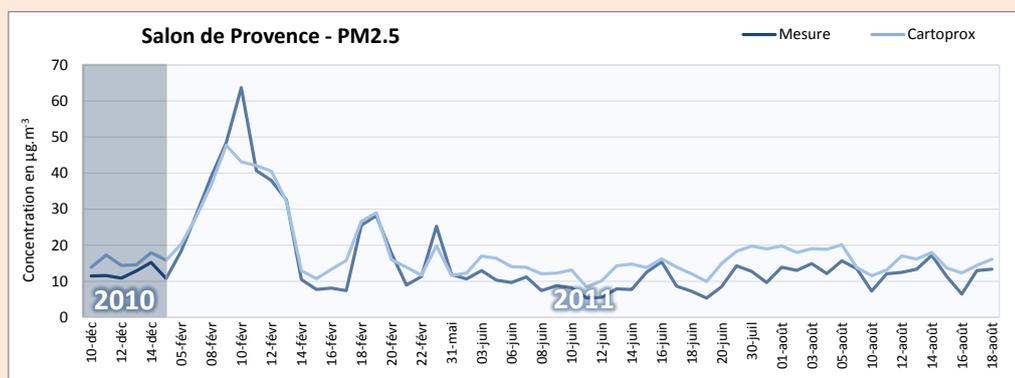
Evolution journalière des PM10 estimées au cours des 3 campagnes de mesures*



* Suite à un problème technique, peu de données PM10 sont exploitables pour la campagne Automne.

L'évolution journalière des concentrations en PM10 montrent que le modèle reproduit bien le comportement de la mesure et simule bien les pics de concentrations.

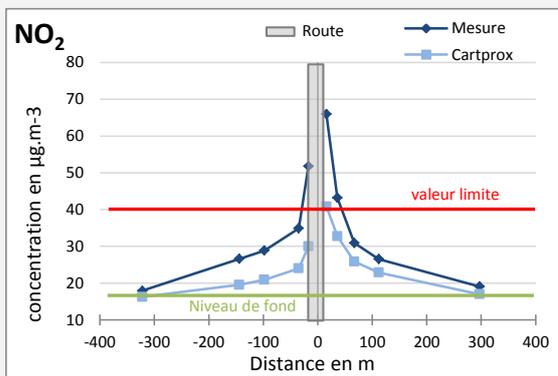
Evolution journalière des PM2.5 estimées au cours des 4 campagnes de mesures



Sur les quatre campagnes, le modèle reproduit bien le comportement des PM2.5. Cependant, les fortes concentrations du 10 février ont été sous-estimées.

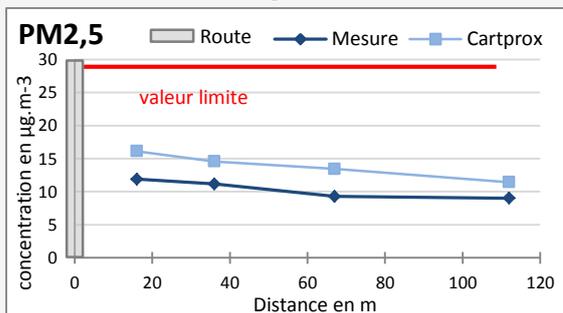
Les transects du site de Salon-de-Provence

Concentrations annuelles moyennes de NO₂ estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



Sur les campagnes Printemps et Été, le modèle surestime les concentrations à proximité et à plus de 150 mètres de la chaussée. Les données des campagnes Automne et Hiver ne sont pas exploitables.

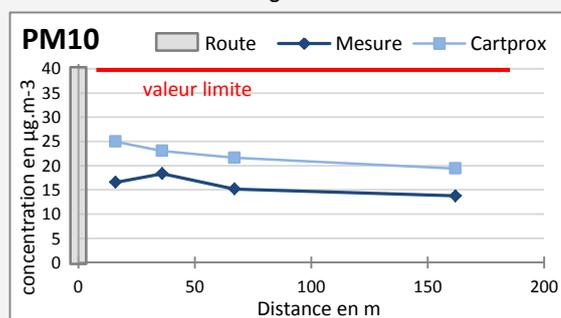
Concentrations annuelles moyennes de PM_{2.5} estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier



Les transects du site de Salon-de-Provence confirment que Cartprox surestime la décroissance des concentrations du dioxyde d'azote, des particules PM₁₀ et PM_{2.5}.

Cartprox sous-estime le gradient de concentration en NO₂ de part et d'autre de la route. Ce gradient est mieux représenté côté est. Les niveaux de fond modélisés concordent avec la mesure. La largeur de la bande d'impact est évaluée à 50 mètres.

Concentrations annuelles moyennes de PM₁₀ estimées en fonction de l'éloignement à l'axe routier

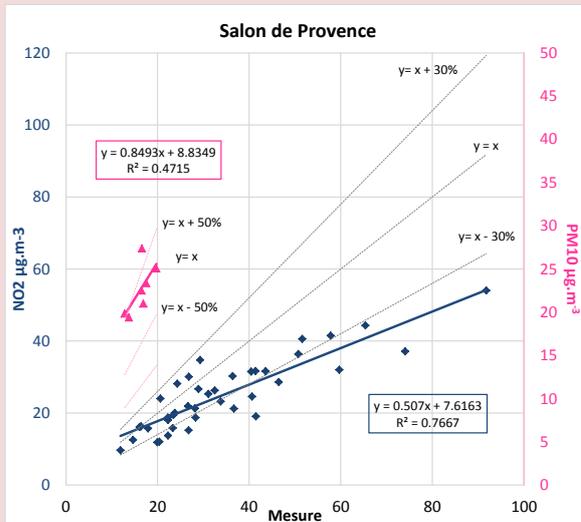


Concernant les transects des particules PM_{2.5}, le modèle surestime la décroissance des concentrations de ce polluant pour les campagnes Printemps et Été. Les données des campagnes Automne et Hiver ne sont pas exploitables.

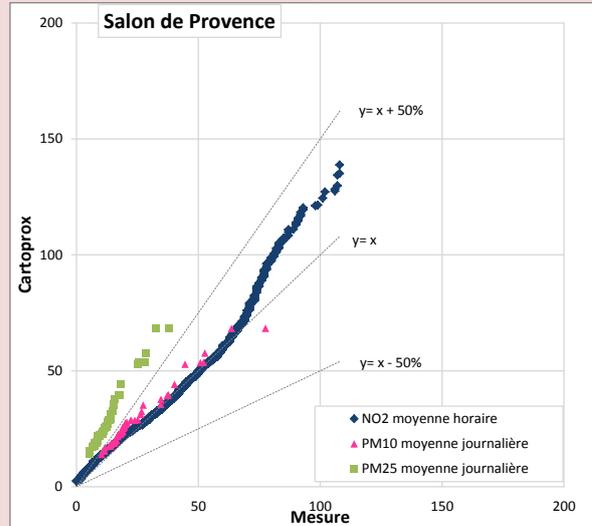


Les autres paramètres statistiques de validation du modèle

Corrélation entre les mesures par échantillonnage passif et la modélisation



Quantile-Quantile Plot des concentrations estimées au niveau du moyen mobile



Les coefficients de corrélation, indiquant l'intensité de la liaison entre la mesure et la modélisation, sont mitigés. Le coefficient vaut 0,77 pour les échantillonneurs passifs en NO₂, ce qui est un bon résultat. Ce coefficient vaut 0,47 pour les préleveurs des particules PM10, ce qui est moins bien. La distribution des concentrations estimées au niveau du moyen mobile confirme une bonne modélisation des particules PM10 et une surestimation du NO₂ pour les fortes concentrations.

Les cartographies de concentrations du site de Salon-de-Provence

NO2 moyenne annuelle 2010



PM10 moyenne annuelle 2010



PM2.5 moyenne annuelle 2010



La largeur de la bande critique est estimée à 50 mètres. Comme pour tous les autres sites investigués les oxydes d'azote sont les polluants à surveiller en priorité. Les risques sanitaires liés aux particules sont, d'après la modélisation, limités à la largeur de la voie de circulation.

Annexe 10 : cartographies complémentaires

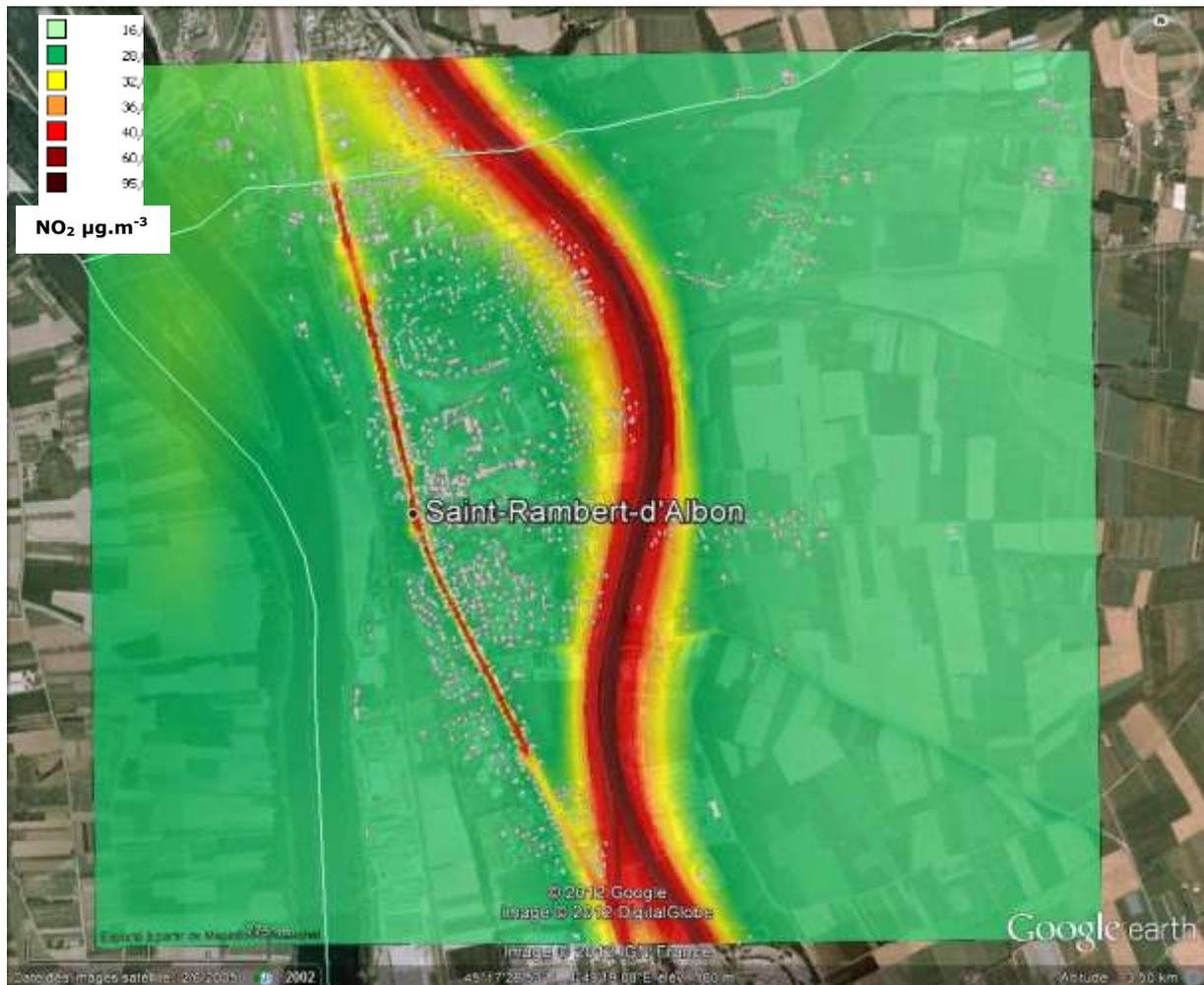


Figure 54 : concentration moyenne annuelle de NO₂ (2010) sur le secteur de St-Rambert d'Albon

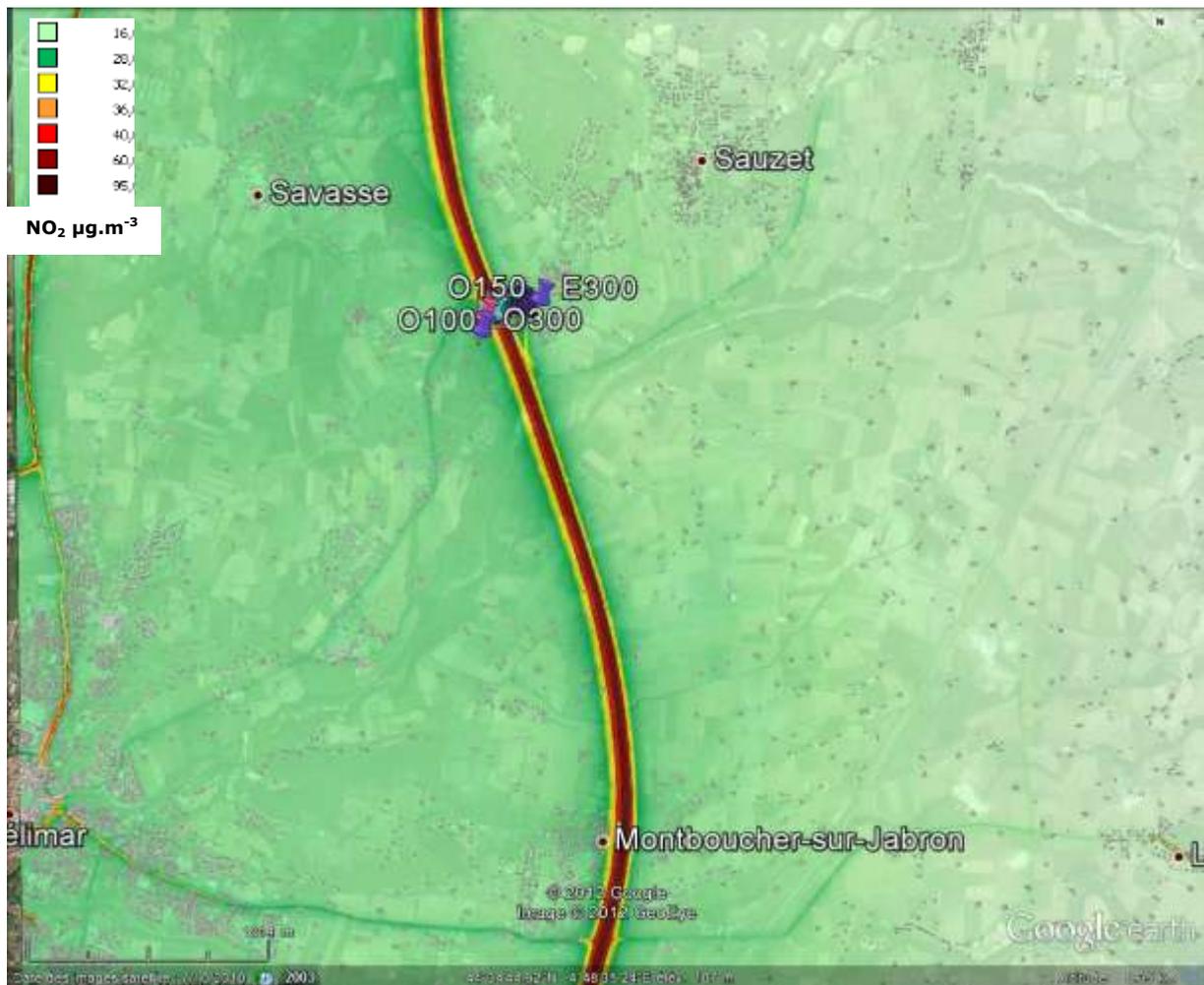


Figure 55 : concentration moyenne annuelle de NO₂ (2010) sur le secteur de Montélimar

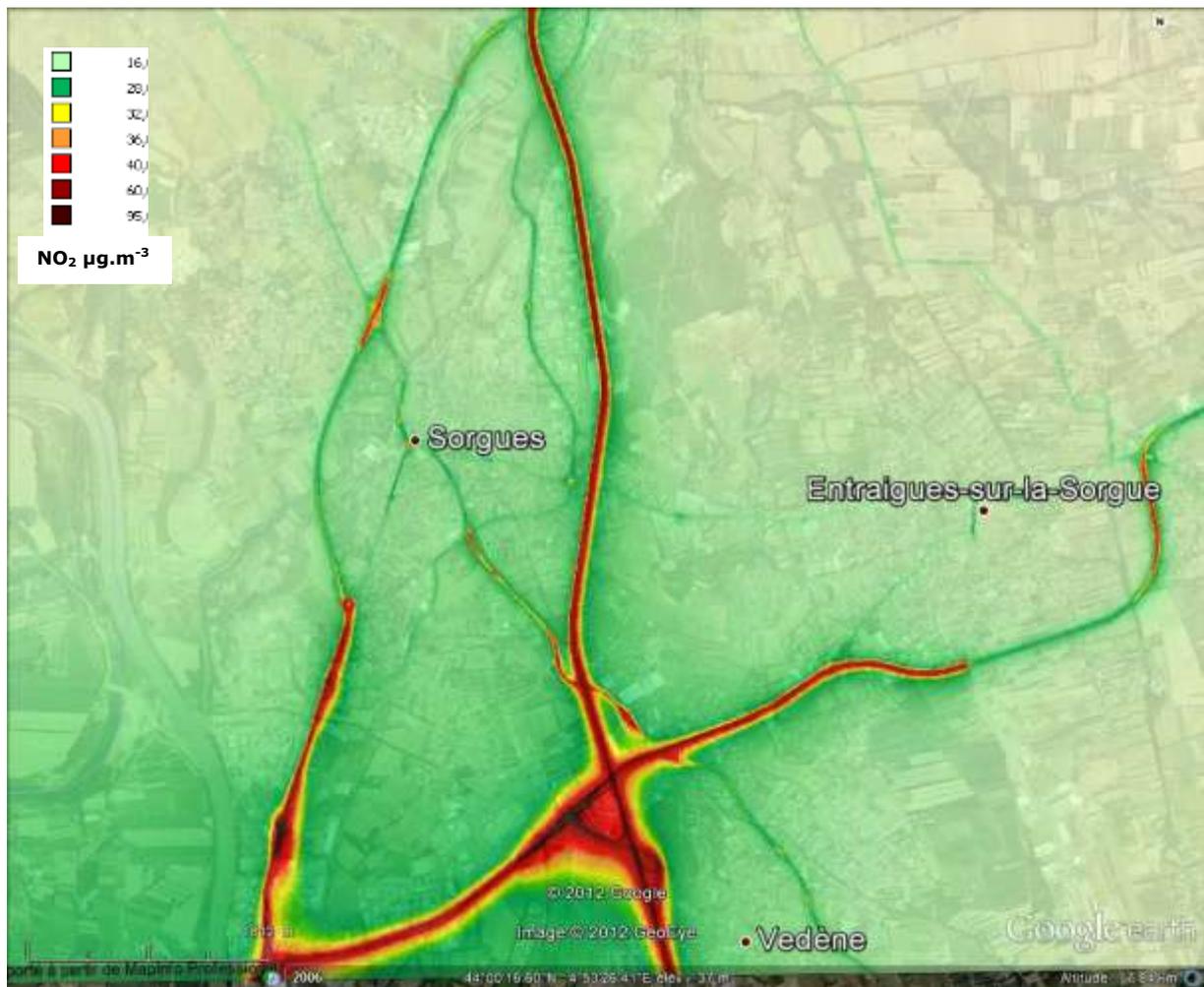


Figure 56 : concentration moyenne annuelle de NO₂ (2010) sur le secteur de Vedène

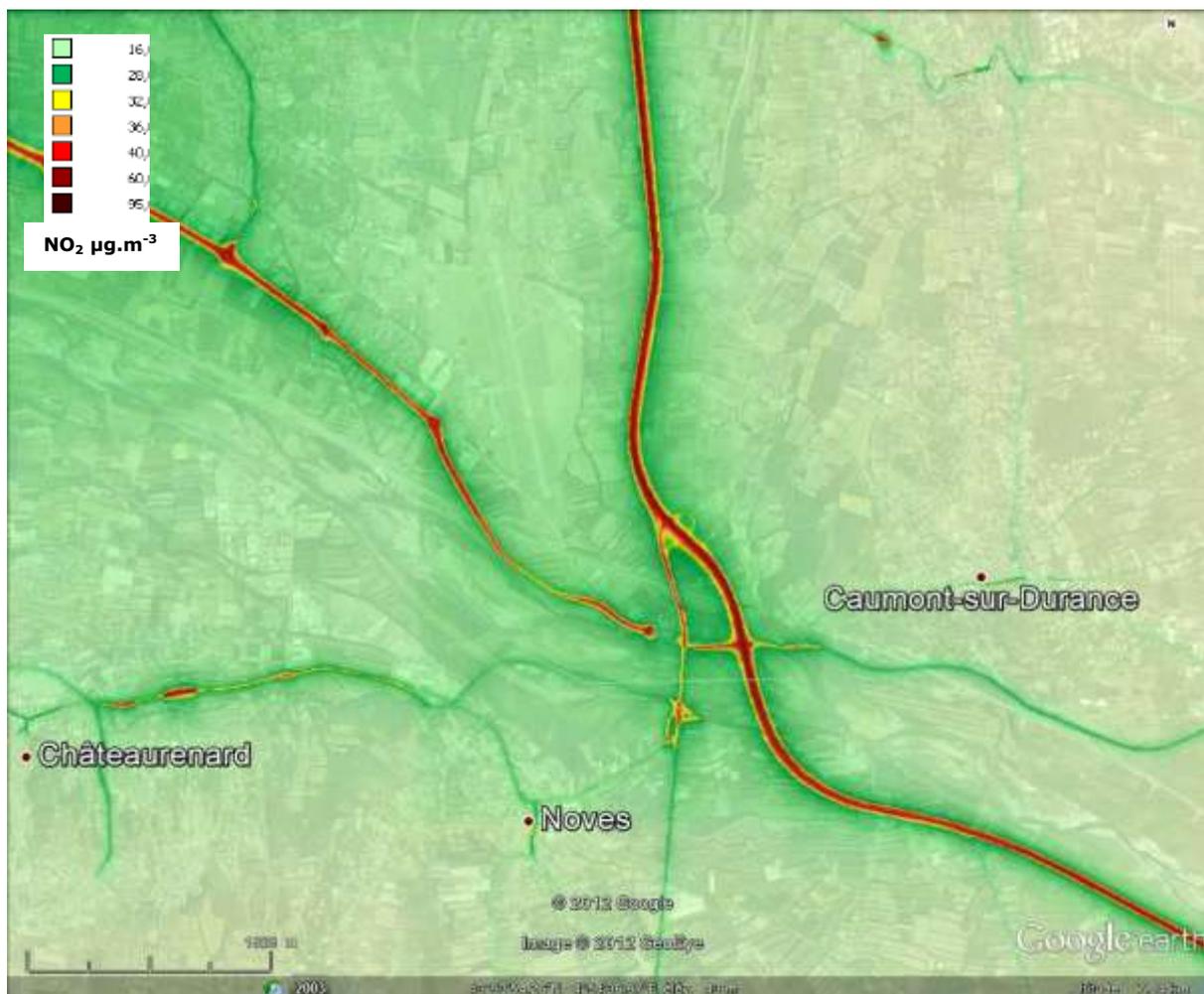


Figure 57 : concentration moyenne annuelle de NO_2 (2010) sur le secteur de l'échangeur d'Avignon Sud

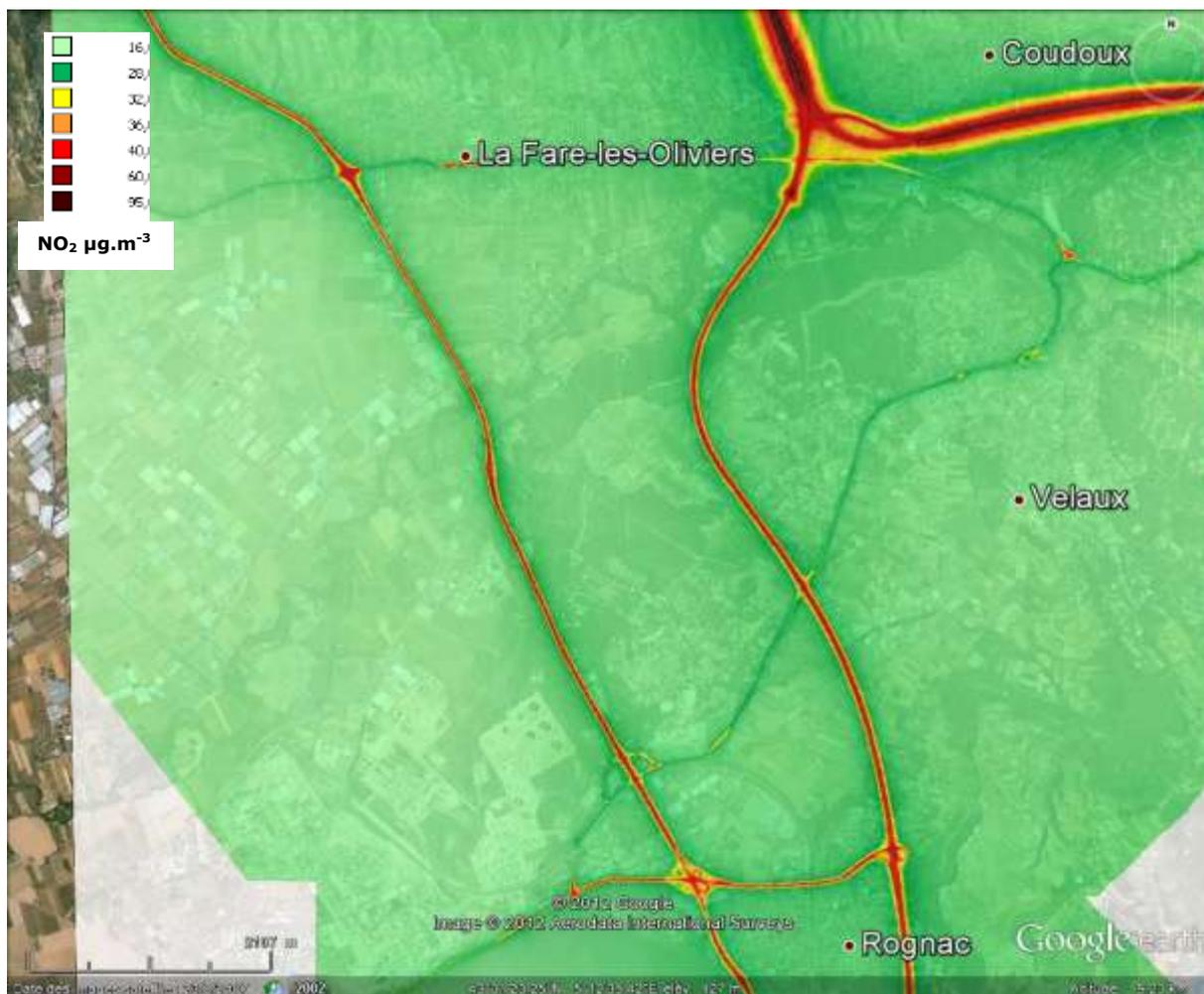


Figure 58 : concentration moyenne annuelle de NO₂ (2010) sur le secteur de Rognac