

Qualité de l'air

PROVENCE - ALPES - CÔTE D'AZUR



Plateformes de modélisation dans les Alpes Maritimes

Projet Stratégique AERA :
Air Environnement Régions ALCOTRA

Action 5.5.4

Programme ALCOTRA 2007-2013

www.airpaca.org

AirPACA
QUALITÉ DE L'AIR

AUTEURS : R. SOUWEINE ET M. BERNARD, L. CHEVALIER, P. DE FERAUDY, G. GILLE, G. LUNEAU, Y. CHANNAC MONGREDIEN, F. PERON, B. ROCHER, J. VIRGA

RELECTEUR : A. ARVIENGAUD

Provence - Alpes - Côte d'Azur

www.airpaca.org

Etablissement de Martigues

Route de la Vierge - 13500 Martigues
Tél. : 04 42 13 01 20 - Fax : 04 42 13 01 29



Siège social

146 rue Paradis - Le Noilly Paradis - 13294 Marseille Cedex 06
Tél. : 04 91 32 38 00 - Fax : 04 91 32 38 29

Etablissement de Nice

333 Promenade des Anglais - 06000 Nice
Tél. : 04 93 18 88 00 - Fax : 04 93 18 83 06



SOMMAIRE

1	CONTEXTE ET OBJECTIFS	5
2	PLATEFORME DE MODELISATION.....	7
2.1	REALISATION D'UNE PLATEFORME DE MODELISATION EN MODE SCENARIOS ; VALIDATION DU MODELE SUR LA ZONE OUEST DES ALPES-MARITIMES.....	7
2.1.1	MESURES DE LA QUALITE DE L'AIR	8
2.1.2	LES EMISSIONS SUR LE TERRITOIRE DE L'OUEST DES 06	11
2.1.3	MODELISATION DE LA QUALITE DE L'AIR	15
2.1.4	RESULTATS – VALIDATION DU MODELE SUR LES PERIODES DE CAMPAGNES	25
2.1.5	CONCLUSIONS	40
2.2	MISE A JOUR DE LA PLATEFORME DE MODELISATION EN MODE SCENARIOS	41
2.2.1	ENJEUX ET OBJECTIFS DE LA MISE A JOUR.....	41
2.2.2	CONFIGURATION DU MODELE.....	44
2.2.3	RESULTATS, SCORES ANNUELS	45
2.2.4	RENDUS CARTOGRAPHIQUES	47
2.2.5	CONCLUSION	51
2.3	PLATEFORMES URBAINES EN MODE PREVISION SUR NICE ET ANTIBES.....	52
2.3.1	ENJEUX ET OBJECTIFS	52
2.3.2	CONFIGURATION DES PLATEFORMES SUR LES VILLES D'ANTIBES ET DE NICE	52
2.3.3	RESULTATS, SCORES DES CONFIGURATIONS RETENUES :	57
2.3.4	RESULTATS, RENDUS CARTOGRAPHIQUES:	60
2.3.5	CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	61
3	UTILISATION DES PLATEFORMES DE MODELISATION	62
3.1	EVALUATION DE SCENARIOS THEORIQUES D'AMENAGEMENT, TESTS DE SENSIBILITE	62
3.1.1	METHODOLOGIE APPLIQUEE.....	62
3.1.2	SCENARIO PRENANT EN COMPTE L'EVOLUTION DU PARC AUTOMOBILE	68
3.1.3	SCENARIO DE DIMINUTION DE LA LIMITATION DE VITESSE.....	72
3.1.4	SCENARIO DE LA REDUCTION DU TMJA.....	77
3.1.5	CONCLUSIONS DE L'ETUDE	83
3.2	TCSP- CASA.....	83
3.2.1	CONTEXTE ET OBJECTIFS.....	83

3.2.2	METHODOLOGIE APPLIQUEE	83
3.2.3	ETUDE DES BILANS D'EMISSIONS ROUTIERES.....	86
3.2.4	ETUDE DE DISPERSION, CONCENTRATION ET GAIN SUR LA QUALITE DE L'AIR.....	90
3.2.5	CONCLUSIONS DE CETTE ETUDE.....	97
3.3	IMPACT DU STATIONNEMENT DOUBLE FILES SUR LES EMISSIONS DE POLLUANTS DANS LA VILLE DE NICE .	100
3.3.1	CONTEXTE DE L'ETUDE	100
3.3.2	METHODOLOGIE DES CALCUL DES EMISSIONS	100
3.3.3	RESULTATS OBTENUS.....	102
3.3.4	CONCLUSION DE L'ETUDE	103
4	CONCLUSION	104
5	REFERENCES	106
6	LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES	107
6.1	TABLEAUX	107
6.2	FIGURES	107
7	ANNEXE I : LONGUEUR DE MONIN OBUKHOV	112
8	ANNEXE II : INDICATEURS STATISTIQUES	113
9	ANNEXE III : CONSEQUENCES SANITAIRES DES POLLUANTS.....	116

1 CONTEXTE ET OBJECTIFS

AERA (AIR ENVIRONNEMENT REGIONS ALCOTRA) est un projet stratégique du programme Alcotra 2007-2013, plan de coopération transfrontalière le long de la frontière continentale franco-italienne, doté d'une contribution financière FEDER. Il regroupe huit partenaires : Air PACA, DREAL PACA, les Régions Ligure, Piémont et Val d'Aoste, les Provinces de Cuneo et de Torino et la Région Rhône-Alpes. Il a pour but de fournir aux différents partenaires du territoire Alcotra des moyens pour améliorer et harmoniser leurs connaissances et méthodologies relatives aux processus de planification et d'évaluation de la qualité de l'air.

Ce projet est décliné en 7 phases:

1. Etat initial de la qualité de l'air et des politiques de protection de l'air.
2. Analyse et recensement des outils pour la planification dans le cadre de la qualité de l'air.
3. Amélioration des outils pour la planification (mesures, cadastre des émissions, modélisation).
4. Construction des mesures et actions de planification communes.
5. Actions pilotes.
6. Communication et éducation, dissémination des résultats du projet.
7. Gestion du projet

Air PACA est responsable des actions 2.1 et 3.1, qui ont pour objectifs principaux d'établir un état des lieux du réseau de mesures de la zone Alcotra, afin d'optimiser, d'harmoniser et de valoriser ce réseau de mesure transfrontalier, via notamment la création de bases de données communes aux différents partenaires.

Air PACA travaille aussi sur quatre actions pilotes sur son territoire de compétence :

1. Etude spécifique des émissions de particules dans les vallées alpines et sur le littoral urbanisé ;
2. Mise en place d'un outil d'aide à la décision à l'échelle urbaine sur l'agglomération Niçoise ;
3. Etude spécifique des émissions du trafic poids lourds sur l'axe franco-italien ;
4. Estimations des interactions des émissions de polluants entre la région PACA et l'Italie ;

Cette étude, relative à l'action pilote N°2, montre plusieurs objectifs distincts, dont l'élaboration d'une plateforme urbaine de modélisation de la qualité de l'air à haute résolution en mode scénario sur la bande littorale du département des Alpes Maritimes, et la réalisation de deux plateformes urbaines haute résolutions en mode prévision sur les villes d'Antibes et de Nice.

Les Etats membres de l'Union Européenne se doivent de répondre aux attentes communautaires, avec l'intégration de nouvelles normes comme le calcul annuel des populations exposées à des dépassements de valeurs limite pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants, mais aussi les déclenchements des mesures d'urgence lors de pics de pollution estimés à l'aide de la modélisation.

Les organismes en charges de la surveillance de la qualité de l'air de la zone Alcotra disposent de plusieurs outils pour leurs activités, au regard de la réglementation. D'une part la mesure automatique, qui fournit une donnée très précise en quasi temps réel, mais qui montre des lacunes notamment en termes de représentativité spatiale. D'autre part la modélisation qui intervient alors en complément permettant une couverture plus large de la zone à évaluer.

Air PACA a mis en œuvre depuis de nombreuses années des plateformes de modélisation sur plusieurs échelles de résolution. Echelle régionale, et inter-régionale avec la plateforme AIRES-Méditerranée (www.aires-mediterranee.org), qui permet de réaliser des calculs de concentrations pour les régions PACA, Languedoc-Roussillon et Corse en mode scénario et prévision. En complément, Air PACA développe des modèles à l'échelle urbaine sur les principales agglomérations de PACA, également en mode scénario et prévision. Le principal objectif de ces plateformes urbaines est de réaliser une descente d'échelle et de modéliser les concentrations sur des mailles très fines (de l'ordre du mètre). Elles sont dédiées à l'information des populations et aux acteurs locaux. Focalisées sur les grands centres urbains du territoire, elles permettent de prévoir à 2 jours les concentrations de NO₂, O₃ et PM₁₀.

Air PACA a ainsi développé dans le cadre du projet AERA une plateforme de modélisation en mode scénarios sur les Alpes Maritimes. Cette réalisation s'est effectuée en deux temps ; avec un premier inventaire d'émissions, et pour aller plus loin, Air PACA mis à jour ce modèle, sur une bande littoral des Alpes Maritimes avec un nouvel inventaire d'émissions. En complément, Air PACA a développé 2 plateformes de modélisation en mode prévision sur les villes de Nice et d'Antibes.

Ces plateformes de modélisation ont permis de répondre à des questions de politiques d'amélioration de la qualité de l'air. Ainsi, les actions du PPA (Plans de Protection de l'Atmosphère) des Alpes Maritimes ont pu être évaluées grâce à ces outils de modélisation. De même, des études à plus fine échelle, telles que l'évaluation de la mise en place d'un réseau de transport en commun en site propre, une étude de l'impact des doubles files sur les émissions du trafic routier et l'analyse de différentes situations de trafic autoroutier sur les émissions et les concentrations de polluants ont été évaluées.

2 PLATEFORME DE MODELISATION

2.1 REALISATION D'UNE PLATEFORME DE MODELISATION EN MODE SCENARIOS ; VALIDATION DU MODELE SUR LA ZONE OUEST DES ALPES-MARITIMES

L'étude suivante présente les différentes étapes nécessaire à la réalisation d'une plateforme de modélisation en mode scénarios, depuis les campagnes de mesures jusqu'à la réalisation des cartographies finales, à travers les travaux menés pour valider le modèle urbain sur la zone de la CAPAP / Cannes, derniers des trois modèles déployés sur les Alpes Maritimes en 2008.

Les teneurs en dioxyde d'azote et benzène de la zone se situant autour de l'agglomération niçoise ont été simulées avec l'outil de modélisation haute résolution ADMS Urban. Néanmoins, la partie Ouest de la zone d'étude n'a pas été validée par la mesure, d'où la nécessité de caler cette zone du modèle à l'aide de données mesures (tubes + stations), afin d'avoir une plateforme homogène autour l'agglomération niçoise.

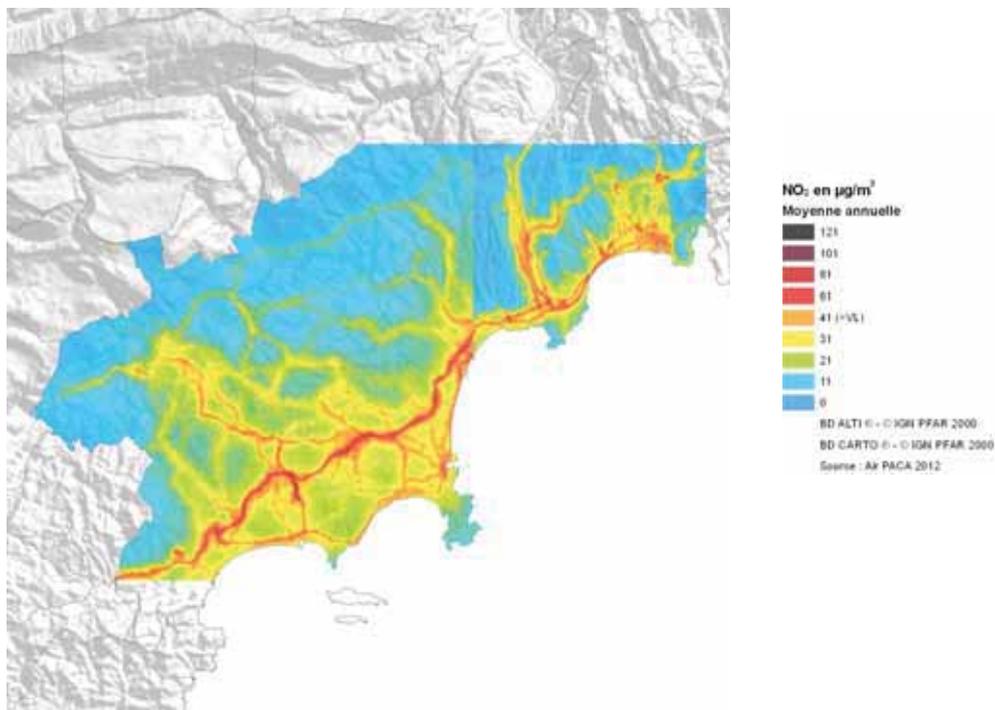


Figure 1 : Représentation cartographique des concentrations annuelles en dioxyde d'azote modélisées sur l'agglomération niçoise

Deux campagnes de mesures de la qualité de l'air par tubes à diffusion passive ont eu lieu en période hivernale et estivale en 2011, pour la mesure du dioxyde d'azote et du Benzène. A partir des mesures, le modèle utilisé pour la partie Est (CASA) a été calé pour la partie Ouest (Cannes, le Cannet et CAPAP), dans l'objectif de réaliser une cartographie de cette zone Ouest sur une année entière (2011).

2.1.1 MESURES DE LA QUALITE DE L'AIR

Methodologie

Deux campagnes de mesures ont été réalisées sur la partie ouest du département. Une campagne « hivernale » en janvier 2011 et une campagne « estivale » en août 2011. Les données issues des stations fixes, ont également été prises en compte.

Dispositif de mesure

Polluants mesurés

Les polluants mesurés sont des indicateurs de la pollution issue du trafic automobile et de certaines activités industrielles : le dioxyde d'azote et les BTeX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène et Xylènes).

Sont présentés dans ce rapport les résultats des deux campagnes de mesure, le dioxyde d'azote, traceur de la pollution automobile et le benzène plus particulièrement, traceur de la pollution automobile et industrielle.

Tubes à diffusion passive

Une centaine de points de mesures par échantillonneurs passifs (tubes NO₂ et benzène) viennent compléter le dispositif de surveillance des deux stations fixes de la zone d'étude. Ces sites de prélèvements ponctuels implantés de façon à quadriller la zone permettent de le caractériser, le cartographier et ainsi de disposer d'une évaluation précise de la qualité de l'air.

Les résultats des campagnes hivernale et estivale, chacune constituée de 2 fois 15 jours de mesures, sont extrapolés à l'année 2011 à partir des mesures des analyseurs fixes de la zone d'étude. Ainsi, les traitements statistiques des données des tubes passifs, tenant compte des valeurs des stations fixes, permettent d'obtenir pour chaque site une concentration moyenne annuelle, représentative de l'année étudiée.

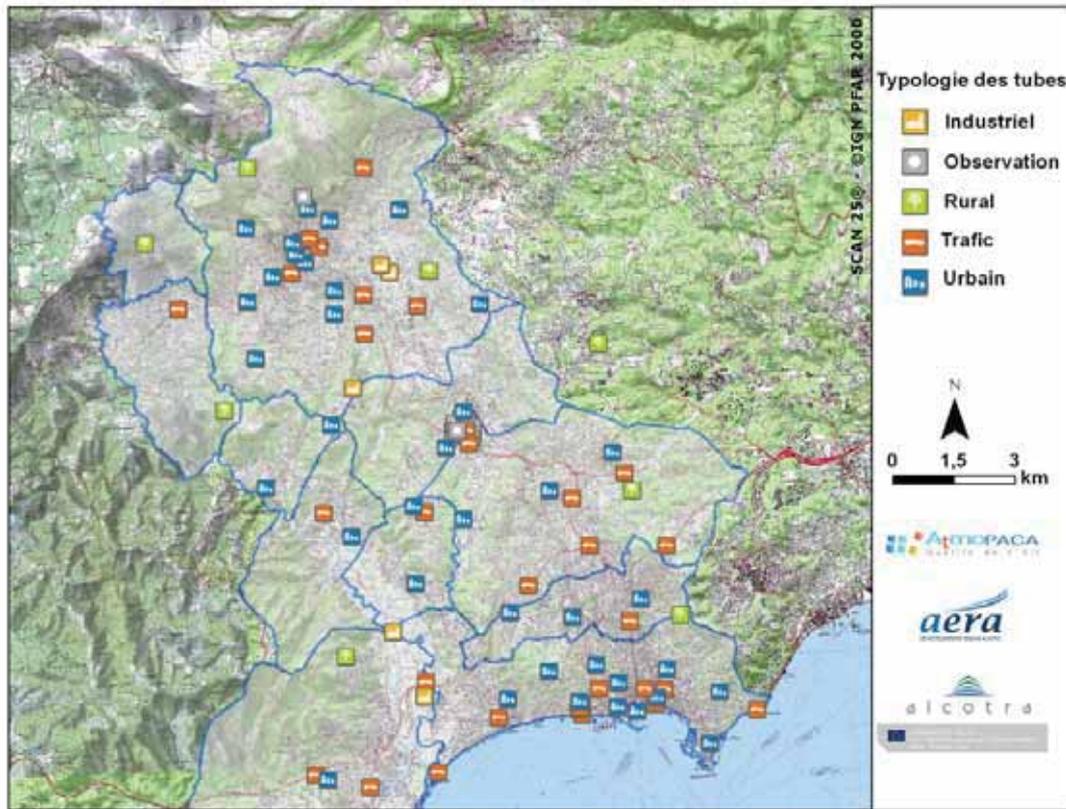


Figure 2 : Emplacement et typologie des tubes pour la campagne de surveillance sur la Zone Ouest 06

Analyseurs automatiques en temps réel

Les stations fixes de la zone enregistrent en continu, à un pas de temps quart horaire, les concentrations en polluants (cf. Tableau 1). Ces mesures sont les données de référence sur le territoire de la zone d'étude, qui permettent de comparer et valider les concentrations des échantillonneurs passifs.

STATION	ANALYSEURS			TUBES	
	NO ₂	O ₃	PM	NO ₂	BTX
Cannes	X	X	X	X	X
Grasse Clavecin	X	X		X	X
Antibes Jean Moulin	X	X	X	X	X
Cagnes-sur-Mer	X	X	X	X	X
MOYEN MOBILE					
Grasse Piscine	X	X	X	X	

Tableau 1 : stations de mesures et analyseurs sur la zone PPA

Résultats annuels du dioxyde d'azote

A partir de la moyenne des deux mois de mesure (hiver et été), une méthode de reconstruction des données par l'application de fonctions de régression est réalisée afin de posséder une concentration moyenne représentative de l'année considérée (2011).

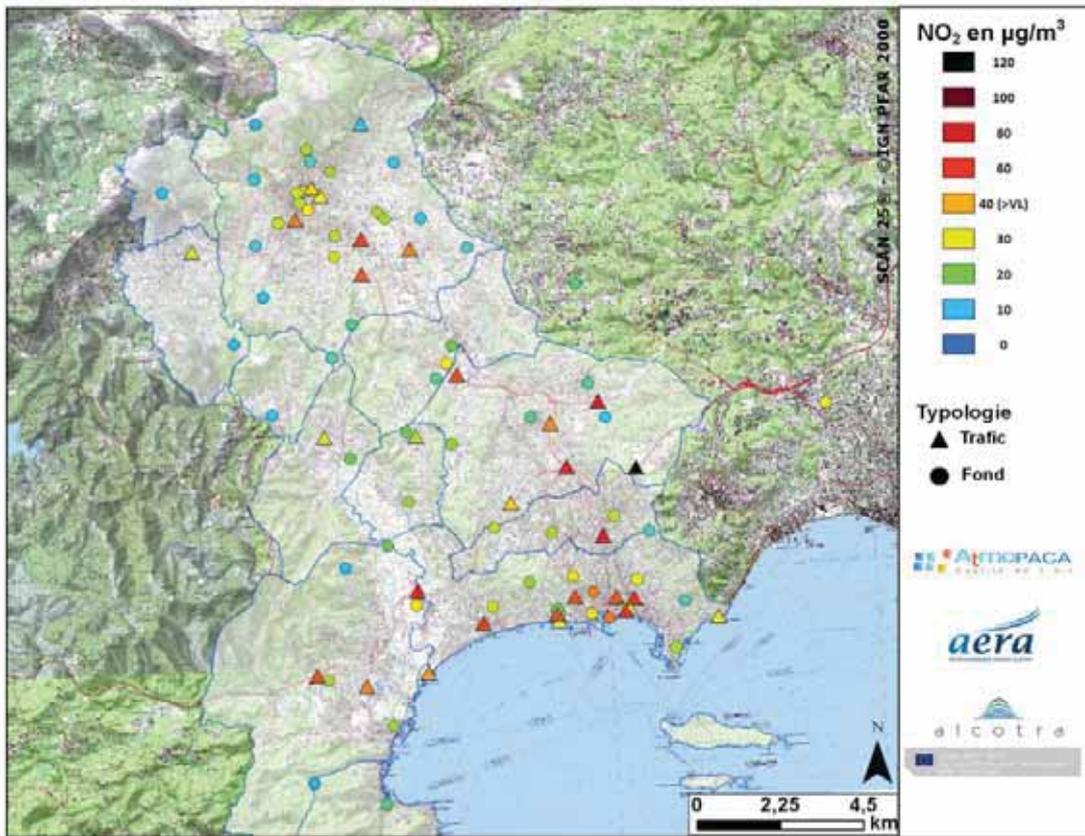


Figure 3 : Concentrations annuelles en 2011 en NO₂

Les plus fortes valeurs sont rencontrées sur les grands axes autoroutiers et les zones urbaines, la plus forte concentration a été mesurée sur un site très proche autour de l'autoroute A8. Les autres fortes valeurs sont mesurées autour de l'A8, mais aussi sur les axes à fort trafic routier tels que la pénétrante de Grasse et la route de Canne. Les sites de typologie trafic des principaux centres urbains présentent aussi des valeurs fortes au vue des valeurs réglementaires.

Les zones urbaines, pour les sites de typologie urbaine ou périurbaine, présentent des valeurs moins élevées, qui respectent la norme réglementaire de 40 µg/m³ en moyenne annuelle.

Enfin, les sites plus éloignés des principales sources d'émission signalent des valeurs, en moyenne annuelle, bien en deçà des valeurs réglementaires.

Résultats annuels du benzène

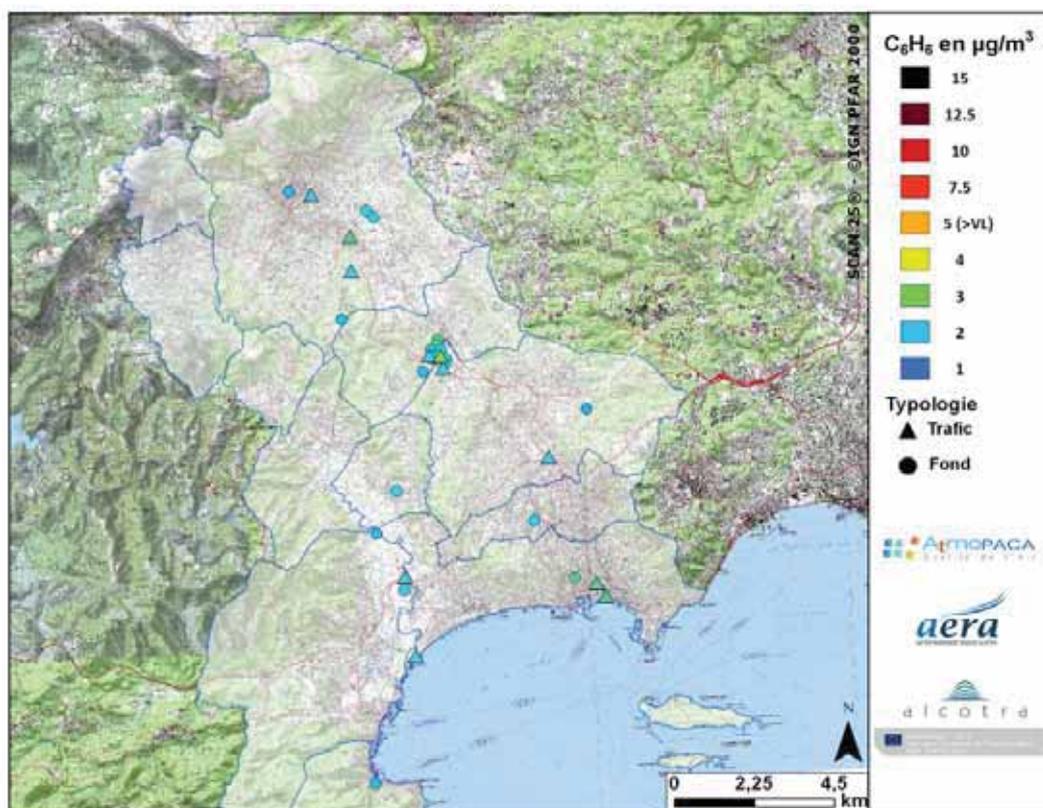


Figure 4 : concentrations annuelles en benzène en 2011

La Figure 4 présente la cartographie des concentrations moyennes annuelles de benzène sur la zone modélisée en 2011.

La principale source d'émission du benzène est le secteur trafic routier, notamment dans des conditions de circulations congestionnées. Ainsi, les plus fortes valeurs mesurées sont situées autour de ces grands axes routiers, mais les concentrations en benzène restent faibles au vu de la réglementation, bien en deçà de la valeur limite de $5\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle.

2.1.2 LES EMISSIONS SUR LE TERRITOIRE DE L'OUEST DES 06

La connaissance et la préparation des données d'émissions constituent une étape essentielle et primordiale pour modéliser la qualité de l'air sur un territoire et servir de base au calcul de scénarios d'aménagements.

L'étude présente porte sur le cadastre des émissions année de référence 2004 et trafic 2006.

En 2011, Air PACA a mis à jour son cadastre des émissions avec l'année de référence 2007. Le réajustement de cette étude avec le cadastre 2007 est développé dans le paragraphe 2.2 « Mise à jour de la plateforme de modélisation en mode scénarios »

Bilan des émissions et analyse sectorielle

Le bilan d'émissions pour les principaux polluants indique que l'Ouest des Alpes Maritimes modélisé représente en émission de polluants de 12 à 20 % des émissions des Alpes-Maritimes et environ 2 % des émissions régionales.

Les communes étudiées sur l'ouest des Alpes Maritimes dans le cadre de la modélisation sont Auribeau sur Siagne, Cannes, Grasse, La Roquette sur Siagne, Le Cannet, Mandelieu-la-Napoule, Mouans-Sartoux, Mougins, Pégomas, Peymeinade, Théoule-sur-Mer et Valbonne.

Tableau 2 : Emissions annuelles sur l'Ouest des Alpes-Maritimes pour les principaux polluants (Inventaire A2007 V2010)

	NO _x	CO	CO ₂	SO ₂	COVNM	PM _{tot}	PM ₁₀	PM _{2,5}	C ₆ H ₆
	t/an	t/an	t/an	t/an	t/an	t/an	t/an	t/an	kg/an
Agriculture, sylviculture et nature	16	60	4 290	1	669	28	12	6	529
Production et distribution d'énergie	0	0	0	0	118	0	0	0	1 129
Industrie et traitement des déchets	317	94	300 626	31	1 513	362	99	14	7
Résidentiel et tertiaire	273	1 038	278 185	80	604	92	84	79	1 063
Transports non routiers	16	642	7 235	6	45	9	4	2	893
Transports routiers	2 465	4 399	467 019	85	830	334	226	166	24 297
Modèle Ouest Alpes Maritimes	3 087	6 234	1 057 356	203	3 780	826	425	266	27 918
Alpes Maritimes	15 704	31 534	5 738 439	1 533	27 035	5 009	2 967	2 070	138 876
% zone / Alpes Maritimes	19.7%	19.8%	18.4%	13.3%	14.0%	16.5%	14.3%	12.9%	20.1%
Région PACA	123 145	396 094	46 944 676	89 013	188 597	39 052	21 000	14 606	833 235
% zone / PACA	2.5%	1.6%	2.3%	0.2%	2.0%	2.1%	2.0%	1.8%	3.4%

La contribution de cette zone géographique des Alpes Maritimes dans les émissions de polluants départementales s'explique notamment par le poids démographique de celle-ci : ces 13 communes représentent environ 255 000 habitants, soit 24% de la population des Alpes-Maritimes.

Les émissions présentent plusieurs types de sources. L'étude de la part respective de chaque secteur d'activité est présentée dans la Figure 5 ci-dessous.

L'analyse sectorielle des émissions indique une nette importance du secteur des transports routiers pour la majorité des polluants présentés ici. Les transports routiers sont émetteurs de 80 % des oxydes d'azote, 71 % du monoxyde de carbone et de 40 à 60 % des émissions de particules. Cette répartition sectorielle s'explique par le trafic important sur les principaux axes de l'agglomération, notamment l'autoroute A8, la pénétrante Grasse Cannes, ainsi que les axes majeurs des communes de Cannes (Bd. Carnot, Bd. Général Vautrin) et du Cannet (Av. du Campon).

Les activités industrielles représentent de 10 à 40 % des émissions de polluants (mis à part pour le CO et les PM_{2,5} pour lesquels le poids de ce secteur n'est que de respectivement 2 et 5 %). Selon les polluants, plusieurs types d'activités jouent un rôle important comme l'incinération des déchets, les installations de combustion ou encore l'exploitation de matériaux dans les carrières.

Le secteur du résidentiel / tertiaire contribue de façon assez hétérogène en fonction des polluants, avec 40 % des émissions de SO₂, 30 % en PM_{2,5} et 20 % en PM₁₀. Les émissions de CO₂ représentent 26 % et la contribution la plus faible est de 9% pour les NO_x.

Les transports non routiers représentent une très faible part des émissions. Il s'agit essentiellement de l'influence de l'aéroport de Cannes et des activités maritimes du port de Cannes. Il est à noter que les rejets émis en altitude sont prises en compte dans le modèle, mais elles ont moins d'influence que les rejets émis au sol ou à proximité.

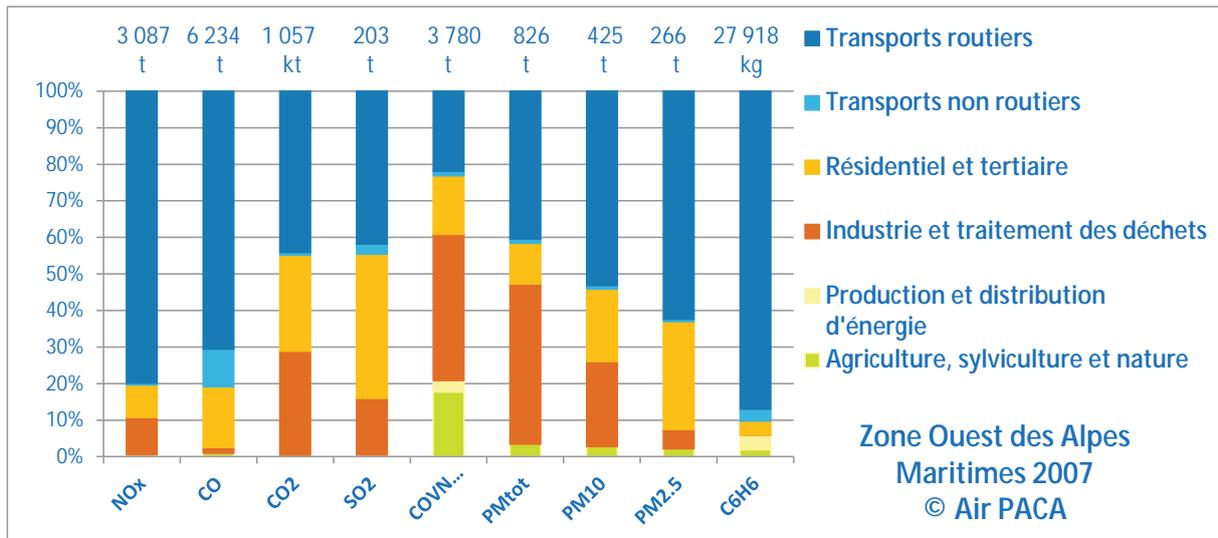


Figure 5 : Part de chaque secteur d'activité dans les émissions de la Zone Ouest 06

Emissions d'oxydes d'azote (3 087 tonnes/an)

Sur le territoire de l'ouest des Alpes Maritimes, les oxydes d'azote sont très majoritairement émis par les transports routiers, responsables de 80 % des rejets de NO_x. Les activités industrielles et de traitement des déchets participent à 10 % des émissions de NO_x (il s'agit principalement des installations de combustion telles que chaudières, fours, incinération des déchets, ...). Les émissions du secteur résidentiel / tertiaire (9 % des émissions totales de NO_x) proviennent majoritairement des chaudières.



Figure 6 : Analyse sectorielle des émissions de NOx

La comparaison des émissions de NO_x par commune, cf. Figure 7, montre que la part du transport routier est majoritaire sur la totalité des communes. Bien que la commune de Mougins ne représente que 8% de la population de la zone étudiée, elle émet néanmoins le plus de dioxyde d'azote sur la zone d'étude. La contribution du trafic routier est de 95% des émissions sur cette commune car, elle est traversée par les deux axes majeurs de circulation de la zone l'A8 et la pénétrante Grasse-Cannes.

Une contribution du secteur industriel est identifiée sur les communes de Grasse, Valbonne et Mouans-Sartoux, en raison des zones d'activités industrielles présentes.

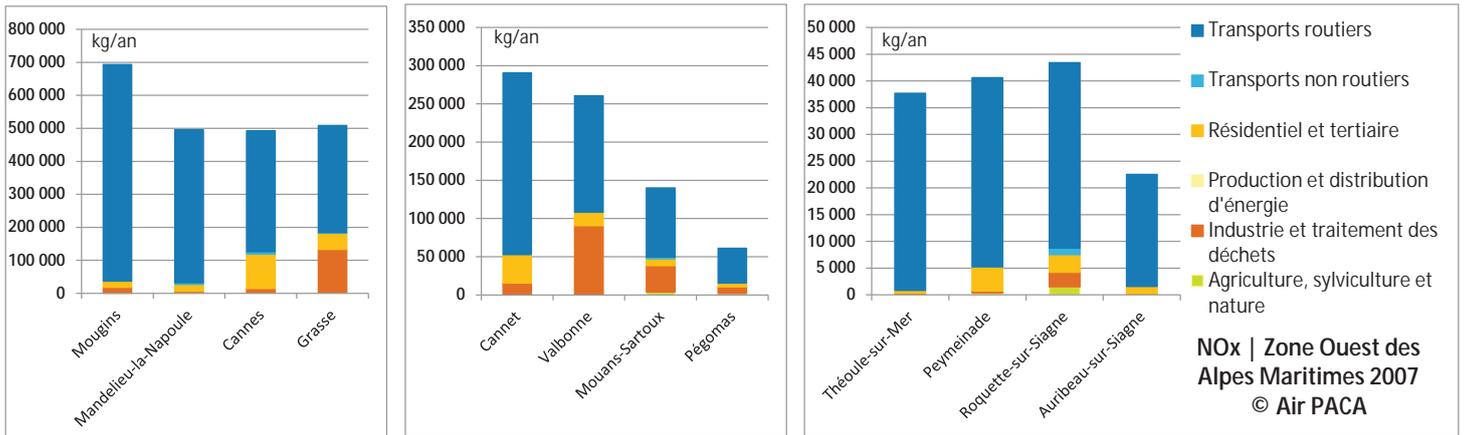


Figure 7 : Analyse sectorielle par commune des émissions de NO_x

Emissions en benzène – C₆H₆ (27 918 kilogrammes/an)

Sur le territoire de l'ouest des Alpes Maritimes, le benzène est très majoritairement émis par les transports routiers, responsables de 87 % des rejets. Les activités industrielles et de traitement des déchets, le résidentiel tertiaire, les transports non routiers participent à 4-3 % des émissions de benzène.

C₆H₆ | Inventaire des émissions PACA 2007 © Air PACA

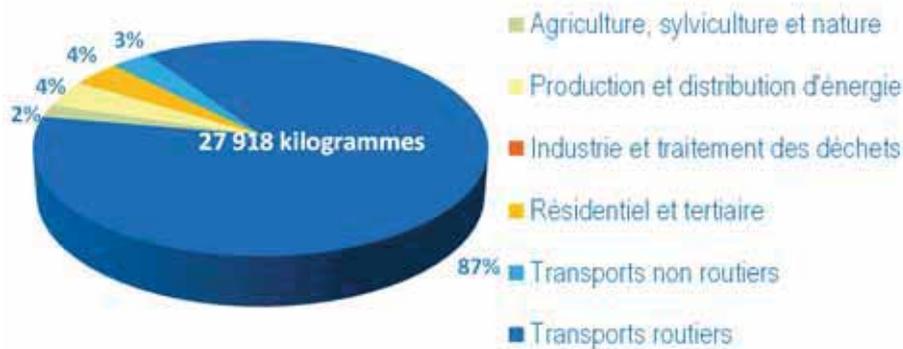


Figure 8 : Analyse sectorielle des émissions de C₆H₆

La comparaison des émissions de benzène par commune, cf. Figure 9, montre que la part du transport routier est très majoritaire sur la totalité des communes. La commune de Cannes est celle qui émet le plus de benzène, avec Grasse. Le benzène est un polluant principalement émis par d'anciens véhicules essences dans des conditions de fortes congestions, les communes ayant le plus de trafic routier urbain sont donc les plus émettrices. Les autres secteurs sont peu représentés.

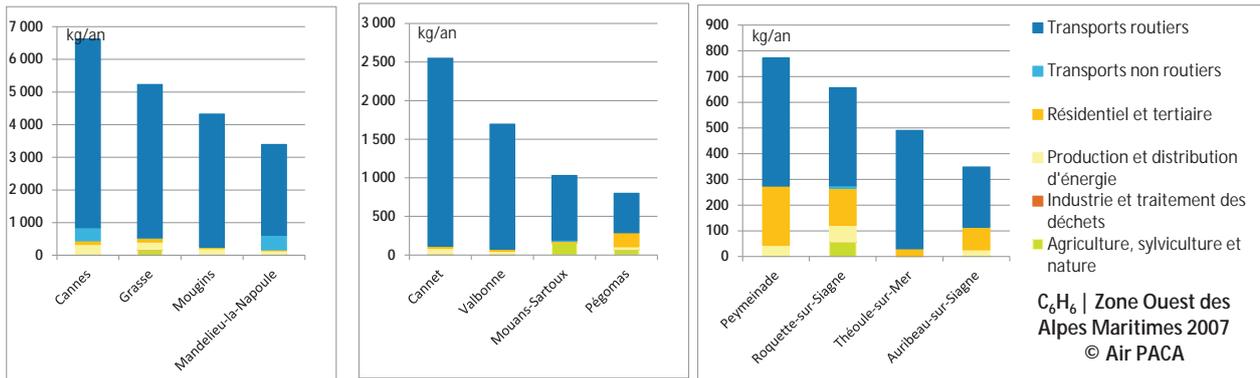


Figure 9 : Analyse sectorielle par commune des émissions de benzène

2.1.3 MODELISATION DE LA QUALITE DE L'AIR

Modèle mathématique de dispersion

Le modèle utilisé pour cette étude est « ADMS Urban, V3.1 », il intègre différents modules couplés qui décrivent les effets complexes sur la dispersion des effluents : topographie, effets « canyons », turbulence liée au trafic, phénomènes météorologiques particuliers (inversion de température)...

En fonctionnement normal, le modèle de dispersion travaille en régime stationnaire pour une situation météorologique donnée : les situations météorologiques sont réactualisées toutes les heures. ADMS travaille en mode séquentiel horaire, ce qui permet de prendre en compte l'évolution temporelle des conditions météorologiques durant la journée. Pour une étude de qualité de l'air à l'échelle d'une agglomération, l'utilisation d'un schéma de dispersion fonctionnant en régime stationnaire pendant des échelles de temps de l'ordre de l'heure est tout à fait adéquat, car celui-ci est précis en terme de dispersion et relativement peu coûteux en temps de calcul. Les valeurs réglementaires font d'ailleurs référence à des échantillonnages effectués généralement à une résolution temporelle horaire.

La grille de calcul est ajustable : la résolution varie du mètre à quelques centaines de mètres. De plus, le système permet un maillage « intelligent », en concentrant les points de calculs aux endroits où les gradients de concentration sont importants (le long et au bord des axes). Il permet également de disposer des points « spécifiques » correspondant à des localisations particulières, très utiles dans le cadre d'une comparaison modèle / mesure.

Méthodologie appliquée sur la zone Ouest

Le domaine d'étude représente une surface de 25 x 27 km², identique à celui utilisé pour la validation du modèle de la CASA. Compte tenu des contraintes environnementales, des contraintes liées au modèle ADMS-Urban et du nombre important de sources modélisées, le domaine d'étude a été découpé en 5 grilles de calcul.

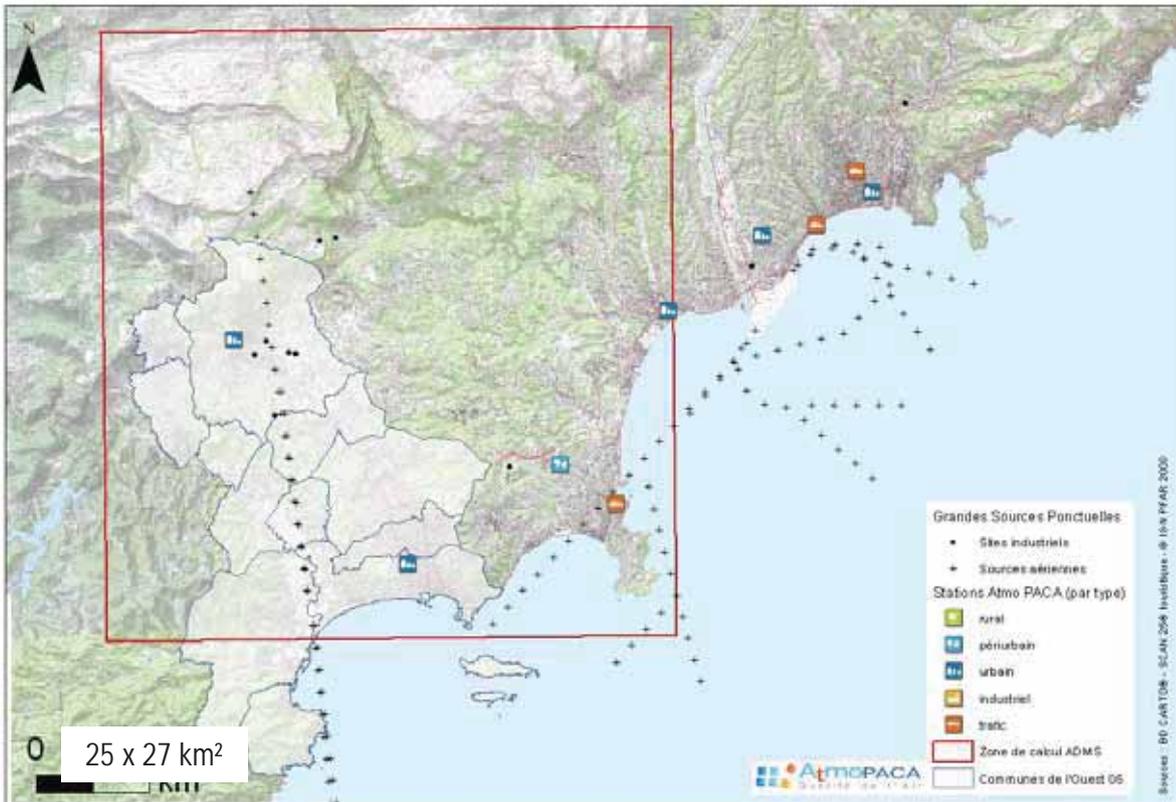


Figure 10 : Localisation de la zone d'étude modélisée

Les valeurs de concentration ont été simulées en chaque point d'une grille régulière et sur un ensemble de points répartis sous forme de transects de part et d'autre des axes routiers, ce qui permet de cartographier les concentrations sur la zone d'étude. Les calculs des concentrations ont également été réalisés pour une centaine de points spécifiques correspondant :

- aux stations de mesures fixes du réseau Air PACA,
- aux points de mesures correspondant aux tubes passifs positionnés sur la zone Ouest du 06 au cours des campagnes de mesures de janvier/février et août 2011.

Le système géographique utilisé pour cette étude est le système ED50 UTM zone 31.

Topographie et nature des sols

Le modèle utilisé permet d'intégrer la topographie dans le calcul de la dispersion atmosphérique des polluants. Le relief du domaine d'étude est susceptible d'influencer les champs de vent et de turbulence, qui eux-mêmes influencent la répartition en surface des concentrations des polluants. La topographie représentée sur la figure ci-dessous provient des données IGN (Modèle Numérique de Terrain 50 mètres).

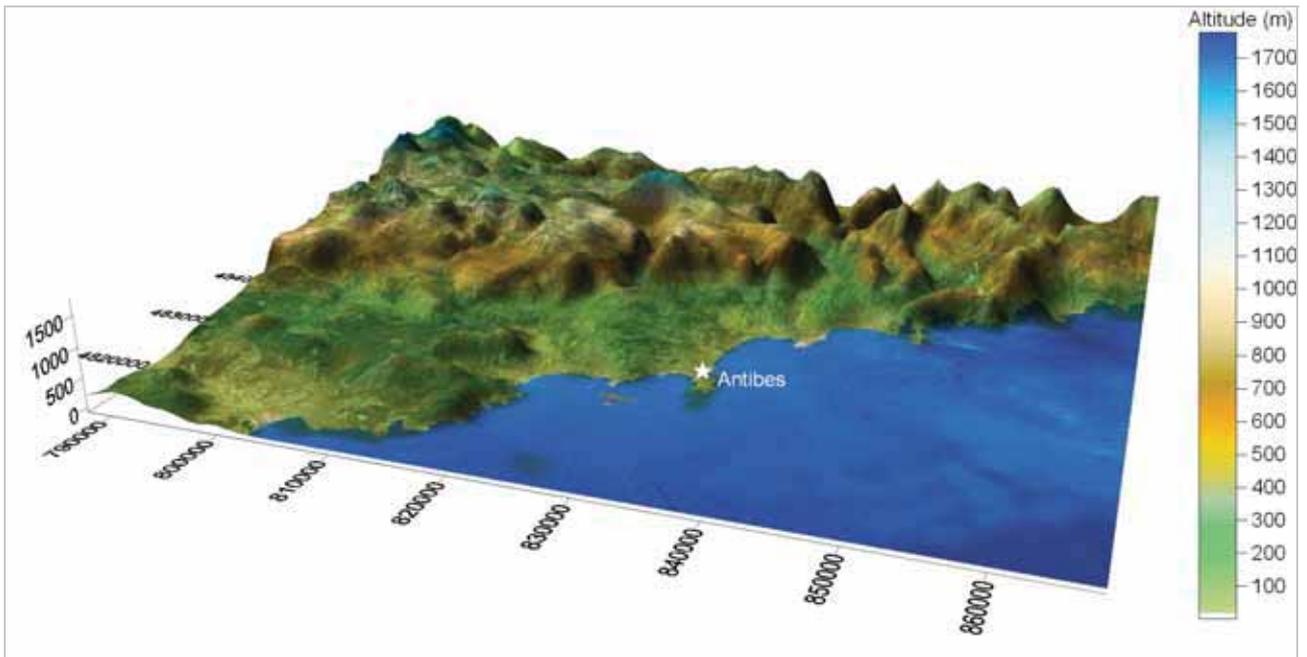


Figure 11 : Topographie sur le grand Ouest des Alpes-Maritimes

La nature des sols peut influencer la progression des panaches. Elle est caractérisée grâce à un paramètre de rugosité. Ce paramètre, couramment utilisé dans les modèles de dispersion atmosphérique, représente la nature rugueuse des obstacles occupant le sol. Il a la dimension d'une longueur variant entre 10^{-3} mètre (surface désertique) et environ 1.5 mètres pour les sols urbains les plus denses. Ces données sont disponibles sous forme d'une grille dont les valeurs sont issues de la base Corine Land Cover fournie par l'IFEN (Institut Français de l'Environnement). Sur la zone d'étude, les valeurs de rugosité appliquées sont de 0,5 mètre sur le domaine d'étude et de 0,1 mètre pour le site météorologique.

A partir de la topographie et des données d'occupation des sols, le module dynamique « FLOWSTAR » ajuste l'altitude réelle des sources, des obstacles et de tous les points de grille en fonction du relief. Il recalcule également, pour chaque donnée météorologique, les champs de vent et de turbulence modifiés par le relief, sur le domaine d'étude et sur plusieurs niveaux verticaux (jusqu'à 2000 mètres au-dessus du sol).

Météorologie

La connaissance des paramètres météorologiques est primordiale pour l'étude de la dispersion des rejets dans l'atmosphère, puisque la température de l'air, la nébulosité, la vitesse et la direction du vent sont des grandeurs physiques représentatives de la climatologie locale et en particulier des mouvements d'air dans les premières couches atmosphériques.

L'influence de la provenance des paramètres météorologiques a été évaluée dans cette étude. Les données proviennent des stations Météo de Valbonne, Cannes et St Cézaire (cf. Figure 12) et sont mesurées au pas de temps horaire sur l'année 2011.

Les paramètres pris en compte sont :

- Paramètres température, précipitation, vitesse et direction du vent mesurés à la station;
- Couverture nuageuse mesurée à la station de Nice aéroport, si elle est manquante à la station considérée.

Ces paramètres peuvent être directement utilisés par le modèle. La température et la nébulosité permettent le calcul de la stabilité thermique. Enfin, les données de vitesse et direction de vent déterminent la trajectoire du panache. Toutes ces données météorologiques ont été utilisées pour :

- caler et évaluer le modèle numérique ADMS-Urban à partir des résultats des campagnes de mesures été/hiver 2011
- calculer les concentrations moyennes sur la zone d'étude (période estivale, période hivernale et année).



Figure 12 : Emplacement des stations météo

La station de Valbonne est située sur un plateau à l'Est de la zone d'étude. La station de Cannes est située en bas de la vallée de la Siagne et la station de St Cézaire est légèrement en hauteur, à l'Ouest de Grasse, à l'entrée de la Vallée de la Siagne.

Période hivernale

La Figure 13 présente les roses des vents mensuelles sur la période hivernale aux stations Météo de Valbonne, Cannes et St Cézaire.

La position sur un plateau de la station Météo France de Valbonne explique la variété de vents qui peut être observée. Une forte dominance des vents moyens orientés Sud-Ouest est observée, avec une vitesse majoritaire moyenne des vents de 2 à 4 m/s. Des vents orientés Sud-Est sont aussi présents de manière non négligeable.

Pour les stations de Cannes et St Cézaire, davantage entourées de reliefs, les vents sont principalement unidirectionnels et orientés Sud, voire Sud-Ouest pour St Cézaire. Ce sont des vents d'intensité forte.

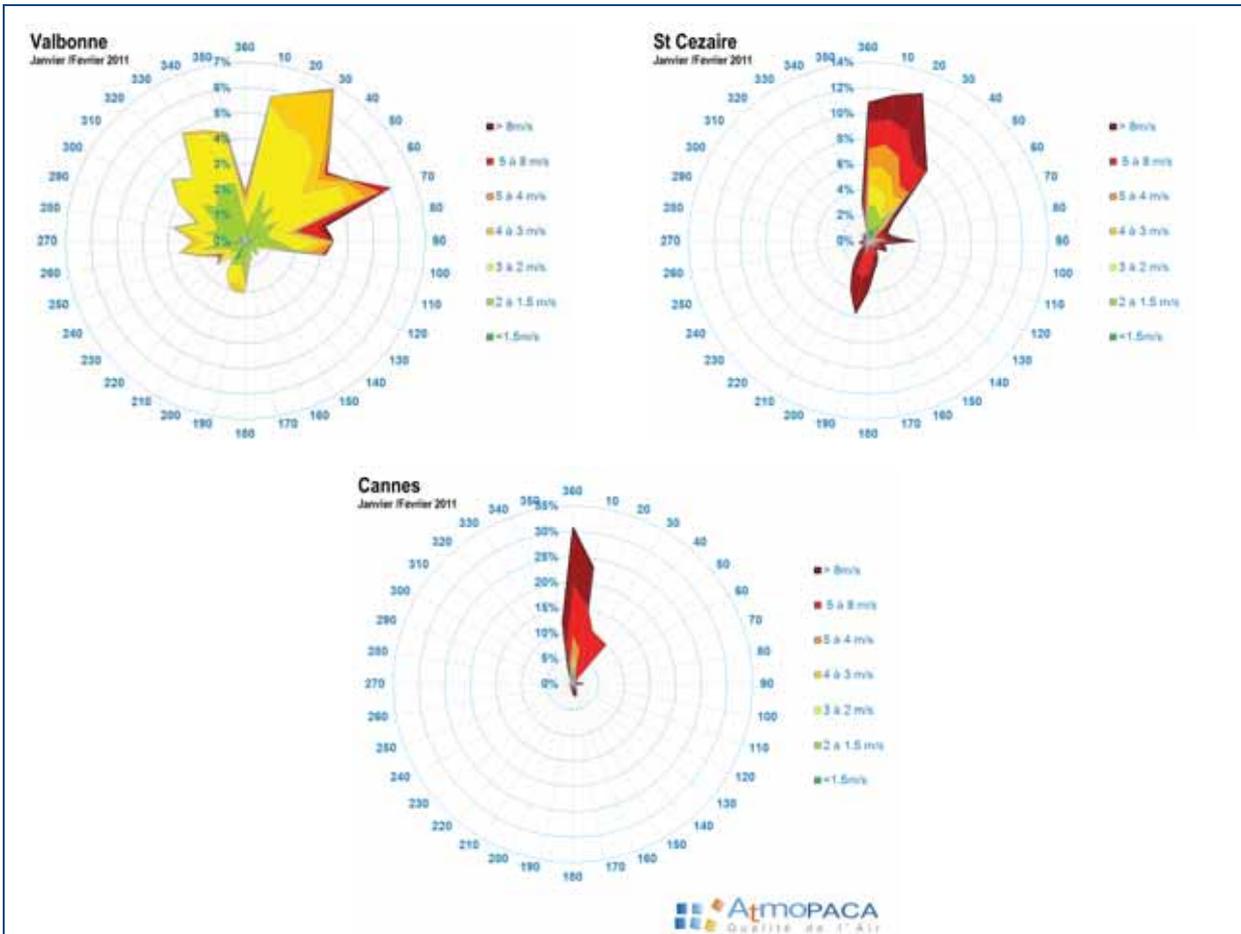


Figure 13 : Roses des vents issues des paramètres mesurés aux stations de Valbonne, St Cézaire et Cannes (période du 05 janvier au 02 février 2011)

Période estivale :

Pour la période estivale, seules les stations de Valbonne et St Cézaire ont été considérées. La figure ci-dessous montre les roses des vents mensuelles sur la période estivale de la campagne de mesure.

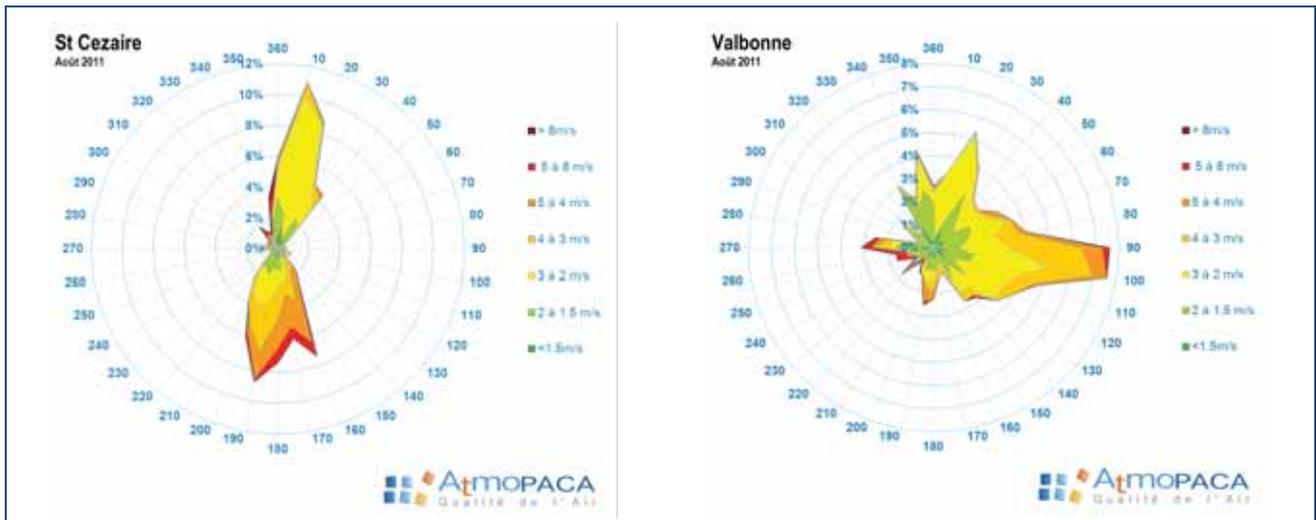


Figure 14 : Roses des vents issues des paramètres mesurés aux stations de St Cézaire et Valbonne (août 2011)

En été, à Valbonne, on retrouve un vent d'Est dominant, d'intensité moyenne de 2 à 3 m/s. Des vents du Nord-Est sont aussi à considérer.

A St Cézaire, on retrouve des vents du Sud et du Nord, mais peu de vents d'Ouest/Est, due à la position de la station. Ces vents sont moins forts qu'en hiver, avec une vitesse moyenne de 2-3 m/s.

Données annuelles

Pour le calcul des concentrations annuelles, deux météo ont été choisies pour la validation du modèle : les paramètres météorologiques issus de la station Météo Valbonne sont considérés pour la période hivernale (janvier – mars et octobre-décembre 2011) et ceux de la station St Cézaire ont été pris en compte pour la période estivale (avril-octobre 2011). Les roses des vents pour ces deux périodes sont présentées dans la figure ci-dessous.

Pour la période hivernale, à Valbonne, on retrouve les vents multi directionnels, avec une majorité de vents du Nord-Est, et de forts vents d'Est.

Pour la période estivale, à St Cézaire, les vents sont caractéristiques de l'emplacement de la station en vallée, et sont du Sud et du Nord, avec une intensité et une fréquence équivalente.

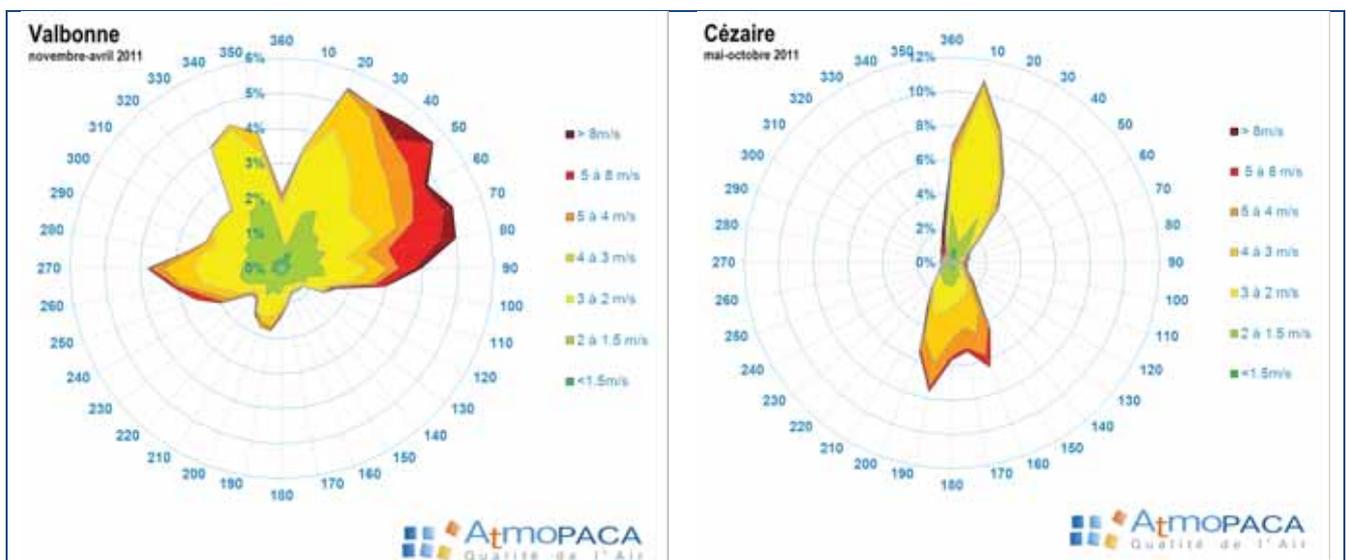


Figure 15 : Rose des vents semestrielle issue des paramètres mesurés à la station de Valbonne et de St Cézaire

Les polluants

Les polluants modélisés dans cette étude sont :

- le dioxyde d'azote (NO₂) et les oxydes d'azote (NO_x),
- le benzène.

Cas spécifique des NO_x

La famille des oxydes d'azote (NO_x) est composée du monoxyde d'azote (NO) et du dioxyde d'azote (NO₂). Ce dernier étant le composé le plus toxique, il est le seul à faire l'objet d'une réglementation dans l'air. Il peut donc être intéressant de connaître la répartition NO/NO₂ dans l'environnement, à partir d'une simulation effectuée sur les NO_x. Cependant, la connaissance de cette répartition n'est pas directe, puisqu'elle est très variable et dépend de nombreux facteurs : répartition NO/NO₂ à la source, ensoleillement, niveaux de fond en NO, NO₂ et O₃, temps de transport depuis la source... L'estimation des concentrations en NO₂ contenue dans les concentrations de NO_x simulées par notre modèle dans l'environnement est possible grâce à la corrélation NO_x-NO₂ de Dewent-Middleton (1996) définie dans ADMS. Par ailleurs, la pollution de fond en NO_x et en NO₂ peut être ajoutée aux calculs de concentrations.

Intégration des données d'émission

Les émissions d'origines anthropique et biogénique prises en compte dans les modélisations proviennent de l'inventaire d'émission affiné sur la zone Ouest des Alpes-Maritimes pour l'année de référence 2006. Cet inventaire permet de connaître la répartition des émissions des polluants étudiés par secteur d'activité. A l'origine, cet inventaire est développé selon la nomenclature européenne SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution) : les activités émettrices sont distinguées selon les différentes catégories décrites dans cette nomenclature SNAP. Pour la phase de modélisation avec ADMS-Urban, les émissions ont été agrégées selon la répartition présentée ci-après.

Toutes les émissions ont été intégrées dans le système de modélisation de la qualité de l'air ADMS-Urban afin de restituer les concentrations dans l'air en NO₂ et en benzène sur la zone. Les principales sources d'émissions sont prises en compte de manière spécifique en fonction de leur nature :

- le trafic routier principal pour lequel les émissions sont prises en compte sous forme linéaire ;
- les sources industrielles majeures sont intégrées dans le modèle sous forme ponctuelle (Grandes Sources Ponctuelles). Les émissions sont décrites de manière fine pour chaque site de rejet, avec précision des caractéristiques techniques des rejets (température d'éjection, vitesse du rejet, diamètre de la cheminée...);
- les émissions dues au trafic aérien (décollage et atterrissage des avions) sont explicitées sous forme volumique afin de tenir compte de l'altitude changeante des appareils.

Enfin, l'ensemble des émissions rejetées sur le territoire étudié est intégré au cadastre total des émissions sur une grille régulière de mailles kilométriques. Les figures suivantes présentent les cartographies du cadastre pour les oxydes d'azote et le benzène.

Le cadastre utilisé en entrée de cette modélisation s'étend sur une surface de 42 x 56 km².

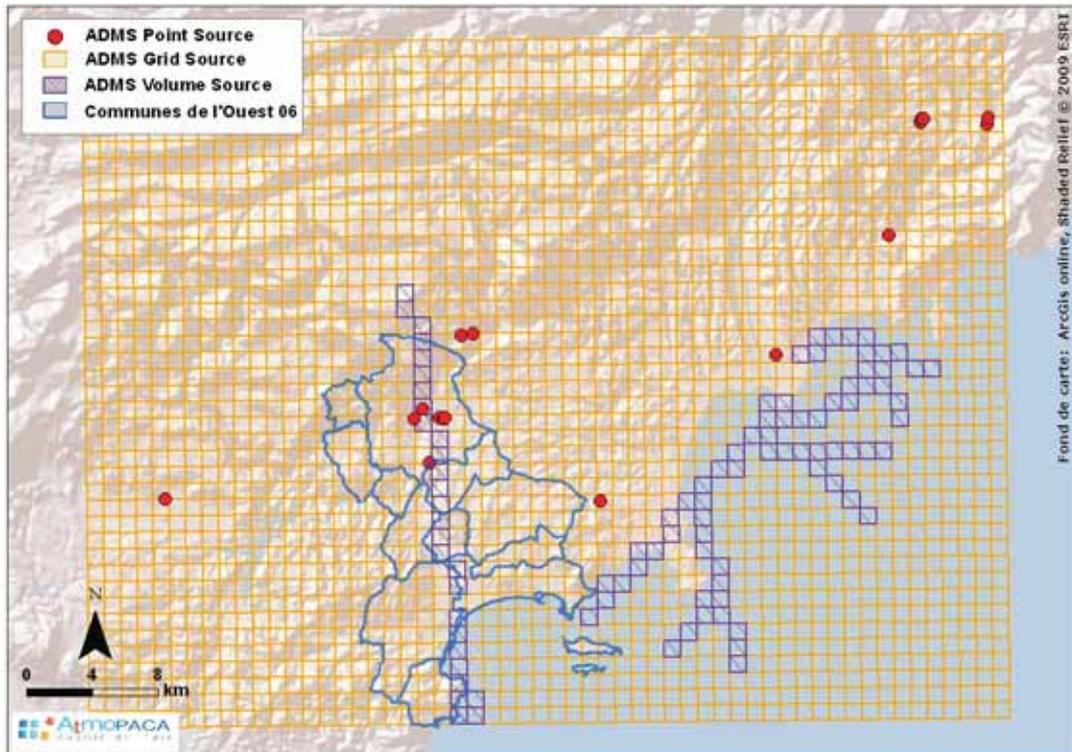


Figure 16 : Visualisation des sources d'émissions surfaciques et ponctuelles modélisées dans ADMS-Urban

Trafic routier principal

Le réseau routier principal a été modélisé explicitement dans ADMS-Urban, selon plus de 4000 axes sur l'ensemble du domaine d'étude. Sur chaque axe ont été calculées les émissions dues au trafic local. Des profils temporels, spécifiques aux types de voies (autoroute, route, ville) ont été associés aux brins et intégrés dans les calculs.

L'utilisation des données de hauteurs de bâti issues de la BD TOPO® de l'IGN a permis d'identifier les rues « canyon » de ce référentiel. Un « canyon » est formé dans une rue située entre deux rangées de bâtiments. Cette situation est favorable à l'accumulation de la pollution (Figure 17).

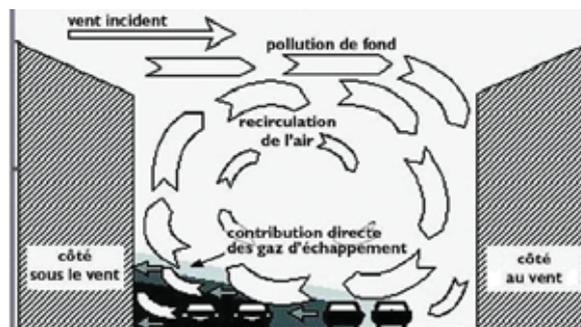


Figure 17 : Schéma simplifié de l'écoulement dans une rue canyon

Le caractère « canyon » d'un axe est déterminé par le rapport entre la largeur de l'axe (L) et les hauteurs de bâti de part et d'autre (H). Une rue est considérée comme « canyon » lorsque $L < 3H$. Le réseau routier considéré dans cette étude est représenté Figure 18.

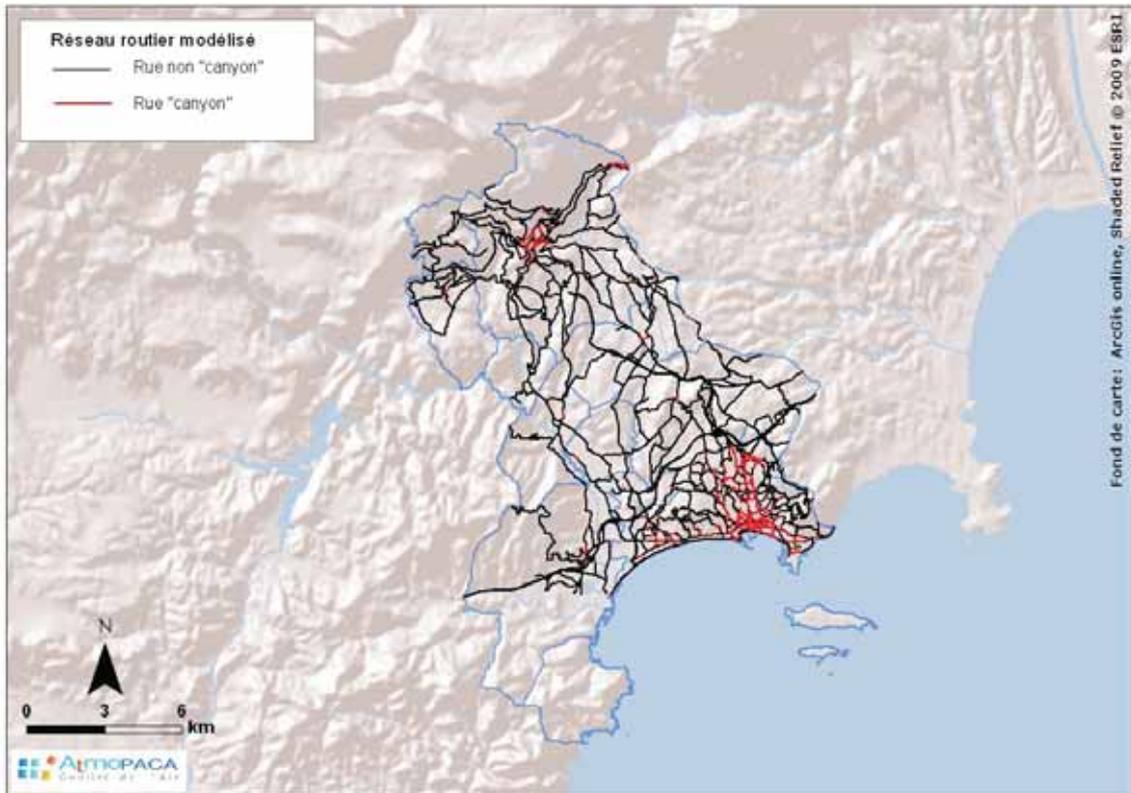


Figure 18 : Réseau routier modélisé sur l'Ouest du 06

Grandes sources ponctuelles (GSP)

Les sources ponctuelles sont principalement des fabricants de matières premières aromatiques présents aux alentours de Grasse (Figure 16).

Emissions du trafic aérien

Les aéroports de Cannes et Nice étant relativement proches de l'aire d'étude, les émissions dues au décollage et à l'atterrissage des avions ont été prises en compte de manière explicite dans le modèle. Les émissions sont réparties dans des sources volumiques (mailles kilométriques et hauteurs variables correspondant à l'altitude des appareils) situées le long des trajectoires empruntées par les avions lors des phases de décollage et d'atterrissage.

Cadastre kilométrique des émissions

Afin d'intégrer aux simulations toutes les sources d'émissions rejetées sur l'aire d'étude, un cadastre d'une résolution kilométrique a été utilisé. Chaque maille contient la totalité des émissions : les sources principales explicitées mais aussi toutes les autres sources d'émissions diffuses (industrielles, résidentielles, tertiaires, naturelles...). Chaque maille du cadastre est modélisée comme une source volumique à l'intérieur de laquelle les émissions sont considérées comme uniformément réparties. Lors des calculs, les émissions des sources explicitées dans ADMS sont soustraites au cadastre d'émissions.

L'emprise du cadastre ($42 \times 56 \text{ km}^2$) est plus grande que celle du domaine d'étude afin de prendre en compte la pollution provenant de l'extérieur de la zone. Les émissions de NO_x et benzène utilisées dans les simulations sont présentées respectivement dans les illustrations suivantes (Figure 19, Figure 20).

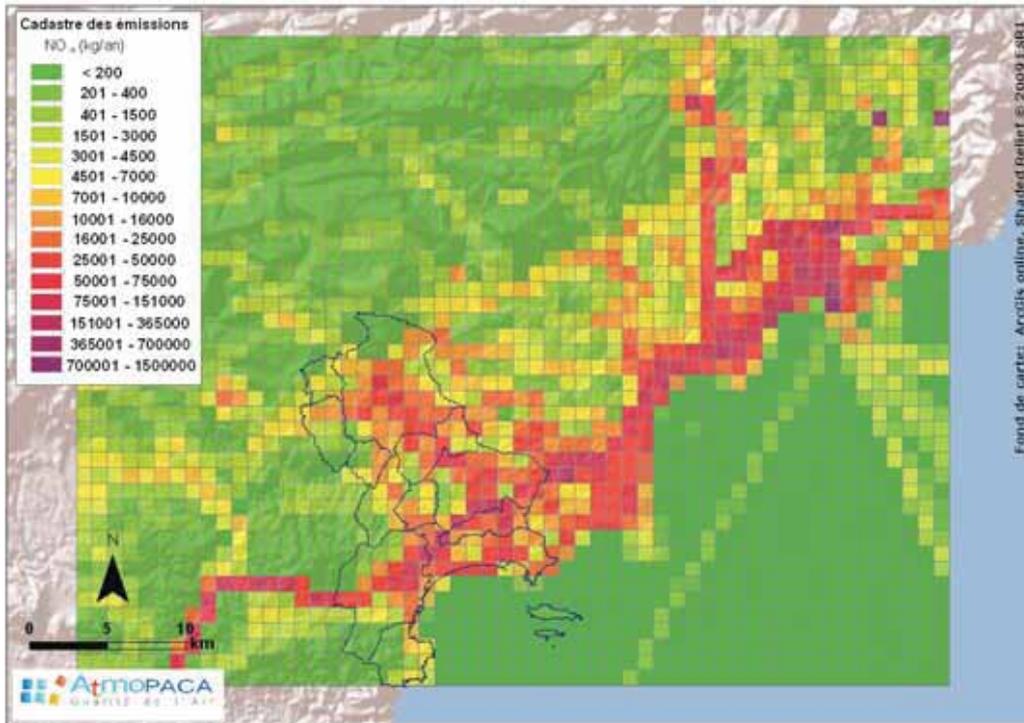


Figure 19 : Cadastre kilométrique des émissions de NO_x utilisé dans ADMS-Urban

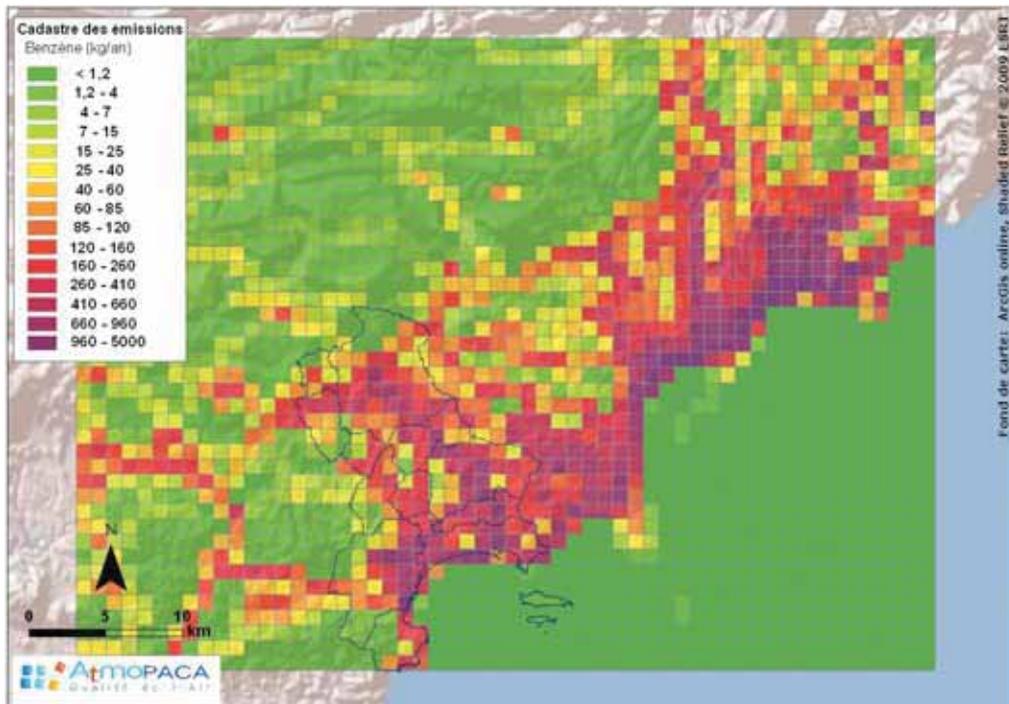


Figure 20 : Cadastre kilométrique des émissions de benzène utilisé dans ADMS-Urban

2.1.4 RESULTATS – VALIDATION DU MODELE SUR LES PERIODES DE CAMPAGNES

Campagne hivernale - Janvier 2011

Le dioxyde d'azote NO_2

La Figure 21 représente la cartographie des concentrations en NO_2 moyennes sur la zone Ouest 06 lors de la campagne de mesure de janvier/février 2011. Les valeurs mesurées par les tubes passifs sont représentées sous forme de symboles ponctuels, en utilisant la même échelle.

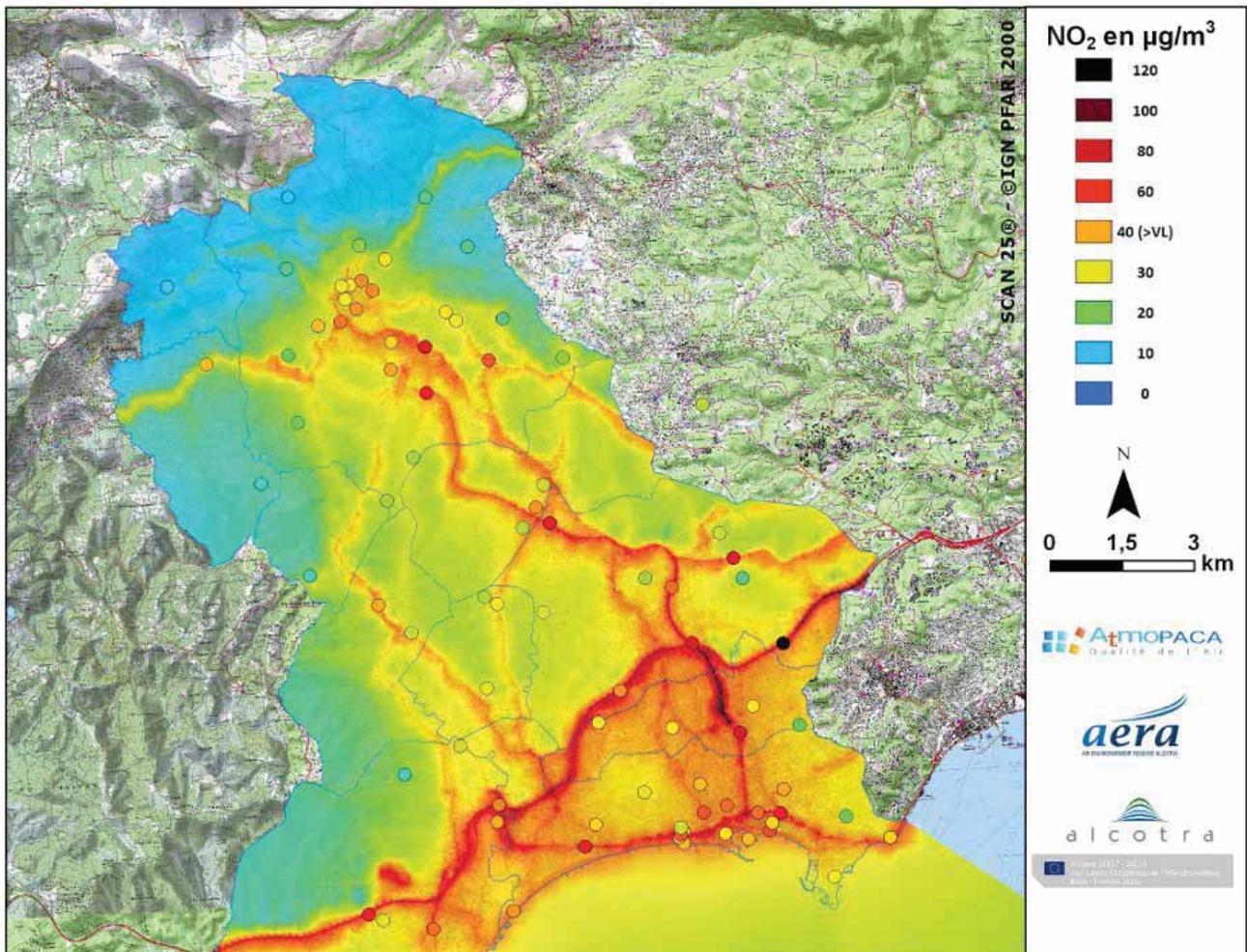


Figure 21 : Concentrations moyennes simulées en NO_2 ($\mu g/m^3$) au cours de la campagne janvier 2011

Les concentrations en NO_2 sont maximales le long de l'autoroute A8, de la pénétrante Grasse-Cannes (D6185), de l'Avenue du Campon (Nord de Cannes) et de la N7 en bord de mer. Le long de ces axes routiers, les valeurs modélisées sont supérieures à $45 \mu g/m^3$. Sur l'A8 et l'Avenue du Campon les concentrations peuvent même atteindre des valeurs supérieures à $110 \mu g/m^3$.

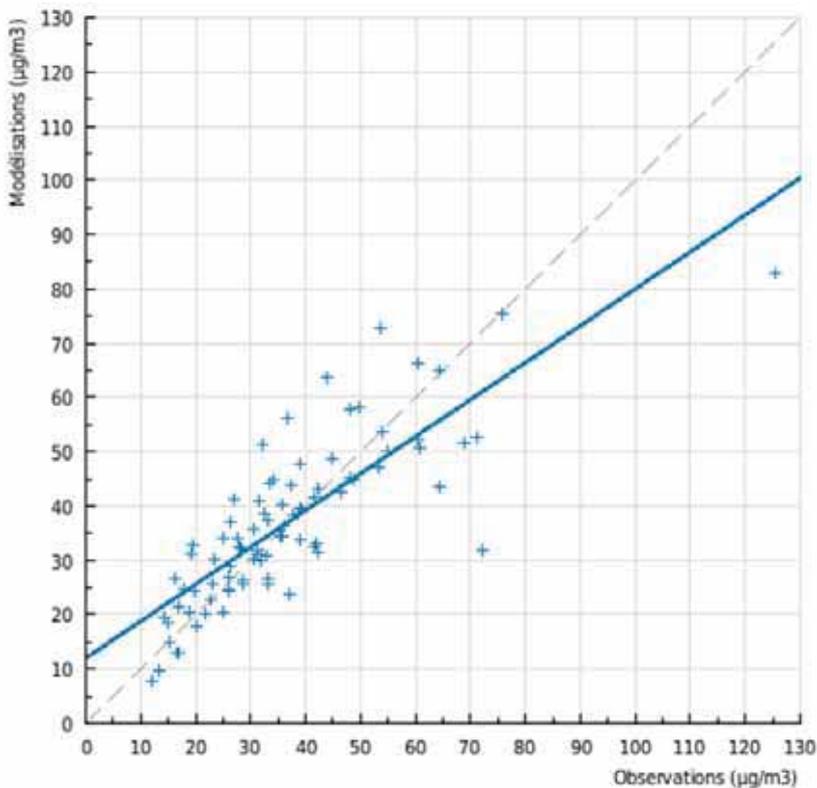
La majorité des communes de la zone étudiée présente des concentrations moyennes intermédiaires autour de $30 \mu g/m^3$ tandis que les communes de l'Ouest de la zone (Cabris, Peymenade, Auribeau) ont des concentrations moyennes plus faibles en NO_2 , inférieures à $20 \mu g/m^3$.

NB : La tâche observée au Sud-Ouest de la carte, à Mandelieu-la-Napoule, est un artefact du modèle.

Restitution spatiale des concentrations en dioxyde d'azote

Les concentrations en NO₂ ont été simulées aux points de positionnement des tubes passifs disposés sur la zone au cours de la campagne de mesures. La comparaison modèle / mesure est présentée ici pour les concentrations en NO₂ qui ont été simulées avec le modèle ADMS à partir des données Météo France mesurées à la station de Valbonne en janvier/février 2011 (paramètre nébulosité issu de la station Météo France de Nice Aéroport).

La comparaison entre les concentrations simulées et mesurées montre des résultats satisfaisants (Figure 22) en termes d'indicateurs statistiques, avec notamment un coefficient de corrélation légèrement supérieur à 0.8.



Nombre de valeurs	85
Moy. Mesure (µg/m ³)	36.6
Moy. Modèle (µg/m ³)	36.8
Biais	0.2
RMSE	10.2
Corrélation	0.819

Figure 22 : Comparaison des concentrations mesurées et simulées en NO₂ au cours de la période de campagne janvier 2011

Cette comparaison modèle / mesure met en évidence une très légère surestimation globale des concentrations par le modèle (biais de +0.2 µg/m³), même si la moyenne des points étudiés est bien restituée.

Restitution temporelle des concentrations pour le dioxyde d'azote

Les résultats simulés sur cette période de campagne sont comparés aux mesures continues des stations permanentes présentes sur la zone d'étude :

- Cannes Broussailles (station urbaine) ;
- Grasse Clavecin (station urbaine).

La Figure 23 présente une comparaison des concentrations moyennes mensuelles simulées et mesurées en NO₂ aux stations fixes. Les valeurs en NO₂ sont globalement restituées correctement malgré une légère sous-estimation, davantage marquée à la station de Grasse Clavecin.

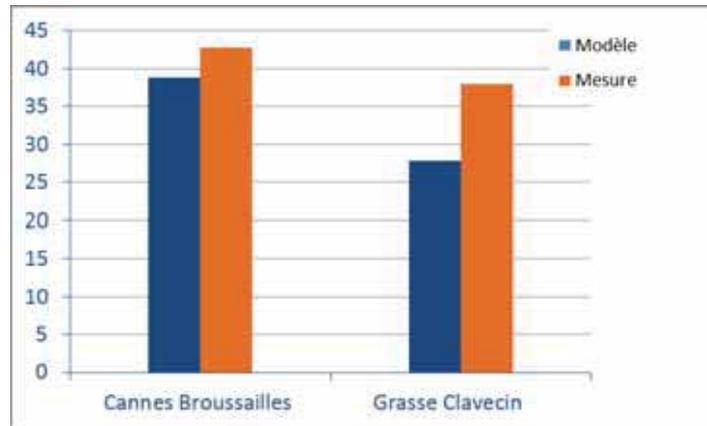


Figure 23 : Comparaison des concentrations moyennes mensuelles simulées en NO₂ aux mesures des stations fixes

Les concentrations horaires en NO₂ simulées et mesurées, à la station fixe Cannes Broussailles, sur la période du 12 au 26 janvier 2011 sont présentées dans la courbe ci-dessous.

Globalement, le modèle restitue correctement la variabilité temporelle des concentrations en NO₂ atteintes par cette station. Cependant, certains pics de concentrations sont mal représentés par le modèle (décalage temporel ou surestimation / sous-estimation des niveaux). Plusieurs facteurs peuvent avoir une influence sur ces résultats, comme un écart entre les conditions météorologiques intégrées dans le modèle et celles réellement observées à la station fixe. Un écart local entre les émissions réelles et les émissions modélisées peut également être la cause de ces différences (événements particuliers sur une journée très difficilement modélisables par exemple).

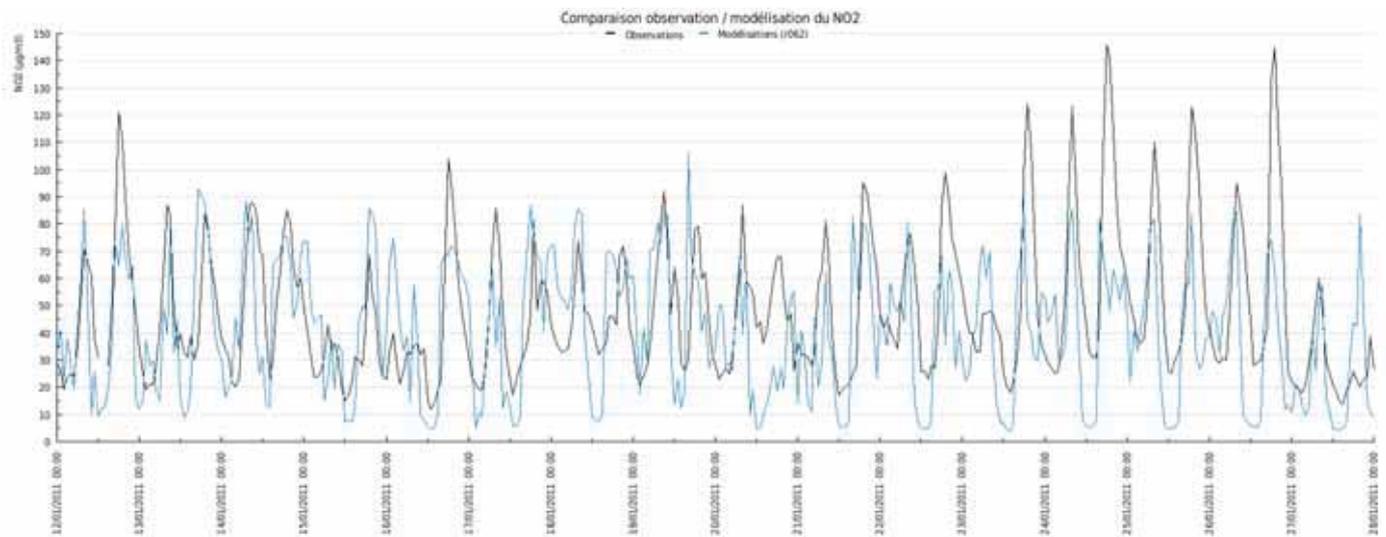


Figure 24 : Comparaison mesure (en noir) / modèle (en bleu) des concentrations horaires en NO₂ restituées à la station fixe Cannes Broussailles entre le 12 et le 26 janvier 2011

Le benzène C_6H_6

La Figure 25 présente la cartographie des concentrations moyennes de benzène sur la zone Ouest 06 lors de la période de mesures de la période hivernale (janvier 2011). Les valeurs mesurées par les tubes passifs pendant la campagne sont représentées sous forme de symboles ponctuels utilisant la même échelle de couleurs.

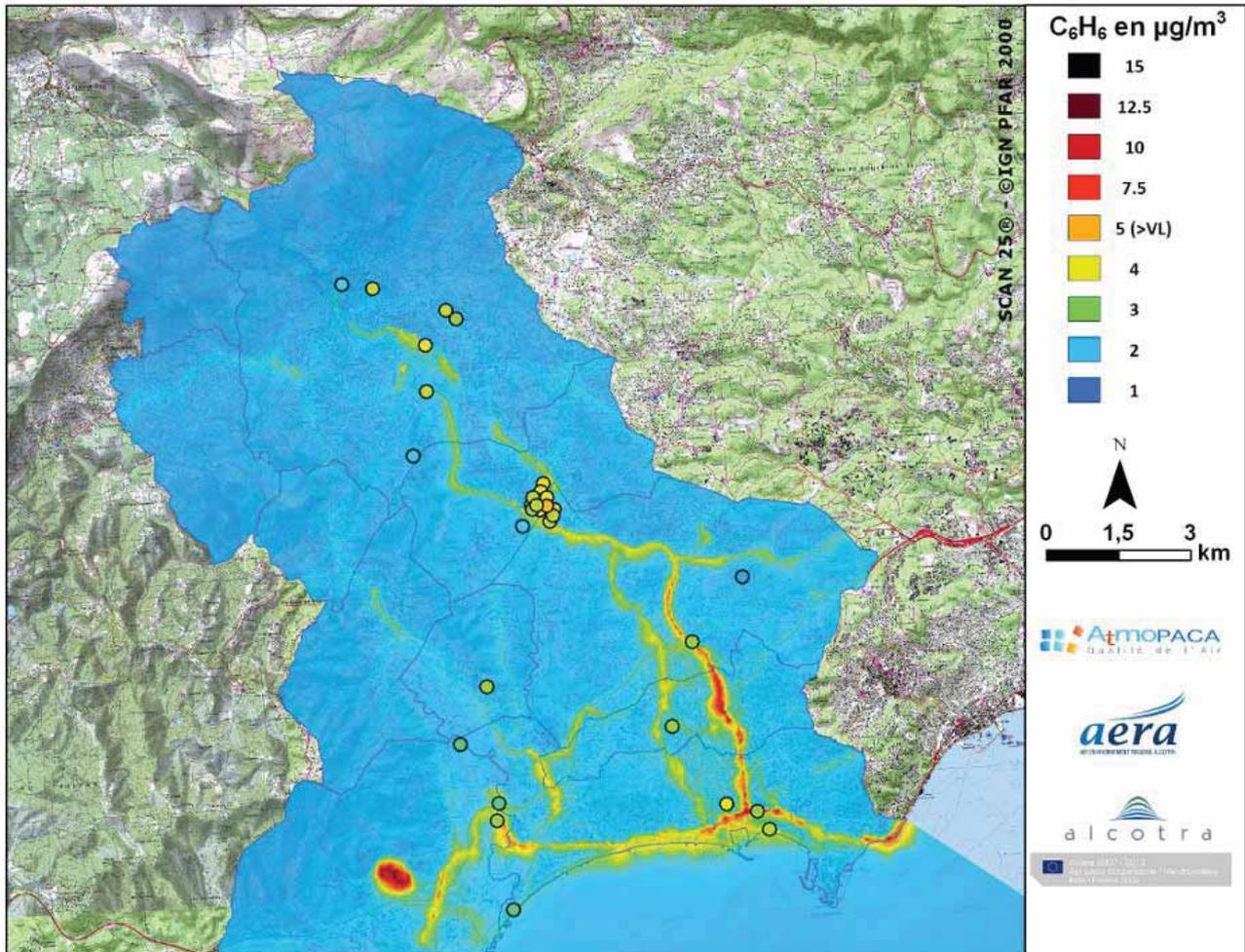


Figure 25 : Concentrations moyennes simulées en benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) au cours de la période janvier 2011 (sans pollution de fond)

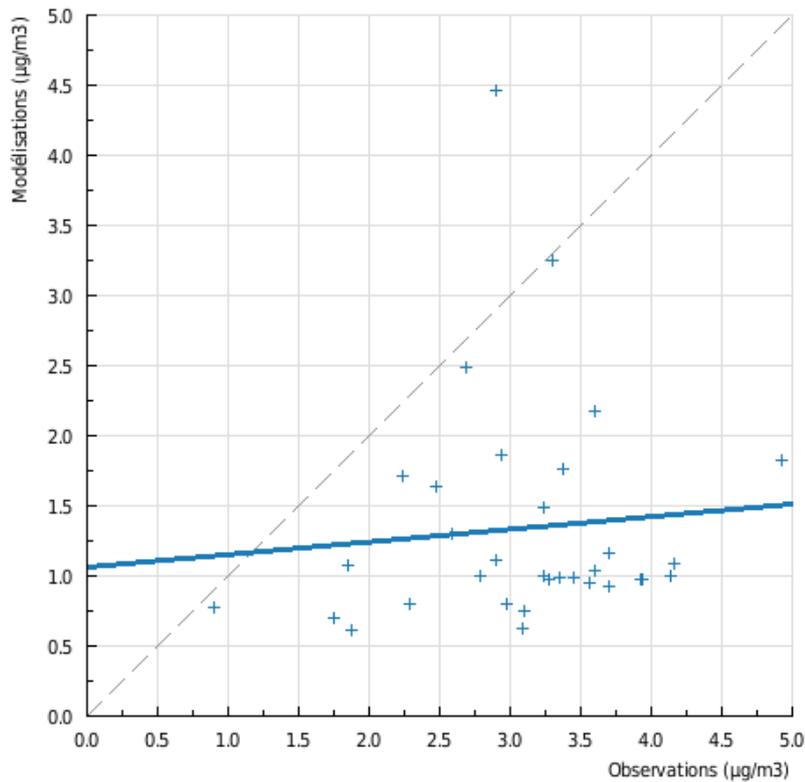
Les concentrations maximales de benzène sont localisées sur les principaux axes routiers où se trouvent les majeures sources d'émission (le benzène est émis par évaporation de l'essence ou à l'échappement des véhicules). Les conditions de circulation (encombrement des axes, vitesse plus lente) favorisent les émissions de benzène par les véhicules. Malgré un trafic important, l'autoroute A8 ne présente pas les niveaux les plus élevés en benzène. Certains axes routiers peuvent être parfois plus encombrés : ceci est clairement observable sur l'Avenue du Campon, la pénétrante Cannes-Grasse et les axes routiers en bord de mer, où des valeurs supérieures à $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont atteintes. Les concentrations diminuent rapidement de part et d'autre des voies pour atteindre un niveau de fond généralement inférieur à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

NB : La tâche observée au Sud-Ouest de la carte, à Mandelieu-la-Napoule, est un artefact du modèle.

Restitution spatiale des concentrations en benzène

Les concentrations en benzène ont été simulées aux points de positionnement des tubes passifs disposés sur la zone au cours de la campagne de mesures. La comparaison modèle / mesure est présentée ici pour les concentrations en benzène qui ont été simulées avec le modèle ADMS à partir des données Météo France mesurées à la station de Valbonne en janvier 2011 (paramètre de nébulosité issu de la station Météo France de Nice Aéroport).

Les indicateurs statistiques traduisent une mauvaise restitution des concentrations en benzène par le modèle, (Figure 26), avec un coefficient de corrélation inférieur à 0.1 et un biais de $-1.74 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ceci est expliqué par un certain nombre de valeurs mesurées anormalement hautes sur toute la zone d'étude en cette période hivernale (la moyenne des concentrations mesurées est supérieure à $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$).



Nombre de valeurs	33
Moy. Mesure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.08
Moy. Modèle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1.34
Biais	-1.74
RMSE	2.04
Corrélation	0.092

Figure 26 : Comparaison des concentrations mesurées et simulées en benzène au cours de la période janvier 2011 (sans ajustement de la pollution de fond)

Campagne estivale – Août 2011

Le dioxyde d'azote NO_2

La Figure 27 représente la cartographie des concentrations en NO_2 moyennes sur l'Ouest du 06 lors de la période de mesures en août 2011. Les valeurs mesurées par les tubes passifs pendant la campagne sont représentées sous forme de symboles ponctuels.

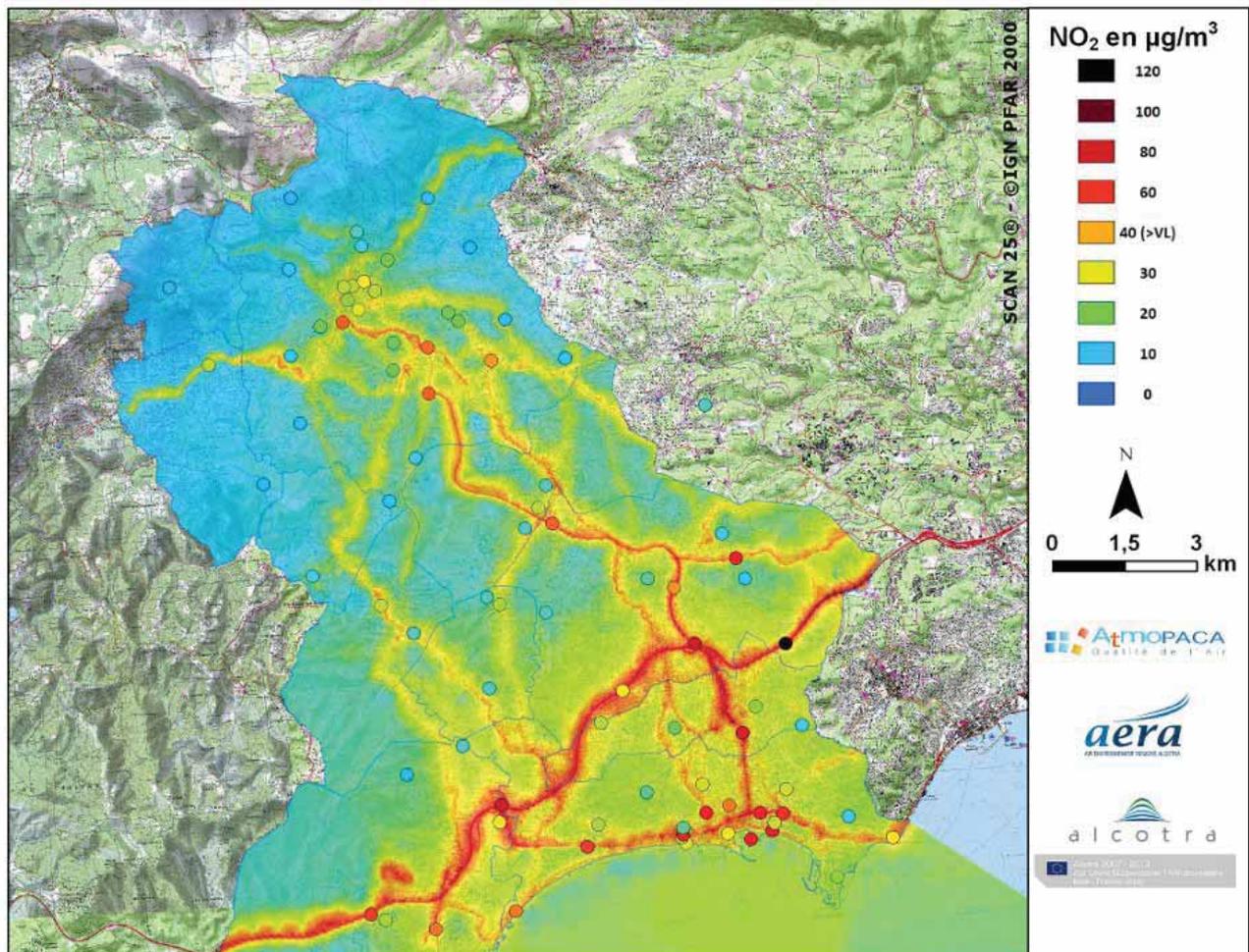


Figure 27 : Concentrations moyennes simulées en NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour août 2011

D'une manière générale, on observe une diminution de la concentration en NO_2 durant l'été, notamment hors des axes routiers.

Comme observé lors de la période hivernale, les concentrations en NO_2 les plus fortes sont obtenues le long des axes routiers (A8, pénétrante Grasse-Cannes, Avenue de Campon et bord de mer). Sur l'Avenue du Campon, les concentrations maximales obtenues atteignent les $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tandis que sur l'A8, les valeurs maximales sont d'environ $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sur le reste du réseau routier structurant, les concentrations varient entre 25 et $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

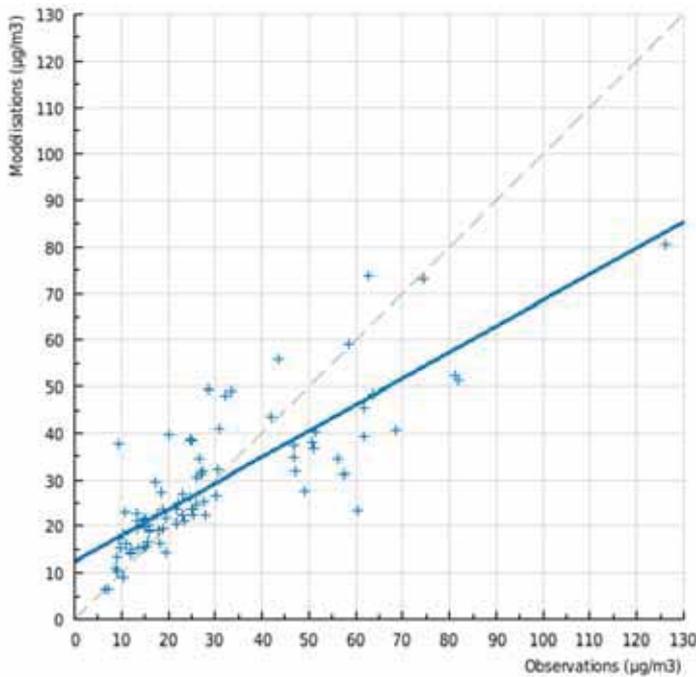
Les communes incluant ces axes très pollués ont des concentrations moyennes autour de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en dehors des axes. Les autres communes (de l'Ouest/Nord-Ouest de la zone mais aussi centrales) ont, comme durant la période hivernale, des concentrations en NO_2 plus faibles et les niveaux moyens de fond avoisinent les $10 - 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

NB : La tâche observée au Sud-Ouest de la carte, à Mandelieu-la-Napoule, est un artefact du modèle.

Restitution spatiale des concentrations en dioxyde d'azote

La comparaison modèle / mesure est présentée ici pour les concentrations en NO₂ qui ont été simulées avec le modèle ADMS à partir des données météorologiques de la station de St Cézaire en août 2011 (paramètre nébulosité issu de la station Météo France de Nice Aéroport).

La comparaison entre les concentrations simulées et mesurées montre des résultats satisfaisants (Figure 28) en termes d'indicateurs statistiques, avec notamment un coefficient de corrélation légèrement proche de 0.82.



Nombre de valeurs	86
Moy. Mesure (µg/m ³)	29.6
Moy. Modèle (µg/m ³)	28.9
Biais	-0.6
RMSE	12.6
Corrélation	0.819

Figure 28 : Comparaison des concentrations mesurées et simulées en NO₂ au cours de la période juin / juillet

Le biais de -0,6 µg/m³ indique une légère sous-estimation globale des concentrations par le modèle. Cette sous-estimation concerne principalement des sites à fortes concentrations mesurées.

Restitution temporelle des concentrations en dioxyde d'azote

Comme pour la période hivernale, les performances du modèle à restituer les concentrations simulées sont évaluées à partir d'une comparaison entre les valeurs simulées et mesurées aux stations permanentes pendant la campagne.

La Figure 29 reporte les moyennes mensuelles en NO₂ mesurées dans les stations fixes de Cannes Broussailles et Grasse Clavecin, et une station mobile en milieu rural, nommée Grasse piscine. Elle reporte également les valeurs simulées à ces stations.

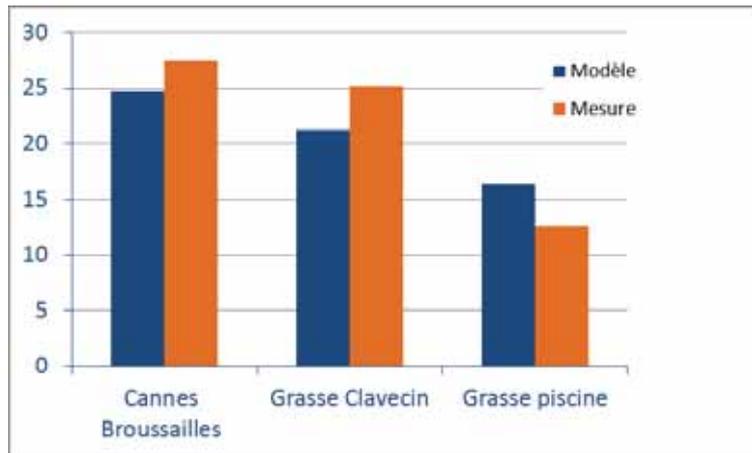


Figure 29 : Comparaison des concentrations moyennes mensuelles simulées en NO_2 aux mesures des stations fixes

Les concentrations sont correctement restituées par le modèle avec toutefois, comme pour la précédente période de campagne, une légère sous-évaluation des teneurs aux stations fixes. Au contraire, pour la station de type rural, une surestimation est observée en accord avec les observations précédemment faites sur la modélisation en période estivale.

Les Figure 30 présente des comparaisons de concentrations simulées et mesurées à la station de Grasse Clavecin en NO_2 entre le 15 et 30 août 2011. Le modèle restitue la variabilité temporelle des niveaux de concentrations atteints sur cette station et permet une corrélation correcte entre le modèle et la mesure, sauf quelques fois en fin de journée.

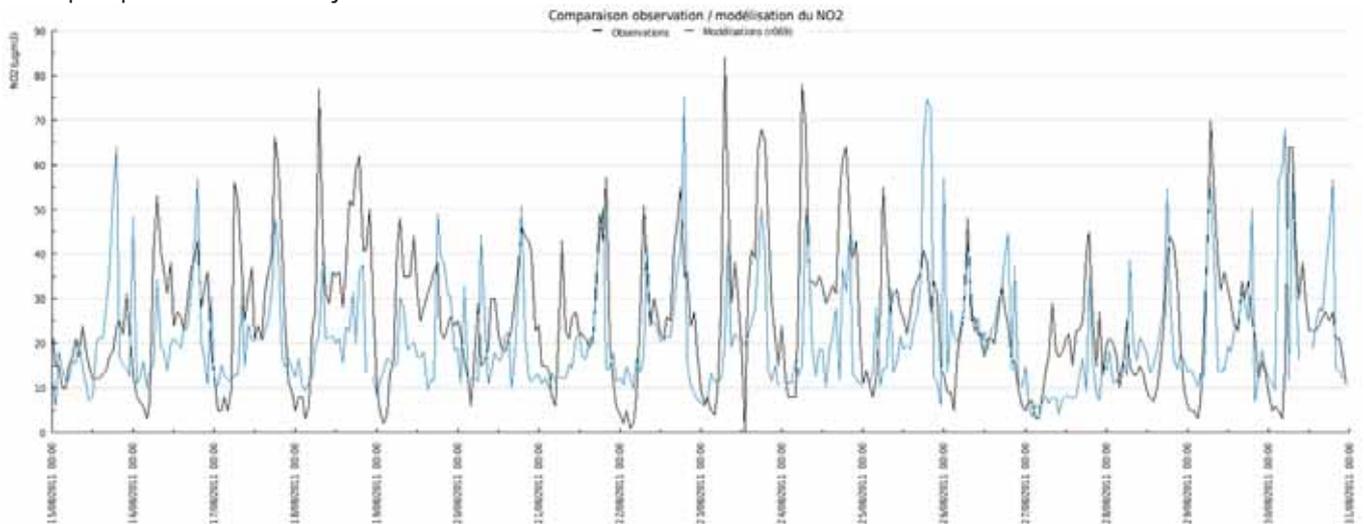


Figure 30 : Comparaison mesure (en noir) / modèle (en bleu) des concentrations horaires en NO_2 restituées à la station fixe Grasse Clavecin entre le 15 et le 30 août 2011

Le benzène C_6H_6

La Figure 31 présente la cartographie des concentrations moyennes de benzène sur la même période et la même zone. Les mesures réalisées par les tubes passifs sont également représentées.

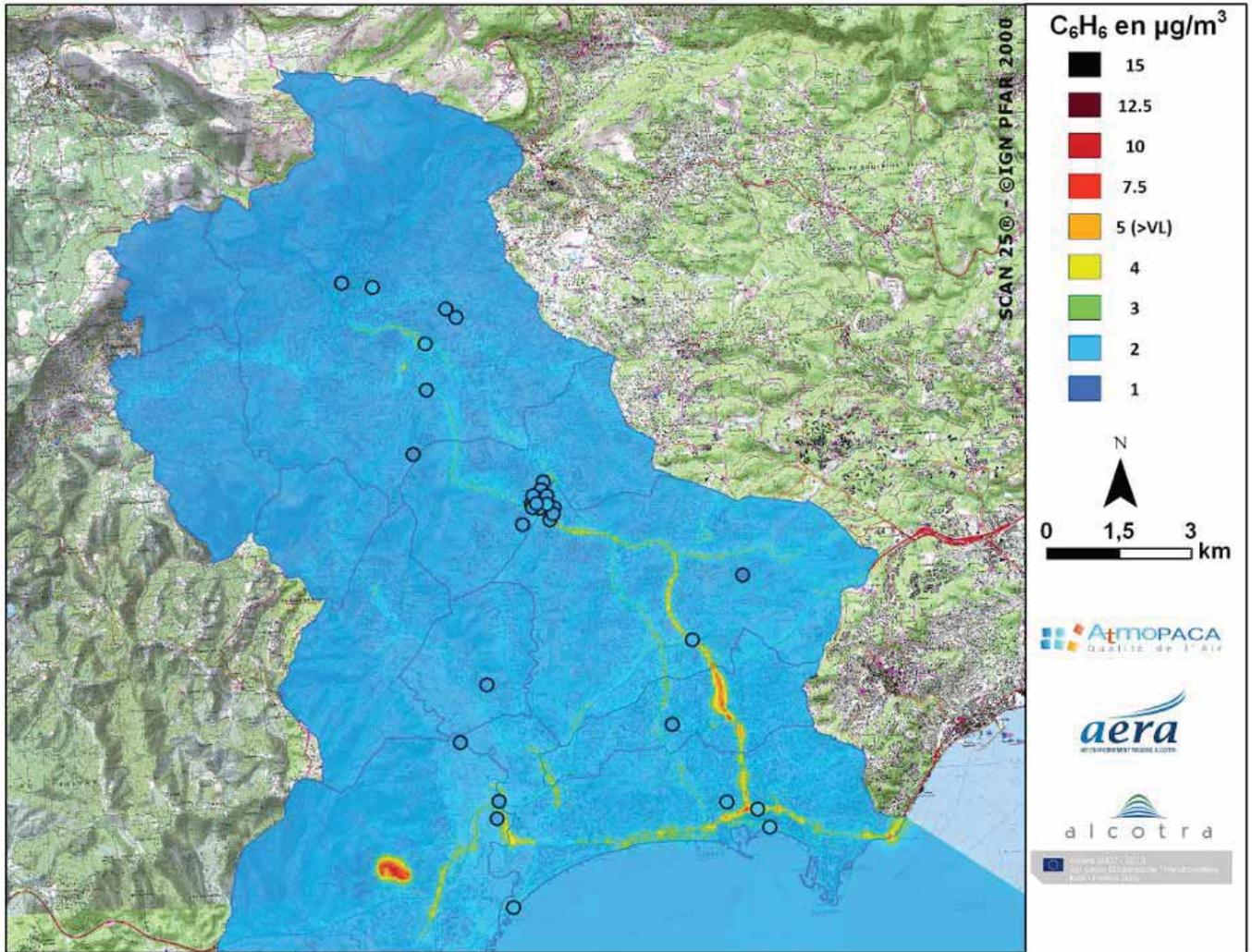


Figure 31 : Concentrations moyennes simulées en benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) au cours de la période août 2011

Comme observé durant la période hivernale, les valeurs maximales en benzène ne sont pas obtenues le long de l'autoroute A8 mais davantage le long de la pénétrante Grasse-Cannes et l'Avenue du Campon (axes les plus saturés) où elles peuvent atteindre les $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sur les axes routiers en bord de mer, les concentrations en benzène varient entre 2 et $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En dehors de ces axes pollués, les concentrations diminuent rapidement pour atteindre un niveau de fond généralement inférieur à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

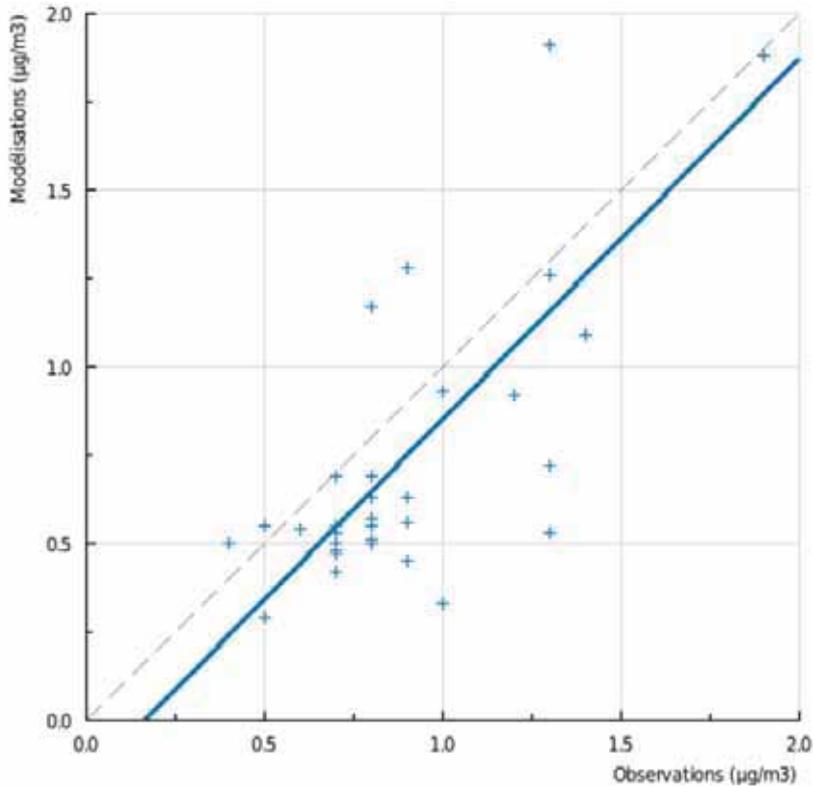
NB : La tâche observée au Sud-Ouest de la carte, à Mandelieu-la-Napoule, est un artefact du modèle.

Restitution spatiale des concentrations en benzène

Les concentrations en benzène ont été simulées aux points de positionnement des tubes passifs disposés sur la zone au cours de la campagne de mesures. La comparaison modèle / mesure est présentée ici pour les concentrations en benzène qui ont été simulées avec le modèle ADMS à partir des données météorologiques mesurées à la station de St Cézaire en août 2011 (paramètre nébulosité issu de la station Météo France de Nice Aéroport).

Les indicateurs statistiques (Figure 32) indiquent une bonne corrélation entre les concentrations simulées et mesurées en benzène (coefficient de corrélation de 0,78). Pour cette période, une légère sous-estimation est observée (biais de $-0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) confirmée par une moyenne des mesures légèrement supérieure à celle des points modélisés.

Aucune pollution de fond n'avait été prise en compte dans les calculs. On peut dire que le résultat obtenu indique que sur cette zone d'étude, en été, l'intégration des émissions en entrée du calcul est suffisante pour restituer correctement les concentrations de benzène mesurées.



Nombre de valeurs	33
Moy. Mesure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.92
Moy. Modèle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.77
Biais	-0.15
RMSE	0.32
Corrélation	0.779

Figure 32 : Comparaison des concentrations mesurées et simulées en benzène au cours du mois d'août

Résultats annuels - Moyenne annuelle 2011

Dioxyde d'azote NO₂

La Figure 33 représente la cartographie des concentrations moyennes annuelles de NO₂ sur la zone Ouest des Alpes Maritimes pour l'année 2011, et la Figure 34 le percentile 99,8 des concentrations horaires.

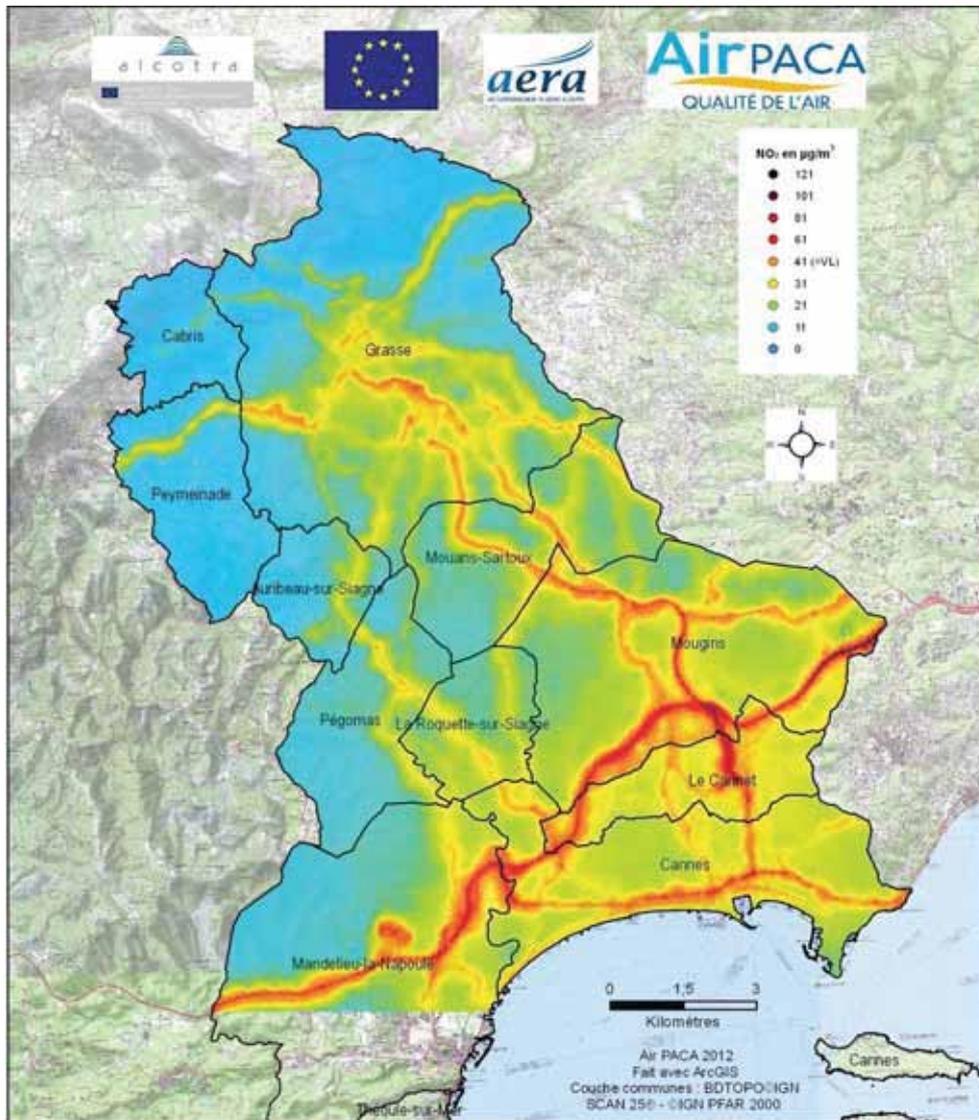


Figure 33 : Concentrations moyennes simulées en NO₂ (µg/m³) au cours de l'année 2011

NB : La tâche observée au Sud-Ouest de la carte, à Mandelieu-la-Napoule, est un artefact du modèle

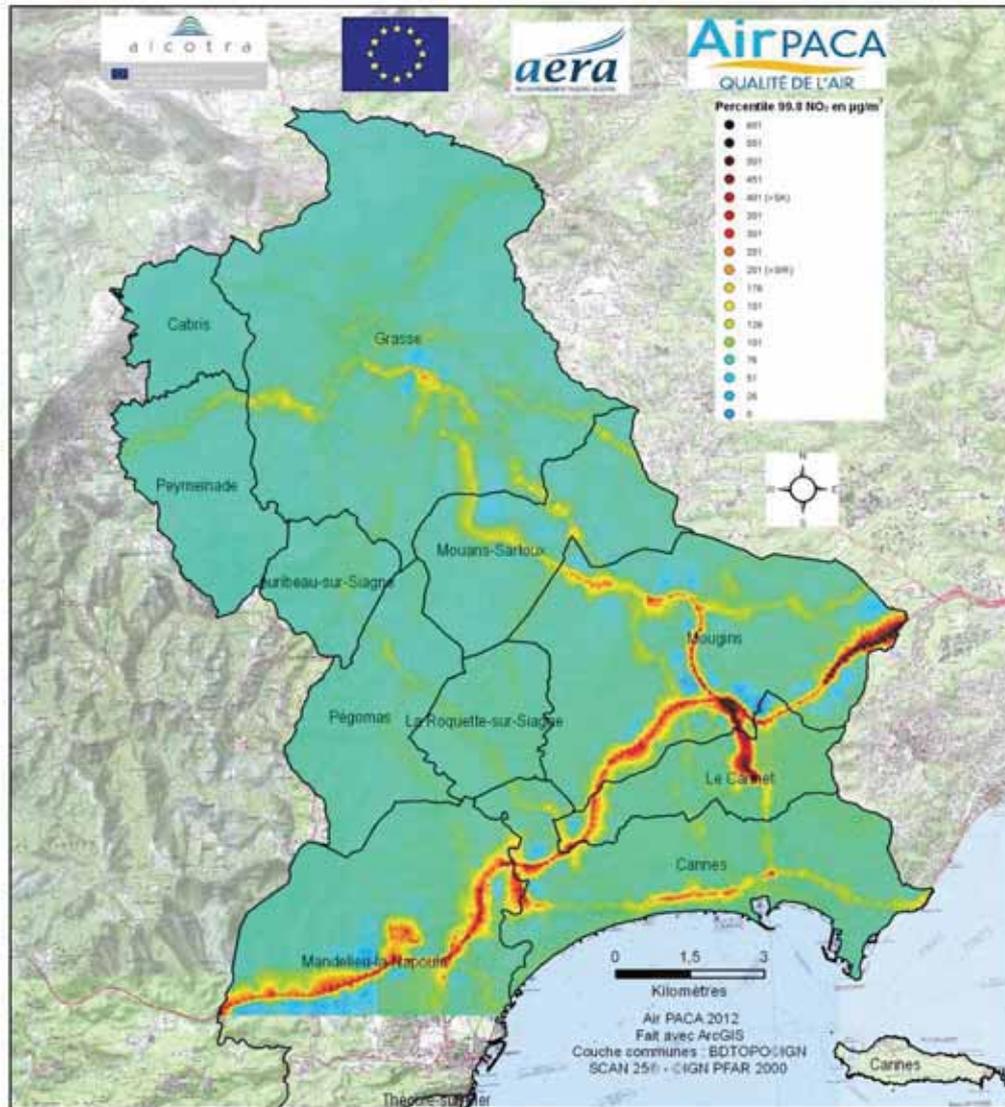


Figure 34 : Percentiles 99.8 horaires en NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) au cours de l'année 2011

NB : La tâche observée au Sud-Ouest de la carte, à Mandelieu-la-Napoule, est un artefact du modèle

Les plus fortes concentrations sont centrées autour des plus grands axes routiers, l'autoroute A8 et la « pénétrante » qui relie l'A8 à Grasse, la routes de Cannes et la nationale 7. Sur ces grands axes avec un fort trafic routier, les valeurs réglementaires (moyenne annuelle et percentile 99,8) ne sont pas respectées.

Les zones urbanisées telles que le du Cannel, caractérisée elle aussi par une forte densité de trafic routier montre des niveaux en dioxyde d'azote modélisés élevés et parfois au-dessus des normes réglementaires pour l'année 2011.

Enfin les zones moins urbanisées, voire rurale, montre des valeurs en dioxyde d'azote moins élevées, de $15\mu\text{g}/\text{m}^3$ à $25\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectant ainsi les seuils réglementaires.

La valeur limite de $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle pour le dioxyde d'azote est dépassée autour des principaux axes routiers, ainsi que localement sur les centres urbains tels que le Cannel, Cannes et très localement Grasse.

Restitution temporelle des concentrations, comparaison modèle / mesure aux stations de mesures pour le NO₂

La figure suivante présente une comparaison des concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en NO₂ aux stations de mesures du réseau Air PACA présentes sur le domaine d'étude ainsi que les indicateurs statistiques associés.

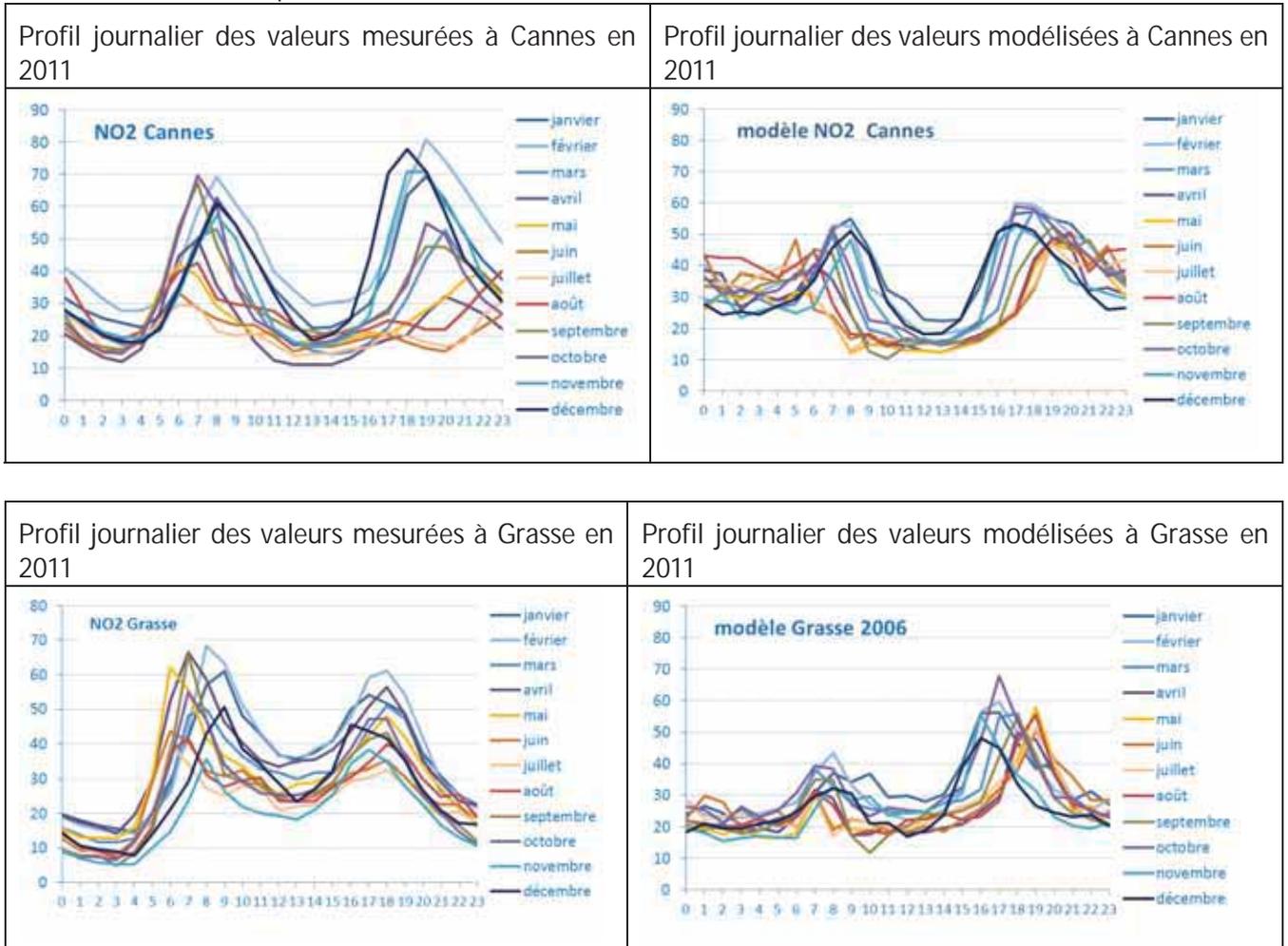


Figure 35 : Comparaison des concentrations moyennes annuelles simulées en NO₂ aux mesures des stations fixes, analyse par les profils moyens journaliers des données horaires pour les 12 mois de l'année 2011

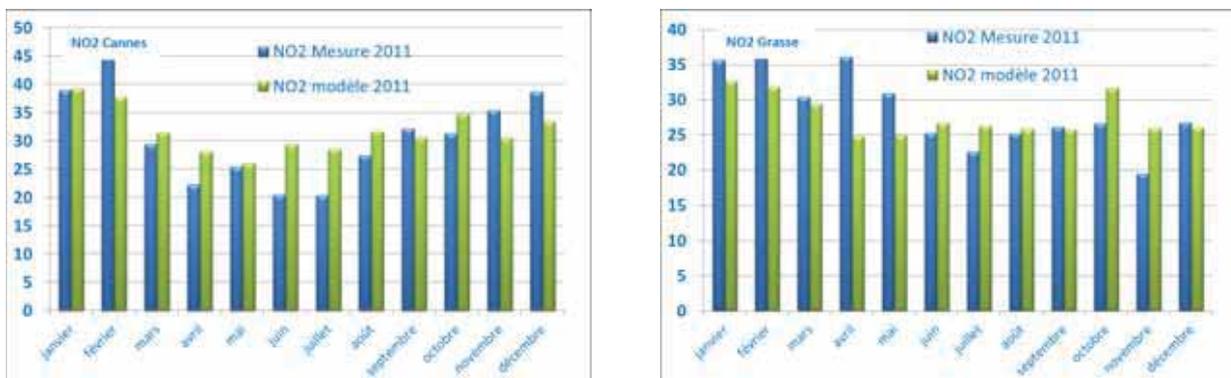


Figure 36 : Comparaison des concentrations moyennes annuelles simulées en NO₂ aux mesures des stations fixes, analyse par moyennes mensuelles pour les 12 mois de l'année 2011

Tableau 3 : Comparaison des concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées aux stations et présentation du biais, RMSE et corrélations obtenus

Station	Cannes Broussailles	Grasse Clavecin
Polluant	NO ₂	NO ₂
Moyenne simulée	31,8	27,6
Moyenne mesurée	30,6	28,2
Biais	1,9	0,5
RMSE (µg/m ³)	23,9	20,4
Corrélation de Spearman	0,402	0,343

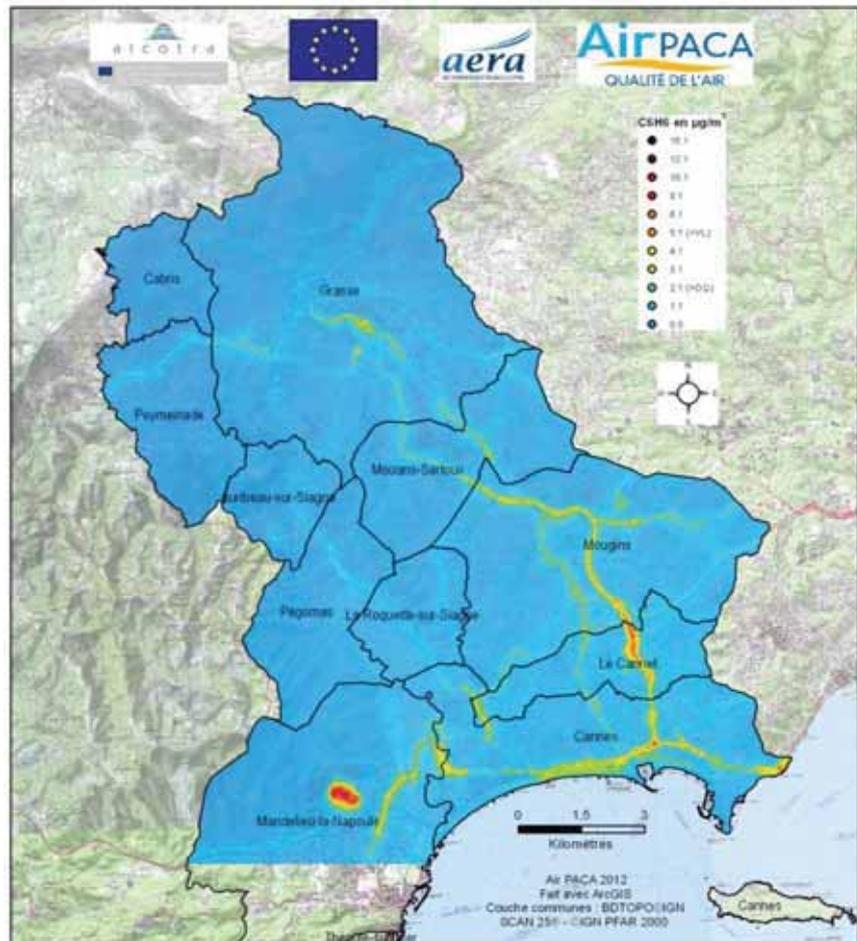
La Figure 35 montre des profils moyens journaliers en NO₂, mesurées et modélisées, assez disparates. Sur le site de Cannes, les mesures montrent deux pics distincts, liées aux pics de trafics dus aux trajets travail – domicile, avec des teneurs en NO₂ proches de 70 – 80 µg/m³ en période hivernale. Le modèle, sur ce même site, montre lui aussi des profils avec 2 pics, avec cependant des valeurs plus faibles, proches de 50 – 60 µg/m³, quelle que soit la saison. Les résultats sont un peu plus divergeant sur le site de Grasse, qui montre des profils des valeurs mesurées assez différents aux valeurs modélisées. Les profils des concentrations en NO₂ mesurées présentent aussi deux pic liés au trafic, alors que ces pics sont moins distincts pour les valeurs modélisées, en particulier pour les valeurs modélisées la matinée.

La Figure 36 montre que les évolutions mensuelles des teneurs en NO₂ mesurées et modélisées sur les sites de Cannes et Grasse sont relativement proches. Le modèle a tendance à sous-estimer les teneurs en NO₂ en période hivernale, alors qu'il les surestime légèrement en période estivale. Ces différences sont plus marquées sur le site de Cannes que celui de Grasse.

En termes de moyennes et de statistiques annuelles (Tableau 3), les valeurs sont très satisfaisantes. Les moyennes annuelles mesurées et modélisées sont très proches pour les deux sites, les différences sont de l'ordre d'1 µg/m³. Le biais est lui très faible, le modèle est donc opérationnel pour les moyenne annuelle, par contre le RMSE pour les deux sites est assez élevé, l'erreur réalisée à l'échelle horaire est assez importante.

Le benzène C_6H_6

La Figure 37 présente la cartographie des concentrations moyennes annuelles de benzène sur la zone Ouest du 06 en 2011.



benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) au cours

Figure 37 : Concentrations moyennes simulées en de l'année 2011

NB : La tâche observée au Sud-Ouest de la carte, à Mandelieu-la-Napoule, est un artefact du modèle

Les valeurs maximales en benzène modélisées pour l'année 2011 sont centrées sur les grands axes à fort trafic routier où se trouvent les principales sources d'émission. Comme pour les résultats en période estivale et hivernale, malgré un trafic important, l'autoroute A8 ne présente pas les niveaux les plus élevés en benzène. Certains axes routiers peuvent être parfois plus encombrés : ceci est clairement observable sur l'Avenue du Campon, la pénétrante Cannes-Grasse et les axes routiers en bord de mer, où des valeurs proches, voire supérieure de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (valeur limite pour la santé humaine) sont atteintes. Les concentrations diminuent rapidement de part et d'autre des voies pour atteindre un niveau de fond généralement inférieur à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ainsi, la valeur limite de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en moyenne annuelle pour le benzène est dépassée probablement autour des principaux axes routiers à fort trafic et congestion, mais elle est respectée sur le reste de l'ensemble de la zone modélisée et notamment sur les pôles urbains de Grasse, Cannes et du Cannet.

2.1.5 CONCLUSIONS

La partie ouest des Alpes Maritimes de la plateforme de modélisation en mode scénario a été validée durant le projet AERA. Ainsi, Air PACA dispose d'une plateforme urbaine sur la une large zone allant de Cannes à Villefranche sur Mer, incluant la CAPAP, la CASA et NCA. Deux campagnes de mesures de la qualité de l'air par tubes à diffusion passive, d'une durée d'un mois, ont été nécessaires en périodes hivernale et estivale en 2011, pour la mesure du dioxyde d'azote et du Benzène. A partir du résultat de ces mesures, le modèle a pu être callé pour la partie Ouest (Cannes, le Cannet et CAPAP).

Les résultats de cette étude ont mis en évidence la saisonnalité de ces deux polluants, avec des teneurs globalement plus élevées en période hivernale, du fait des émissions plus importantes, des conditions atmosphériques plus favorables à leur accumulation et une photochimie moindre en cette période.

Pour le dioxyde d'azote, la comparaison entre les concentrations simulées et mesurées, durant les deux campagnes de mesure, présente des résultats satisfaisants en termes d'indicateurs statistiques, avec notamment des coefficients de corrélation très convenables, 0.82 pour le NO₂ en période estivale par exemple. L'analyse plus précise des données mesure/modèle permet néanmoins de mettre en évidence quelques mauvaises restitutions, correspondant à des situations locales particulières.

Pour le Benzène, les indicateurs statistiques traduisent une mauvaise restitution des concentrations par le modèle, avec un coefficient de corrélation inférieur à 0.1 en période hivernale. Ceci est expliqué en partie par un certain nombre de valeurs mesurées anormalement hautes sur toute la zone d'étude en cette période. Par contre, ces mêmes indicateurs montrent une bonne corrélation entre les concentrations simulées et mesurées en période estivale (coefficient de corrélation de 0,78). Pour cette période, une légère sous-estimation est néanmoins observée, confirmée par une moyenne des mesures légèrement supérieure à celle des points modélisés.

Sur la période annuelle (année 2011), les profils moyens journaliers en NO₂, mesurées et modélisées, sont assez satisfaisants. Sur le site de Cannes, le modèle arrive à reproduire les deux pics rencontrés par les données mesurées, avec des valeurs néanmoins légèrement inférieure. Les résultats sont un peu plus divergeant sur le site de Grasse, qui montre des profils des valeurs modélisées avec un pic de la période matinale bien inférieur à la mesure. Les évolutions mensuelles des teneurs en NO₂ mesurées et modélisées sur les sites de Cannes et Grasse sont relativement proches, par contre le modèle a tendance à sous-estimer les teneurs en NO₂ en période hivernale, alors qu'il les surestime légèrement en période estivale. Enfin, les moyennes annuelles montrent des valeurs sont très satisfaisantes, avec une différence entre les valeurs modélisée et mesurée de l'ordre de 1 µg/m³. Le biais est lui très faible, le modèle est donc opérationnel pour les moyenne annuelle, par contre le RMSE pour les deux sites est assez élevé, l'erreur réalisée à l'échelle horaire est donc assez marquée.

Enfin, en termes pollution atmosphérique, les plus fortes concentrations en NO₂ sont centrées autour des plus grands axes routiers, l'autoroute A8 et la « pénétrante » qui relie l'A8 à Grasse, la routes de Cannes et la nationale 7. Sur ces grands axes avec un fort trafic routier, les valeurs réglementaires (moyenne annuelle et percentile 99,8) ne sont pas respectées selon les valeurs fournies par le modèle pour l'année 2011. Les zones urbanisées telles que le du Cannet, caractérisée elle aussi par une forte densité de trafic routier montre aussi des niveaux en dioxyde d'azote modélisés élevés et parfois au-dessus des normes réglementaires pour l'année 2011. Les zones moins urbanisées, voire rurale, montre des valeurs en dioxyde d'azote moins élevées, de 15 µg/m³ à 25 µg/m³, respectant ainsi les seuils réglementaires. Concernant le benzène, la valeur limite de 5 µg/m³, en moyenne annuelle, est dépassée probablement autour des principaux axes routiers à fort trafic et congestion, mais elle est respectée sur le reste de l'ensemble de la zone modélisée et notamment sur les pôles urbains de Grasse, Canne et du Cannet en 2011.

2.2 MISE A JOUR DE LA PLATEFORME DE MODELISATION EN MODE SCENARIOS

2.2.1 ENJEUX ET OBJECTIFS DE LA MISE A JOUR

Pourquoi mettre à jour les plateformes urbaines

La mise à jour des plateformes de modélisation urbaines, si elle n'est pas une obligation réglementaire, est une étape obligée pour en assurer les rendus comme le calcul annuel de l'exposition des populations aux dépassements de seuils.

En plus de la nouvelle année météorologique modélisée qui peut avoir un impact fort sur les concentrations, mettre à jour ces plateformes avec les dernières versions des inventaires des émissions permet de prendre en compte les évolutions des territoires, des techniques et de mettre en œuvre les dernières méthodes de calcul des émissions, avec des outils en constante évolution.

Les actions AERA 2.2 et 3.2 vont notamment permettre, dans l'avenir, d'utiliser les inventaires de chaque partenaire dans les zones frontalières ce qui aura une incidence très fortes sur la qualité des modélisations.

Contraintes techniques

Des mises à jour régulières sont donc nécessaires et, celles-ci, sont très dépendantes des nombreuses contraintes techniques, inhérentes aux processus de connaissance des émissions du territoire et aux infrastructures informatiques de calcul.

Deux types de mise à jour peuvent être distingués, les mises à jour incluant une mise à niveau des émissions avec un nouvel inventaire et les mises à jour météorologiques uniquement, qui, à émissions constantes calcule la dispersion des polluants sur une nouvelle année météo. Dans le cadre du recalcul 2011 des plateformes urbaines des Alpes Maritimes le processus de mise à jour est complet, utilisant l'inventaire des émissions a2007v2010 en remplacement de l'inventaire a2004v2007 et les données météo 2011. La modélisation du territoire de la CAPAP présentée en partie 2.1 ne représentait, quant-à-elle, qu'une mise à jour partielle, n'influant que sur l'année météorologique en conservant l'inventaire des émissions utilisé pour les calculs 2008.

Se basant sur l'architecture des anciennes plateformes, le recalcul d'une plateforme urbaine profite néanmoins des nouvelles possibilités offertes par les nouveaux scripts, logiciels et les améliorations des temps de calcul. Ces efforts ont permis, lors du recalcul 2011 des plateformes Nice, CASA et CAPAP, de ne plus distinguer ces trois zones comme des entités distinctes mais de modéliser une seule zone, plus homogène et plus étendue, couvrant les zones les plus densément peuplées du département des Alpes Maritimes.

Inventaire 2010

Le changement d'inventaire est, pour une plateforme urbaine, une étape importante, permettant de mieux comprendre et appréhender l'impact des émissions sur les concentrations modélisées. Le recalcul 2011 des plateformes des Alpes Maritimes a été réalisé avec l'inventaire des émissions a2007v2010 d'Air PACA.

Le nouvel inventaire des émissions utilisé ayant trois ans d'intervalle avec la version précédente, de fortes évolutions dans les émissions de NOx et PM₁₀, ont été relevés. (Figures 38, 39, 40)

La part de chaque grand secteur d'activité reste globalement identique pour les émissions de NOx entre 2004 et 2007 mais une diminution de la part des transports dans les émissions de PM au profit de l'industrie et du secteur résidentiel est constatée, même si ce dernier secteur diminue la quantité de ces émissions entre les deux périodes représentées.

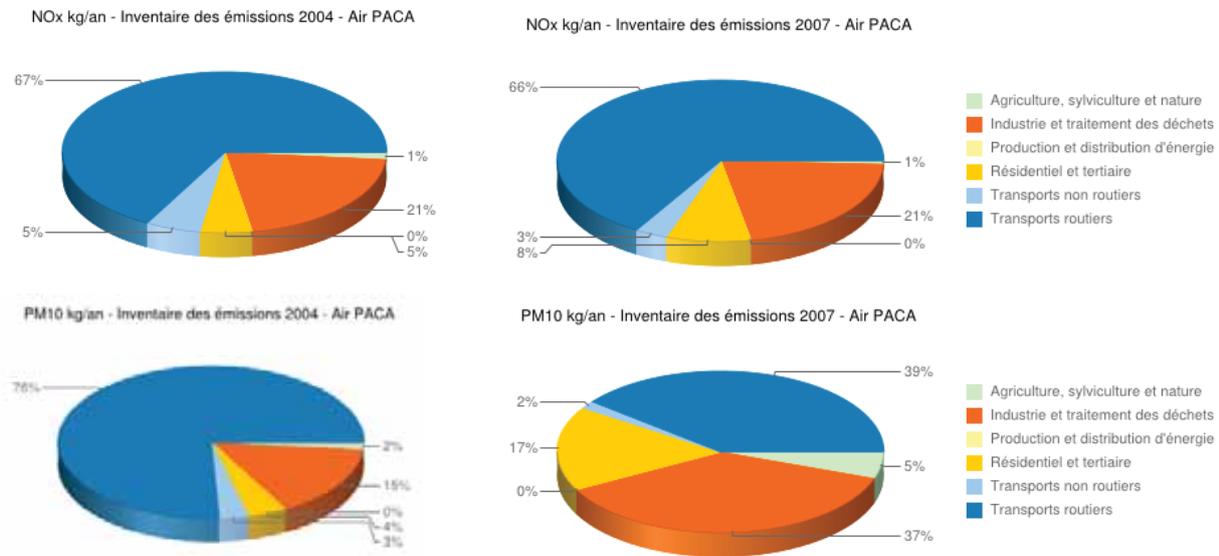


Figure 38 : Comparaison de la part de chaque secteur d'activité dans les émissions totales de la Zone Administrative de Surveillance de Nice entre les inventaires a2004v2007 et a2007v2010

En quantités, le secteur routier reste prépondérant, représentant pour les NOx et PM10 les tonnages annuels les plus importants.

Alors que les émissions de NOx montrent globalement une baisse, celles de PM₁₀ ont-elles tendance à augmenter, surtout dans le secteur de l'industrie et du traitement des déchets qui représentent la seconde source d'émissions de particules sur la zone, le secteur industriel étant en passe de supplanter le secteur des transports routiers.

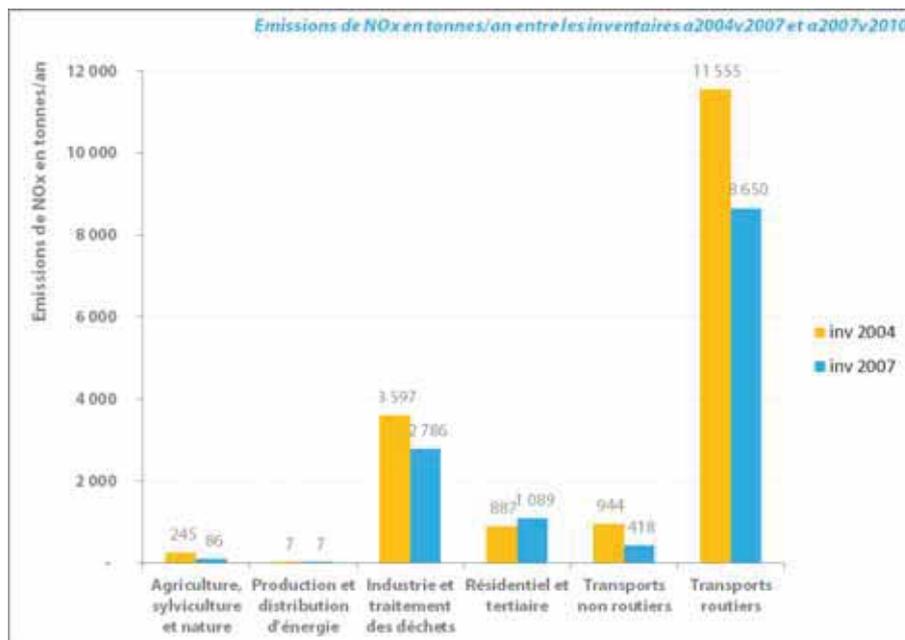


Figure 39 Evolution des émissions de NOx entre 2004 et 2007 sur la ZAS de Nice

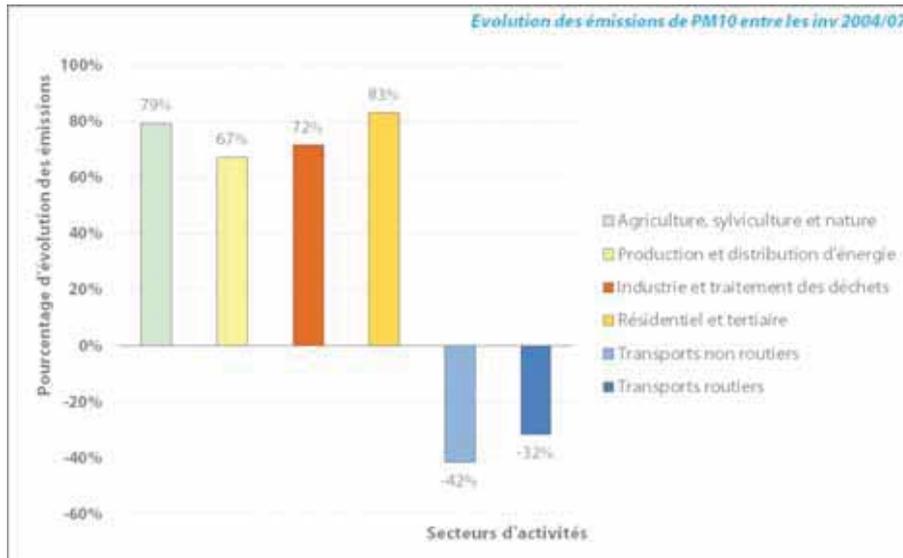


Figure 40 : Evolution des émissions de PM₁₀ entre 2004 et 2007 sur la ZAS de Nice

Données météorologiques

Les plateformes 2008 utilisaient comme conditions météorologiques les stations Météo France de Nice aéroport, Valbonne et Cezair. Lors du recalcul 2011, et après étude des données seul les stations de Valbonne et Nice aéroport ont été retenues, la station de Valbonne présentant des caractéristiques similaires à celle de Cezair pour l'année en question.

Si la station de Valbonne utilisée pour modéliser l'Ouest du département offre des conditions de vent assez bien répartis malgré une forte influence Est-Ouest, la station de Nice aéroport est, quant à elle, très atypique. Les forts vents en provenance du Nord qui y sont mesurés sont principalement dus à la localisation de la station située à l'embouchure de la plaine du var, et, qui plus est, en mer.

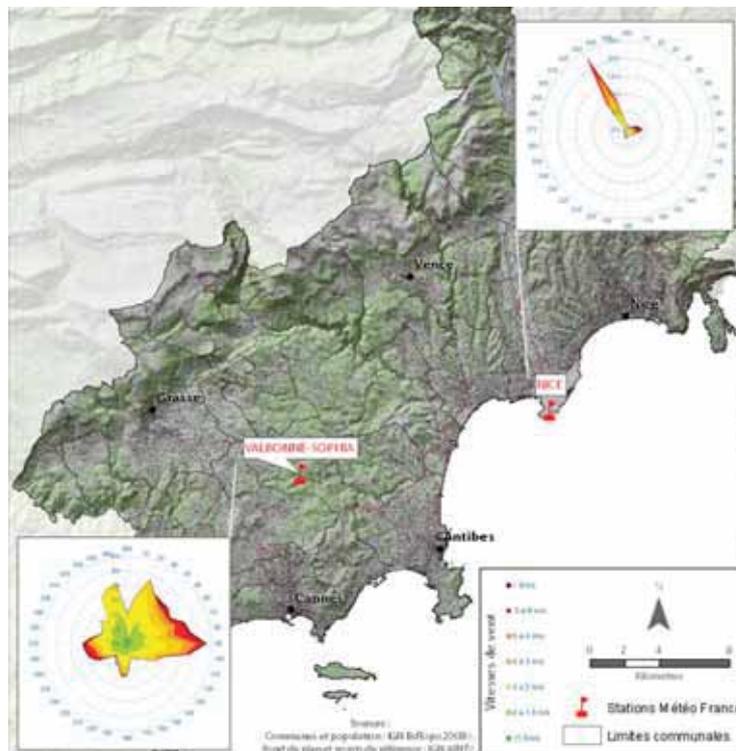


Figure 41 : Localisation et roses des vents des stations Météo France de Valbonne et Nice

2.2.2 CONFIGURATION DU MODELE

Couverture du territoire

Les zones modélisées ont été assemblées et élargies pour former un ensemble plus cohérent et couvrir un maximum de populations en s'appuyant sur les contours de la Zone Administrative de Surveillance de Nice. Au lieu de calculer trois plateformes distinctes, une seule et même plateforme a été créée rendant le résultat plus homogène et offrant de meilleures possibilités de comparaison des différentes zones du territoire.

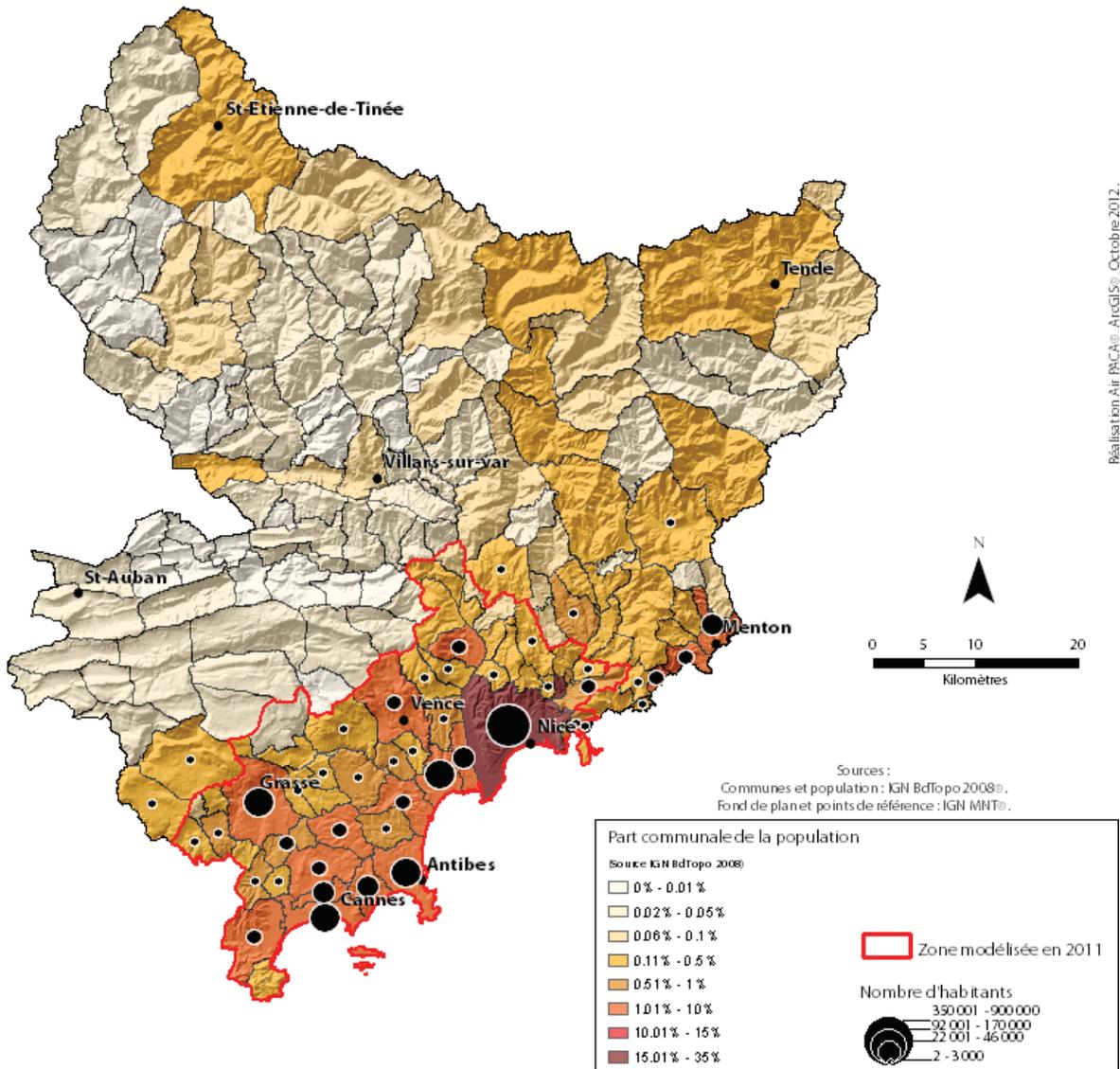


Figure 42 : Couverture de la population par la plateforme urbaine 2011 des Alpes Maritimes

Paramétrage du modèle

Si l'inventaire des émissions et l'année météorologique changent, le paramétrage des plateformes a en revanche été conservé. Ne pas effectuer de modifications permet une analyse des différences entre les deux années calculées. Modéliser deux années avec deux paramétrisations de modèles différentes aurait interdit toute comparaison des résultats car, le biais induit par les changements de méthodes serait trop important et difficilement quantifiable.

2.2.3 RESULTATS, SCORES ANNUELS

Les concentrations sont modélisées pour chaque heure de l'année puis des statistiques annuelles telles que la moyenne pour le NO₂ ou le percentile 90.4 pour les PM₁₀ ont été calculés.

Les sorties brutes du modèle sont ensuite recalées géostatistiquement à l'aide des données mesure, de manière à obtenir les concentrations les plus proches possibles de celles mesurées, sans pour autant trop influencer sur la dispersion calculée par le modèle.

Scores des modélisations PM₁₀

Air PACA dispose de cinq stations fixes mesurant les PM₁₀ sur la zone modélisée et des données d'une campagne temporaire de six mois réalisée à Grasse.

Les résultats de la modélisation montrent une corrélation avec la mesure parfaite, le seuil limite de cinquante µg/m³ est néanmoins bien reproduit avec un seul dépassement en 2011 sur la station trafic de Nice Magnan et aucune fausse alerte créée.

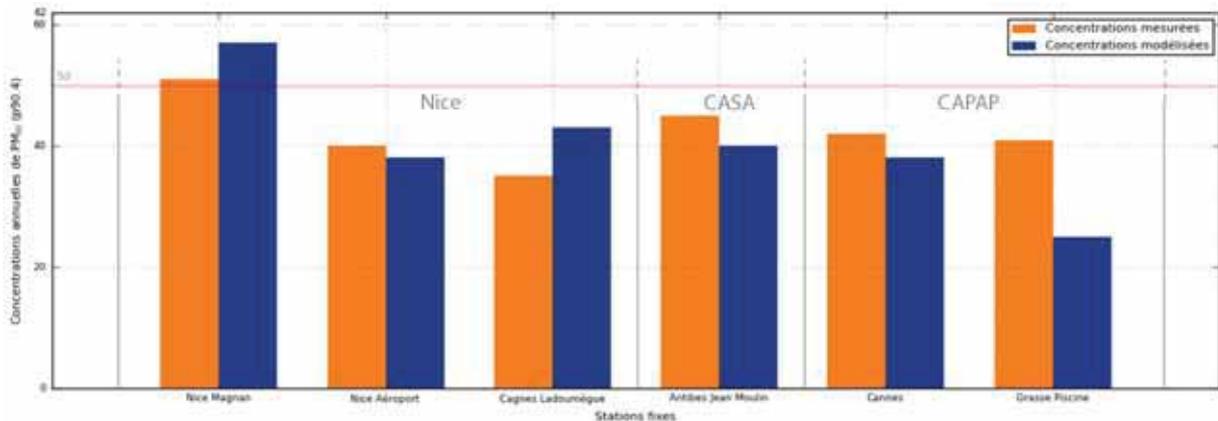


Figure 43 : Scores des concentrations de PM₁₀ Modélisées et mesurées en 2011 aux stations

Scores des modélisations NO₂

La comparaison mesure modèle est plus aisée avec la modélisation du NO₂ car, en plus des huit stations fixes dont dispose Air PACA sur la zone, trois campagnes temporaires ont été réalisées en 2008 ou 2011 couvrant l'ensemble du territoire. Ces campagnes permettent d'obtenir plus de 300 mesures supplémentaires sur la zone modélisée. Grâce à ce nombre de mesures important, le calage géostatistique du modèle est plus précis et les concentrations modélisées peuvent être évaluées de manière beaucoup plus fine qu'avec les particules.

Sur les stations fixes comme sur l'ensemble des points de mesures, le modèle a légèrement tendance à sous-estimer les concentrations. La corrélation entre valeurs modélisées et mesurées est importante

malgré des difficultés à correctement reproduire les concentrations sur le territoire de la CAPAP en comparaison des deux autres zones.

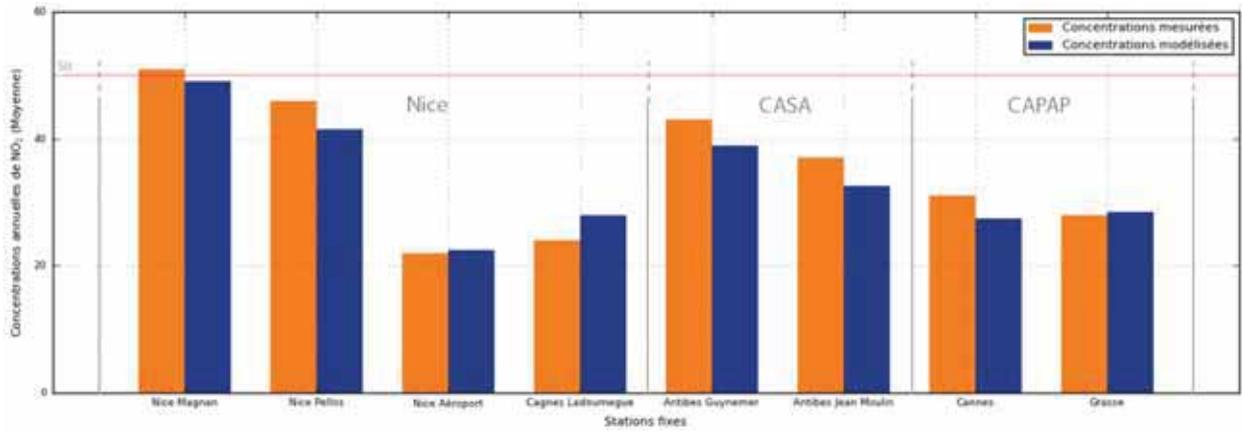


Figure 44 : Scores des concentrations de NO₂ modélisées et mesurées aux stations fixes en 2011

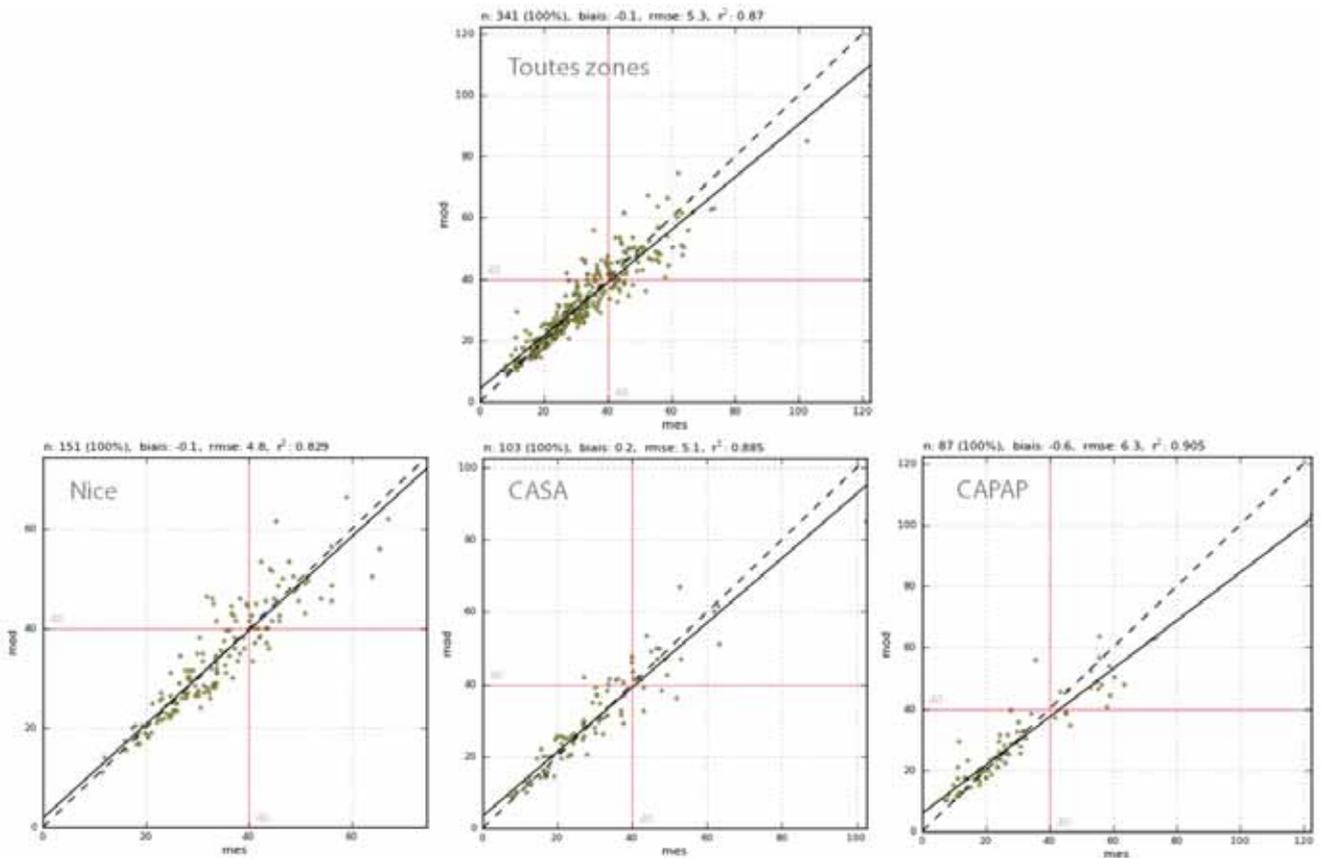


Figure 45 : Scores des concentrations de NO₂ mesurées et modélisées sur tous les points d'observation en 2011

2.2.4 RENDUS CARTOGRAPHIQUES

Dioxyde d'azote NO_2 , Concentrations annuelles

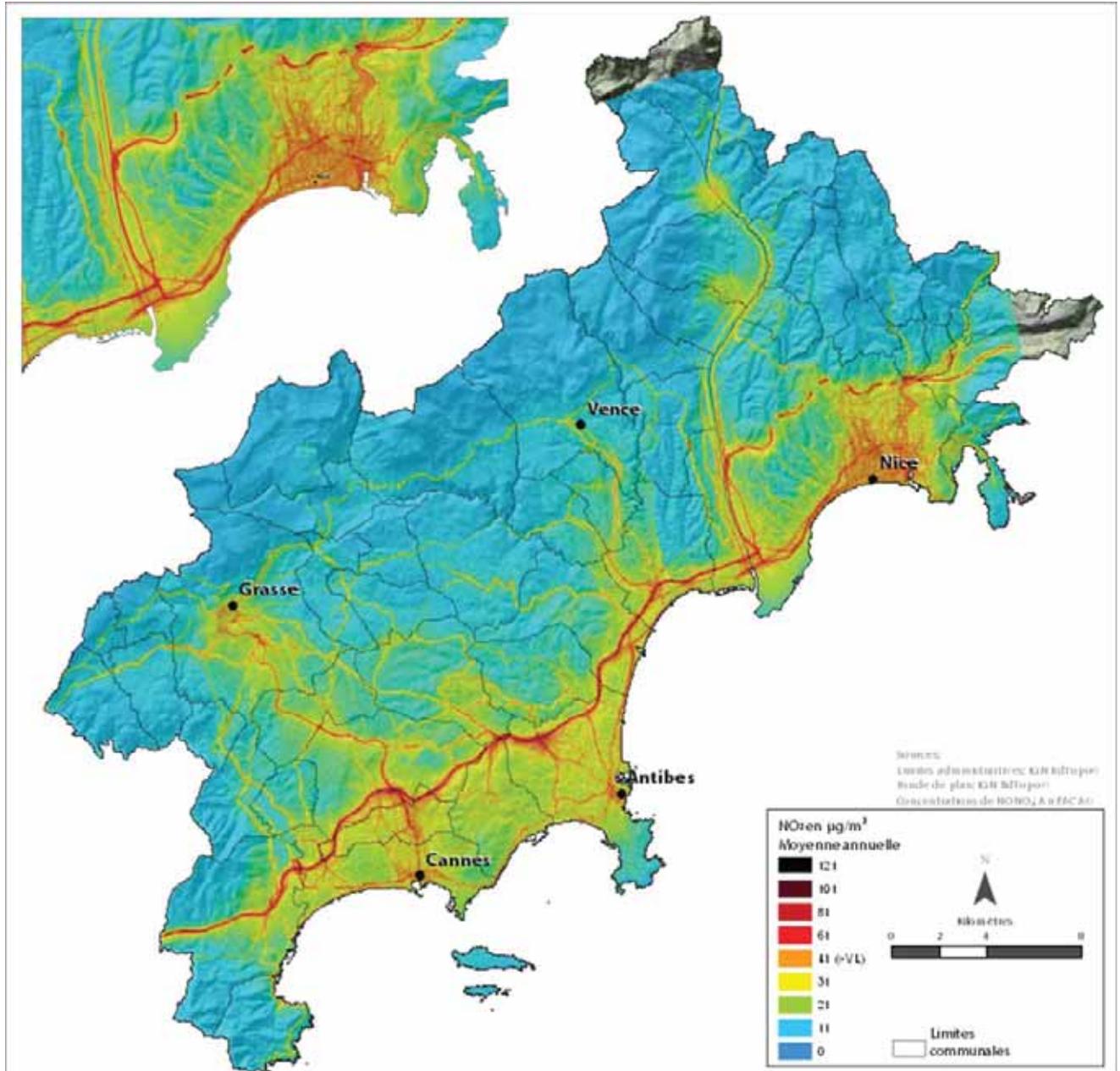


Figure 46 : Moyenne annuelle des concentrations de NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en 2011

La moyenne annuelle des concentrations de NO_2 en 2011 est assez élevée sur et autour des principaux axes de circulation, incluant les centres urbains. Certains points chauds sur les échangeurs les plus importants et un fond péri-urbain assez élevé avec des concentrations de 30 à 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont mis en avant. Si les concentrations en milieu urbain et péri-urbain sont élevées, la décroissance vers des valeurs de fond rural plus faibles est assez rapide.

Cette répartition spatiale et les décroissances modélisées correspondent bien à celle des mesures tubes réalisées lors des campagnes temporaires, permettant ainsi de valider le modèle sur les zones urbaines, péri-urbaines et rurales. (Figures 47)

Comparaison modélisation NO2 et observations des campagnes de mesures

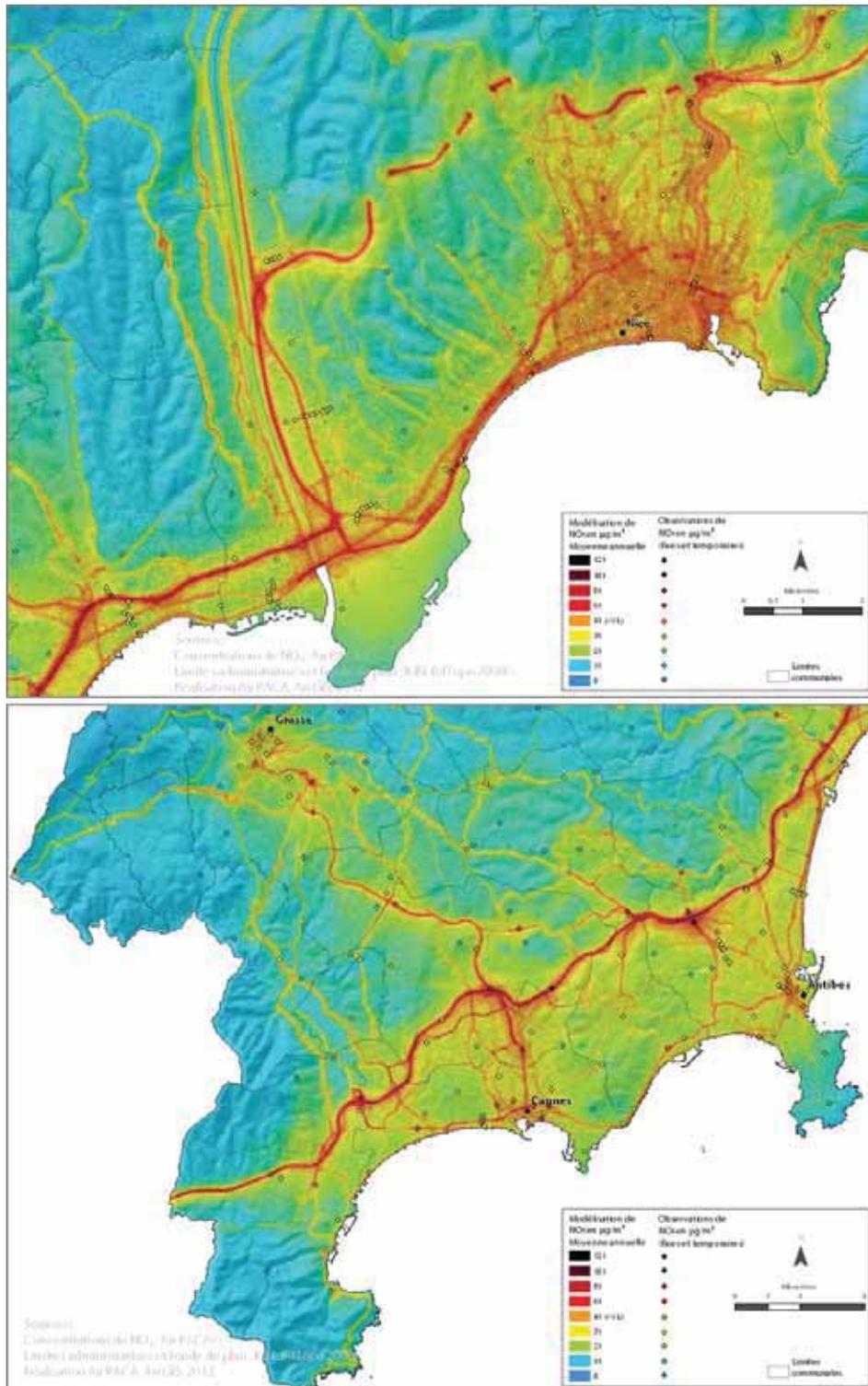


Figure 47 : Concentrations de NO2 modélisées et observées sur les Nice et Antibes

Les particules fines PM10, concentrations annuelles

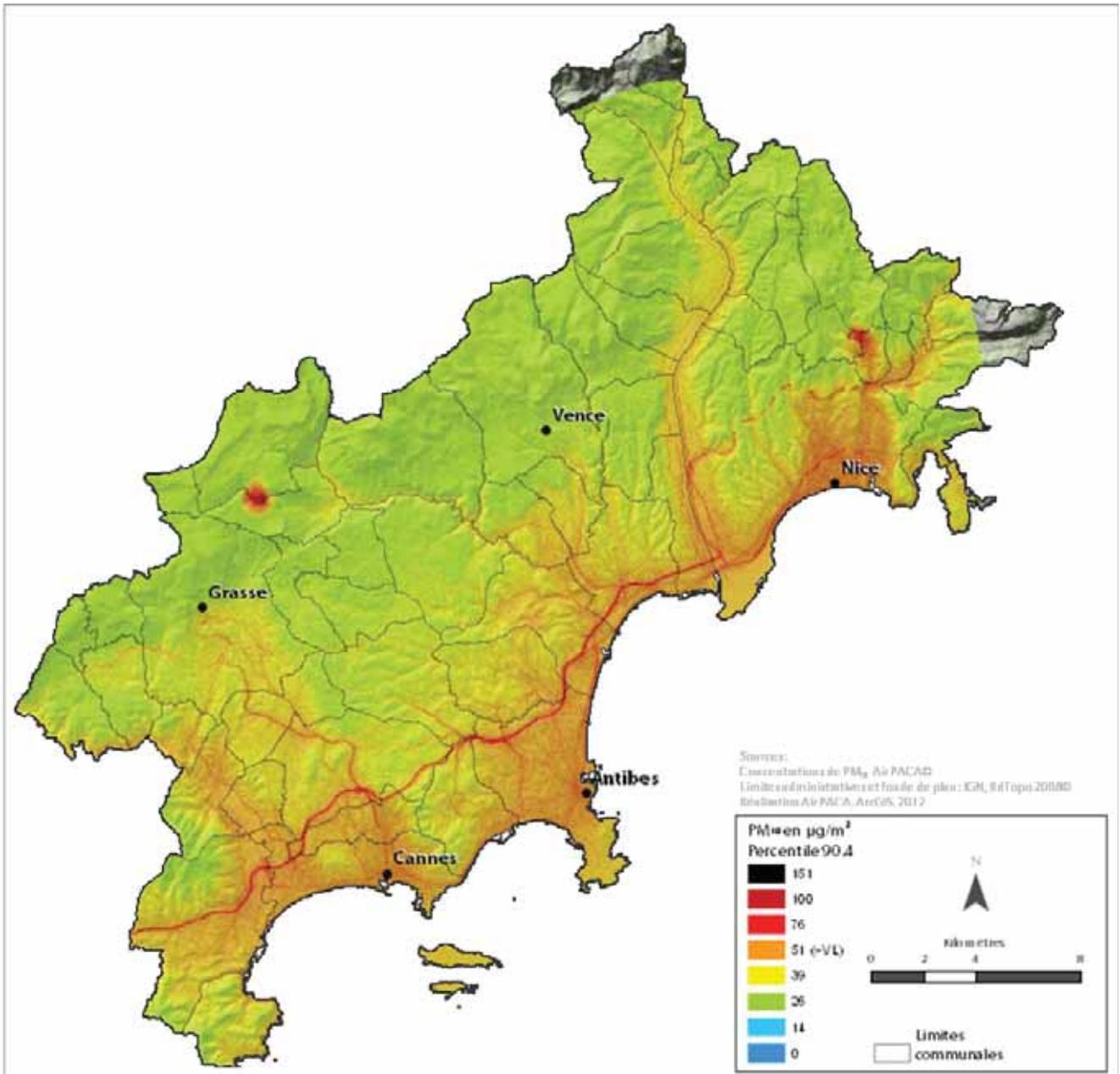


Figure 48 : Concentrations de PM10 (Percentile 90.4 en µg/m³) dans les Alpes Maritimes en 2011

La modélisation des PM₁₀ montre également des valeurs très élevées en milieu urbain et péri-urbain. Si ces concentrations proches ou supérieures au seuil limite se retrouvent donc principalement sur la bande littorale, on notera les carrières de Saint-André de la Roche et de Gourdon, gros émetteurs de particules sur des zones rurales.

Dépassements de seuils réglementaires

Le dépassement des seuils réglementaires n'impacte pas de zones très étendues et se retrouve principalement sur les axes de circulation. Néanmoins, si ces dépassements restent restreints, il est

indispensable de prendre en compte l'effet de seuil qui, à plus ou moins cinq microgrammes change totalement la physionomie des zones impactées et, de ce fait, les populations exposées.

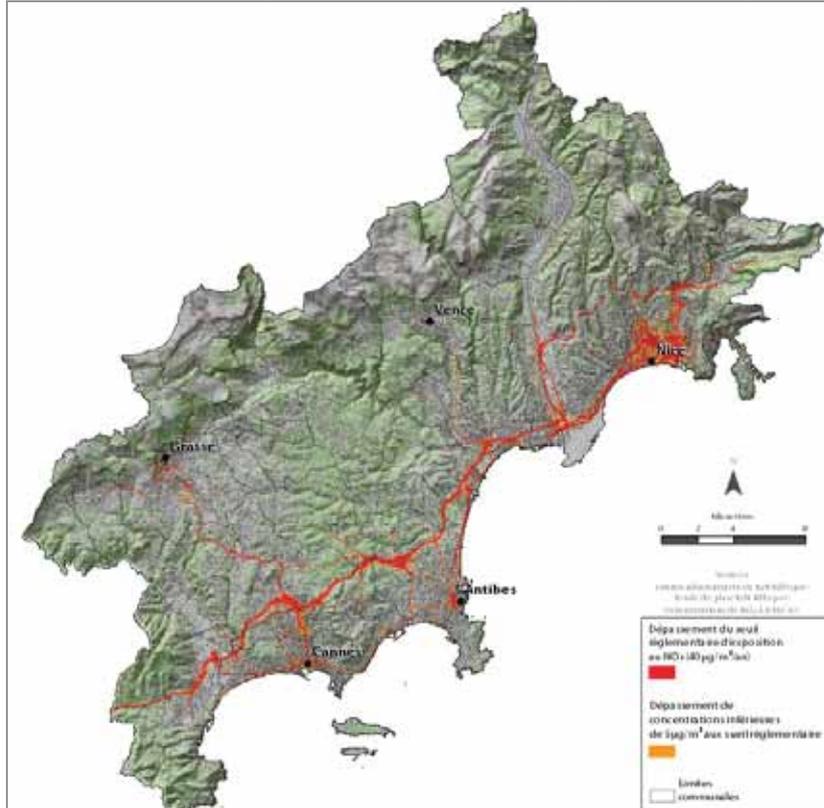


Figure 49 : Dépassement du seuil annuel de 40 µg/m³ en NO2

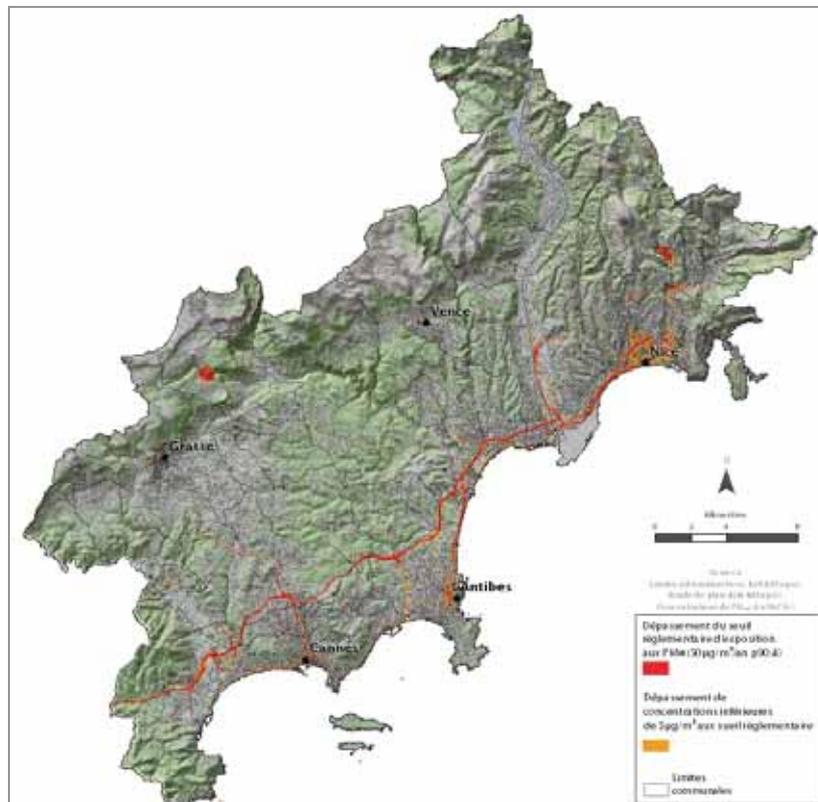


Figure 50 : Dépassement du seuil annuel de 50 µg/m³ en PM10

2.2.5 CONCLUSION

Comparaison avec les plateformes 2008

S'il est normal de constater des différences entre les modélisations réalisées sur un même territoire contenu du changement des émissions et des conditions climatiques, il est, en revanche, important d'obtenir des rendus cohérents, dans l'optique de comparaison des dynamiques du territoire et du rôle des émissions dans les concentrations en polluants des zones modélisées.

La comparaison des plateformes 2008 et 2011 des Alpes Maritimes montre, en effet, certains changements dans les méthodes mais les grandes dynamiques du territoire restent globalement les mêmes et les scores, si ils ont été légèrement améliorés ne varient pas de manière incohérente.

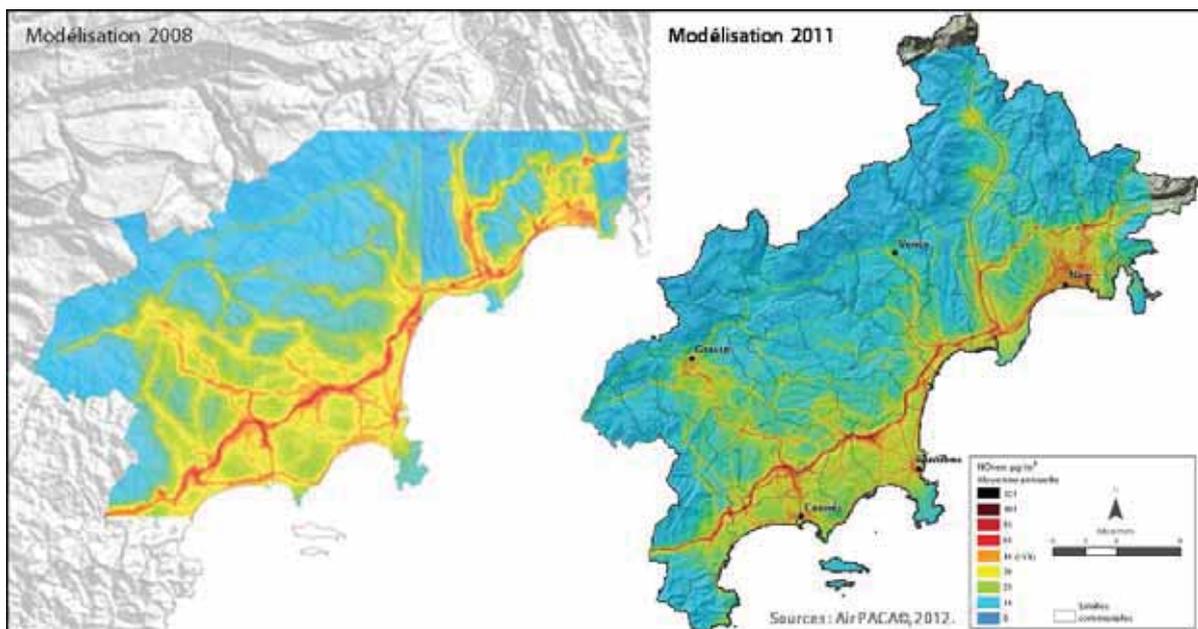


Figure 51 : Comparaison des rendus visuels des modélisations de NO₂ en 2008 et 2011

Perspectives

Ces nouvelles cartographies haute résolution déployées sur les Alpes Maritimes grâce au projet AERA ont permis le développement de nouveaux outils et méthodes qui vont être réutilisés sur les autres territoires sous la surveillance d'Air PACA. Ces outils et méthodes peuvent aussi être exploités par les autres partenaires du projet AERA.

Avec la mise à jour des plateformes urbaines des Alpes Maritimes c'est tous les processus de création de ce type d'outil qui s'est amélioré et a gagné en rapidité. Ces améliorations vont permettre d'effectuer de manière de plus en plus rapide et automatisée les prochaines plateformes. Avec l'évolution des méthodes de création des inventaires des émissions et la mise en commun de ces derniers au niveau Européen, la modélisation des phénomènes de pollution atmosphérique à fine échelle va considérablement se développer dans les prochaines années.

A très court terme, c'est l'intégralité du littoral des Alpes Maritimes qui va pouvoir bénéficier de cartographies annuelles haute résolution. Le partage des inventaires des émissions entre les partenaires du projet AERA prends ici tout son sens, la zone est du département étant frontalière avec l'Italie et, de ce fait, soumise à de fortes interactions avec les provinces italiennes voisines.

Cette nouvelle plateforme urbaine va, pour l'heure, permettre à Air PACA d'analyser, en concertation avec les acteurs locaux, des scénarios d'aménagement du territoire. Elle représente également la base des plateformes de prévisions mises en place sur les villes d'Antibes et Nice.

2.3 PLATEFORMES URBAINES EN MODE PREVISION SUR NICE ET ANTIBES

2.3.1 ENJEUX ET OBJECTIFS

Les plateformes urbaines en mode scénario montrent les niveaux de concentrations des polluants réglementés sur une échelle temporelle annuelle et spatiale à haute résolution. Elles ne sont en revanche pas dimensionnées pas répondre aux problématiques d'information des populations sur l'état de la qualité de l'air en temps réel.

C'est à cette fin que des plateformes urbaines de prévision ont été mises en place sur les villes d'Antibes et Nice dans le cadre du projet AERA. Tout comme le fait la plateforme Aires-Méditerranée à l'échelle régionale, ces plateformes permettent d'effectuer chaque matin des prévisions de qualité de l'air pour la journée en cours, le lendemain et le surlendemain.

Alors que les plateformes urbaines en mode scénarios calculent des statistiques annuelles ou mensuelles, les plateformes de prévision calculent quant-à-elles des concentrations, maximales journalières pour le NO₂ et, l'ozone ou moyennes journalière pour les PM₁₀. Ces statistiques permettent de relayer une information sur les dépassements de seuils horaires ou journaliers, conformément à la réglementation. Si elles sont plus difficiles à reproduire car plus sensibles aux variations des émissions (principalement pour le NO₂) et des conditions météorologiques, elles permettent à chaque citoyen d'évaluer à l'instant « t » son exposition aux différents polluants. Les collectivités peuvent également intégrer cet outil pour anticiper et prendre des mesures localisées en cas de pics de pollution.

2.3.2 CONFIGURATION DES PLATEFORMES SUR LES VILLES D'ANTIBES ET DE NICE

Zones de couverture

S'appuyant sur l'architecture des modélisations urbaines en mode scénarios, les plateformes de prévision sont donc imbriquées dans celles-ci, se focalisant les grandes villes.

Dans les Alpes Maritimes, le projet AERA a ainsi permis de finaliser la plateforme d'Antibes, seconde plateforme de prévisions initiées par Air PACA et de mettre en place une nouvelle plateforme sur la ville de Nice.

Ces deux villes étant très différentes, tant en terme de population que de tissu urbain, ces différences se retrouvent dans les choix de développement des plateformes. La plateforme de la ville de Nice couvrant une zone très densément urbanisée et comptant de nombreux axes de communications a donc une superficie plus restreinte que sa consœur d'Antibes qui, loin de se concentrer uniquement sur le centre-ville, couvre également la bordure Est de la ville de Cannes ainsi que la zone d'activités de Sophia-Antipolis.

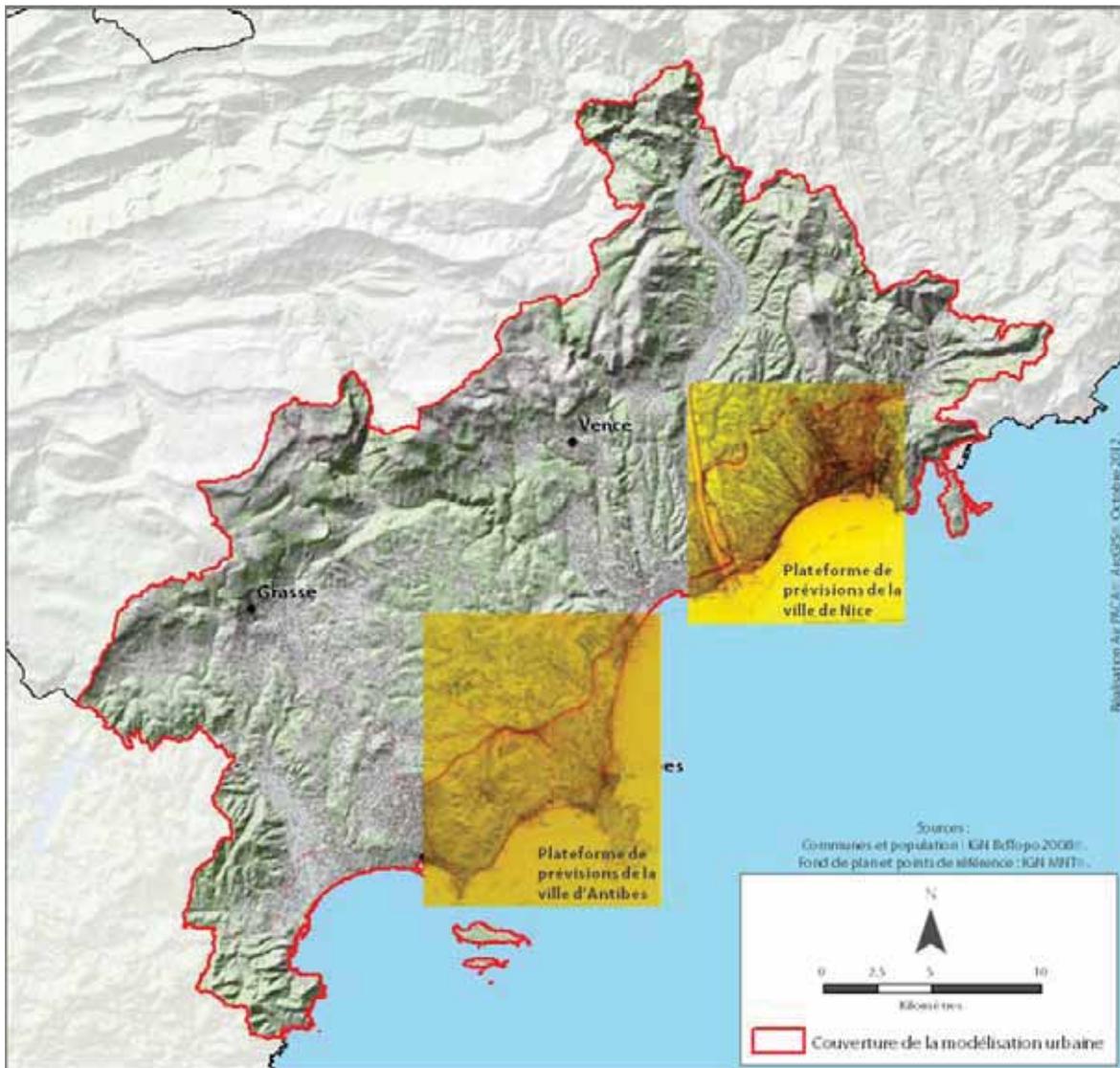


Figure 52 : Plateformes de prévisions des Alpes Maritimes

Fonctionnement d'une plateforme urbaine de prévision :

Une plateforme urbaine de prévisions s'appuie sur deux types de données fondamentales. L'inventaire des émissions qui recense toutes les sources d'émissions d'un territoire pour une année donnée et les simulations de la plateforme AIRES-Méditerranée qui produit quotidiennement des prévisions météorologiques et chimiques sur le Sud-Est de la France. Ce sont donc les prévisions régionales qui servent de conditions limites aux prévisions locales offrant ainsi une continuité et une cohérence à la chaîne de calcul mise en place par Air PACA.

En utilisant le logiciel Urban'Air ©Numtech, il est alors possible de simuler chaque jour, en zone urbaine et à très fine échelle les concentrations attendues aux échéances J, J+1 et J+2, après avoir effectué une phase de calage du modèle s'appuyant sur les observations réalisées par les stations réglementaires de surveillance de la qualité de l'air.

Si l'intérêt d'un modèle de prévisions est bien l'anticipation, celui-ci effectue aussi chaque jour un run de recalcul des concentrations de la veille. Ces runs qui utilisent en entrée du modèle les données météorologiques et chimiques mesurées par les stations de surveillance, et non celles modélisées à

l'échelle régionale sont donc, par définition, plus précis et offrent une représentation des conditions réelles de la veille.

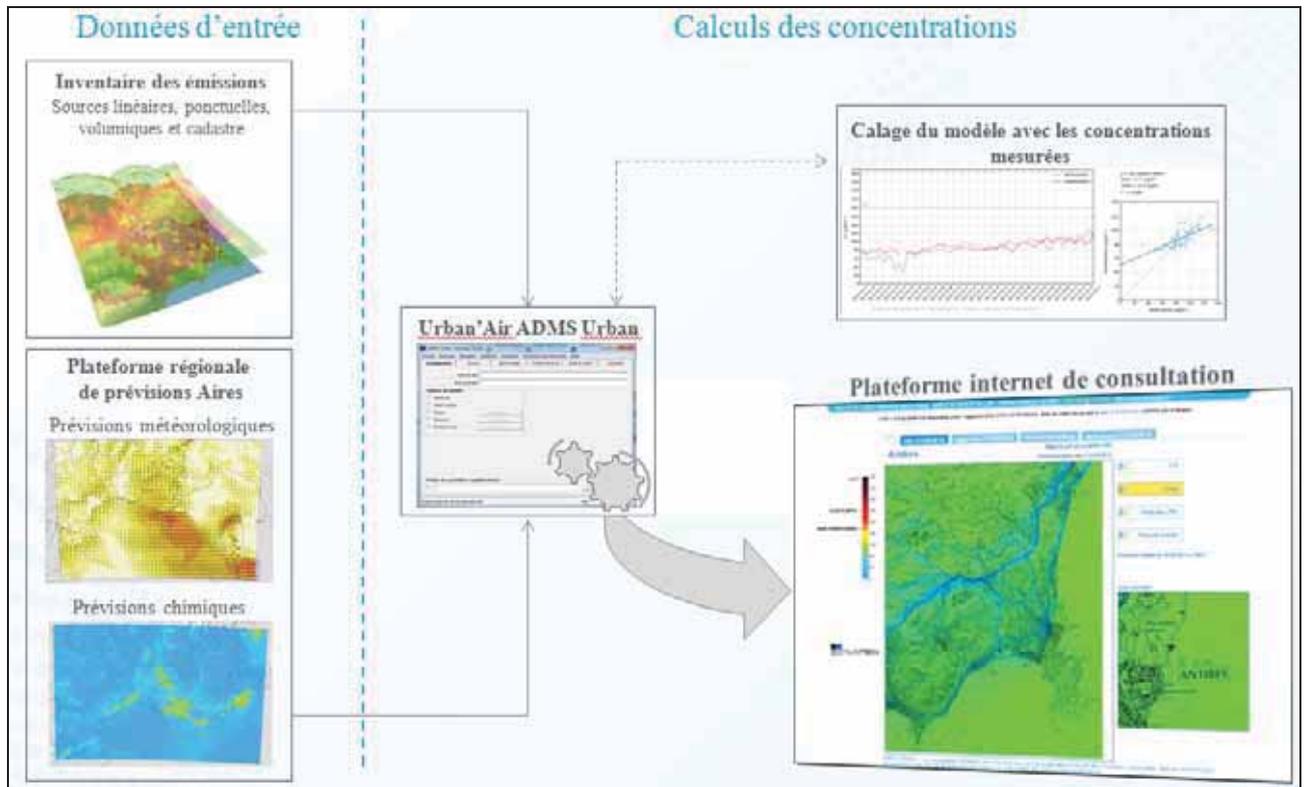


Figure 53 : Schéma de fonctionnement d'une plateforme urbaine de prévision

Inventaire des émissions

Les inventaires des émissions conditionnent, plus encore que les variables météorologiques, les concentrations modélisées. Les plateformes Urbaines de prévisions d'Antibes et de Nice ont été respectivement développées avec des Inventaires de 2004 (émissions routières 2006) et 2007. Ces différences dans les émissions expliquent, malgré la grande proximité des deux zones, des méthodes de calage et certains résultats assez différents.

Malgré cet écart dans les années d'émissions utilisées, un effort de cohérence a été réalisé et les données produites par les territoires sont systématiquement utilisées. C'est le cas pour les émissions routières intégrant des parcs de véhicules différents selon l'année de l'inventaire mais dont les sources de données trafic proviennent d'une même base de données réalisée par l'Agence de Déplacements des Alpes Maritimes (trafics recalés pour l'année inventoriée).

Si les émissions peuvent évoluer, les méthodes restent donc globalement les mêmes pour les deux zones et les concentrations modélisées sur chacune des deux plateformes sont cohérentes.

Calage des modèles

Le calage des modèles a été effectué sur une période de 90 jours de tests, composée de périodes estivales et hivernales. Des tests de prévisions des concentrations ont été effectués aux stations puis, les scores mesure modèle ont été comparés entre eux pour en ressortir une configuration optimale, passant, pour certains polluants comme les PM₁₀, par l'ajout d'une concentration de fond obtenue à partir du biais moyen observé.

Cette phase de tests est donc très dépendante des stations disponibles sur la zone d'études mais également de leur typologie. Une station mesurant un fond urbain est beaucoup plus propice au calage d'un modèle qu'une station mesurant le trafic. Ces dernières ont trop souvent des dynamiques atypiques, influencées soit par des déplacements domicile travail soit par des pics mensuels dus au tourisme, comportement qui ne représente bien souvent que peu d'axes au regard du nombre de voies prises en compte dans la modélisation et ne peut donc expliquer la dynamique générale d'émissions des dioxydes d'azote sur le centre urbain étudié.

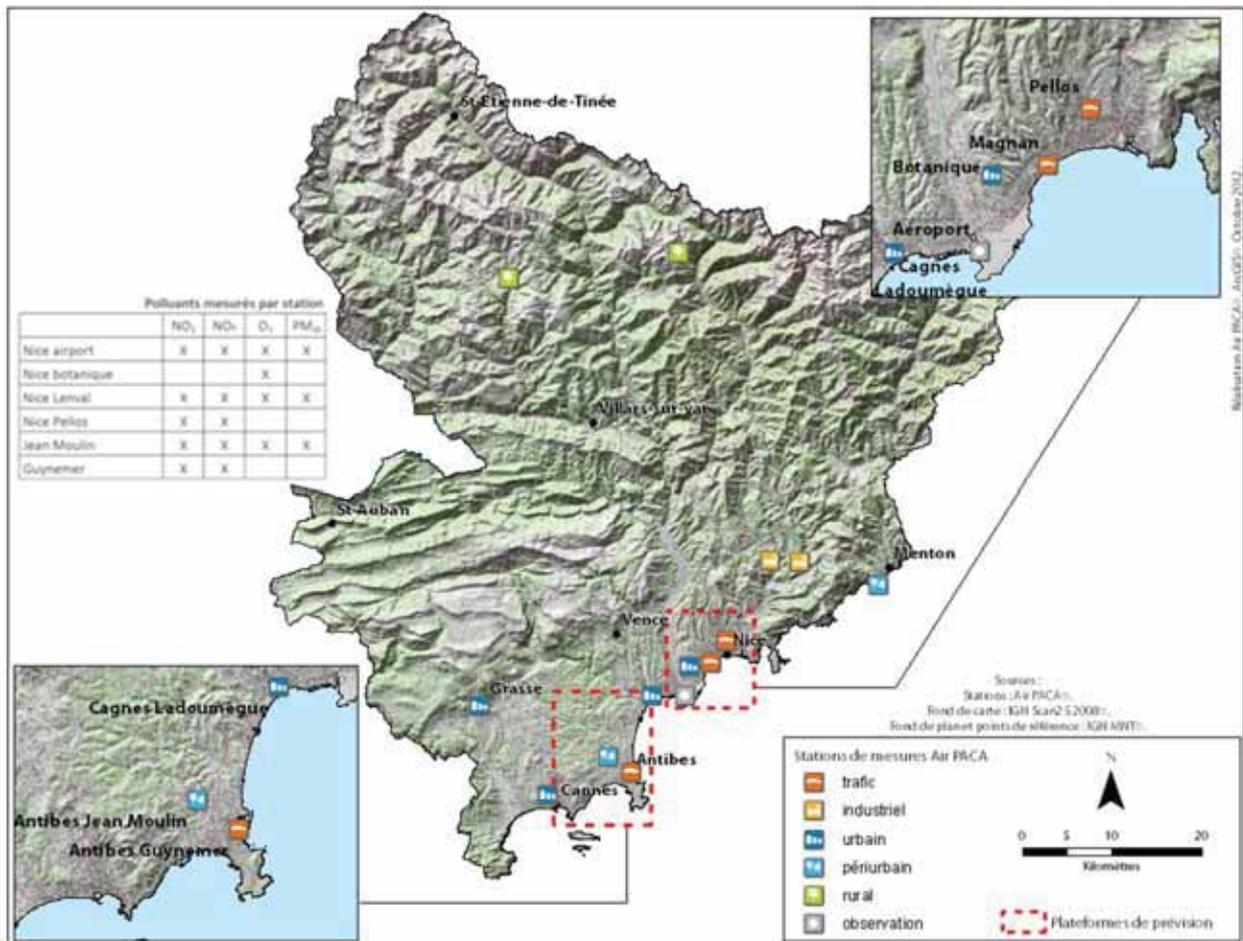


Figure 54 : Emplacements et typologie des stations de mesures Air PACA dans les Alpes Maritimes



Figure 55 : Environnement des stations Air PACA à Nice

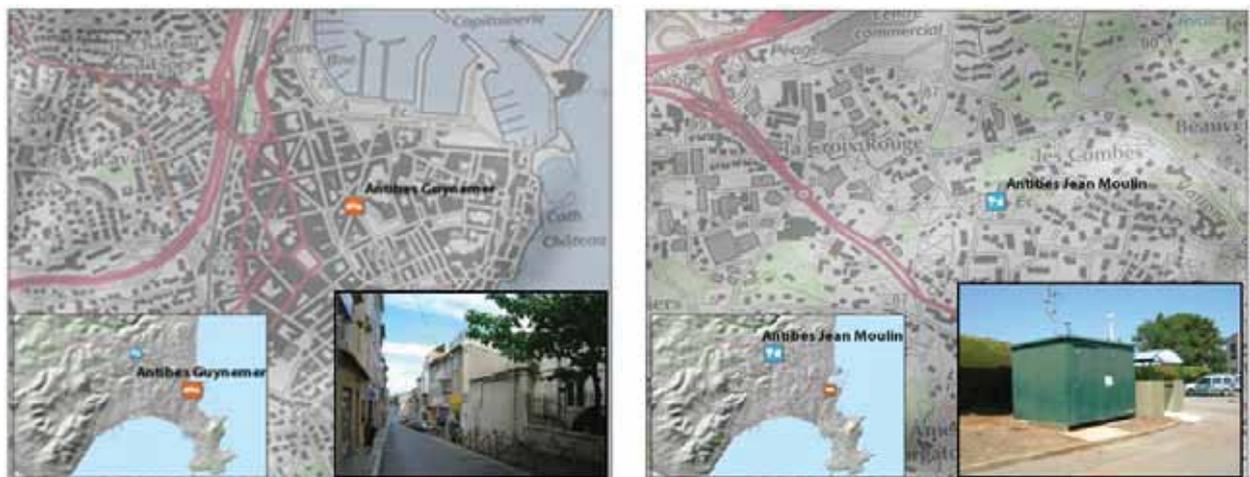


Figure 56 : Environnement des stations Air PACA à d'Antibes

2.3.3 RESULTATS, SCORES DES CONFIGURATIONS RETENUES :

Pour la modélisation des particules fines, les inventaires des émissions utilisés n'arrivent pas à reproduire toutes les sources, que ce soit l'inventaire du territoire Air PACA ou les émissions EMEP, utilisées comme conditions limites des trois départements modélisés par la plateforme AIREM-Méditerranée.

Le modèle dépend donc d'une forte concentration de fond, évaluée grâce au biais moyen observé sur la période de tests et rajouté lors du calcul. Grâce à ce biais, certains dépassements de valeur limite sont bien modélisés malgré la création d'une fausse alerte sur la station trafic de Magnan en période estivale. La corrélation entre la mesure et le modèle est assez bonne sur les deux plateformes.

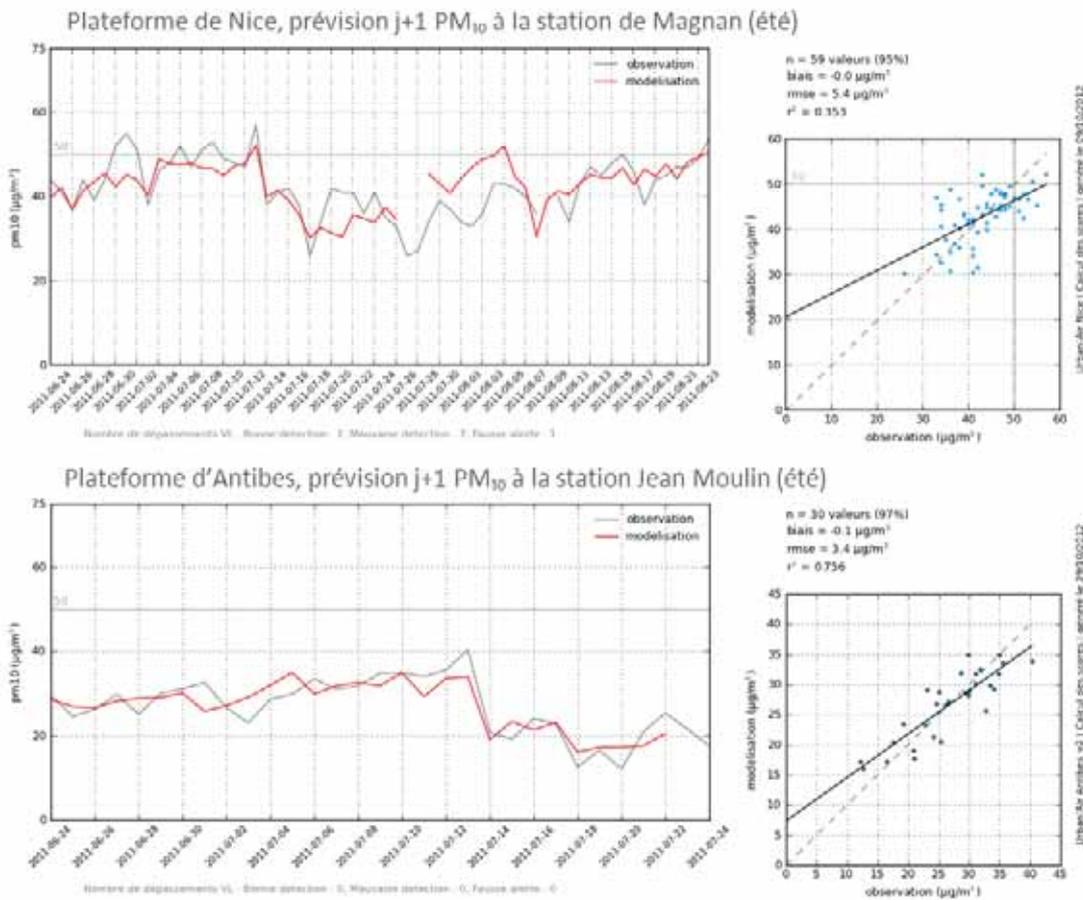


Figure 57 : Exemples des scores PM10 en prévision J+1 sur les modèles d'Antibes et Nice

Les scores des deux plateformes en ozone sont assez satisfaisants malgré une tendance à surestimer les concentrations sur la station d'Antibes Jean moulin. Les pics sont très lissés mais la tendance globale est bien reproduite, spécialement sur Nice.

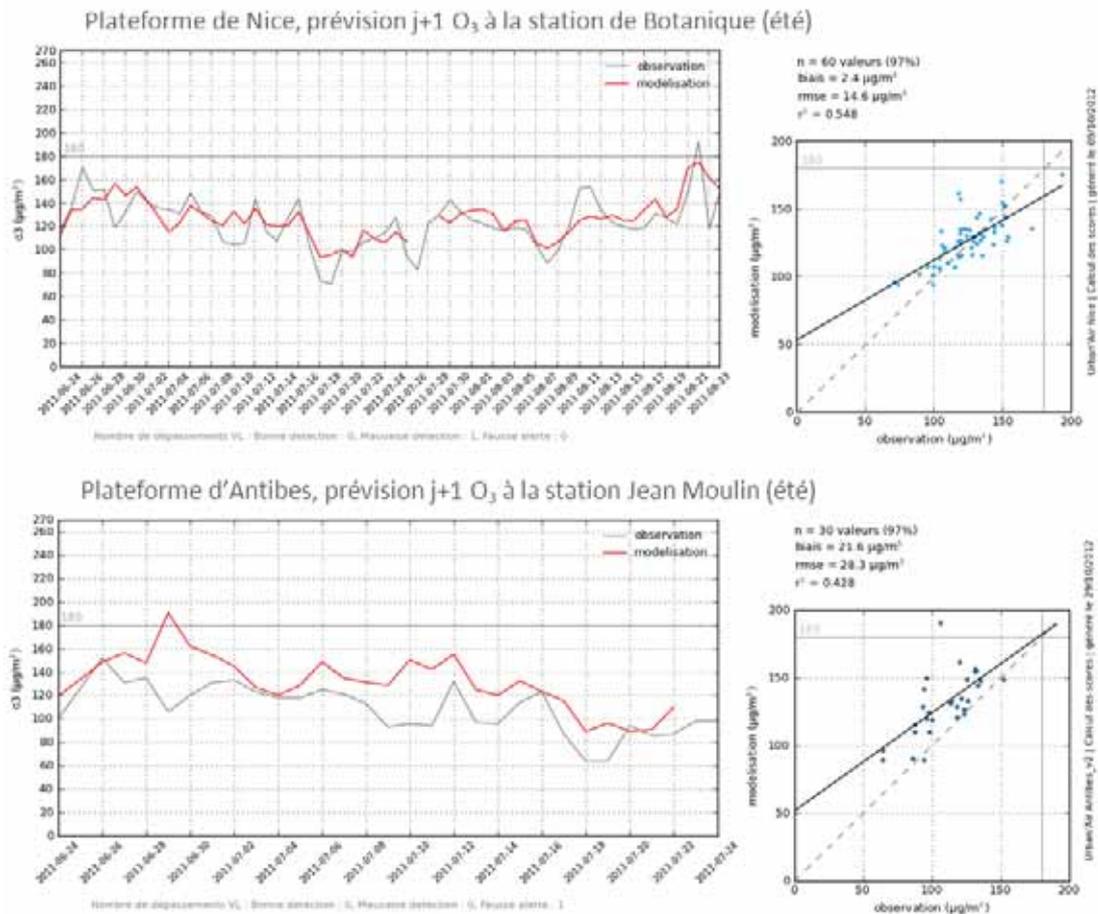


Figure 58 : Exemples des scores O3 en prévision J+1 sur les modèles d'Antibes et Nice

Le comportement du NO₂ est d'une part compliqué à reproduire au maxima horaire et, d'autre part, très difficile à analyser tant la situation des stations servant de comparaison a un impact fort sur les scores.

Sur la plateforme d'Antibes, le modèle a globalement tendance à surestimer les concentrations. Sur la plateforme de Nice, selon la station servant de comparaison, le modèle reproduit plus ou moins correctement les concentrations. On constate, malgré ces fortes disparités entre les stations que la modélisation de ce polluant reste très incertaine sur ce type de statistique. Certains jours, le modèle a une tendance totalement inverse à celle des observations alors que d'autres échéances sont beaucoup mieux reproduites.

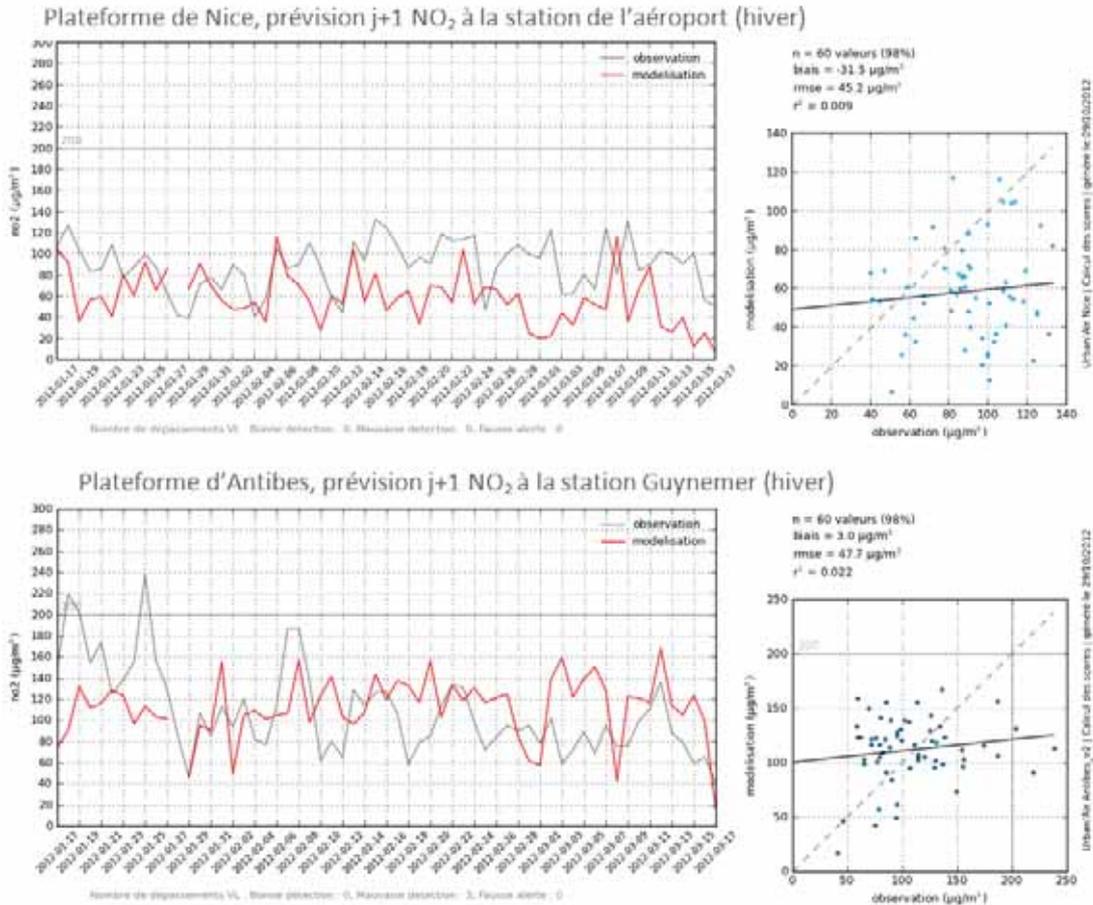


Figure 59 : Exemples des scores NO₂ en prévision J+1 sur les modèles d'Antibes et Nice

Pour les trois polluants, l'évolution des concentrations est bien représentée bien que les pics ne soient que trop rarement correctement modélisés.

Les conditions de certaines stations de mesures ont menées à ne pas les prendre en compte dans le calcul des scores. Certaines mesures comme celles de la station trafic de Pellos à Nice sont, en effet, mal reproduites par les profils de trafic utilisés pour moduler les émissions et provenant des comptages routiers dont la dynamique est trop différente. Le fait d'obtenir des scores assez faibles sur cette station ne signifie donc pas une mauvaise représentation générale du modèle mais une lacune dans les émissions sur ce point du territoire.

De manière générale, il est beaucoup plus difficile de reproduire les concentrations mesurées en mode prévision qu'en mode scénario. Si la modélisation des concentrations à long terme permet d'outrepasser certaines difficultés des modèles à reproduire les émissions horaires, les calculs à court terme et, plus encore, en maximas journaliers, sont très sensibles aux moindres différences entre émissions réelles et émissions inventoriées.

2.3.4 RESULTATS, RENDUS CARTOGRAPHIQUES:

Le modèle produit quotidiennement seize cartes, une pour chacun des trois polluants modélisés (maxima horaire journalier NO₂ et O₃ et moyenne journalière pour mes PM₁₀) ainsi qu'une carte récapitulative représentant l'Indice de la Qualité de l'Air (IQA) calculé en chaque point du territoire.

Dès que le model a fini de calculer une échéance, les cartes créés sont envoyées sur un serveur FTP pour être affichées dans l'interface internet de visualisation. Chaque ville ainsi modélisée dispose de sa propre interface, laquelle permet de visualiser les résultats des prévisions du jour mais également toutes les cartes recalculées des jours précédents.

En cas d'échec des prévisions pour un jour donné, les cartes à J et J+1 sont toujours disponibles grâce aux cartes J+1 et J+2 modélisées la veille ce qui permet une continuité dans l'affichage de l'information même si celle-ci en est dégradée.

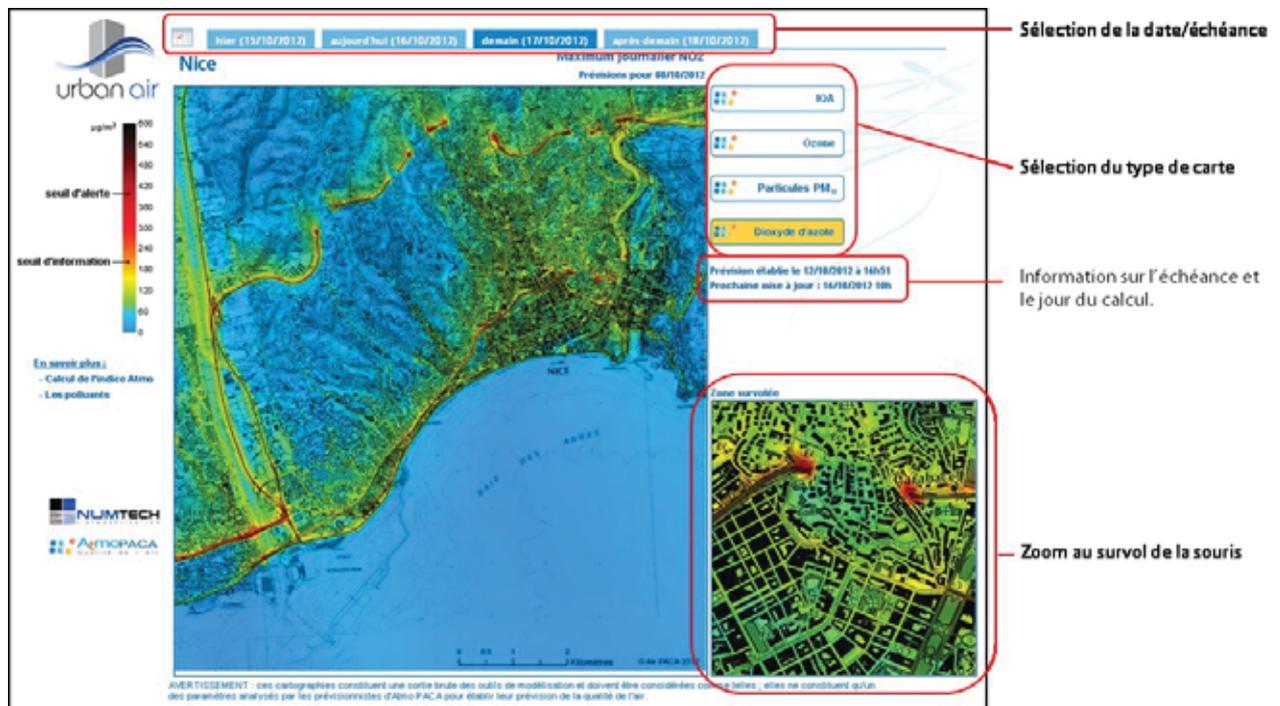


Figure 60 : Fonctionnement de l'interface de visualisation Urban'Air

Les plateformes urbaines d'Antibes et Nice sont consultables aux adresses suivantes :

http://www.atmopaca.org/urbanair_antibes/

http://www.atmopaca.org/urbanair_nice/

2.3.5 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les plateformes de prévisions urbaines d'Antibes et Nice sont opérationnelles et produisent quotidiennement de la donnée. Si elles sont une réelle plus-value pour Air PACA, il est également à souligner que tout le travail réalisé en amont peut être exporté sur les principales agglomérations de la zone Alcotra.

De plus, pour accompagner les prévisions urbaines et les populations dans leur démarche d'information, Air PACA a également mis en place un outil de calcul des émissions et des coûts liés aux transports domicile travail. Cet outil, Itiner'Air, permet comme son nom l'indique, à chaque citoyen de calculer l'impact de ses déplacements sur la qualité de l'air qu'il respire mais également sur ses frais. Le module permettant une comparaison entre les différents modes de transports plus ou moins doux pour un même trajet, il essaie de participer au développement des transports alternatifs comme le vélo ou le covoiturage et à une prise de conscience collective sur les enjeux de la qualité de l'air.

Le développement des modèles en mode prévision permet aujourd'hui à Air PACA de d'accompagner les collectivités territoriales en proposant un outil cartographique d'évaluation quotidienne de la qualité de l'air à haute résolution. Ces plateformes urbaines de prévisions sont ainsi un puissant outil de communication environnementale tourné vers les citoyens.

Des améliorations de ces outils restent encore à développer, pour perfectionner le rendu direct des modèles et mieux modéliser la prévision des pics qui reste l'un des points faibles de ces outils.

Dans ce sens, Air PACA a prévu, avant la fin de l'année 2013, de brancher ces modélisations sur une nouvelle version d'AIREs-Méditerranée corrigée géo statistiquement et qui devrait considérablement améliorer la modélisation des particules. Le nouvel inventaire des émissions prêterait également une attention particulière aux profils de trafic utilisés pour reproduire les émissions des véhicules, principale source urbaine des concentrations de NO₂ et qui, aujourd'hui, ne semblent pas en mesure de reproduire correctement les maximas journaliers.

D'autres projets viendront également participer à cette amélioration des plateformes de prévision, que ce soit dans le cadre de la mesure avec l'implantation de nouvelles stations, de la connaissance des émissions ou de la modélisation avec de nouveaux inventaires et outils. Dans le cadre d'AERA, l'action 4.2 concernant les émissions liées aux brûlages pourra permettre également de mieux modéliser les pics de particules.

3 UTILISATION DES PLATEFORMES DE MODELISATION

3.1 EVALUATION DE SCENARIOS THEORIQUES D'AMENAGEMENT, TESTS DE SENSIBILITE

3.1.1 METHODOLOGIE APPLIQUEE

Présentation des zones d'étude et des différents scenarii

Deux zones d'études ont été définies, centrées sur des brins autoroutiers de l'A8 : une zone urbaine (Cagnes-sur-mer) et une zone périurbaine (entre Biot et Antibes) comme présenté dans la Figure 61. Ces zones ont été définies en prenant en compte des valeurs de transects mesurées dans des études antérieures, pour confirmer la validité du paramétrage du modèle.



Figure 61 : Carte des zones de calcul ADMS pour la dispersion

Plusieurs scénarios ont été considérés et approfondis dans cette étude. Comparés par la suite à l'état de référence, il a été possible d'estimer leur impact sur la qualité de l'air. L'état de référence prend en considération l'inventaire des émissions Air PACA 2007. v2010, le parc automobile 2007, ces données étant les données disponibles les plus récentes. Les valeurs de trafic moyen journalier annuel (TMJA) prises en compte sont celles de l'inventaire des émissions 2010 qui utilise des trafics 2007. A noter qu'en 2007, la vitesse de circulation sur autoroute était de 130 km/h. Les paramètres des deux zones considérées pour l'état de référence sont présentés dans le Tableau 4 ci-dessous.

Tableau 4 : Paramètres des zones d'études

	Trafic Moyen Journalier Annuel (TMJA)	Capacité moyenne (veh./h)	% Poids Lourds (PL)	Vitesse de circulation (km/h)
Zone 1 – Cagnes-sur-Mer	131870	11850	9.2	130
Zone 2 – Antibes / Biot	101000	9900	8.8	130

Les scénarii évalués sont les suivants :

1/ L'évolution du parc automobile

L'analyse des émissions unitaires par grande classe de véhicules (VL, VUL, PL) entre les parcs 2007 et 2015 permet de visualiser l'effet de renouvellement du parc et de la mise en place des normes EURO, qui sont de plus en plus restrictives pour les émissions des véhicules routiers.

2/ La réduction théorique de la limitation de vitesse

Les émissions seront calculées en diminuant la limitation de vitesse comme expliqué dans le Tableau 5. Les poids lourds ne seront impactés par cette limitation qu'à partir de 80 km/h, car la vitesse des poids lourds est majorée à 90 km/h.

3/ La réduction théorique du TMJA

Les valeurs de TMJA seront réduites comme indiqué dans le Tableau 5. Les émissions sont ensuite calculées et l'impact évalué.

4/ La réduction théorique des PL

Cette étude sera développée lors de l'étude 5.5.5, action pilote portée par Air PACA dédiée à l'étude de l'impact du trafic poids lourds en transit sur la qualité de l'air dans les Alpes Maritimes.

Tableau 5 : Présentation des différents scénarios théoriques de réduction d'émissions

Test sensibilité 'TMJA'	Test 'vitesse'
+50%	Référence (130 km/h)
+30%	110 km/h
+10%	90 km/h
+5%	80 km/h
Référence	70 km/h
-5%	
-10%	
-30%	
-50%	

Les variations d'émissions obtenues à la suite de tous ces scénarios ont été considérées. Au vu des résultats de calculs d'émissions, des dispersions avec le logiciel ADMS Urban ont été estimées pour certains scénarios spécifiques. La population résidente exposée a été par la suite également évaluée, en se basant sur des données INSEE.

Paramétrage des calculs d'émissions

Les calculs d'émissions avec l'outil Circul'Air® sont effectués sur toute l'A8 (voir Figure 62) dans le département 06. Les sens de circulation sont différenciés pour chaque portion de l'autoroute et les pentes sont prises en compte pour le calcul des émissions de poids lourds.



Figure 62 : carte des tronçons A8 considérés pour les calculs d'émission

Paramétrage des calculs ADMS-Urban

Zones de calcul

Deux zones de calcul sont considérées pour le modèle ADMS : une zone urbaine et une zone périurbaine (voir Figure 63), donc 2 UPL seront définis. Dans chaque zone, une bande de 300 m est prise en compte de chaque côté de l'A8. Les points sont positionnés en transect à 5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 150, 200, 250, 300 m, sur chaque axe de l'autoroute en plus d'un point entre les deux voies, soit 25 points répartis tous les 20 mètres (environ 6000 points de calculs).

Les figures ci-dessous présentent la position des points de calculs dans chaque zone, en présentant un exemple de résultats obtenus : les concentrations annuelles en NO₂ (µg/m³) simulées pour l'état de référence (TMJA07, Parc Automobile 2007, Inventaire 2007 v.2010).

Le système géographique utilisé pour cette étude est le système RGF93 Lambert93.

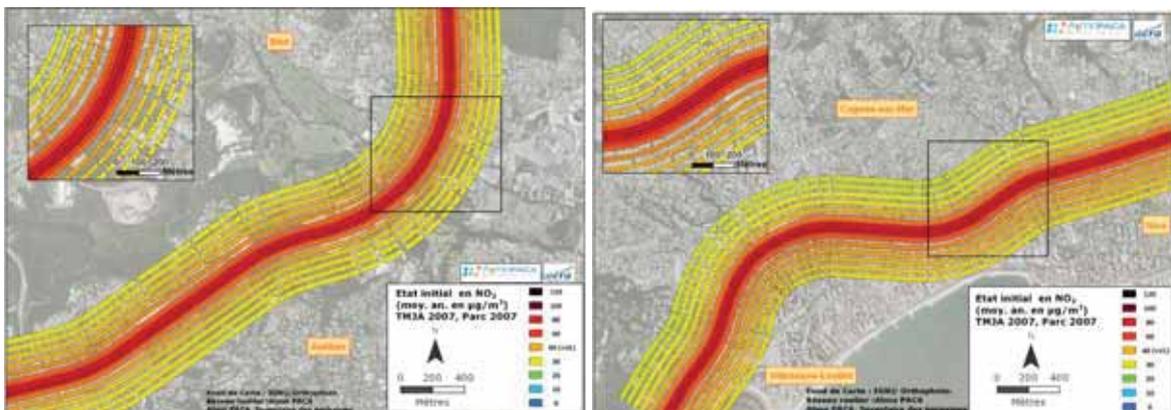


Figure 63 : Points récepteurs utilisés dans le modèle ADMS – zone Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite)

Sources d'émissions considérées

Seules les émissions routières sont prises en compte dans le modèle ADMS, i.e. les sources modifiées selon les scénarios théoriques. Des profils annuels, mensuels, horaires journaliers par grand type de jours y sont associés. Les cadastres d'émissions diffuses ou GSP ne sont pas considérés.

Les polluants

Les polluants modélisés dans cette étude sont :

- Le dioxyde d'azote (NO₂) et les oxydes d'azote (NO_x)
- Les particules (PM10) et par conséquent le nombre de jours de dépassement de la valeur limite journalière
- Les particules (PM2.5)

Valeurs de fond

Au vu de l'absence d'émissions diffuses, des valeurs de fonds à variabilité horaire sont considérées pour les polluants NO₂, NO_x, PM10 et PM2.5. Pour la zone urbaine (Cagnes), la station de Cagnes fournit les valeurs horaires en NO₂, NO_x et PM10. Pour la zone périurbaine (Antibes/Biot), la station d'Antibes J. Moulin a été choisie pour les mêmes polluants. Pour les PM2.5, des valeurs de la station Marseille 5 Avenues ont été considérées. Les moyennes annuelles obtenues en fond urbain et appliquées dans les calculs ADMS sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 6 : Valeurs de fond intégrées dans ADMS

Fond urbain, moy. an. (µg/m ³)	Zone 1 -Cagnes	Zone 2 –Antibes/ Biot
NO _x	40	42
NO ₂	27	29
PM10	25	26
PM2.5	20	15

Conditions météorologiques

Les paramètres météorologiques de la station Météo France de Valbonne pour l'année 2010 sont pris en compte : température, précipitation, vitesse et direction du vent. La couverture nuageuse considérée est mesurée à la station de Nice aéroport pour la même période.

Aucun calcul de dépôt humide n'est considéré dans le calcul des concentrations des PM.

Les calculs sont divisés en deux périodes : la période hivernale (novembre-avril) et estivale (mai-octobre) pour prendre en compte deux longueurs minimales de Monin-Obukhov : LMO = 10 m en hiver et LMO = 30 m en été.

Relief et rugosité

La topographie est intégrée dans le calcul ADMS grâce à un fichier prenant en compte le relief sur chaque zone. Les données proviennent de l'IGN (Modèle Numérique de Terrain 50 m).

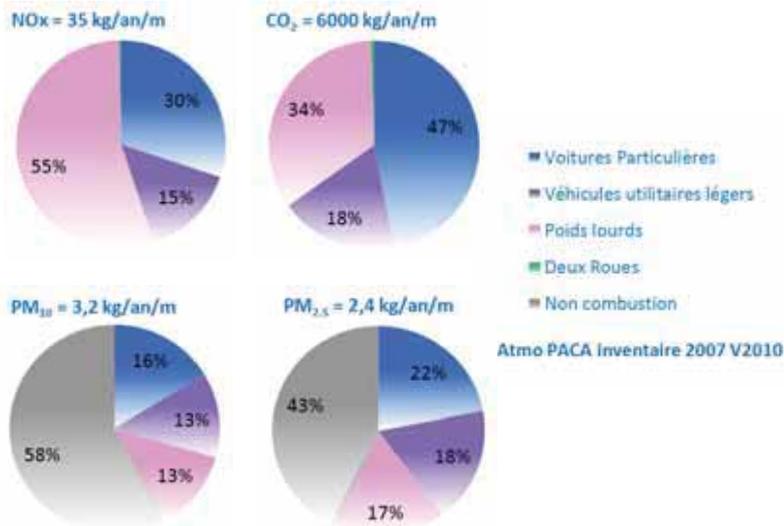
La nature des sols est caractérisée grâce à un paramètre de rugosité. Les valeurs de rugosité sur les 2 zones d'études sont de 0.5 m sur le domaine d'étude et de 0.1 m sur le site météorologique de Valbonne.

Etat de référence – TMJA07

Bilan des émissions routières sur les zones d'étude, état de référence

La Figure 64 présente les émissions du trafic routier pour chaque zone étudiée. Les émissions totales sont normalisées selon la longueur de la zone, pour faciliter la comparaison entre les deux zones.

Zone 1 – Cagnes-sur-mer



Zone 2 – Antibes / Biot

Figure 64 : Répartition des émissions du trafic routier, état de référence

Sur les deux zones d'études, les voitures particulières et les poids lourds sont les principaux émetteurs de NO_x et CO₂. Les poids lourds représentent 34 à 57 % des émissions de ces 2 polluants tandis que les voitures particulières y contribuent pour 29 à 44 %. La majorité des émissions particulaires (PM₁₀, PM_{2.5}) est issue de la non combustion (usure de la chaussée, des freins, des pneus et remise en suspension par le passage de véhicules).

Etude de dispersion pour l'état de référence

Des calculs de dispersion pour trois polluants (PM₁₀, PM_{2.5} et NO₂) ont été obtenus et les valeurs modélisées au bord de l'axe sont présentées dans le Tableau 7. Seuls les résultats simulés pour les polluants NO₂ et PM₁₀ ont été cartographiés dans ce rapport. Les Figure 65 et Figure 66 présentent les concentrations en NO₂ et PM₁₀ obtenues en modélisation pour chaque zone, pour l'état de référence.

Tableau 7 : Valeurs modélisées obtenues au bord de l'axe routier

	NO ₂ (moy.an. µg/m ³)	PM ₁₀ (moy.an. µg/m ³)	PM _{2.5} (moy.an. µg/m ³)
Zone 1 - Cagnes	82	57	44
Zone 2 – Antibes/Biot	81	52	35
Valeur Limite (VL) réglementaire	40	40	25

Dans chaque zone, les concentrations annuelles en NO₂, PM₁₀ et PM_{2.5} ne respectent pas la valeur limite réglementaire au bord de l'axe lors de l'état initial.

Pour la zone 1, un maximum d'environ $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est estimé pour le NO_2 au bord de l'axe, tandis que des valeurs d'environ $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont respectivement obtenues pour les PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$. Pour la zone périurbaine, des valeurs légèrement plus faibles sont obtenues : un maximum de $81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est estimé pour le NO_2 à proximité de l'axe, tandis que les valeurs de PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$ sont respectivement d'environ $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les valeurs modélisées sont cohérentes avec les valeurs mesurées lors de campagnes de surveillance réalisées en 2007.

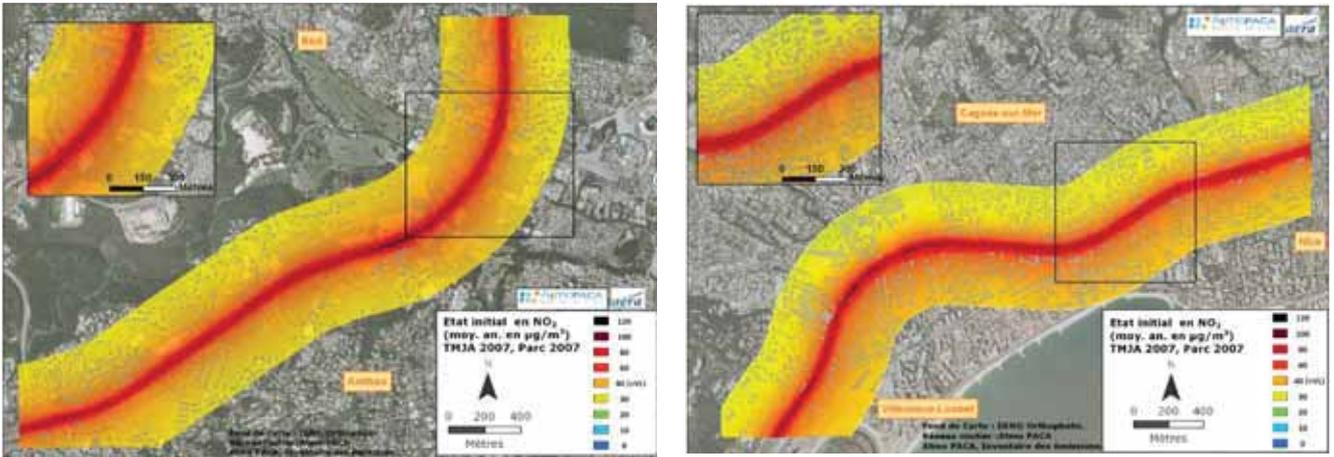


Figure 65 : Concentrations annuelles en NO_2 à Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite)

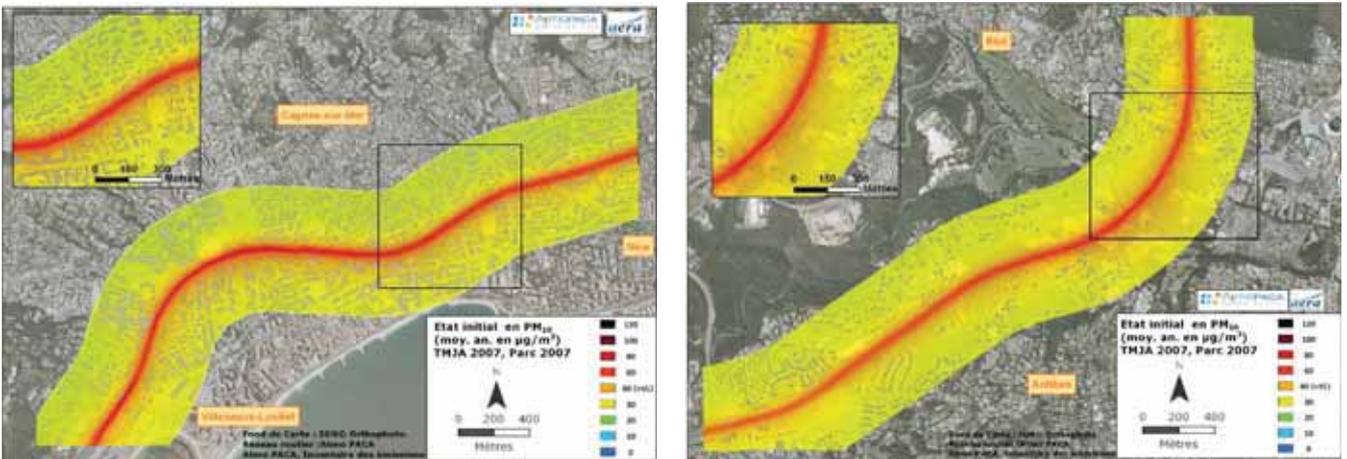


Figure 66 : Concentrations annuelles simulées en PM_{10} à Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite)

Pour chaque zone, et chaque polluant concerné, les cartes montrent des valeurs très fortes sur l'axe routier et des variations le long de celui-ci (parties plus foncées) qui peuvent être expliquées par des variations de pente. Il est cependant important de noter que les concentrations diminuent rapidement en s'éloignant de l'axe, la dispersion des polluants dépendant fortement des conditions météorologiques.

A partir de ces cartes de concentrations modélisées, dites « de référence », des cartes de variation (amélioration ou dégradation) ont été calculées pour chaque scénario proposé, par simple différence de concentration simulée selon la formule :

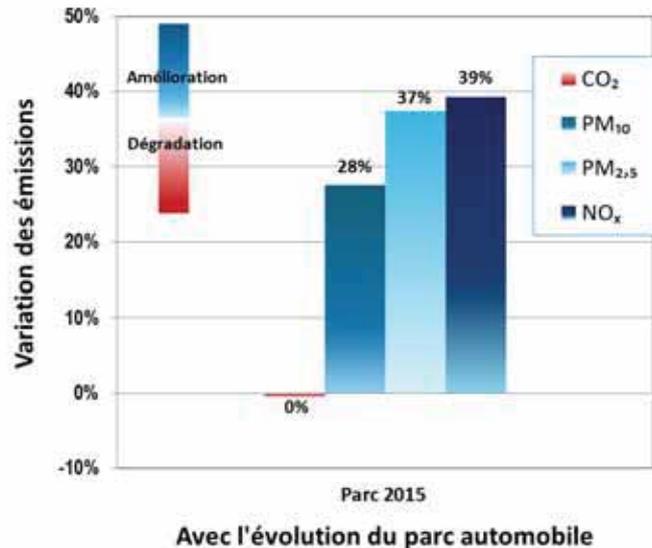
$$(\text{Etat de référence} - \text{scénario}) / \text{Etat de référence} * 100$$

3.1.2 SCENARIO PRENANT EN COMPTE L'EVOLUTION DU PARC AUTOMOBILE

Bilan d'émissions obtenu avec l'évolution du parc automobile

A partir de l'état de référence (2007), l'impact du renouvellement du parc automobile (Parc 2015) sur les émissions de polluants sur l'axe routier est évalué. La Figure 67 présente les résultats des calculs d'émissions réalisés avec l'outil Circul'Air®.

Zone 1 – Cagnes-sur-mer



Zone 2 – Antibes / Biot

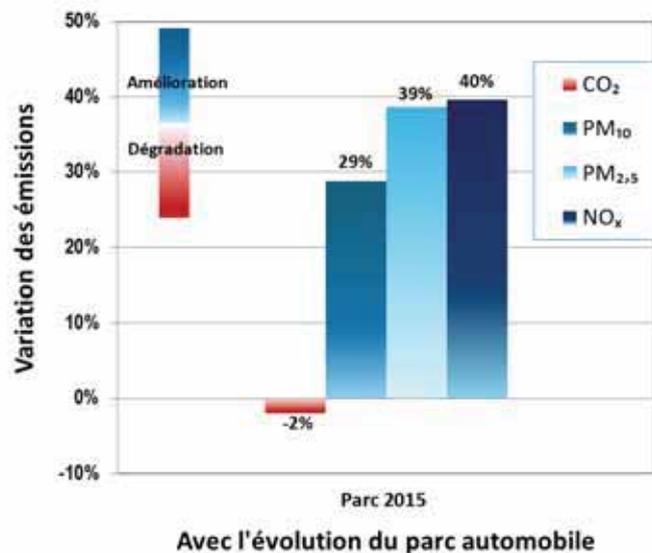


Figure 67 : Variation d'émission induite par l'évolution du parc automobile (de 2007 à 2015)

Quelle que soit la zone étudiée, avec l'évolution du parc automobile, un gain d'environ 40 % sur les émissions de NO_x et de PM_{2.5} est obtenu. Une amélioration d'environ 30 % est observée pour les PM₁₀.

L'amélioration technologique du parc automobile par l'application progressive des normes EURO permet ainsi une diminution importante des émissions unitaires des véhicules. A l'inverse, l'application des normes EURO n'a pas d'impact sur les émissions de CO₂.

Impact sur la pollution – Modélisation

Etude sur la zone urbaine de Cagnes

Les cartes de la Figure 68 présentent l'amélioration obtenue sur les concentrations simulées en NO₂ et PM₁₀, sur et autour de l'axe autoroutier de la zone urbaine de Cagnes, en considérant l'évolution du parc automobile.

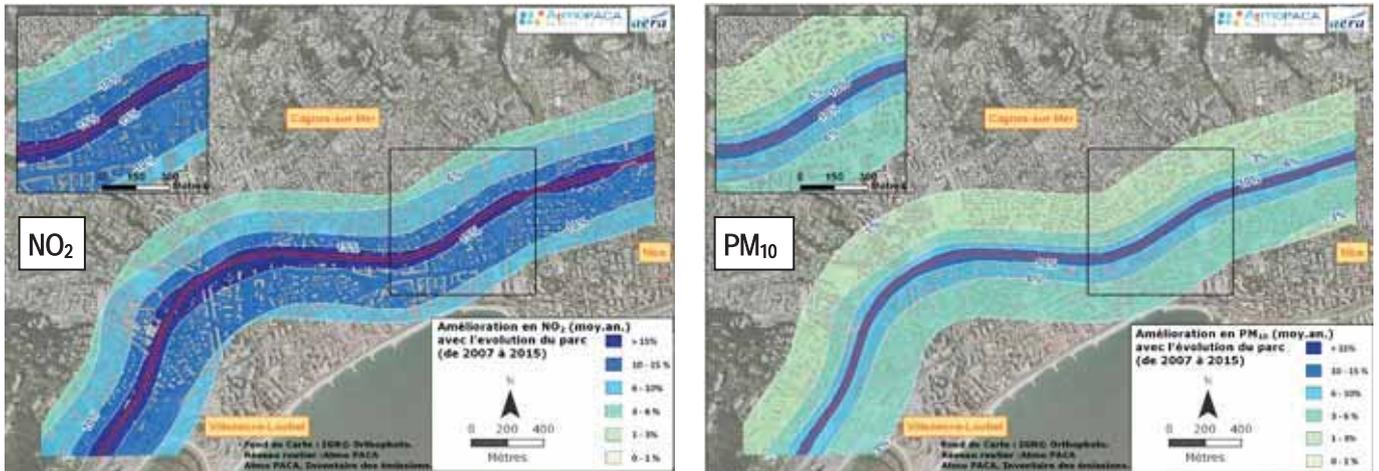


Figure 68 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO₂ et PM₁₀ avec l'évolution du parc automobile à Cagnes (de 2007 à 2015)

L'évolution du parc automobile génère une forte diminution de la concentration des polluants à proximité de l'axe (supérieure à 15 % pour le NO₂ et à 10 % pour les PM₁₀). Les variations observées le long de l'axe peuvent ici aussi être expliquées par des variations de pente. Les concentrations au bord de l'axe pour les trois polluants considérés restent cependant supérieures aux valeurs limites réglementaires (Tableau 8). Ces résultats concordent avec les observations faites précédemment sur les émissions.

Tableau 8 : Valeurs modélisées au bord de l'axe

Cagnes	NO ₂ (moy.an. µg/m ³)	PM ₁₀ (moy.an. µg/m ³)	PM _{2.5} (moy.an. µg/m ³)
Etat de référence (Parc 2007)	82	57	44
Parc 2015	65	49	36
Valeur Limite (VL) réglementaire	40	40	25

Le graphe de la Figure 69 présente les distances à l'axe à partir desquelles la valeur réglementaire pour les moyennes annuelles de PM_{2.5} et NO₂, et pour le nombre de jours de dépassement du 50 µg/m³ en PM₁₀, est respectée. Avec le parc automobile de 2007, la valeur limite est respectée au-delà de 45 m pour les PM₁₀, 135 m pour le NO₂ et 120 m pour les PM_{2.5}. Le renouvellement du parc automobile implique une réduction notable de cette distance à l'axe en 2015 : il faut se situer au-delà de 26 m pour les PM₁₀, 75 m pour le NO₂ et 58 m pour les PM_{2.5} pour respecter les valeurs limites de ces polluants.

Ces données peuvent être également croisées avec la population résidente estimée dans cette zone, comme le reportent la Figure 69 et le Tableau 9 ci-dessous. Pour le NO₂, 6230 habitants sont exposés à dépassement du 40 µg/m³ pour l'état initial, alors qu'avec l'évolution du parc environ 3060 habitants y sont exposés. Cela implique une réduction d'environ 50 % de la population résidente

exposée à une concentration supérieure à la valeur réglementaire. Les réductions d'exposition de la population sont respectivement estimées à -70 % et -48 % pour les PM10 et les PM2.5.

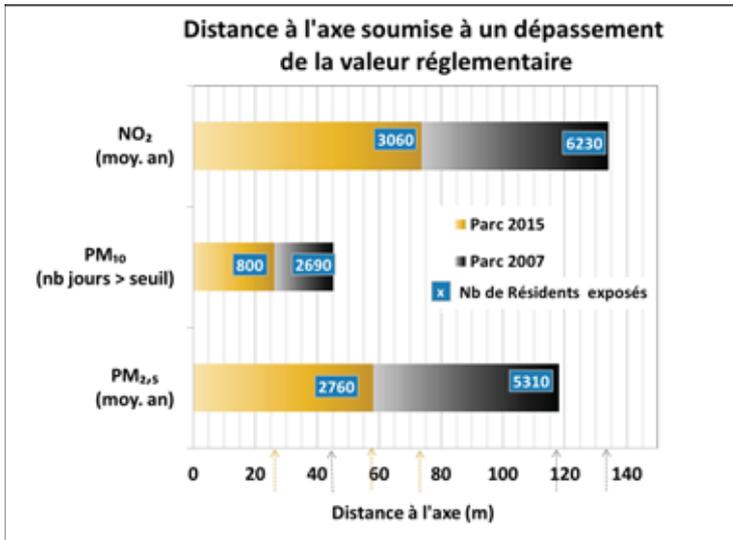


Tableau 9 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieures aux VL

		Cagnes	Nb résidents exposés	% réduction
NO ₂ (moy. an.)	Etat de réf.		6230	-
	Parc 2015		3060	-51%
PM ₁₀ (nb jours)	Etat de réf.		2690	-
	Parc 2015		800	-70%
PM _{2,5} (moy. an.)	Etat de réf.		5310	-
	Parc 2015		2760	-48%

Figure 69 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés

L'évolution du parc automobile, en considérant un parc initial 2007 puis un parc 2015, engendre une forte réduction de la concentration annuelle en NO₂, PM10 et PM2.5. Cette diminution entraîne une forte réduction de la population résidente exposée à un dépassement des valeurs limites réglementaires.

Etude sur la zone périurbaine d'Antibes/Biot

Les cartes de la Figure 70 ci-dessous décrivent l'amélioration obtenue sur les concentrations annuelles simulées en NO₂ et PM10, sur et autour de l'axe autoroutier A8, dans la zone périurbaine d'Antibes/Biot, avec le renouvellement du parc automobile.

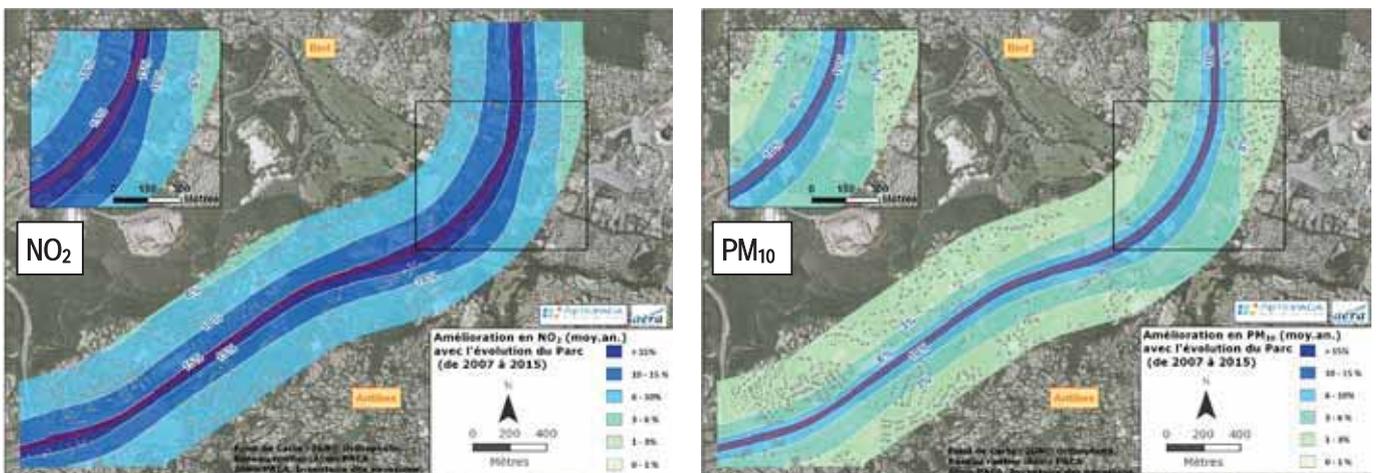


Figure 70 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO₂ et PM10 avec l'évolution du parc automobile à Antibes / Biot (de 2007 à 2015)

Dans cette zone périurbaine, le renouvellement du parc engendre ici aussi une forte diminution de la concentration des polluants à proximité de l'axe (supérieure à 15 % pour le NO₂ et à 10 % pour les PM10). Comme le reporte le Tableau 10, une concentration maximale de 64 µg/m³ est estimée pour le NO₂ à proximité de l'axe, tandis que des valeurs de PM10 et PM2.5 sont respectivement d'environ 46 µg/m³ et 28 µg/m³. Ces concentrations ne respectent toujours pas les valeurs limites réglementaires.

Tableau 10 : Valeurs modélisées au bord de l'axe

<i>Antibes/Biot</i>	NO ₂ (moy.an. µg/m ³)	PM ₁₀ (moy.an. µg/m ³)	PM _{2.5} (moy.an. µg/m ³)
Etat de référence (Parc 2007)	81	52	35
Parc 2015	64	46	28
Valeur Limite (VL) réglementaire	40	40	25

Le graphe de la Figure 71 ci-dessous présente les distances à l'axe à partir desquelles la valeur réglementaire pour les moyennes annuelles de PM2.5 et NO₂, et pour le nombre de jours de dépassement du 50 µg/m³ en PM10, est respectée. La dispersion estimée est rapide en s'éloignant de l'axe. Pour l'état de référence, la valeur limite est respectée au-delà de 40 m pour les PM10, 105 m pour le NO₂ et 23 m pour les PM2.5. L'évolution du parc engendre une réduction notable de cette distance à l'axe : il faut se situer au-delà de 22 m pour les PM10, 63 m pour le NO₂ et 9 m pour les PM2.5 pour respecter les valeurs limites de ces polluants.

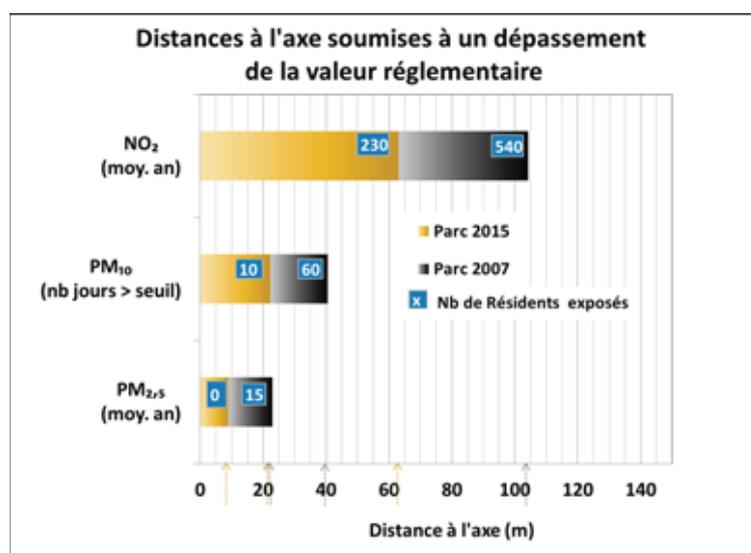


Figure 71 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés

Tableau 11 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieures aux VL

<i>Antibes/Biot</i>		Nb résidents exposés	% réduction
NO ₂ (moy.an.)	Etat de réf.	540	-
	Parc 2015	230	-58%
PM ₁₀ (nb jours)	Etat de réf.	60	-
	Parc 2015	10	-83%
PM _{2.5} (moy.an.)	Etat de réf.	15	-
	Parc 2015	0	-100%

Cette zone étant moins peuplée, la population résidente exposée à la pollution est moindre, comme le reportent le graphe de la Figure 71 et le tableau ci-dessus. Pour le NO₂, 540 habitants sont exposés à une valeur supérieure à 40 µg/m³ lors de l'état initial, alors qu'avec l'évolution du parc environ 230 habitants y sont exposés. Cela représente une réduction d'environ 60 % de la population résidente exposée à un dépassement de la valeur réglementaire. Pour les PM10, une cinquantaine d'habitants est exposée à ces dépassements et le renouvellement du parc engendre une baisse d'environ 80 % de la population exposée.

Pour les PM2.5, la population exposée est déjà très faible pour l'état de référence et ce scénario permet de ne plus avoir de personnes exposées à plus de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM2.5 en 2015.

Conclusions

Le renouvellement du parc automobile, conséquence de l'application des normes EURO, génère une forte réduction des émissions de NO_x , PM10 et PM2.5 quel que soit le type de zone étudiée. Il n'a cependant pas d'influence sur les émissions en CO_2 . En modélisant une évolution de parc de 2007 et 2015, de fortes réductions des concentrations annuelles en NO_2 , PM10 et PM2.5 ont été observées. Cela engendre une forte diminution de la population résidente exposée.

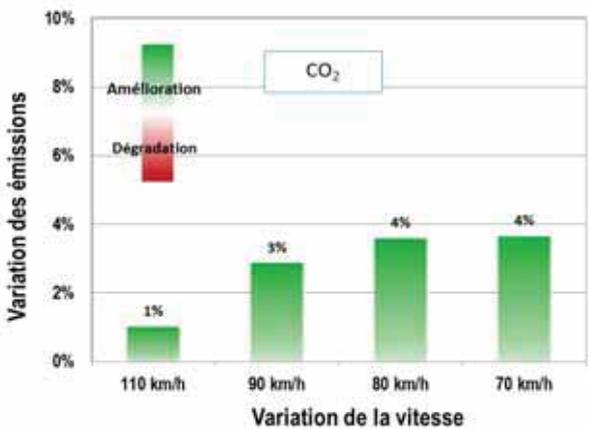
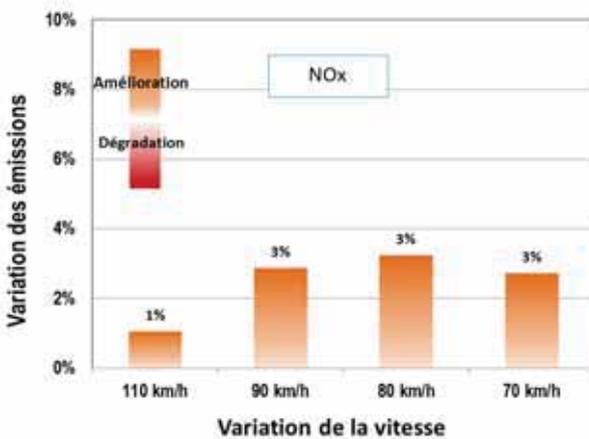
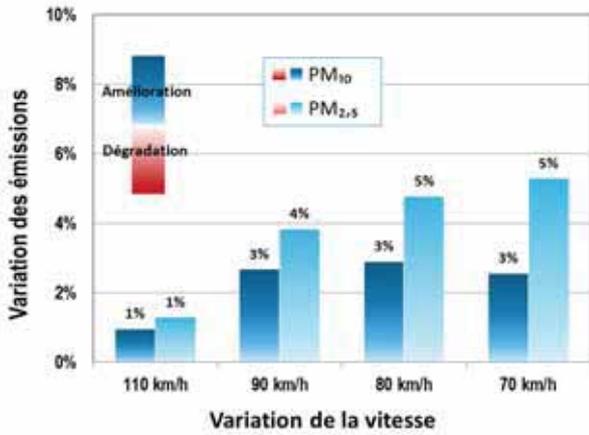
Ce scénario montre que la qualité de l'air est fortement améliorée avec l'évolution du parc. Il est cependant nécessaire de prendre en compte d'autres actions de réduction de pollution pour pouvoir respecter les valeurs réglementaires.

3.1.3 SCENARIO DE DIMINUTION DE LA LIMITATION DE VITESSE

Bilan d'émissions obtenu avec une réduction de la limitation de vitesse

A partir de l'état de référence (130 km/h en 2007), l'impact de la réduction de la limitation de vitesse sur les émissions de polluants sur l'axe routier est évalué. Les graphes de la Figure 72 ci-dessous présentent les résultats de calculs d'émissions réalisés avec l'outil Circul'Air[®] à partir de l'inventaire 2007.

Zone 1 – Cagnes-sur-mer



Zone 2 – Antibes / Biot

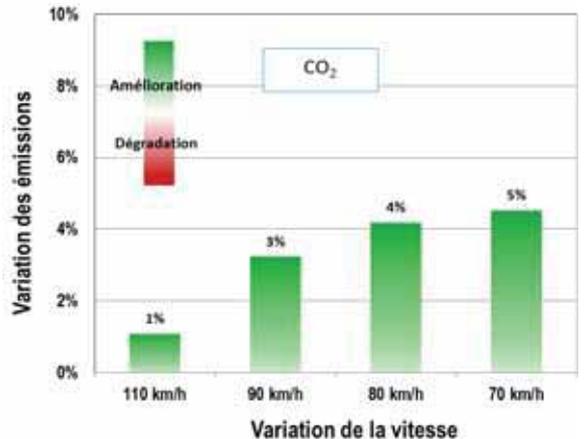
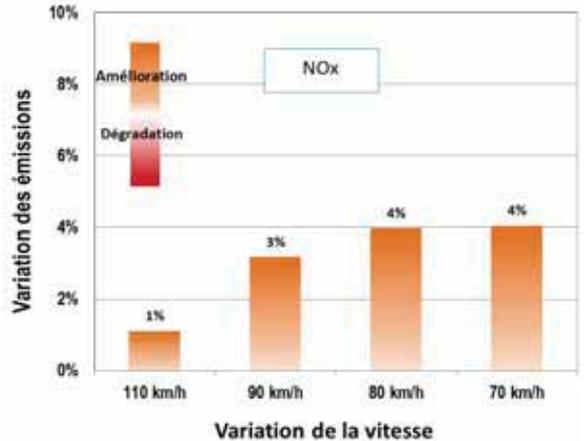
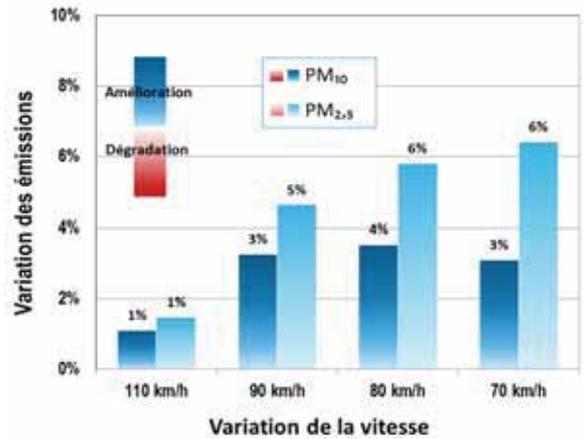


Figure 72 : Variation d'émissions induite par la réduction de la limitation de vitesse

En appliquant une réduction de la limitation de vitesse sur l'autoroute, seule une faible diminution des émissions de PM, CO₂ ou NO_x est obtenue quelle que soit la zone étudiée (et donc indépendamment de la capacité, du TMJA ou du pourcentage de PL). Le gain maximal sur les émissions est de l'ordre de 5 %.

Impact sur la pollution – Modélisation

Etude sur la zone urbaine de Cagnes

Les cartes ci-dessous montrent l'amélioration obtenue sur les concentrations annuelles simulées en NO₂ et PM₁₀, sur et autour de l'axe autoroutier de la zone urbaine de Cagnes, en diminuant la limitation de vitesse de 130 km/h à 70 km/h sur l'autoroute. Le Tableau 12 reporte les valeurs des concentrations simulées en NO₂, PM₁₀ et PM_{2.5} obtenues au bord de l'axe pour ce scénario.

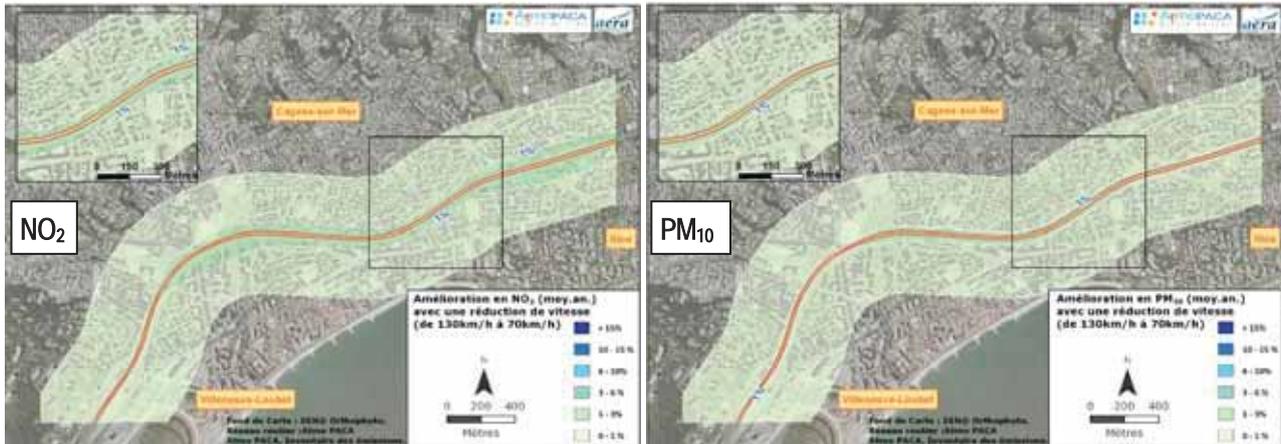


Figure 73 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO₂ et PM₁₀ avec une réduction de la limitation de vitesse

Le scénario de réduction de la limitation de vitesse n'entraîne qu'une faible diminution de la concentration des polluants à proximité de l'axe (inférieure à 3% pour chaque polluant). Cela concorde avec les observations faites précédemment sur les émissions.

En appliquant une limitation de vitesse à 70 km/h, les concentrations calculées au bord de l'axe pour les 3 polluants considérés sont du même ordre de grandeur que celles obtenues avec une limitation de vitesse à 130 km/h.

Tableau 12 : Valeurs modélisées au bord de l'axe

Cagnes	NO ₂ (moy.an. µg/m ³)	PM10 (moy.an. µg/m ³)	PM2.5 (moy.an. µg/m ³)
Etat de référence (130 km/h)	82	57	44
Vitesse limitée à 70 km/h	80	56	42
Valeur Limite (VL) réglementaire	40	40	25

Le graphe de la Figure 74 présente les distances à l'axe à partir desquelles la valeur réglementaire pour les moyennes annuelles de PM_{2.5} et NO₂ et pour le nombre de jours de dépassement du 50 µg/m³ en PM₁₀ est respectée. Avec une limitation de vitesse à 130 km/h, la valeur limite est respectée au-delà de 45 m pour les PM₁₀, 135 m pour le NO₂ et 120 m pour les PM_{2.5}. Le scénario de réduction de vitesse n'implique pas une grande réduction de cette distance à l'axe : il faut se situer au-delà de 44 m pour les PM₁₀, 130 m pour le NO₂ et 110 m pour les PM_{2.5} pour respecter les valeurs limites de ces polluants.

Ces données peuvent être également croisées avec la population résidente estimée dans cette zone, comme reporté dans cette même Figure 70 et le Tableau 13. Pour le NO₂, 6230 habitants sont exposés à dépassement du 40 µg/m³ pour l'état initial, alors qu'avec le scénario de réduction de limitation de vitesse à 70 km/h, environ 5900 habitants y sont exposés. Cela implique une réduction de 5 % de la population résidente exposée à une concentration supérieure à la valeur réglementaire. Les réductions d'exposition de la population sont faibles et sont respectivement estimées à -14 % et -4 % pour les PM₁₀ et les PM_{2.5}.

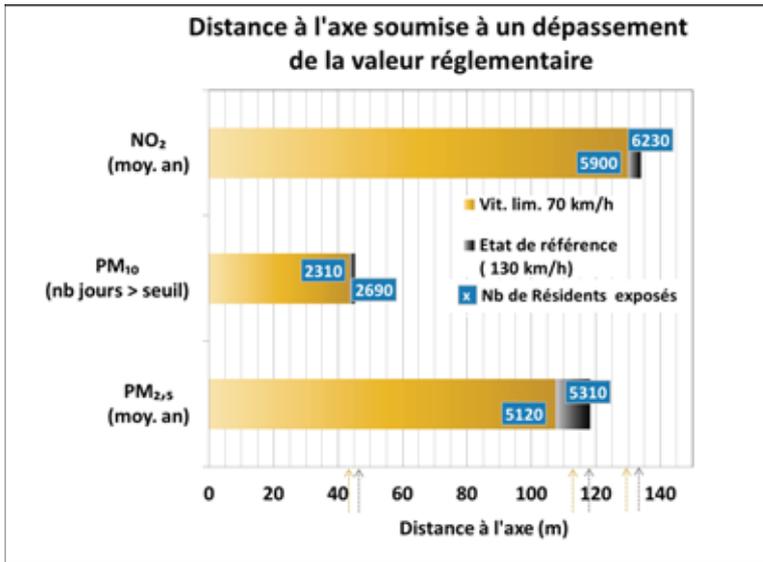


Tableau 13 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieures aux VL

		Cagnes	
		Nb résidents exposés	% réduction
NO ₂ (moy.an.)	Etat de réf.	6230	-
	Vit. lim. 70 km/h	5900	-5%
PM10 (nb jours)	Etat de réf.	2690	-
	Vit. lim. 70 km/h	2310	-14%
PM2.5 (moy.an.)	Etat de réf.	5310	-
	Vit. lim. 70 km/h	5120	-4%

Figure 74 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés

Toutes ces données démontrent que l'impact de la limitation de vitesse sur les concentrations annuelles est faible. Cependant, il faut tenir compte du fait que dans ces scénarii, la limitation de vitesse n'a pas d'impact sur la fluidité du trafic aux heures de pointes qui sont les plus émettrices.

Etude sur la zone périurbaine d'Antibes/Biot

L'amélioration obtenue sur les concentrations annuelles simulées en NO₂ et PM₁₀, sur et autour de l'axe autoroutier A8, dans la zone périurbaine d'Antibes/Biot en diminuant la limitation de vitesse à 70 km/h sur l'autoroute est montrée dans la Figure 75.

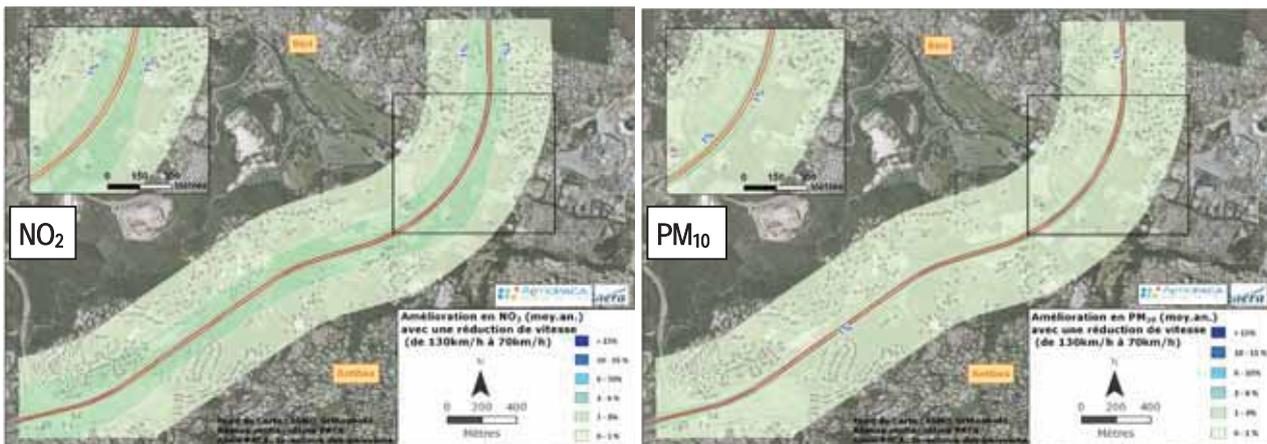


Figure 75 : Amélioration (en %) de la concentration en NO₂ et PM₁₀ avec une réduction de la limitation de vitesse

Dans cette zone périurbaine, la diminution de la vitesse n'entraîne, ici aussi, qu'une faible diminution de la concentration des polluants sur l'axe (inférieure à 3% pour chaque polluant). Cela concorde avec les observations faites précédemment sur les émissions.

Tableau 14 : Valeurs modélisées au bord de l'axe

<i>Antibes/Biot</i>	NO ₂ (moy.an. µg/m ³)	PM10 (moy.an. µg/m ³)	PM2.5 (moy.an. µg/m ³)
Etat de référence (130 km/h)	81	52	35
Vitesse limitée à 70 km/h	79	51	33
Valeur Limite (VL) réglementaire	40	40	25

Comme décrit dans le Tableau 14, pour ce scénario de réduction de la limitation de vitesse à 70 km/h, un maximum de 79 µg/m³ est obtenu pour le NO₂ à proximité de l'axe, tandis que des valeurs de PM10 et PM2.5 sont respectivement estimées à environ 50 µg/m³ et 35 µg/m³. Ces valeurs sont bien supérieures aux valeurs réglementaires.

Le graphe ci-dessous présente les distances à l'axe à partir desquelles la valeur réglementaire pour les moyennes annuelles de PM2.5 et NO₂, et pour le nombre de jours de dépassement du 50 µg/m³ en PM10, est respectée. Pour l'état de référence, la valeur limite est respectée au-delà de 40 m pour les PM10, 105 m pour le NO₂ et 23 m pour les PM2.5. Le scénario de réduction de la limitation de vitesse n'implique pas de réduction notable de cette distance à l'axe : il faut se situer au-delà de 38 m pour les PM10, 99 m pour le NO₂ et 17 m pour les PM2.5 pour pouvoir respecter les valeurs limites de ces polluants.

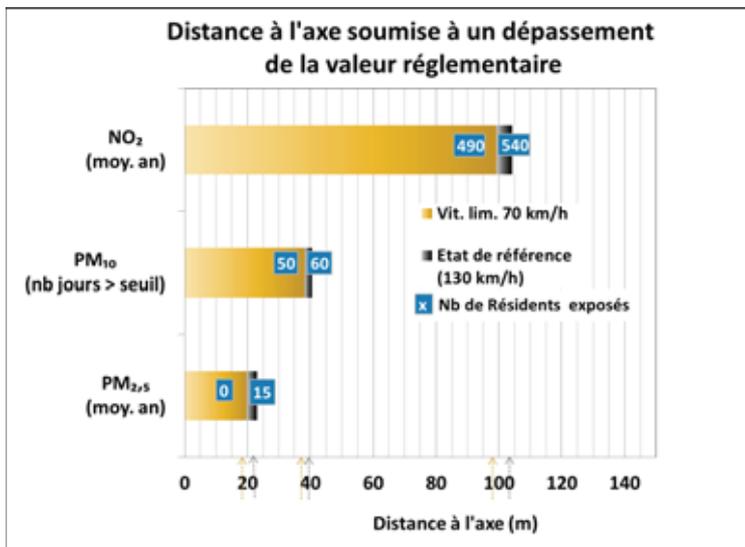


Figure 76 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés

Tableau 15 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieures aux VL

<i>Antibes/Biot</i>		Nb résidents exposés	% réduction
NO ₂ (moy.an.)	Etat de réf.	540	-
	Vit. lim. 70 km/h	490	-9%
PM10 (nb jours)	Etat de réf.	60	-
	Vit. lim. 70 km/h	50	-17%
PM2.5 (moy.an.)	Etat de réf.	15	-
	Vit. lim. 70 km/h	0	-100%

Cette zone étant moins peuplée, la population résidente exposée à la pollution est moindre, comme le reportent le graphe et le tableau ci-dessus. Pour le NO₂, 540 habitants sont exposés à une valeur supérieure à 40 µg/m³ lors de l'état initial, alors qu'avec ce scénario de réduction de limitation de vitesse, environ 490 habitants sont exposés. Cela représente une réduction d'environ 10 % de la population résidente exposée à un dépassement de la valeur réglementaire. Pour les PM10, une cinquantaine d'habitants est exposée à ces dépassements et la réduction de la limitation de vitesse engendre une baisse d'environ 20 % de la population exposée. Pour les PM2.5, la population exposée est déjà très faible pour

l'état de référence et le scénario devrait permettre de ne plus avoir de personnes exposées à plus de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2.5}$.

Conclusions

Les scénarios de diminution de la limitation de vitesse sur l'autoroute n'engendrent qu'une faible diminution des émissions (inférieure à 5 %) et donc des concentrations annuelles (inférieure à 3 %) en NO_2 , PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$, sur et à proximité de l'axe autoroutier.

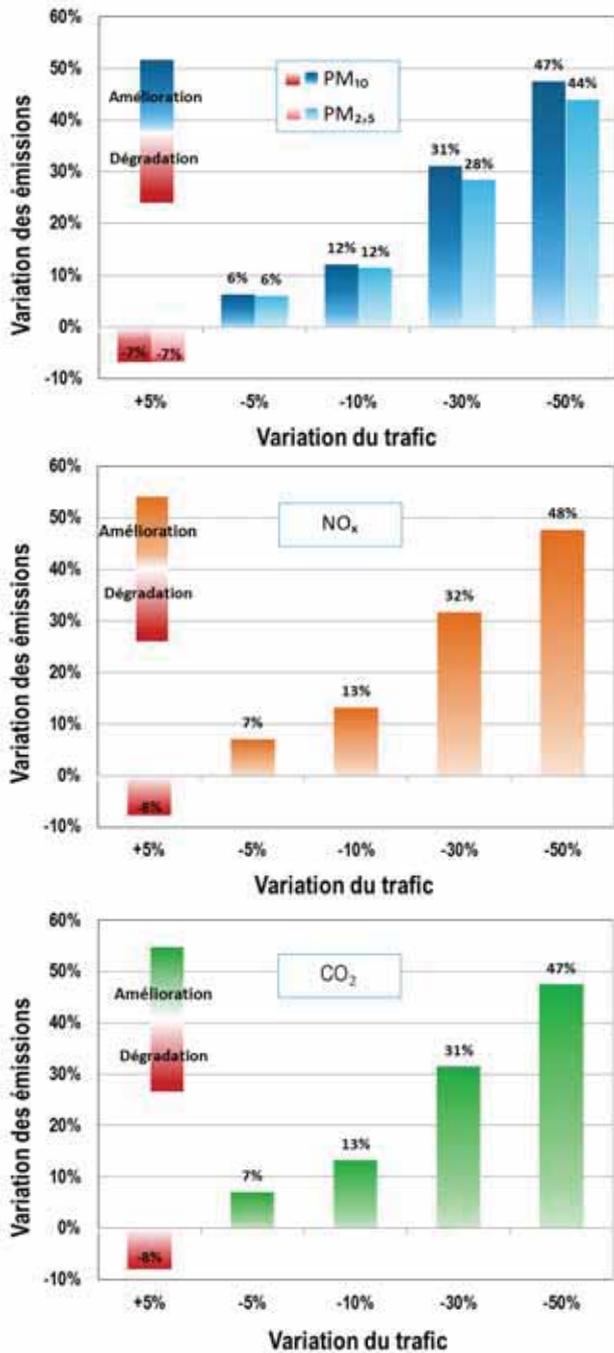
Même si la dispersion est assez rapide en s'éloignant de l'axe, ces scénarii ne génèrent qu'une faible réduction de la population initialement exposée à des concentrations de polluants supérieures aux valeurs limites réglementaires. Toute action sur la limitation de réduction de vitesse devra être mise en œuvre avec d'autres actions de réduction de pollution pour permettre le respect des valeurs réglementaires.

3.1.4 SCENARIO DE LA REDUCTION DU TMJA

Bilan d'émissions obtenu avec une variation du TMJA

A partir de l'état de référence (TMJA de 2007), l'impact de la variation du TMJA sur les émissions de polluants est évalué sur l'axe routier. La Figure 77 montre les résultats obtenus lors des calculs d'émissions avec Circul'Air[®] pour une variation de + 5, - 5, - 10, - 30 et - 50 % du TMJA.

Zone 1 – Cagnes-sur-mer



Zone 2 – Antibes / Biot

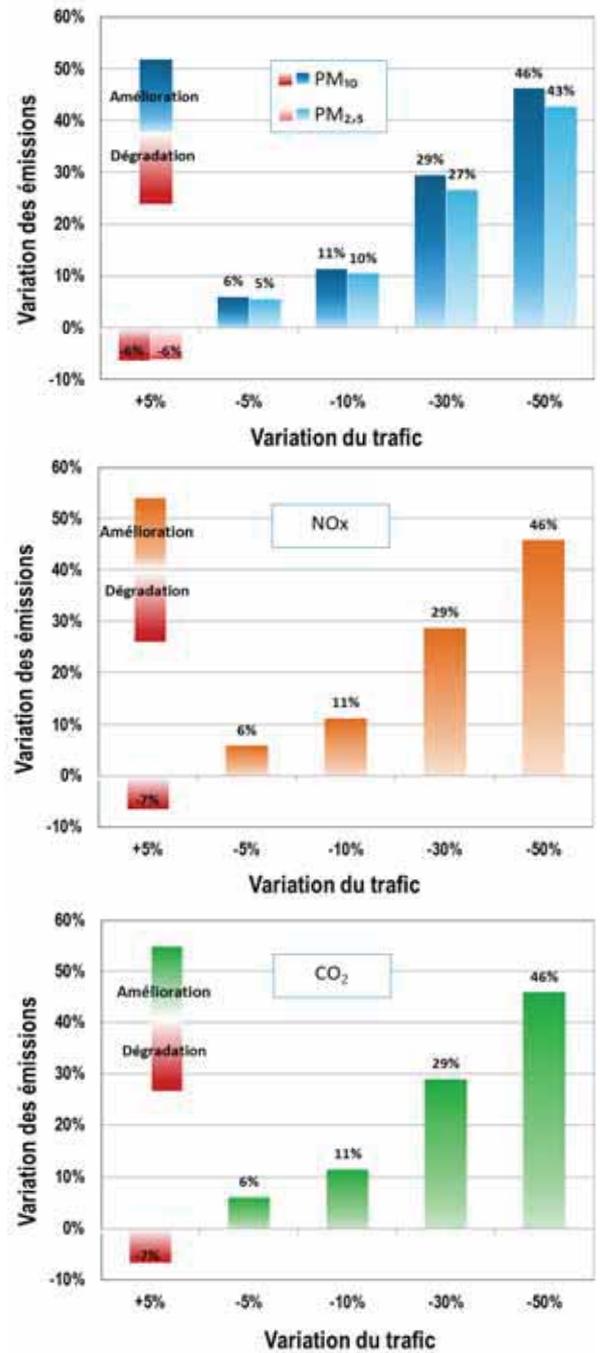


Figure 77 : Variation d'émission induite par la réduction du TMJA

Pour chaque zone étudiée, l'impact de la réduction du TMJA est quasi proportionnel avec la réduction des émissions en NO_x, PM et CO₂. Une amélioration d'environ 50 % est observée avec une réduction de 50 % du TMJA.

Impact sur la pollution – Modélisation

Etude sur la zone urbaine de Cagnes

Les cartes des Figure 78 et Figure 79 montrent les améliorations respectivement obtenues sur les concentrations annuelles simulées en NO_2 et PM_{10} , sur et autour de l'axe autoroutier de la zone urbaine de Cagnes.

La diminution du TMJA contribue à une forte diminution des concentrations en NO_2 , d'environ 6 % sur l'axe lorsqu'il est réduit de 10 %, et largement supérieure à 15 % pour une diminution de 50 % du TMJA (atteignant des gains maximum d'environ 25 %). En ce qui concerne les concentrations en PM_{10} , sur l'axe, une amélioration supérieure à 3 % est obtenue avec une diminution de 10 % du TMJA et fortement supérieure à 15 % pour une diminution de 50 % du TMJA. Les variations observées le long de l'axe peuvent être expliquées par des variations de pente ; la non-symétrie obtenue en transect de l'axe est expliquée par les conditions météorologiques.

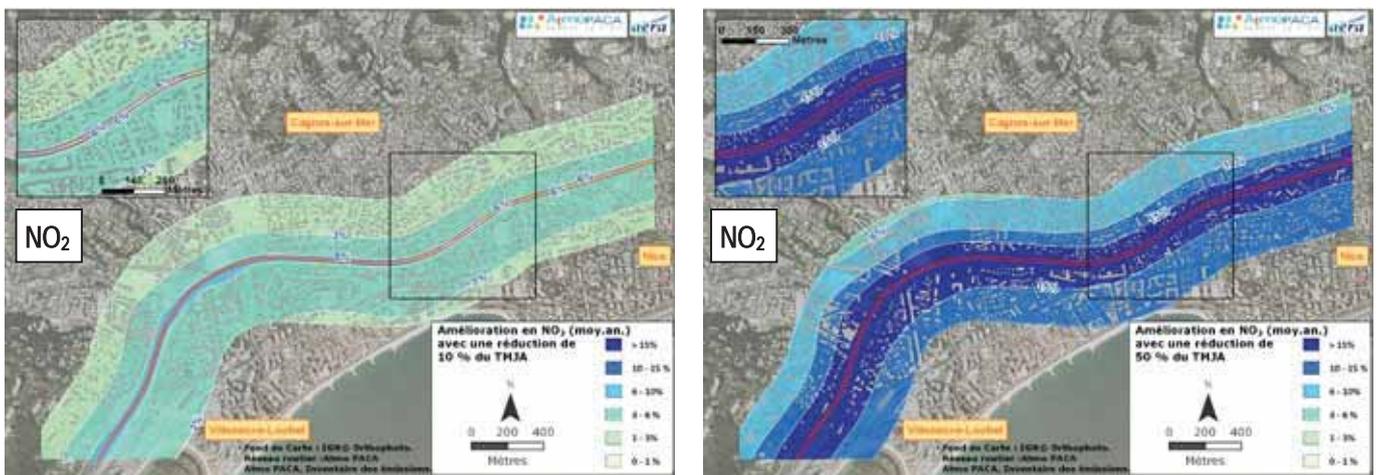


Figure 78 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO_2 avec une réduction du TMJA à Cagnes (-10% à gauche et -50% à droite)

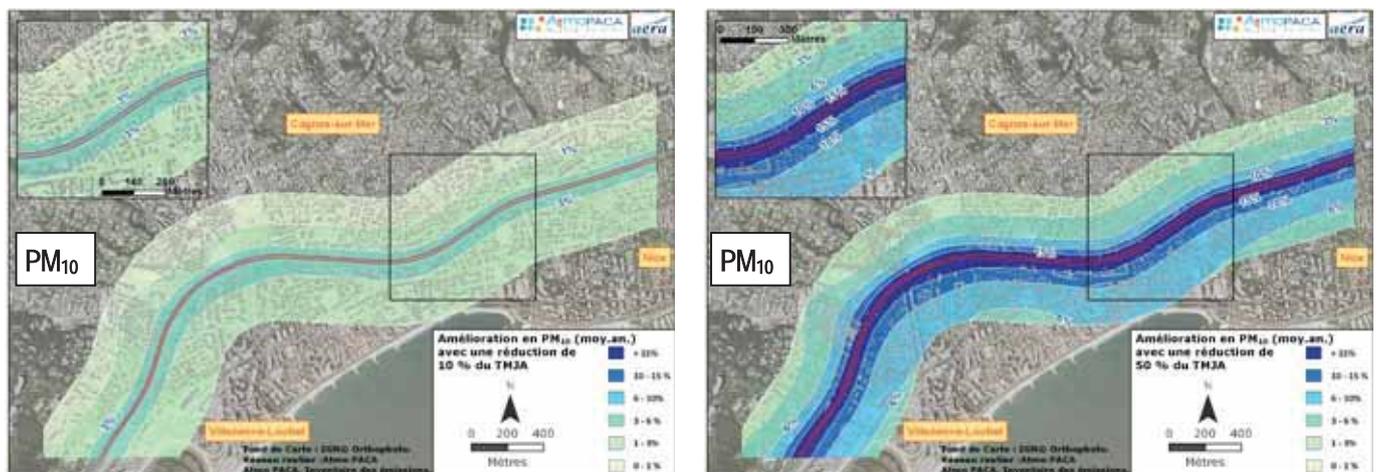


Figure 79 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en PM_{10} avec une réduction du TMJA à Cagnes (-10% à gauche et -50% à droite)

Les concentrations au bord de l'axe pour les trois polluants considérés restent cependant supérieures aux valeurs limites réglementaires. Elles sont reportées dans le Tableau 16. Une diminution de 10 % du TMJA n'influence pratiquement pas sur les concentrations des PM au bord de l'axe. Une forte réduction de

50 % du TMJA induit une bonne diminution des concentrations des trois polluants étudiés mais celles-ci restent tout de même supérieures aux valeurs limites réglementaires. Tous ces résultats concordent avec les observations faites précédemment sur les émissions.

Tableau 16 : Valeurs modélisées au bord de l'axe – réduction du TMJA

<i>Cagnes</i>			
	NO ₂ (moy.an. µg/m ³)	PM10 (moy.an. µg/m ³)	PM2.5 (moy.an. µg/m ³)
Etat de référence (TMJA 2007)	82	57	44
Réduction de 10 % du TMJA	76	54	42
Réduction de 50 % du TMJA	62	43	34
Valeur Limite (VL) réglementaire	40	40	25

Le graphe de la Figure 80 présente les distances à l'axe à partir desquelles la valeur réglementaire pour les moyennes annuelles de PM2.5 et NO₂ et pour le nombre de jours de dépassement du 50 µg/m³ en PM10 est respectée. Pour l'état de référence, la valeur limite est respectée au-delà de 45 m pour les PM10, 135 m pour le NO₂ et 120 m pour les PM2.5. Avec une réduction de 10 % du TMJA, la valeur limite est respectée au-delà d'environ 35 m pour les dépassements journaliers en PM10, 110 m pour le NO₂ et 95 m pour les PM2.5. La réduction de 50 % du TMJA implique une réduction notable de cette distance à l'axe : il ne faut se situer qu'au-delà de 15 m pour les PM10, 60 m pour le NO₂ et 45 m pour les PM2.5 pour respecter les valeurs limites de ces polluants.

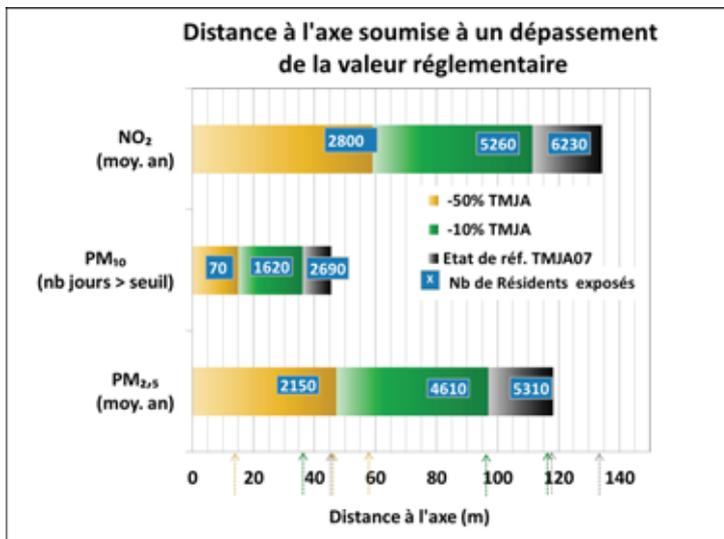


Tableau 17 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieures aux VL

<i>Cagnes</i>		Nb résidents exposés	% réduction
NO ₂ (moy.an.)	Etat de réf.	6230	-
	-10% TMJA	5260	-15 %
	-50% TMJA	2800	-55 %
PM10 (nb jours)	Etat de réf.	2690	-
	-10% TMJA	1620	-40 %
	-50% TMJA	70	-97 %
PM2.5 (moy.an.)	Etat de réf.	5310	-
	-10% TMJA	4610	-13 %
	-50 % TMJA	2150	-60 %

Figure 80 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés

Ces données peuvent être également croisées avec la population résidente estimée dans cette zone, comme le reportent le graphe et le tableau ci-dessus. Pour le NO₂, 6230 habitants sont exposés au dépassement du 40 µg/m³ pour l'état initial, alors qu'avec une réduction de 10 % du TMJA environ 5260 habitants y sont exposés, et une réduction de 50 %, environ 2800 résidents y sont exposés. Cela implique respectivement des réductions d'environ 15 % et 55 % de la population résidente exposée à une concentration supérieure à la valeur réglementaire. Les réductions d'exposition de la population sont

respectivement estimées à -40 % et -15 % pour les PM10 et les PM2.5, avec une diminution de 10 % du TMJA et atteignent presque les 100 % pour les PM10 avec un TMJA de -50 %.

On peut ainsi noter la forte influence du TMJA sur la qualité de l'air et la population exposée.

Etude sur la zone périurbaine d'Antibes/Biot

L'amélioration obtenue sur les concentrations annuelles simulées en NO₂ et PM10, sur et autour de l'axe autoroutier A8, dans la zone périurbaine d'Antibes/Biot en réduisant le TMJA (de 10 et 50 %) sur l'autoroute est respectivement montrée dans les Figure 81 et Figure 82.

Dans cette zone, une diminution moins importante des concentrations simulées en NO₂ est observée lorsque le TMJA est réduit de 10 % : elle est tout juste supérieur à 3 % alors qu'elle est toujours aussi importante (atteignant des gains maximum d'environ 20 %) lorsque le TMJA est diminué de moitié. Pour les concentrations en PM10, une amélioration supérieure à 3 % est obtenue avec une diminution de 10 % du TMJA, et fortement supérieure à 15 % sur l'axe pour une diminution de 50 % du TMJA. Dans ce cas aussi, les variations observées le long de l'axe sont explicables par des variations de pente ; la non-symétrie obtenue en transect de l'axe peut être expliquée par les conditions météorologiques.

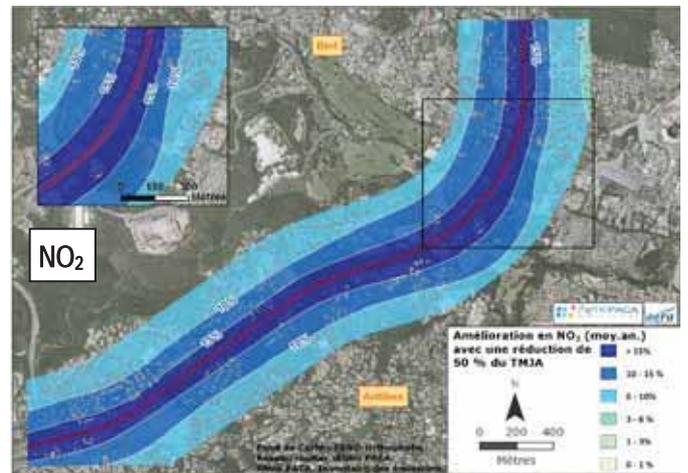
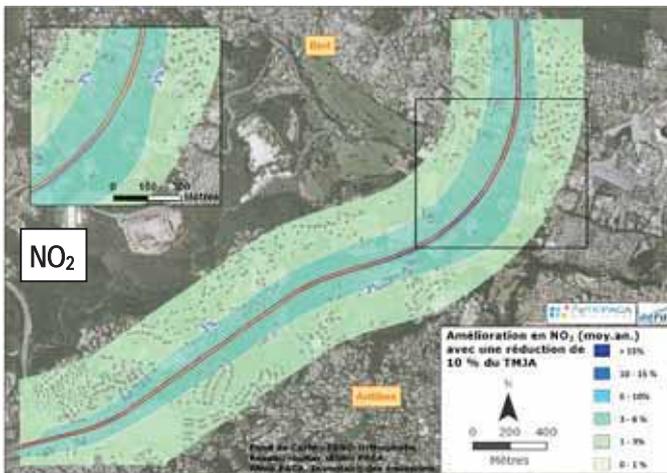


Figure 81 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO₂ avec une réduction du TMJA à Antibes (-10% à gauche et -50% à droite)

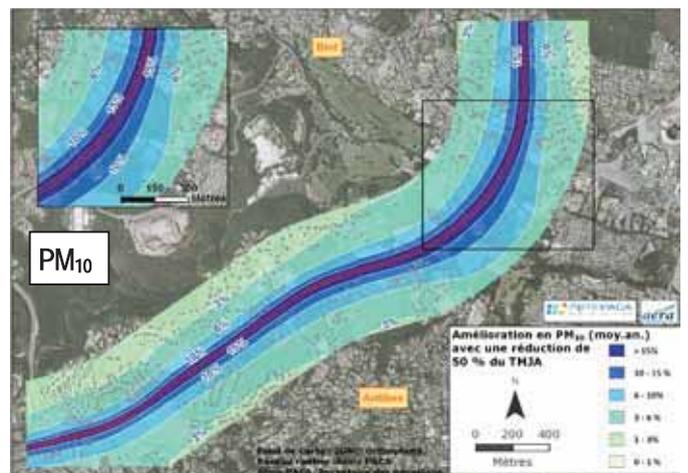
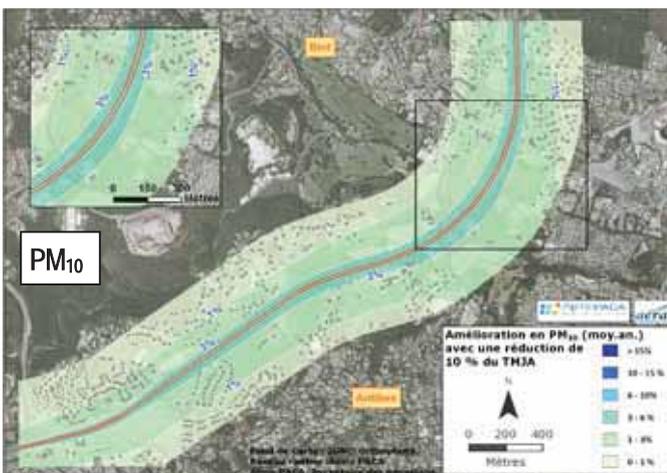


Figure 82 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en PM10 avec une réduction du TMJA à Antibes (-10% à gauche et -50% à droite)

Pour ces scénarii, les valeurs des concentrations en PM10, PM2.5 et NO₂ au bord de l'axe diminuent fortement mais restent supérieures aux valeurs limites réglementaires quelle que soit la réduction du TMJA imposée. Des concentrations en NO₂ de 76 µg/m³ et 62 µg/m³ sont obtenues pour une diminution respective de -10% et -50% du TMJA. Pour les PM, les valeurs obtenues avec une réduction du TMJA de 50% sont très proches des valeurs limites réglementaires. Cela concorde avec les résultats obtenus en émission. Ces résultats concordent avec les observations faites précédemment sur les émissions.

Tableau 18 : Valeurs modélisées au bord de l'axe – réduction du TMJA

Antibes/Biot	NO ₂ (moy.an. µg/m ³)	PM10 (moy.an. µg/m ³)	PM2.5 (moy.an. µg/m ³)
Etat de référence (TMJA 2007)	81	52	35
Réduction de 10 % du TMJA	76	50	32
Réduction de 50 % du TMJA	62	41	27
Valeur Limite (VL) réglementaire	40	40	25

Le graphe de la Figure 83 présente les distances à l'axe à partir desquelles la valeur réglementaire pour les moyennes annuelles de PM2.5 et NO₂, et pour le nombre de jours de dépassement du 50 µg/m³ en PM10, est respectée. Avec le TMJA de 2007, la valeur limite est respectée au-delà de 40 m pour les PM10, 105 m pour le NO₂ et 23 m pour les PM2.5. Avec une réduction maximale de 50 % du TMJA, les distances qu'il faut parcourir avant de pouvoir respecter les valeurs réglementaires sont fortement diminuées et sont de 13 m pour les PM10, 55 m pour le NO₂ et 8 m pour les PM2.5.

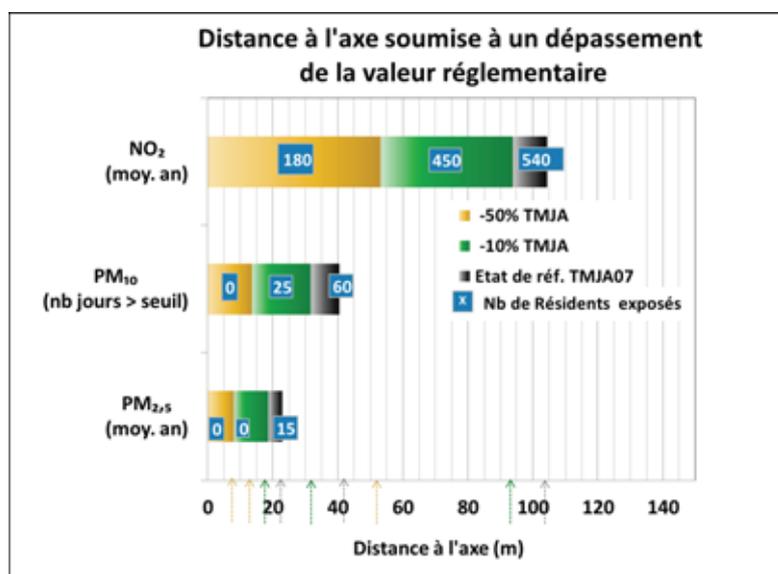


Figure 83 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés

Tableau 19 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieures aux VL

Antibes/Biot		Nb résidents exposés	% réduction
NO ₂ (moy.an.)	Etat de réf.	540	-
	-10% TMJA	450	-15 %
	-50% TMJA	180	-66 %
PM10 (nb jours)	Etat de réf.	60	-
	-10% TMJA	25	-60 %
	-50% TMJA	0	-100 %
PM2.5 (moy.an.)	Etat de réf.	15	-
	-10% TMJA	0	-100 %
	-50 % TMJA	0	-100 %

En croisant ces données avec la population résidente estimée dans cette zone (cf. Figure 83 et Tableau 19), il est évalué qu'environ 450 et 180 résidents sont exposés à des concentrations supérieures aux VL en NO₂ avec, respectivement, des réductions de 10 et 50 % du TMJA. Cela représente donc respectivement une réduction de 15 et 66 % de la population résidente exposée par rapport à l'état de référence. Pour les PM10, environ 50 habitants sont exposés à un nombre de dépassement journalier supérieur à 35 pour l'état de référence, et des réductions de 60 % et 100 % de la population exposée sont obtenues, en réduisant le

TMJA respectivement de 10 et 50 %. Pour les PM_{2.5}, très peu d'habitants étaient exposés avec les conditions de 2007, et avec ces scénarii, personne n'est plus exposé à des concentrations supérieures aux valeurs réglementaires.

Conclusions

Les scénarios de réduction du TMJA engendrent une forte réduction des émissions et des concentrations en polluants sur l'axe autoroutier. La variation en émissions et concentrations calculée est quasi proportionnelle à la variation du TMJA, et ce, quelle que soit la zone étudiée. Une réduction de 50 % du TMJA conduit presque aux respects des valeurs réglementaires.

Il est cependant important de noter que ces scénarii sont purement théoriques et que toute action sur le TMJA sera à combiner avec d'autres scénarii de réduction des émissions.

3.1.5 CONCLUSIONS DE L'ETUDE

L'impact des différents scénarios sur les émissions, l'évolution du parc automobile et une réduction de 50 % du TMJA entraînent les plus fortes diminutions en émissions de NO_x et PM sur les axes autoroutiers. La réduction de la limitation de la vitesse n'engendre qu'une réduction maximale de 5 % des émissions suivant la zone ou les polluants.

Les résultats obtenus par la modélisation ADMS-Urban de ces scénarii ont montré que les valeurs limites réglementaires sont dépassées quels que soient le scénario étudié, la zone et/ou le polluant considéré. L'évolution du parc automobile et la réduction de 50 % du TMJA entraînent les meilleures améliorations en termes de concentrations de polluants au bord de l'axe, en concordance avec les observations faites sur les émissions.

Tous ces résultats confirment l'importance de combiner des actions variées pour pouvoir diminuer les émissions et ainsi contribuer à l'amélioration de la qualité de l'air.

3.2 TCSP-CASA

3.2.1 CONTEXTE ET OBJECTIFS

La CASA a souhaité participer au projet « Information et aide à la décision sur le territoire de la Communauté d'Agglomération de Sophia Antipolis » lancé par Air PACA, avec le soutien du Conseil Régional. Elle dispose ainsi d'une plateforme de modélisation à fine échelle de la qualité de l'air sur son territoire, qui prévoit la qualité de l'air chaque jour et simule des scénarios d'aménagement.

Les deux scénarios d'aménagement retenus sont l'évolution des niveaux de pollution au cœur de l'agglomération à l'horizon 2015 et les effets sur la qualité de l'air du Transport en Commun en Site Propre (TCSP) de la CASA.

3.2.2 METHODOLOGIE APPLIQUEE

Définition de la zone d'étude

La zone d'étude est centrée sur le réseau du futur TCSP. Elle comprend le réseau routier principal, entre la route du bord de mer à l'Est, la D6104 au Sud et s'étend jusqu'à Saint-Philippe et les Clausonnes au Nord. Une portion de l'autoroute A8 a également été intégrée à la simulation car elle contribue à une part non négligeable des émissions sur le Nord de la zone d'étude.

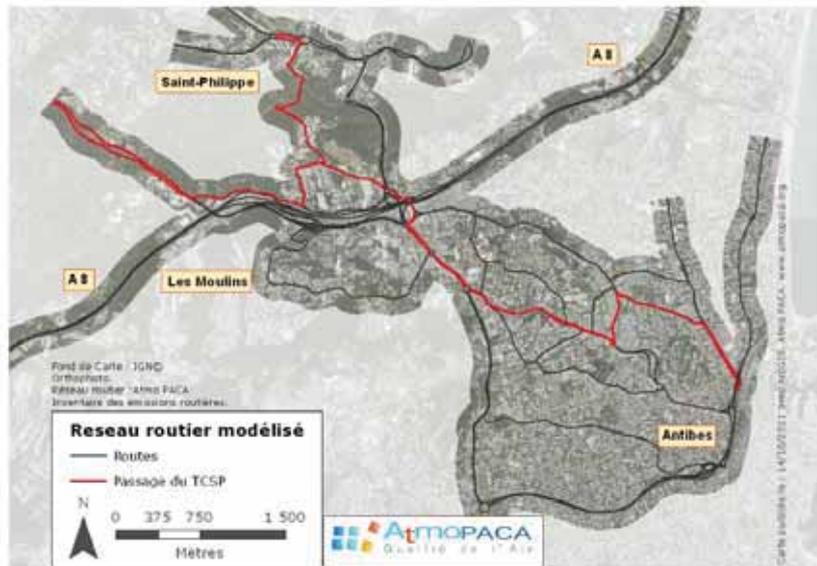


Figure 84 : Zone d'étude et axes routiers étudiés dans le cadre du projet TCSP

Scénarios et calculs d'émissions

Trois scénarios sont simulés afin de répondre aux objectifs de l'étude :

- *Etat initial de la qualité de l'air* – année de référence de l'inventaire régional 2007, v.2010 des émissions.
- *2015 Fil de l'eau*, prise en compte de l'évolution des trafics locaux et du renouvellement du parc automobile.
- *2015 avec TCSP*, prise en compte du report modal de la mise en place du TCSP sur le trafic routier.

Les émissions routières sont calculées avec l'outil Circul'Air® sur tout le réseau considéré, et pour chaque scénario. Les sens de circulation sont différenciés pour chaque portion de route et les pentes sont prises en compte pour le calcul des émissions de poids lourds.

Pour le scénario 2015 avec TCSP, des voies ont été supprimées et une voie spécifique au bus TCSP a été rajoutée. Ces changements ont été pris en compte dans le calcul des émissions.

Paramètres de modélisation

Comme énoncé précédemment, le paramétrage du modèle se base sur l'étude effectuée sur la CASA. Les différents paramètres pris en compte sont les suivants :

Zones de calcul

Une zone de calcul a été définie suivant la zone d'étude (cf. Figure 84). Les valeurs de concentration ont été simulées sur un ensemble de points répartis sous forme de transects de part et d'autres des axes routiers. Pour le scénario 2015 avec TCSP, des points ont été rajoutés sur les routes supplémentaires.

Le système géographique utilisé pour cette étude est le système RGF93 Lambert93.

Sources d'émissions considérées

Seules les émissions routières sont prises en compte dans le modèle ADMS, i.e. les sources modifiées selon les scénarii théoriques. Des profils annuels, mensuels, horaires journaliers par grand type de jours et spécifiques aux types de voies y sont associés. Les cadastres d'émissions diffuses ou GSP ne sont pas considérés.

Les polluants

Les polluants modélisés dans cette étude sont :

- Le dioxyde d'azote (NO₂) et les oxydes d'azote (NO_x)
- Les particules fines PM10 et par conséquent le nombre de jours de dépassement de la valeur limite journalière
- Les particules fines PM2.5
- Le benzène (C₆H₆)

L'estimation des concentrations en NO₂ contenue dans les concentrations de NO_x simulées par notre modèle dans l'environnement est possible grâce à la corrélation NO_x-NO₂ de Dewent-Middleton (1996) définie dans ADMS.

Valeurs de fond

Au vu de l'absence d'émissions diffuses, des valeurs de fonds à variabilité horaire sont considérées pour les polluants NO₂, NO_x, PM10 et PM2.5. Ces données sont issues de la station de mesure d'Antibes J. Moulin, pour l'année 2010. Pour les PM2.5, des valeurs de la station Marseille 5 Avenues ont été considérées. Les moyennes annuelles obtenues en fond urbain et appliquées dans les calculs ADMS sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 20 : Valeurs de fond intégrées dans ADMS

	Fond urbain, moy. an. (µg/m ³)
NO _x	42
NO ₂	29
PM10	26
PM2.5	15
C ₆ H ₆	1.3

Conditions météorologiques

Les paramètres météorologiques de la station Météo France de Valbonne pour l'année 2010 sont pris en compte : température, précipitation, vitesse et direction du vent. La couverture nuageuse considérée est mesurée à la station de Nice aéroport pour la même période.

Aucun calcul de dépôt humide n'est considéré dans le calcul des concentrations des PM.

Les calculs sont divisés en deux périodes : la période hivernale (novembre-avril) et estivale (mai-octobre) pour prendre en compte deux longueurs minimales de Monin-Obukhov : LMO = 10 m en hiver et LMO = 30 m en été.

Relief et rugosité

La topographie est intégrée dans le calcul ADMS grâce à un fichier prenant en compte le relief sur chaque zone. Les données proviennent de l'IGN (Modèle Numérique de Terrain 50 m).

La nature des sols est caractérisée grâce à un paramètre de rugosité. Les valeurs de rugosité sur les 2 zones d'études sont de 0.5 m sur le domaine d'étude et de 0.1 m sur le site météorologique de Valbonne.

3.2.3 ETUDE DES BILANS D'EMISSIONS ROUTIERES

Bilan des émissions routières sur la zone d'étude, état de référence

Les émissions en polluants des différents émetteurs du secteur « Transports Routiers » sont calculées sur la zone d'étude. Deux types de réseau sont distingués :

- L'autoroute A8 traverse la zone d'étude, et représente de 30 à 60 % des émissions de l'agglomération.
- Le réseau routier urbain principal, qui accueillera le futur TCSP et qui comprend les axes qui subiront des reports de trafics aux heures de pointe. Les émissions de ce réseau urbain sont étudiées en fonction du type de véhicule.

Tableau 21 : Emissions du trafic routier sur la zone d'étude, état de référence

		NOx kg/an	CO kg/an	CO ₂ T/an	SO ₂ kg/an	COVNM kg/an	PMtot kg/an	PM10 kg/an	PM2.5 kg/an
Autoroute	Tout véhicules	489 275	432 183	85 062	16 258	56 062	62 370	41 893	31 288
Zone Urbaine	Voitures Particulières	114 175	483 822	36 047	5 411	51 114	4 652	4 543	4 543
	Véhicules Utilitaires Légers	49 454	69 836	10 322	2 156	8 157	3 675	3 627	3 627
	Poids lourds	142 516	24 593	15 340	3 422	5 477	2 897	2 868	2 868
	Deux Roues	2 365	115 384	1 152	109	45 545	698	687	687
	Non combustion	0	0	0	0	9 135	30 131	17 046	9 173
Total zone urbaine		308 510	693 635	62 860	11 098	119 428	42 053	28 771	20 898
Ensemble de la zone		797 785	1 125 818	147 923	27 357	175 490	104 423	70 664	52 186

En fonction des polluants, les contributions des différents émetteurs sont très variables. Les poids lourds et les voitures particulières sont les principaux émetteurs de NO_x, CO₂ et SO₂. Les véhicules utilitaires légers contribuent à hauteur de 16 à 19 % pour ces polluants. Les deux roues apportent 38 % des émissions en COVNM et 17 % en CO. Les émissions particulaires (PMtot, PM10, PM2,5) sont surtout issues de la non combustion (usure de la chaussée, des freins, des pneus et remise en suspension par le passage des véhicules).

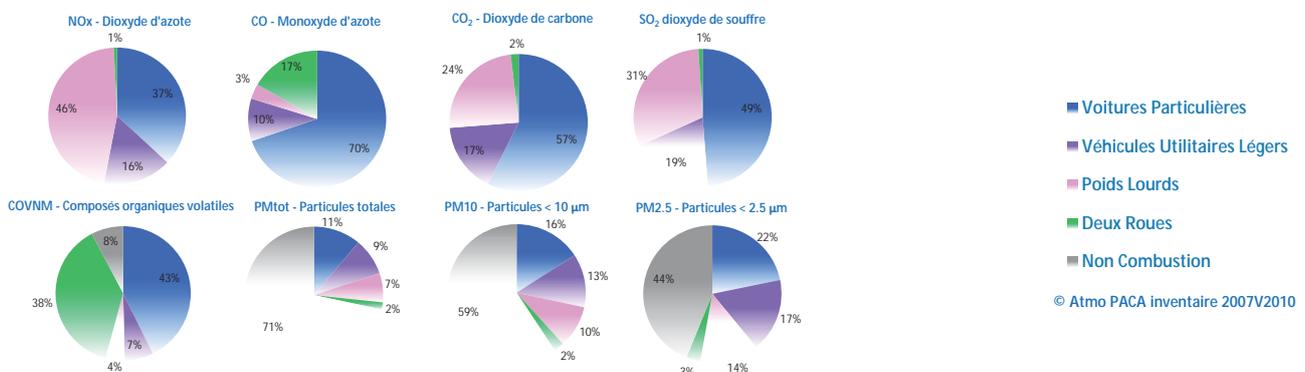


Figure 85 : Répartition des émissions urbaines du trafic routier, état de référence

Les calculs fournissent les émissions en polluants pour chacun des axes de la zone étudiée. La carte de la Figure 86 présente les émissions en NO_x sur chacun des axes pour l'état de référence 2007.



Figure 86 : Oxydes d'azotes émis sur chaque axe, pour l'état de référence

Etude des bilans d'émission entre les trois simulations réalisées

Les calculs fournissent les émissions en polluants pour chacun des axes de la zone étudiée. Un bilan par polluants et par scénario permet d'obtenir une évaluation des gains sur les émissions locales.

Bilan des émissions sur la zone et les axes urbains

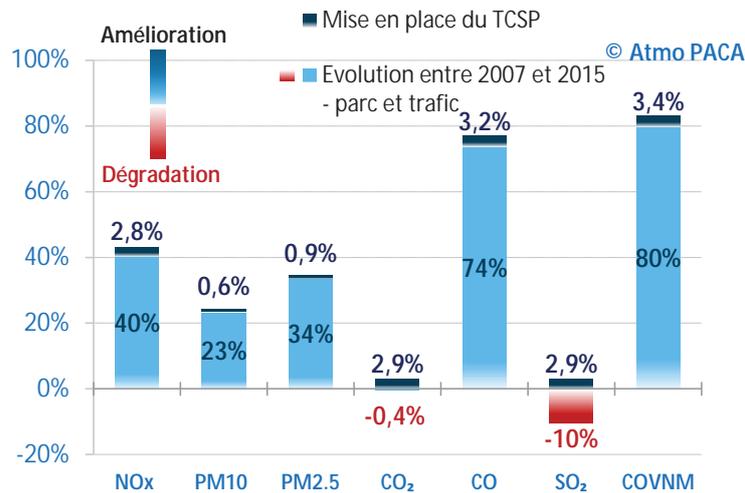


Figure 87 : Gain d'émissions entre les 3 simulations

L'évaluation des gains sur l'ensemble du réseau urbain simulé montre que l'évolution du parc automobile de 2007 à 2015 entraîne une nette diminution des émissions, comprise entre 23 % pour les PM10 et 80 % pour les COVNM. L'amélioration technologique du parc automobile par l'application progressive des normes EURO permet une diminution de l'émission unitaire des véhicules.

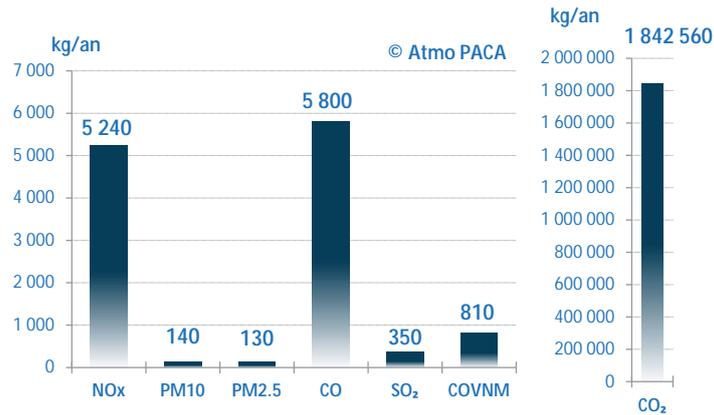


Figure 88 : Gains d'émissions par la mise en place du TCSP

A l'inverse, les émissions en CO₂ et SO₂ augmentent respectivement de 0.4 % et 10 % entre 2007 et 2015. Cette augmentation est due à l'hypothèse de hausse du trafic entre 2007 et 2015. L'émission de ces deux polluants est directement reliée à la consommation de carburant ; comme le trafic s'accroît, les émissions pour ces deux polluants augmentent également. L'application des normes EURO n'entraîne pas de diminution pour ces deux polluants.

La mise en place du *TCSP en 2015* engendre une diminution sur la zone urbaine simulée comprise entre 0.6 % et 3.4 % selon les polluants. Cette diminution n'est pas homogène sur l'ensemble du réseau et dépend des axes routiers, impactés ou non par un report modal ou de trafic. Les gains à l'échelle de l'ensemble du réseau sont présentés par polluant sur le graphique ci-contre.

La mise en place du TCSP sur la zone urbaine permet de réduire les émissions de 5 240 kg/ an d'oxydes d'azote (NO_x) et de 1 842 560 kg/ an de CO₂.

Bilan des émissions sur chacun des axes.

Les gains entre le scénario état de référence et le scénario 2015 fil de l'eau varient de 25 % à 50 % pour les oxydes d'azote et de 10 % à 40 % pour les particules PM10. Ces variations d'émissions ne sont pas homogènes sur les axes routiers, elles évoluent en fonction de trois paramètres principaux :

- L'évolution du parc automobile entre 2007 et 2015, permet une diminution importante des émissions unitaires des véhicules.
- Le trafic routier à l'horizon 2015 évolue à la hausse avec une augmentation plus ou moins importante suivant les axes.
- Les axes en montée montrent un gain plus important. Les véhicules émettent sur ces axes davantage de polluants en raison de la pente. De fait l'amélioration du parc automobile permet un gain plus important.

Les émissions entre l'état de référence et le scénario 2015 fil de l'eau montrent une diminution significative des émissions en oxydes d'azote et particules PM10, pour le secteur du transport routier (cf. Figure 89).

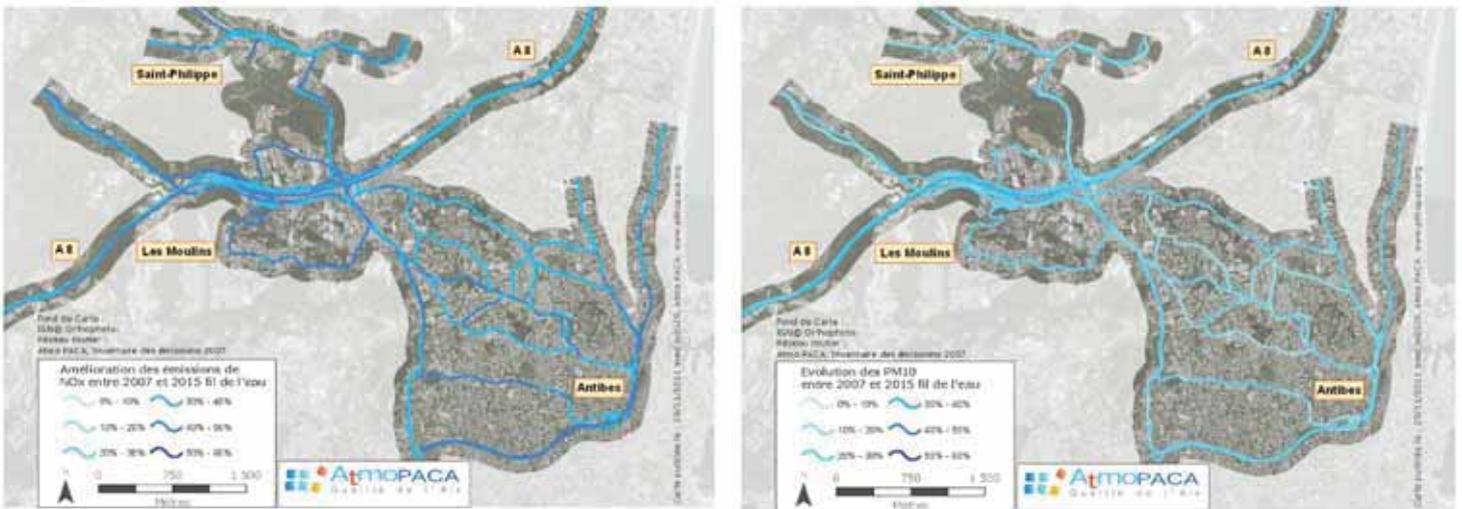


Figure 89 : Gain à l'émission entre l'état de référence et 2015 Fil de l'eau

Les variations d'émission entre le scénario 2015 fil de l'eau et le scénario 2015 avec l'aménagement du TCSP sont beaucoup plus hétérogènes en fonction des axes (cf. Figure 90). Les gains observés varient ainsi de -60 % à +80 % pour les oxydes d'azote et de -100 % à +80 % pour les particules PM10. Deux éléments sont à l'origine de ces variations :

- Le report modal, permet de diminuer le trafic routier au profit des transports en commun et entraîne un gain.
- La mise en place du TCSP entraîne sur certains axes une augmentation de trafic en raison des modifications du plan de circulation, ce qui génère une augmentation des émissions.

Les gains les plus importants sont obtenus sur les futurs axes du TCSP et les axes situés dans les zones urbaines qu'il dessert. Une augmentation des émissions est attendue sur la pénétrante sud (D6107), l'avenue de Nice, le chemin des Terres Blanches, le chemin de Beauvert, le chemin des terriers et l'extrémité sud de l'avenue Jules Grec.

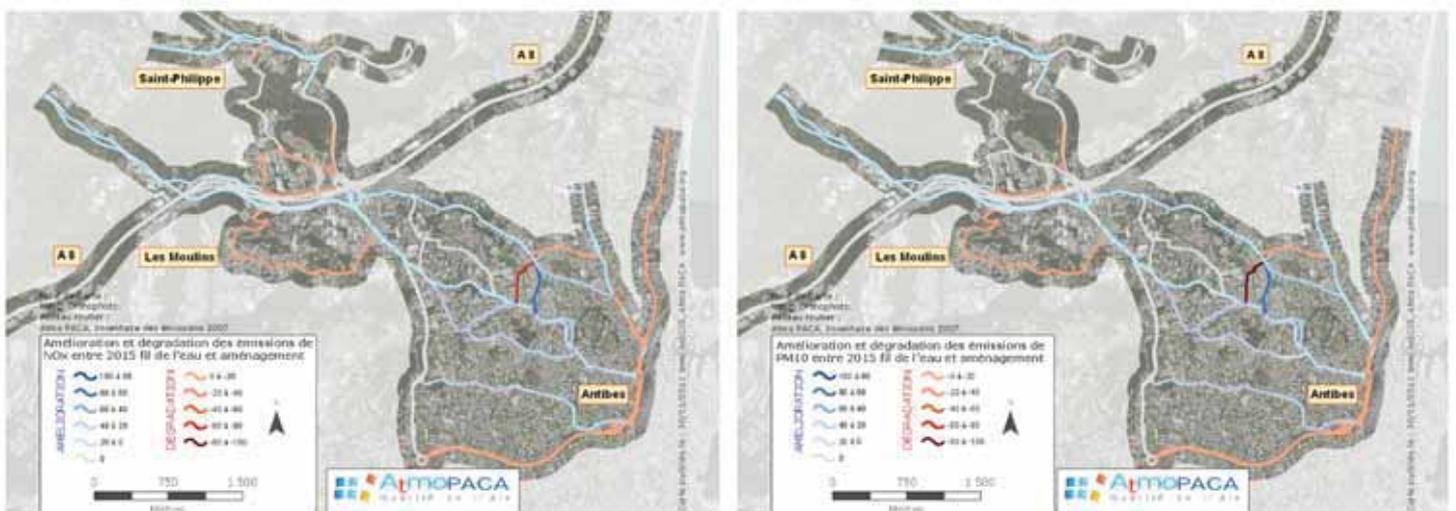


Figure 90 : Gain à l'émission entre 2015 Fil de l'eau et 2015 avec TCSP

Evolution des émissions des axes sur lequel le TCSP doit être implanté.

Le gain induit par l'évolution du parc automobile de 2007 à 2015 sur le réseau où passe le TCSP est logiquement le même que pour l'ensemble du réseau urbain. Il permet une nette diminution des émissions, comprise entre 23 % pour les PM10 et 80 % pour les COVNM et à l'inverse, une légère augmentation des émissions de SO₂.

La mise en place du TCSP en 2015 sur ces axes entraine une nette diminution comprise entre 6,6 % pour les PM2,5 et 8.2 % pour les COVNM.

Le gain du TCSP sur ce réseau est de 2 770 kg/ an de NO_x et de 942 300 kg/ an de CO₂. La diminution importante du trafic sur ces axes routiers permet une diminution des émissions en particules PM10/PM2,5.

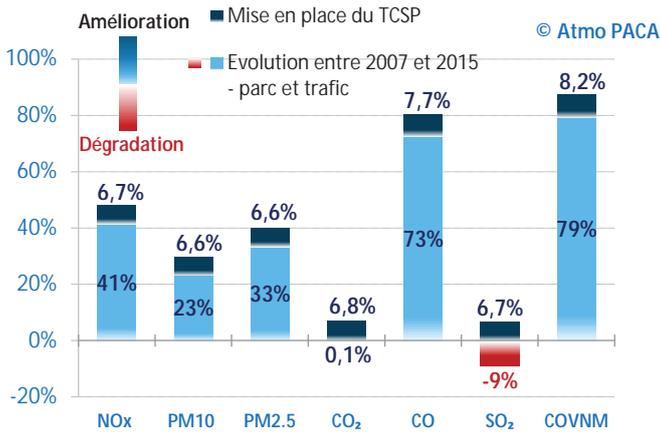


Figure 91 : Gains entre les 3 simulations sur les axes du TCSP

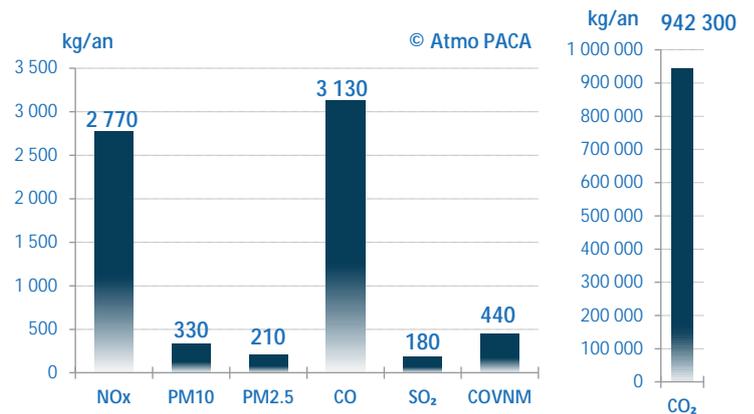


Figure 92 : Gains induits sur les axes du TCSP

3.2.4 ETUDE DE DISPERSION, CONCENTRATION ET GAIN SUR LA QUALITE DE L'AIR

Les problématiques de qualité de l'air en zone urbaine sont principalement liées aux émissions du trafic routier. L'analyse de cette étude porte sur les polluants réglementés, pour lesquels une valeur limite existe. Elle permet d'évaluer les zones impactées, d'estimer la part de la population exposée et les gains attendus avec la mise en place du TCSP et le renouvellement du parc automobile à l'horizon 2015.

Etude des concentrations en benzène C₆H₆

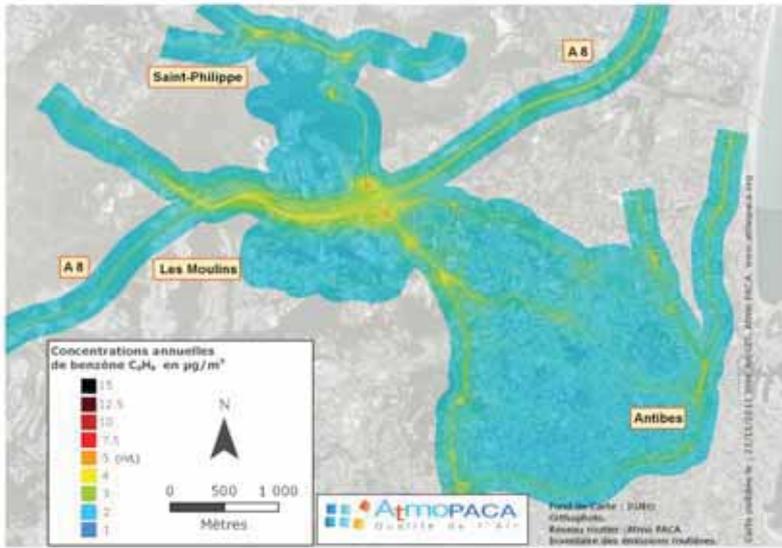


Figure 93 : Concentration moyenne annuelle en benzène (C₆H₆), état de référence

Le benzène est un polluant principalement émis par d'anciens véhicules essences dans des conditions de fortes congestions. Les concentrations les plus élevées atteignent potentiellement la valeur limite de 5 µg/m³, sur les ronds-points en entrée de l'autoroute A8. La zone impactée est très réduite.

Les concentrations diminuent progressivement sur les sites de surveillance d'Air PACA et respectent nettement la valeur cible.

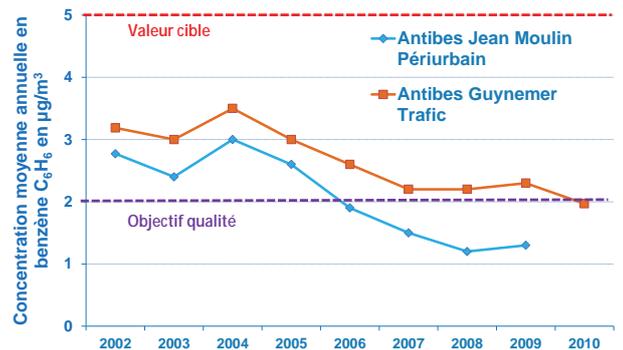


Figure 94 : Evolution moyenne du benzène

Les scénarios testés montrent que la tendance à la baisse devrait se poursuivre, du fait de la disparition progressive des véhicules essences les plus émetteurs diminuant ainsi les concentrations de 16 à 20 %. La mise en place du TCSP contribue sur les axes où il est implanté, à une diminution supplémentaire de 3 % pour le benzène.

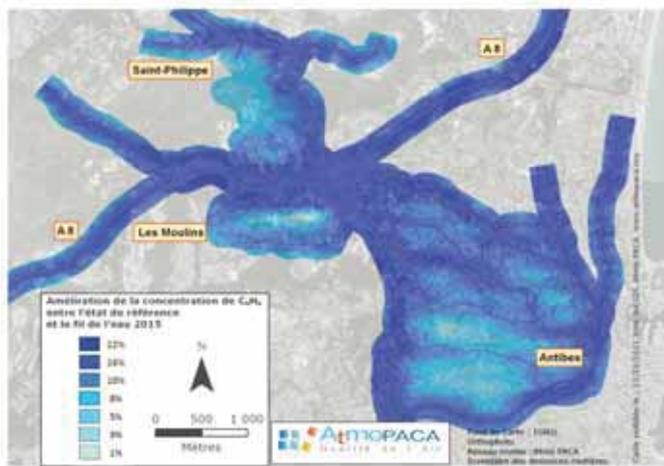


Figure 95 : Gain entre l'état de référence et le fil de l'eau 2015

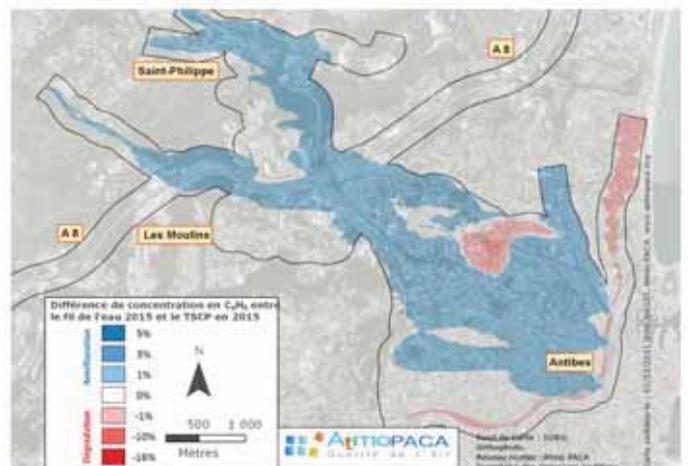


Figure 96 : Gain entre le fil de l'eau 2015 et la mise en place du TCSP en 2015

La population n'est pas exposée à des niveaux de concentrations supérieures à la valeur limite, les concentrations tendent à atteindre l'objectif de qualité sur l'ensemble du domaine d'étude.

Etude des concentrations en dioxyde d'azote NO₂

La Figure 97 montre que les concentrations en NO₂ ne respectent pas la valeur limite sur les axes à fort trafic : A8, av. de Nice, pénétrante sud et route de Grasse.

Les zones urbaines et périurbaines en situation de dépassement le sont en fonction de :

- leur proximité géographique à ces axes
- des conditions météorologiques défavorables selon les années.

Une diminution des concentrations en grande proximité du trafic routier est observée dans l'hyper-centre d'Antibes par le capteur permanent d'Air PACA (cf. Figure 98). Sur la zone périurbaine des Combes, les concentrations restent proches de la valeur limite.

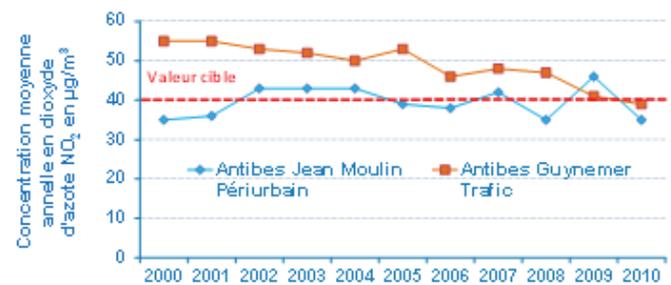
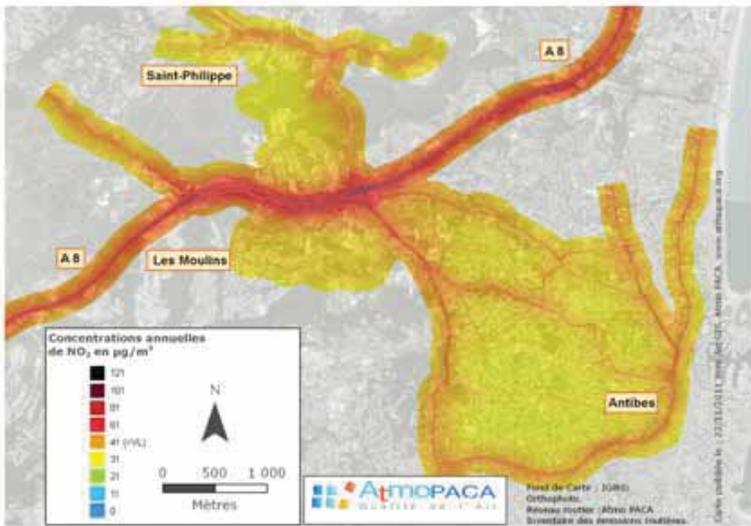


Figure 98 : Evolution moyenne du NO₂

Figure 97 : Etude des concentrations en NO₂, état de référence

Les scénarios testés montrent que les niveaux de pollution devraient diminuer (-16 %) principalement en proximité des axes routiers, sur les zones les plus impactées, cela en raison de l'amélioration technologique des véhicules (cf. Figure 99).

Comme le montre la carte de la Figure 100, la mise en place du TCSP contribue à une diminution des concentrations comprise entre 2 et 5 % sur les axes où il est implanté et dans les zones urbaines à proximité. Dans ces zones, les déplacements en voiture diminuent au profit des transports en commun.

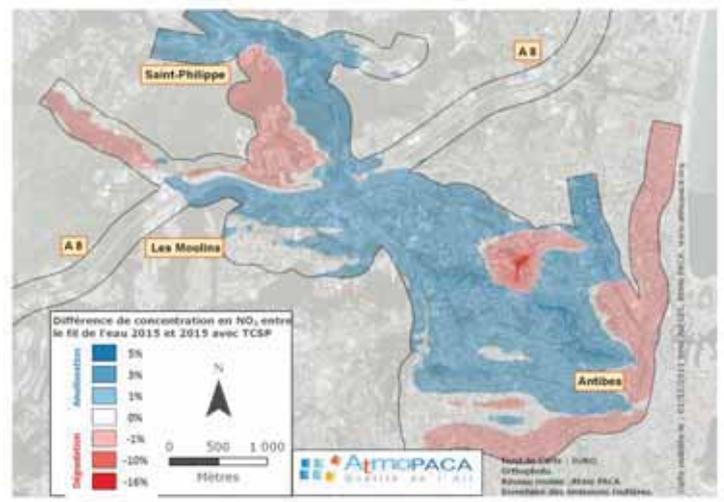
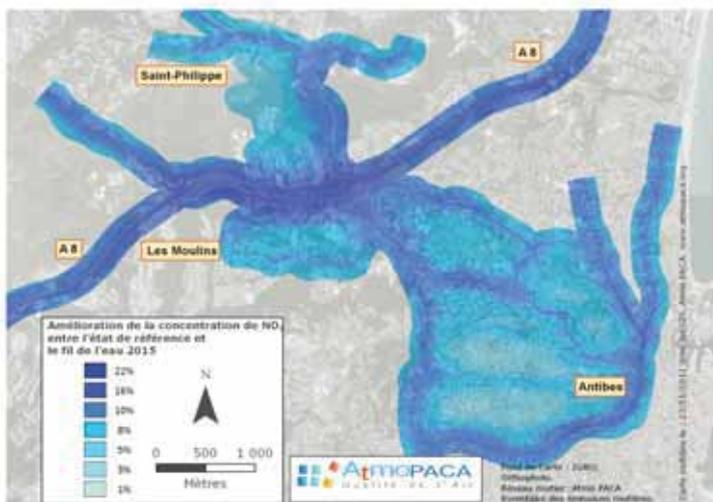


Figure 99 : Gain entre l'état de référence et le fil de l'eau 2015

Figure 100 : Gain entre le fil de l'eau 2015 et la mise en place du TCSP en 2015

Une très légère augmentation (1 % à 4 %) est attendue sur quelques axes impactés par un report de trafic : pénétrante sud (D6107), l'avenue de Nice. L'augmentation la plus importante (14 %) est relevée sur le chemin des Terres Blanches en raison du report de trafic attendu, la concentration sur l'axe devrait atteindre la même concentration qu'actuellement ($\sim 41 \mu\text{g}/\text{m}^3$), les zones urbaines à proximité devraient rester inférieures à la valeur limite de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Sur cette zone d'étude, la population exposée à un dépassement de la valeur limite en dioxyde d'azote est estimée à $\sim 3\,900$ habitants soit 10,9 % de la population de la zone d'étude. A l'horizon 2015, les diminutions d'émission testées de polluant devraient permettre de réduire à $\sim 1\,300$ habitants (3,6%).

Etude des concentrations en particules PM_{10}

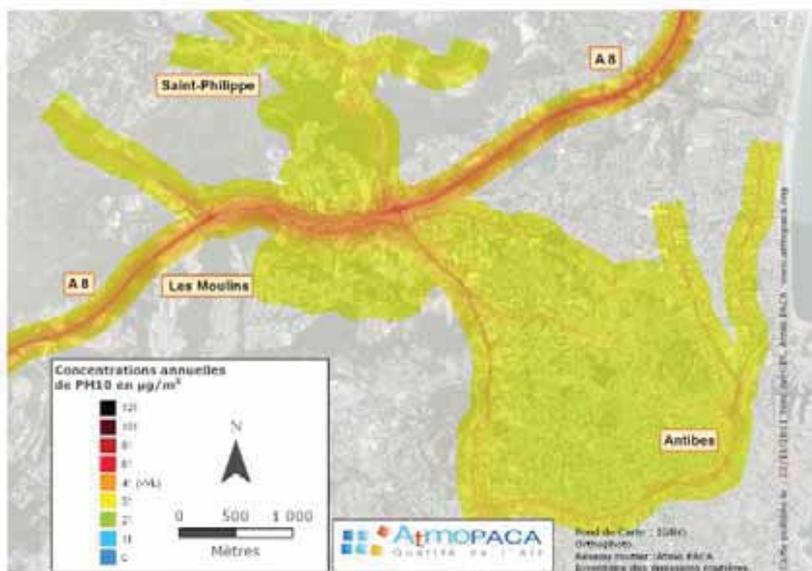


Figure 101 : Concentration moyenne annuelle en particules PM_{10}

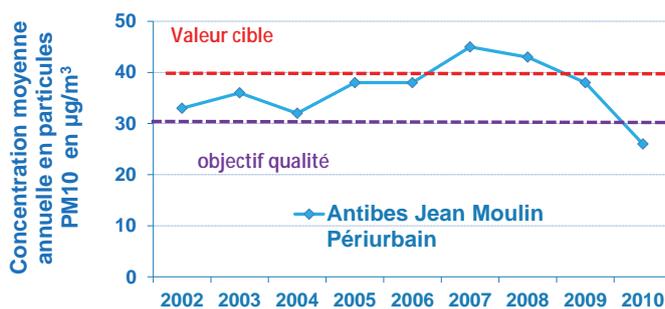


Figure 102 : Evolution moyenne annuelle des PM_{10}

Les concentrations en PM_{10} ne respectent pas la valeur limite sur les axes à fort trafic: A8, av. de Nice, pénétrante sud et route de Grasse (cf. Figure 101).

Les zones urbaines et périurbaines sont moins impactées que pour le NO_2 . Les dépassements en particules dépendent de nombreux paramètres :

- leur proximité géographique à une source d'émission (trafic, carrières, industries, ...)
- Les conditions météorologiques défavorables, variables selon les années. Elles contribuent à l'accumulation de particules dans l'air. Les hivers froids avec des conditions atmosphériques stables entraînent une augmentation des émissions dues au chauffage urbain et une accumulation de ces polluants dans l'air ambiant.

Les concentrations mesurées de 2007 à 2010 montrent une diminution des niveaux de fond périurbain à Antibes (cf. Figure 102).

L'année 2010 a été marquée par des mois d'hiver très pluvieux à Antibes et peu propice à l'accumulation des polluants. La pluie lessive et entraîne le dépôt des particules présentes dans l'air ambiant. Les mois de février, novembre et décembre 2010 ont ainsi mesuré les concentrations mensuelles les plus faibles en particules à Antibes avec respectivement, 21, 22 et $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les gains des scénarios testés montrent une diminution des concentrations beaucoup plus faible que pour les autres polluants. La majeure partie des émissions de particules (59 % des PM10) est issue d'usure physique (frein – chaussée – pneu). Les gains issus de l'amélioration de la combustion ont un effet beaucoup plus limité.

La carte de la Figure 103 montre que le renouvellement du parc induit ainsi une diminution des niveaux de pollution, principalement sur l'A8 (10 %) et sur les axes à fort trafic avec 5 à 10 %.

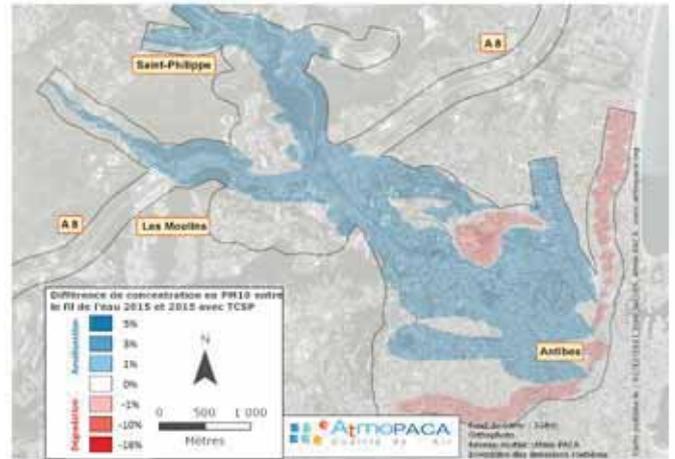
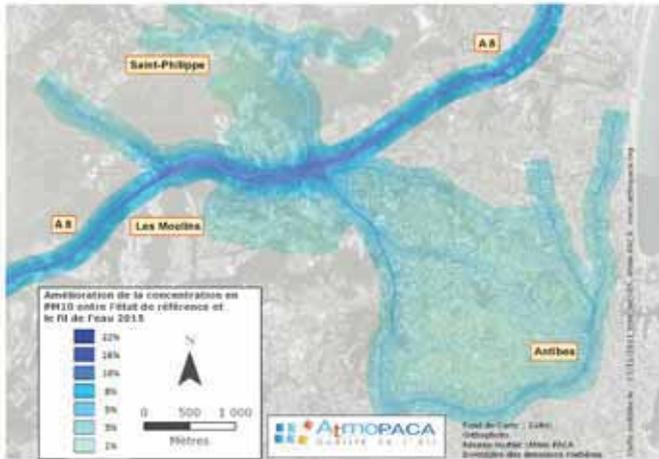


Figure 103 : Gain entre l'état de référence et le fil de l'eau 2015

Figure 104 : Gain entre le fil de l'eau 2015 et la mise en place du TCSP en 2015

La mise en place du TCSP contribue à une diminution supplémentaire des concentrations comprise entre 2 et 3 % sur les axes où il est implanté (cf. Figure 104). Une légère augmentation (1 %) est attendue sur les axes impactés par un report de trafic : pénétrante sud (D6107), l'avenue de Nice. Sur le chemin des Terres Blanches, l'augmentation est de 1 à 4 %, les niveaux de particules attendus sur cet axe avec un maximum à $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ restent inférieurs à la valeur limite.

Sur cette zone d'étude, la population exposée à un dépassement de la valeur limite en particules PM10 est estimée à ~60 habitants (0,3% de la population). A l'horizon 2015, les diminutions d'émission de polluant devraient permettre de ne plus avoir de population exposée à ce dépassement. L'objectif de qualité ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) n'est pas atteint pour 5 460 habitants, soit 15.3 % de la zone d'étude. A l'horizon 2015, les diminutions d'émission testées devraient permettre de réduire à ~2 510 habitants (7 %).

Ces simulations sont réalisées à conditions météorologiques constantes, si les conditions météorologiques sont défavorables et propices à l'accumulation des polluants alors l'objectif de qualité et la valeur limite pourraient ne pas être respectée sur la zone d'étude.

Etude du nombre de dépassement journalier en particules PM₁₀

La carte de la Figure 105 ci-dessous montre combien le nombre de jours dépassant $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est fortement élevé le long de l'axe autoroutier. Ce nombre de dépassement journalier du $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en particules PM10 est un paramètre sensible à la proximité d'une source constante et importante de particules (A8 et route de Grasse).

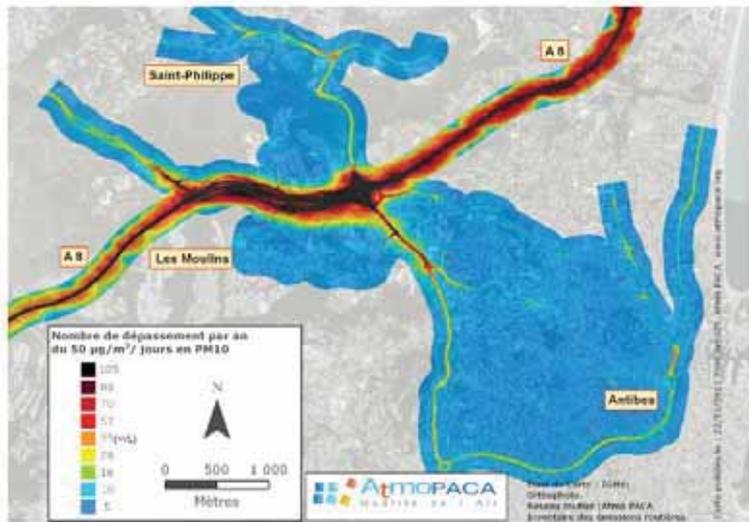


Figure 105 : Nombre de dépassement journalier en PM10, état de référence

Les zones urbaines sont principalement impactées à proximité de l'autoroute. Les concentrations mesurées de 2002 à 2010 montrent une variation importante suivant les années (cf. Figure 106). Les conditions météorologiques sont décisives : en 2007 et 2008 elles ont conduit à un grand nombre de dépassement journalier.

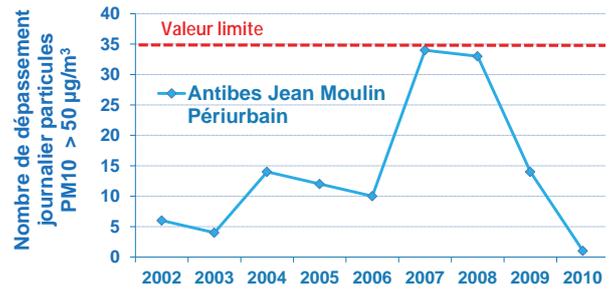


Figure 106 : Evolution du nombre de dépassements en PM10

Les gains des scénarios testés sont évalués dans les graphes ci-dessous par le nombre de jour en moins dépassant la valeur limite. Le renouvellement du parc induit ainsi une diminution du nombre de jours de pollution en PM10, avec une diminution de 60 jours, sur l'A8. Sur les axes urbains majeurs, le gain est de 15 à 33 jours selon les axes.

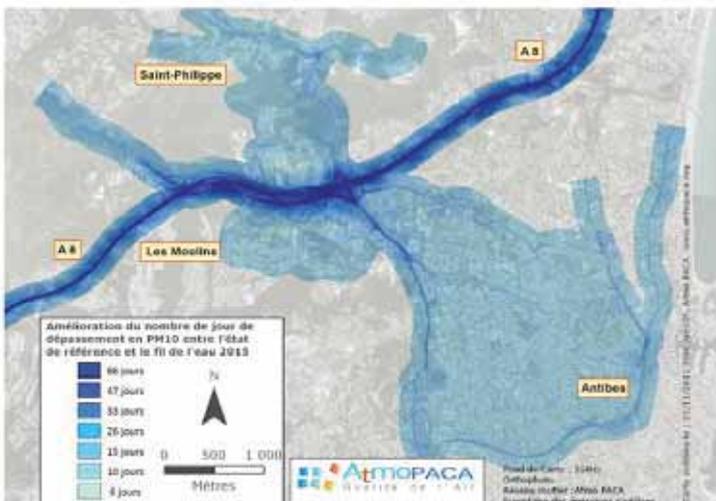


Figure 107 : Gain entre l'état de référence et le fil de l'eau 2015

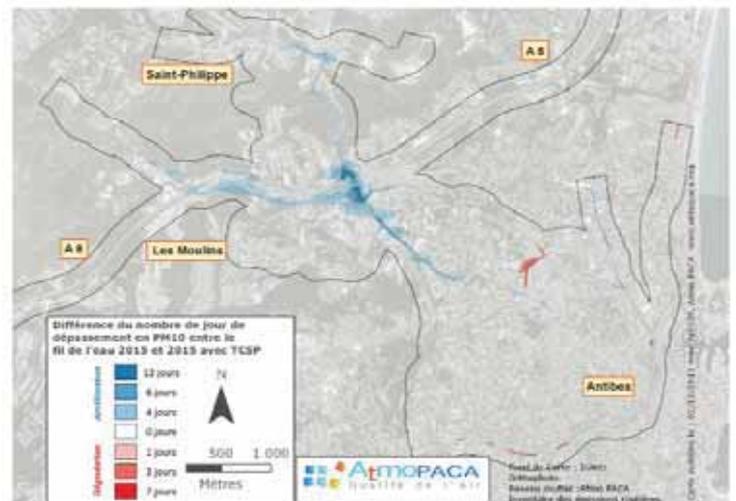


Figure 108 : Gain entre le fil de l'eau 2015 et la mise en place du TCSP en 2015

La Figure 108 montre que la mise en place du TCSP contribue aussi à une diminution des dépassements, principalement sur la route de Grasse avec 13 jours de dépassements en moins. Une légère augmentation est attendue sur les axes impactés par un report de trafic: jusqu'à 7 jours sur le chemin des Terres Blanches. A l'horizon 2015, le nombre de jour de dépassement devrait être respecté sur l'ensemble

de la zone urbaine, seul les deux axes majeurs de trafic seraient encore en dépassement, l'A8 et le nord de la route de Grasse, malgré les améliorations apportées par le TCSP et l'évolution du parc automobile.

Sur la zone d'étude, la population exposée à un dépassement de la valeur limite en particules PM10 est estimée à 840 habitants, soit 2,2% de la population). A l'horizon 2015, les diminutions d'émission de polluant testées devraient permettre de réduire l'exposition à 260 habitants (0,8 %).

Etude des concentrations en particules PM_{2,5}

Comme pour les particules PM10, la valeur limite de 25 µg/m³ en PM_{2,5} n'est pas respectée sur les axes à fort trafic : A8, av. de Nice, pénétrante sud et route de Grasse (cf. Figure 109).

Les zones urbaines et périurbaines sont impactées comme pour les particules PM10. Les concentrations dépendent des mêmes paramètres :

- leur proximité géographique à une source d'émission (trafic, carrières, industries, ...)
- des conditions météo défavorables variables selon les années.

Les concentrations de fond urbain varient en 2010 entre 15 µg/m³ (Aix – Avignon) et 20 µg/m³ (Cannes). Les concentrations modélisées à Antibes sont cohérentes avec ces valeurs mesurées.

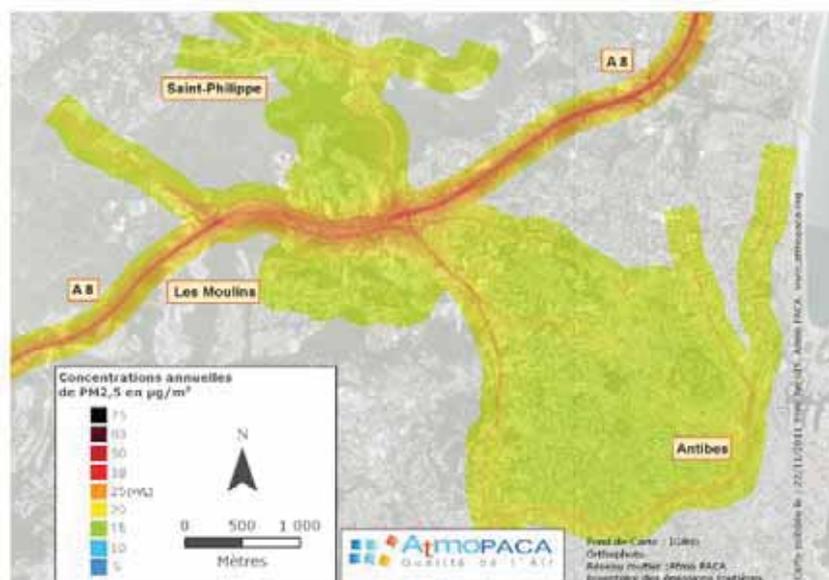


Figure 109 : Concentration moyenne annuelle en particules PM_{2,5}, état de référence

Les scénarios testés et reportés dans les Figure 110 et Figure 111 montrent un gain légèrement plus important que pour les particules PM10. La partie des émissions de particules issue d'usure physique (frein – chaussée – pneu) représente 59% des PM10 et 44 % des émissions de PM_{2,5}. Les gains induits par une amélioration de la combustion ont un effet plus important pour les PM_{2,5} que pour les PM10.

Le renouvellement du parc induit ainsi une diminution des niveaux de pollutions, principalement sur l'A8 (16 %) et sur les axes à fort trafic (8 à 16 %).

Comme pour les PM10, la mise en place du TCSP contribue à une diminution des concentrations comprise entre 2 et 3 % sur les axes où il est implanté et dans les zones urbaines à proximité. Dans ces zones, les déplacements en voiture diminuent au profit des transports en commun. Une très légère augmentation (1 %) est attendue sur les axes impactés par un report de trafic: pénétrante sud (D6107), l'avenue de Nice, chemin des Terres Blanches.

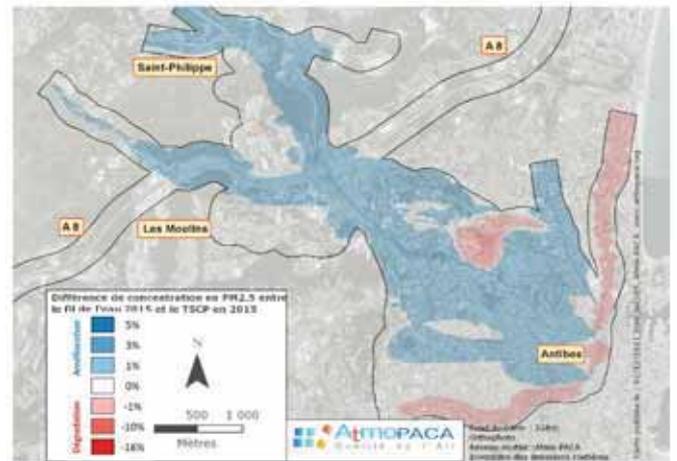
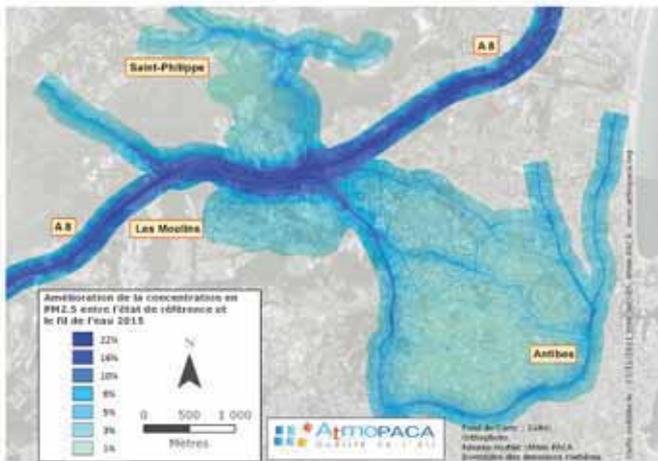


Figure 110 : Gain entre l'état de référence et le fil de l'eau 2015

Figure 111 : Gain entre le fil de l'eau 2015 et la mise en place du TCSP en 2015

La population exposée sur cette zone d'étude à un dépassement de la valeur limite en particules PM2.5 est estimée à 70 habitants. A l'horizon 2015, les diminutions d'émission de polluant devraient permettre de ne plus avoir de population exposée à ce dépassement.

3.2.5 CONCLUSIONS DE CETTE ETUDE

Emission de polluants

Pour la zone urbaine d'étude

L'évolution du parc automobile entre les années 2007 et 2015 entraîne une diminution importante des émissions de polluants sur l'ensemble du domaine d'étude (de 20 % à 80 % selon les polluants).

La mise en place du TCSP en 2015 permet, elle aussi, une diminution sur la zone urbaine simulée. Elle est comprise entre 0,6 % et 3,4 % selon les polluants. L'évolution n'est pas homogène sur l'ensemble du réseau et dépend des axes routiers, impactés ou non par un report modal (trafic routier → transport en commun) ou report de trafic. Sur quelques axes une dégradation de la situation est relevée, en lien avec les reports de trafic.

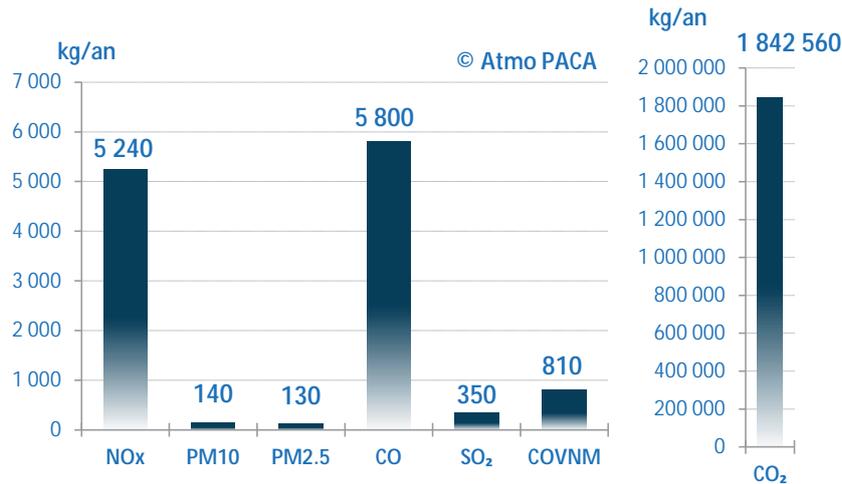


Figure 112 : Gains induits par la mise en place du TCSP sur la zone urbaine

Pour les axes sur lesquels le TCSP doit être implanté

La mise en place du TCSP en 2015 permet, sur les axes où il est implanté, une diminution des émissions comprise entre 6.6 % et 8.2 % pour les différents polluants, comme le reporte le graphe de la Figure 113.

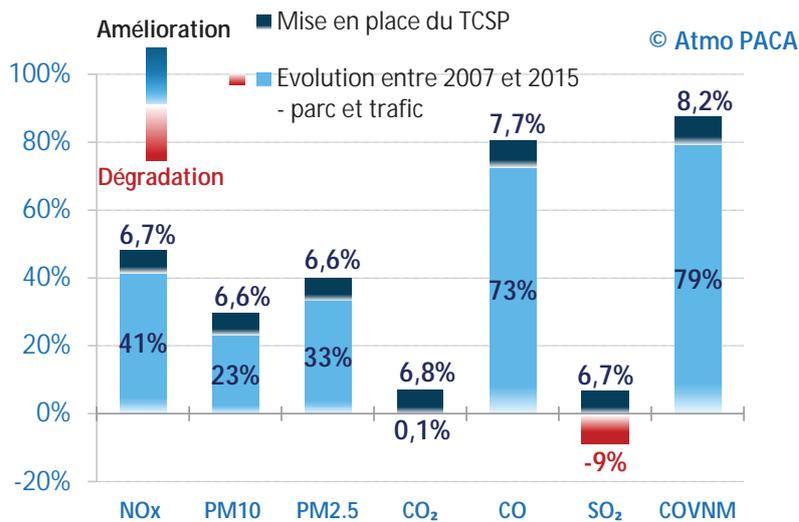


Figure 113 : Gains entre les trois simulations sur les axes du TCSP

Evolution de la qualité de l'air attendue sur le domaine d'étude :

Les modélisations de la qualité de l'air ont permis d'établir un état des lieux de la qualité de l'air sur le domaine d'étude et sur l'ensemble de la CASA¹ :

Les concentrations mesurées et modélisées en NO₂, PM10 et PM2.5 montrent des dépassements des valeurs limites en proximité des grands axes de transports routiers (A8, route de Grasse, Av. de Nice, pénétrante sud RD6107) et sur une zone du bâti urbain en proximité de ces axes plus ou moins étendue en fonction des polluants et des conditions météorologiques.

¹ http://www.atmopaca.org/html/aide_decision_CASA.php

Tableau 22 : Evolution de la population exposée aux valeurs limites

	C ₆ H ₆ > 5 µg/m ³	NO ₂ > 40 µg/m ³	PM10 > 40 µg/m ³	Objectif de qualité PM10 > 30 µg/m ³	Nombre de dépassement journalier en PM10 > 35	PM2,5 > 25 µg/m ³
Population exposée	0	3 900	60	5 460	840	70
Etat de référence	0%	10.9%	0.3%	15.3%	2.2%	0.3%
Population exposée en 2015	0	1 300	10	2 510	260	10
		3.6%	0%	7%	0.8%	0%

La population exposée au dépassement des normes est estimée à 10.9% des habitants pour le NO₂ et 2.2 % pour le nombre de dépassement journalier en particules PM10.

L'objectif de qualité (30 µg/m³) n'est pas atteint pour 5 460 habitants, soit 15.3 % de la zone d'étude. A l'horizon 2015, les diminutions d'émission testées devraient permettre de réduire à environ 2 510 habitants (7 %).

Conclusions

Les scénarios testés montrent une diminution des niveaux de pollution à l'horizon 2015, ainsi qu'une réduction de l'exposition des populations pour ces différents polluants.

L'évolution du parc automobile par la mise en place progressive de véhicules moins émetteurs de polluant (NO_x, particules fines, benzène, ...) engendre une diminution des niveaux de pollution en proximité des grands axes routiers et des espaces urbains limitrophes. Ce gain varie de 1 % à 22 % suivant les polluants et les zones géographiques.

La mise en place du TCSP contribue à un gain supplémentaire de 2 et 5 % sur les axes où il est implanté. Pour le NO₂ une diminution des concentrations de 3 % est également attendue sur les zones urbaines à proximité du réseau (Laval, Rabiac, le sud des Bastides, la Croix Rouge et la Roseraie au nord). Dans ces zones, la mise en place du TCSP permet une diminution des déplacements en voiture au profit des transports en commun.

La mise en place du TCSP joue également un rôle majeur pour réduire les émissions de CO₂ et lutter contre le changement climatique. L'évolution du parc entraîne en effet sur ce polluant une légère augmentation des émissions et le TCSP contrebalance cet effet avec un gain total de 1 842 560 kg/ an sur la zone d'étude.

3.3 IMPACT DU STATIONNEMENT DOUBLE FILES SUR LES EMISSIONS DE POLLUANTS DANS LA VILLE DE NICE

3.3.1 CONTEXTE DE L'ETUDE

Dans le cadre de l'élargissement de son réseau de vidéo verbalisation, la Métropole Nice Côte d'Azur a souhaité connaître l'impact des stationnements en double file sur les émissions polluantes du trafic routier.

Sur six zones sélectionnées, pressenties pour intégrer ce type de caméras, Air PACA a effectué deux calculs d'émissions, le premier en situation de trafic normal, le second en simulant les voitures stationnées en doubles files. Les polluants étudiés sont les principaux polluants liés aux transports routiers, les NOx, les particules fines de 10 et 2,5 microns PM10 et PM2.5, le benzène et le CO₂.

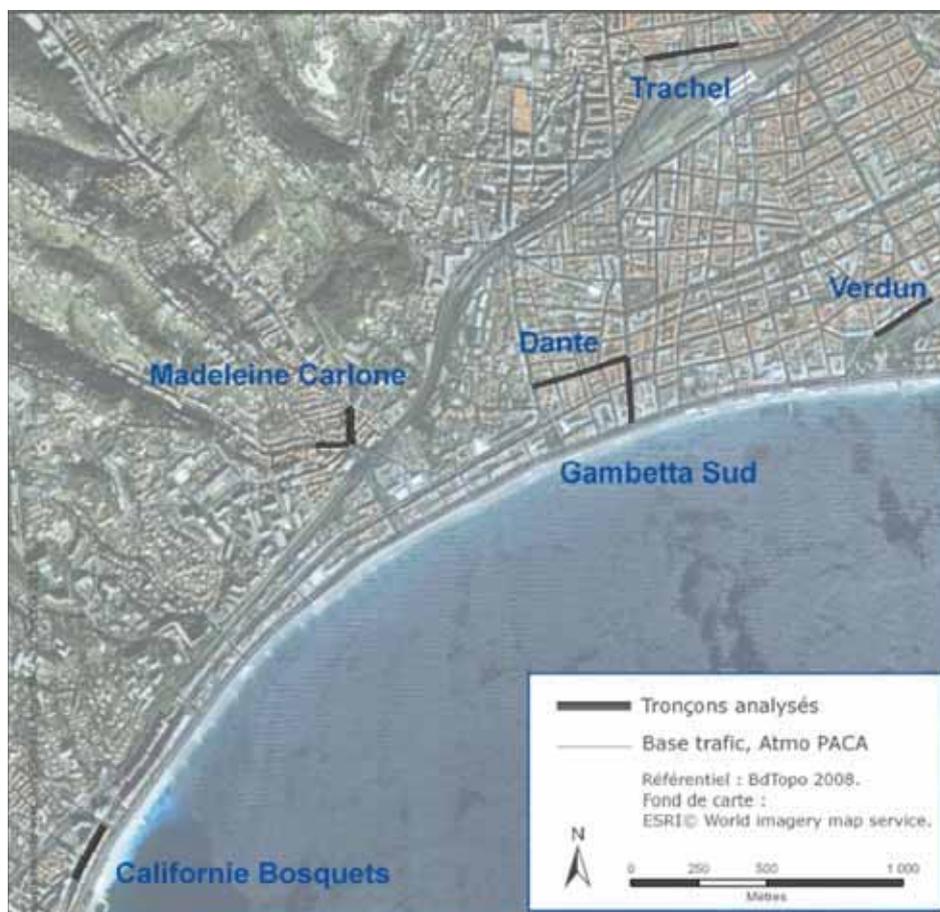


Figure 114 : Tronçons couverts par la vidéo verbalisation et analysés dans cette étude

3.3.2 METHODOLOGIE DES CALCUL DES EMISSIONS

Pour simuler l'impact des doubles files et, étant donné leur ampleur sur les axes concernés, il a été décidé de les recréer en coupant une des voies de circulation dans chaque sens. Si, dans la réalité, les doubles files ne s'étendent que très rarement sur toute la longueur d'une rue, on constate néanmoins qu'un nombre important de véhicules en infraction oblige les automobilistes à éviter la voie concernée

pour ne pas avoir à se rabattre de manière intempestive, ce qui justifie la suppression totale de la voie en question dans les calculs d'émissions.

Quand cela est possible, les doubles files sont donc recrées en supprimant une des voies sur chacun des sens de circulation. (Figure 114 cas numéro 1)

Si l'un des deux sens ne contient qu'une seule voie, les contraintes techniques inhérentes aux outils utilisés pour le calcul des émissions routières ne permettent pas de simuler la double file sur celle-ci car cela revient à supprimer le sens de circulation dans son intégralité. Dans ce cas, les doubles files n'ont été simulées que sur l'un des deux sens de circulation. (Figure 114 cas numéro 2)

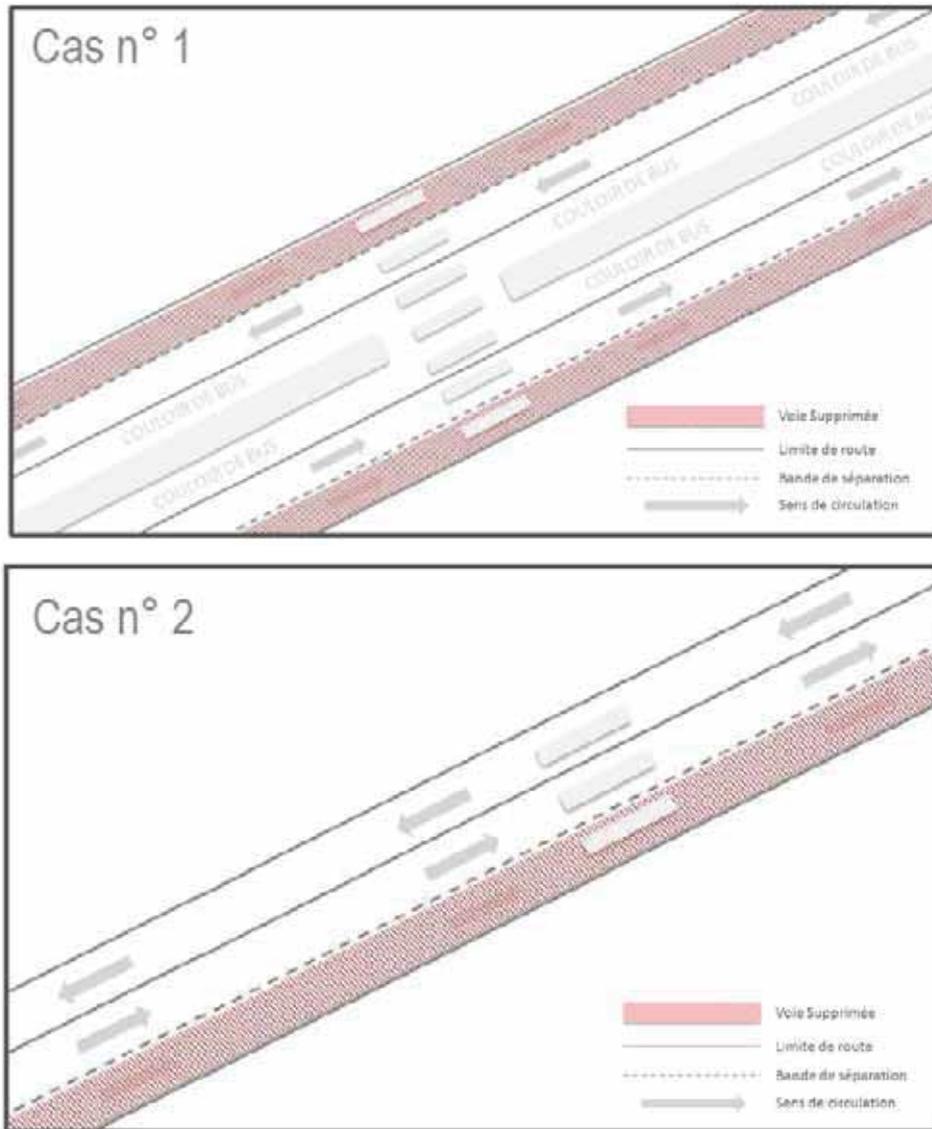


Figure 115 : Schéma méthodologique de simulation des doubles files

A partir des données trafic et des caractéristiques de chaque voie fournis par les services de la Métropole, deux calculs annuels d'émissions ont été réalisés avec le logiciel Circul'Air, à trafic constant. Le premier permet aux véhicules d'emprunter l'ensemble des voies de circulation, le second les empêche de circuler sur les voies coupées, c'est-à-dire considérées comme abritant des stationnements en double file.

3.3.3 RESULTATS OBTENUS

Les résultats obtenus montrent que les doubles files induisent une surémission des véhicules due à l'engorgement de l'axe qui perd en capacité d'absorption du trafic.

Cette dynamique se retrouve sur l'ensemble des tronçons modélisés même si de fortes disparités existent entre les axes.

Celles-ci sont dues, en grande partie, au nombre de voies supprimées mais également aux différences de trafic. Un axe à faible trafic subit moins les conséquences des doubles files qu'un axe très fréquenté car le surplus de véhicules à absorber par la voie est moins important. Une voie déjà très encombrée en situation normale de trafic sera-elle très impactée par ces stationnements gênants.

Secteurs	NOx kg/an			PM ₁₀ kg/an			PM _{2.5} kg/an			Benzène kg/an			CO ₂ T/an		
	Initial	Dbl. files	Var.	Initial	Dbl. files	Var.	Initial	Dbl. files	Var.	Initial	Dbl. files	Var.	Initial	Dbl. files	Var.
Californie Bosquets	3 734	5 081	36%	323	380	18%	233	290	24%	39	60	54%	7 188	10 235	42%
Madeleine Carlone	1 109	1 189	7%	138	143	4%	97	102	5%	29	31	6%	2 649	2 917	10%
Dante	2 085	2 678	28%	178	204	15%	126	152	20%	19	26	37%	3 725	4 929	32%
Gambetta Sud	1 484	1 642	11%	179	188	5%	127	136	7%	39	44	12%	3 675	4 236	15%
Trachel	1 288	1 569	22%	147	161	10%	104	118	14%	28	34	20%	2 814	3 585	27%
Verdun	769	812	6%	98	101	3%	69	71	4%	21	22	5%	1 898	2 049	8%
Total	10 469	12 970	24%	1 062	1 176	11%	756	870	15%	175	216	23%	21 950	27 950	27%

Figure 116 : Emissions routières en situation de trafic normale et avec doubles files sur chaque zone étudiée

Les doubles files engendrent une surémission de tous les polluants qui avec une moyenne de 17% doit être considérée comme importante. On note que, selon les axes et le polluant étudié, ce type de stationnement peut doubler les émissions et donc avoir un impact considérable sur la qualité de l'air.

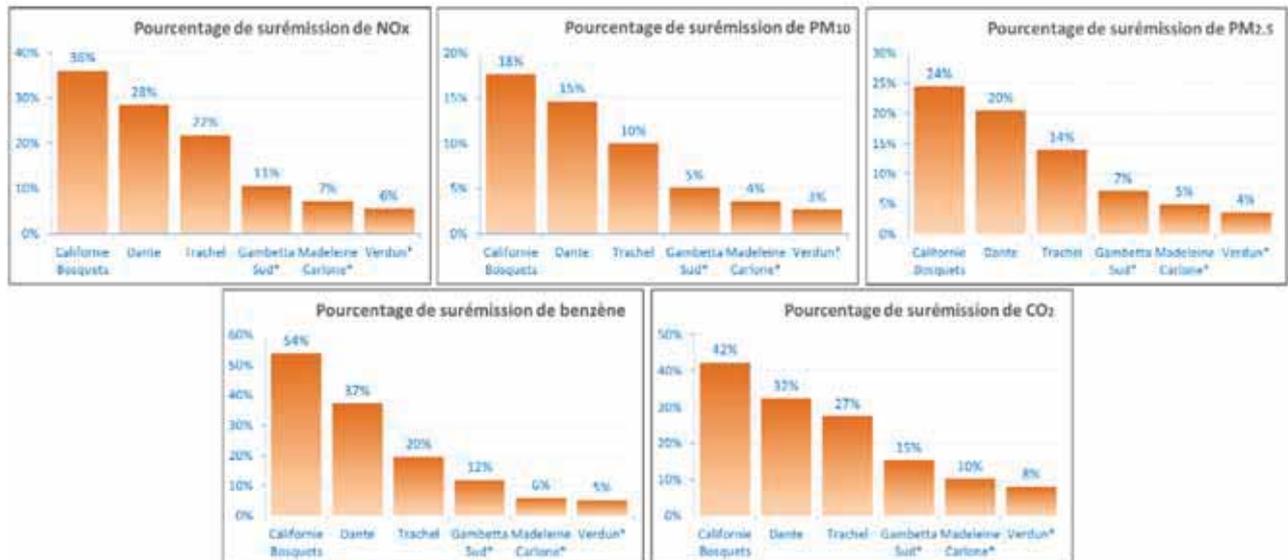


Figure 117 : Pourcentages de surémissions par zone pour chaque polluant étudié

3.3.4 CONCLUSION DE L'ETUDE

Cette étude met en évidence une forte hausse des émissions polluantes engendrée par les stationnements en double file et ce, pour tous les axes et tous les polluants émis par le trafic routier.

Les surémissions totales engendrées par ce type de stationnement ne sont pas négligeables et représentent sur l'ensemble des zones étudiées une augmentation des émissions de 24% pour les NOx, 23% pour le benzène, 27% pour le CO₂, 15% pour les PM2.5 et 11% pour les PM10. (Figure 118)

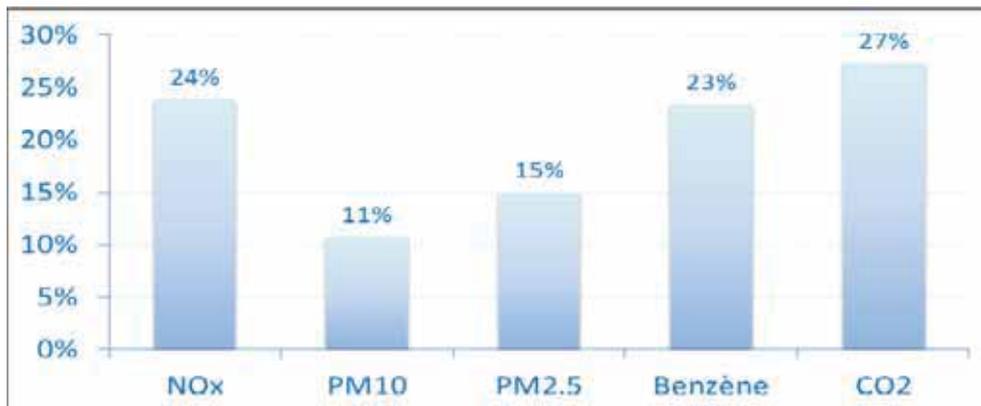


Figure 118 : Augmentation totale des émissions engendrées par les doubles files

Lutter contre ce phénomène permet donc de réduire les émissions de polluants dans les villes et contribue ainsi à l'amélioration de la qualité de l'air à proximité des voies impactées, réduisant de ce fait l'exposition des populations, que ce soit les résidents des zones concernées ou les utilisateurs quotidiens de la voirie.

4 CONCLUSION

Cette étude, réalisée dans le cadre du projet AERA, a permis la réalisation de plateformes de modélisation à haute résolution spatiale, en mode scénarios sur la bande littorale des Alpes Maritimes, mais aussi en mode prévision sur les villes d'Antibes et Nice. Ces outils de modélisation, permettant une couverture très large de la Zone Administrative de Surveillance de Nice, et viennent se positionner en complément de la mesure automatique pour la surveillance de la qualité de l'air, répondant d'une part aux exigences européennes et permettant de nombreuses actions en termes d'évaluation des politiques d'amélioration de la qualité de l'air.

Cette étude, à travers la validation du modèle urbain sur la partie ouest des Alpes Maritimes, présente les différentes étapes pour réaliser une plateforme en mode scénarios. Deux campagnes de mesures de la qualité de l'air par tubes à diffusion passive, d'une durée d'un mois, ont été nécessaires en périodes hivernale et estivale en 2011, pour la mesure du dioxyde d'azote et du Benzène. A partir du résultat de ces mesures et en complément des stations de mesures automatiques présentes sur la zone, le modèle a pu être appelé pour la partie Ouest (Cannes, le Cannet et CAPAP), les parties de la CASA et Nice ayant été calées lors de précédents projets. Les résultats de cette plateforme de modélisation ont permis d'évaluer les teneurs en dioxyde d'azote et benzène sur cette zone d'étude au regard de la réglementation, mais aussi la saisonnalité de ces deux polluants, avec des teneurs globalement plus élevées en période hivernale, du fait d'émissions plus importantes, des conditions atmosphériques plus favorables à leur accumulation car plus stables et une photochimie moindre en cette période. Les calculs de scores modèle / mesure sont très satisfaisants pour le dioxyde d'azote, quel que soit la saison. Pour le Benzène, les indicateurs statistiques sont moins bons en période hivernale, alors qu'ils montrent une bonne corrélation entre les concentrations simulées et mesurées en période estivale.

Air PACA a ensuite réalisé une mise à jour de ces plateformes de modélisation urbaines dans les Alpes Maritimes qui, si elle n'est pas une obligation réglementaire, est essentielle pour répondre à certaines de ces obligations comme le calcul annuel de l'exposition des populations et représente également une étape primordiale pour l'amélioration continue des cartographies de la qualité de l'air. Cette mise à jour concerne les données météorologiques d'une part, mais aussi l'inventaire d'émissions. Le recalcul 2011 des plateformes des Alpes Maritimes a été réalisé avec l'inventaire des émissions 2007 (v2010) d'Air PACA. Les scores et les rendus présentent de grandes améliorations tout en restant très cohérents. Ces nouvelles cartographies haute résolution déployées sur les Alpes Maritimes ont aussi permis le développement de nouveaux outils et méthodes, exportable sous d'autres zones de surveillance. Cette nouvelle plateforme urbaine a permis deux principales actions pour Air PACA, analyser, en concertation avec les acteurs locaux, des scénarios d'aménagement du territoire, et représente également le socle des plateformes de prévisions mises en place sur les villes d'Antibes et Nice.

Ces plateformes urbaines de prévision sur les villes d'Antibes et Nice permettent d'effectuer chaque matin des prévisions à haute résolution spatiale de qualité de l'air pour la journée en cours, le lendemain et le surlendemain. Ces plateformes haute résolution de prévision calculent ainsi quotidiennement des concentrations, maxima journaliers pour le NO₂ et l'ozone et moyennes journalière pour les PM₁₀, et permettent de relayer une information sur les dépassements de seuils horaires ou journaliers, conformément à la réglementation. Elles offrent également à chaque citoyen un moyen d'évaluer, à l'instant « t », son exposition aux différents polluants. Ces plateformes permettent aussi d'accompagner les collectivités territoriales en proposant un outil cartographique d'évaluation quotidienne de la qualité de l'air à haute résolution. Des progrès restent encore à réaliser concernant le rendu des concentrations, mais de nombreuses pistes d'amélioration ont été mise en avant, tel que lier ces modélisations sur une nouvelle version d'AIREs-Méditerranée corrigée géo statistiquement. Le nouvel inventaire des émissions prètera également une attention particulière aux profils de trafic utilisés pour reproduire les émissions des

véhicules, principale source urbaine des concentrations de NO₂. L'action 4.2 du projet AERA concernant les émissions liées au chauffage bois permettra également de mieux modéliser les pics de particules.

Enfin, ces plateformes de modélisation ont permis de mener de manière concrète des évaluations des politiques d'amélioration de la qualité de l'air. Ainsi, les actions du PPA (Plans de Protection de l'Atmosphère) des Alpes Maritimes ont pu être évaluées en termes de gain sur la pollution atmosphérique et des études à plus fine échelle, telles que l'évaluation de la mise en place d'un réseau de transport en commun en site propre sur la CASA, une étude de l'impact des doubles files sur les émissions du trafic routier et l'analyse de différentes situations de trafic autoroutier sur les émissions et les concentrations de polluants, ont aussi été analysés. Pour ces études d'aménagement, différents scénarios prospectifs ont été présentés à Air PACA, qui a évalué les gains potentiels en termes de qualité de l'air aux différentes échéances de l'aménagement. Ainsi, Les scénarios testés lors du TCSP de la CASA montrent une diminution des niveaux de pollution à l'horizon 2015, ainsi qu'une réduction de l'exposition des populations pour différents polluants réglementés.

L'action pilote 5.5.4 du projet AERA du programme ALCOTRA 2007-2013, a donc permis à Air PACA de développer, sur un territoire frontalier, ses moyens de surveillance et le lien entre les plateformes de modélisation régionales et locales est effectif grâce à la descente d'échelle réalisée à partir de plateformes Aires-Méditerranée vers les plateformes urbaines de prévisions. Les collectivités locales vont bénéficier de cette action pilote à travers les études réalisées par Air PACA sur leurs territoires.

5 REFERENCES

- DREAL PACA, Air PACA (2012) : Plan de Protection de l'atmosphère dans les Bouches du Rhône.
- DREAL PACA, Air PACA (2012) : Plan de Protection de l'atmosphère dans les Alpes Maritimes.
- AERA (2013) : Air Environnement Regions ALCOTRA (www.aera-alcotra.eu)
- Air PACA (2013) : Projet ALCOTRA-AERA : Action pilote 5.5.3 : étude spécifique des particules dans les vallées alpines et sur le littoral urbanisé.
- Air PACA (2013) : Projet ALCOTRA-AERA : Action pilote 5.5.4 : plateformes de modélisation dans les Alpes Maritimes.
- Air PACA (2013) : Projet ALCOTRA-AERA : Action pilote 5.5.5 : impacts du trafic Poids Lourds sur l'autoroute A8.
- Air PACA (2013) : Projet ALCOTRA-AERA : Action pilote 5.5.6 : Estimation des interactions atmosphériques entre les régions PACA et Ligurie.
- Air PACA (2009), Ministère de l'Ecologie : FORMES, Fraction organique de l'aérosol urbain : méthodologie d'estimation des sources, CR 0001135 du Programme Primequal.
http://www.atmopaca.org/files/et/100301_Rapport%20final%20FORMES%20Science.pdf
- Air PACA (2009), DREAL PACA : Caractérisation des particules dans la vallée du Paillon.
http://www.atmopaca.org/files/et/110419_Rapport_Particules_Vallees_Paillons.pdf
- APICE (2013) : Common Mediterranean strategy and local practical Actions for the mitigation of Port, Industries and Cities Emissions. www.apice-project.eu

6 LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

6.1 TABLEAUX

Tableau 1 : stations de mesures et analyseurs sur la zone PPA	9
Tableau 2 : Emissions annuelles sur l'Ouest des Alpes-Maritimes pour les principaux polluants (Inventaire A2007 V2010)	12
Tableau 3 : Comparaison des concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées aux stations et présentation du biais, RMSE et corrélations obtenus.....	38
Tableau 4 : Paramètres des zones d'études	62
Tableau 5 : Présentation des différents scénarios théoriques de réduction d'émissions	63
Tableau 6 : Valeurs de fond intégrées dans ADMS	65
Tableau 7 : Valeurs modélisées obtenues au bord de l'axe routier	66
Tableau 8 : Valeurs modélisées au bord de l'axe	69
Tableau 9 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieurs aux VL	70
Tableau 10 : Valeurs modélisées au bord de l'axe	71
Tableau 11 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieurs aux VL	71
Tableau 12 : Valeurs modélisées au bord de l'axe	74
Tableau 13 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieurs aux VL	75
Tableau 14 : Valeurs modélisées au bord de l'axe	76
Tableau 15 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieurs aux VL	76
Tableau 16 : Valeurs modélisées au bord de l'axe – réduction du TMJA	80
Tableau 17 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieurs aux VL	80
Tableau 18 : Valeurs modélisées au bord de l'axe – réduction du TMJA	82
Tableau 19 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieurs aux VL	82
Tableau 20 : Valeurs de fond intégrées dans ADMS	85
Tableau 21 : Emissions du trafic routier sur la zone d'étude, état de référence	86
Tableau 22 : Evolution de la population exposée aux valeurs limites	99
Tableau 23 : Valeurs de longueur minimale de Monin-Obukhov pour des grandes classes de zones urbaine et rurale	112

6.2 FIGURES

Figure 1 : Représentation cartographique des concentrations annuelles en dioxyde d'azote modélisées sur l'agglomération niçoise.....	7
Figure 2 : Emplacement et typologie des tubes pour la campagne de surveillance sur la Zone Ouest 06.....	9
Figure 3 : Concentrations annuelles en 2011 en NO ₂	10
Figure 4 : concentrations annuelles en benzène en 2011.....	11
Figure 5 : Part de chaque secteur d'activité dans les émissions de la Zone Ouest 06	13
Figure 6 : Analyse sectorielle des émissions de NO _x	13
Figure 7 : Analyse sectorielle par commune des émissions de NO _x	14
Figure 8 : Analyse sectorielle des émissions de C ₆ H ₆	14
Figure 9 : Analyse sectorielle par commune des émissions de benzène	15

Figure 10 : Localisation de la zone d'étude modélisée	16
Figure 11 : Topographie sur le grand Ouest des Alpes-Maritimes.....	17
Figure 12 : Emplacement des stations météo	18
Figure 13 : Roses des vents issues des paramètres mesurés aux stations de Valbonne, St Cézaire et Cannes (période du 05 janvier au 02 février 2011).....	19
Figure 14 : Roses des vents issues des paramètres mesurés aux stations de St Cézaire et Valbonne (août 2011)	20
Figure 15 : Rose des vents semestrielle issue des paramètres mesurés à la station de Valbonne et de St Cézaire	21
Figure 16 : Visualisation des sources d'émissions surfaciques et ponctuelles modélisées dans ADMS-Urban.....	22
Figure 17 : Schéma simplifié de l'écoulement dans une rue canyon	22
Figure 18 : Réseau routier modélisé sur l'Ouest du 06	23
Figure 19 : Cadastre kilométrique des émissions de NO _x utilisé dans ADMS-Urban	24
Figure 20 : Cadastre kilométrique des émissions de benzène utilisé dans ADMS-Urban	24
Figure 21 : Concentrations moyennes simulées en NO ₂ (µg/m ³) au cours de la campagne janvier 2011.....	25
Figure 22 : Comparaison des concentrations mesurées et simulées en NO ₂ au cours de la période de campagne janvier 2011.....	26
Figure 23 : Comparaison des concentrations moyennes mensuelles simulées en NO ₂ aux mesures des stations fixes	27
Figure 24 : Comparaison mesure (en noir) / modèle (en bleu) des concentrations horaires en NO ₂ restituées à la station fixe Cannes Broussailles entre le 12 et le 26 janvier 2011.....	27
Figure 25 : Concentrations moyennes simulées en benzène (µg/m ³) au cours de la période janvier 2011 (sans pollution de fond).....	28
Figure 26 : Comparaison des concentrations mesurées et simulées en benzène au cours de la période janvier 2011 (sans ajustement de la pollution de fond).....	29
Figure 27 : Concentrations moyennes simulées en NO ₂ (µg/m ³) pour août 2011	30
Figure 28 : Comparaison des concentrations mesurées et simulées en NO ₂ au cours de la période juin / juillet	31
Figure 29 : Comparaison des concentrations moyennes mensuelles simulées en NO ₂ aux mesures des stations fixes	32
Figure 30 : Comparaison mesure (en noir) / modèle (en bleu) des concentrations horaires en NO ₂ restituées à la station fixe Grasse Clavecin entre le 15 et le 30 août 2011	32
Figure 31 : Concentrations moyennes simulées en benzène (µg/m ³) au cours de la période août 2011.....	33
Figure 32 : Comparaison des concentrations mesurées et simulées en benzène au cours du mois d'août.....	34
Figure 33 : Concentrations moyennes simulées en NO ₂ (µg/m ³) au cours de l'année 2011.....	35
Figure 34 : Percentiles 99.8 horaires en NO ₂ (µg/m ³) au cours de l'année 2011	36
Figure 35 : Comparaison des concentrations moyennes annuelles simulées en NO ₂ aux mesures des stations fixes, analyse par les profils moyens journaliers des données horaires pour les 12 mois de l'année 2011	37
Figure 36 : Comparaison des concentrations moyennes annuelles simulées en NO ₂ aux mesures des stations fixes, analyse par moyennes mensuelles pour les 12 mois de l'année 2011	37
Figure 37 : Concentrations moyennes simulées en de l'année 2011.....	39

Figure 38 : Comparaison de la part de chaque secteur d'activité dans les émissions totales de la Zone Administrative de Surveillance de Nice entre les inventaires a2004v2007 et a2007v2010	42
Figure 39 Evolution des émissions de NOx entre 2004 et 2007 sur la ZAS de Nice	42
Figure 40 : Evolution des émissions de PM ₁₀ entre 2004 et 2007 sur la ZAS de Nice	43
Figure 41 : Localisation et roses des vents des stations Météo France de Valbonne et Nice	43
Figure 42 : Couverture de la population par la plateforme urbaine 2011 des Alpes Maritimes.....	44
Figure 43 : Scores des concentrations de PM ₁₀ Modélisées et mesurées en 2011 aux stations	45
Figure 44 : Scores des concentrations de NO ₂ modélisées et mesurées aux stations fixes en 2011	46
Figure 45 : Scores des concentrations de NO ₂ mesurées et modélisées sur tous les points d'observation en 2011	46
Figure 46 : Moyenne annuelle des concentrations de NO ₂ (µg/m ³) en 2011.....	47
Figure 47 : Concentrations de NO ₂ modélisées et observées sur les Nice et Antibes	48
Figure 48 : Concentrations de PM ₁₀ (Percentile 980.4 en µg/m ³) dans les Alpes Maritimes en 2011	49
Figure 49 : Dépassement du seuil annuel de 40 µg/m ³ en NO ₂	50
Figure 50 : Dépassement du seuil annuel de 50 µg/m ³ en PM ₁₀	50
Figure 51 : Comparaison des rendus visuels des modélisations de NO ₂ en 2008 et 2011.....	51
Figure 52 : Plateformes de prévisions des Alpes Maritimes	53
Figure 53 : Schéma de fonctionnement d'une plateforme urbaine de prévision	54
Figure 54 : Emplacements et typologie des stations de mesures Air PACA dans les Alpes Maritimes.....	55
Figure 55 : Environnement des stations Air PACA à Nice	56
Figure 56 : Environnement des stations Air PACA à d'Antibes	56
Figure 57 : Exemples des scores PM ₁₀ en prévision J+1 sur les modèles d'Antibes et Nice	57
Figure 58 : Exemples des scores O ₃ en prévision J+1 sur les modèles d'Antibes et Nice.....	58
Figure 59 : Exemples des scores NO ₂ en prévision J+1 sur les modèles d'Antibes et Nice	59
Figure 60 : Fonctionnement de l'interface de visualisation Urban'Air	60
Figure 61 : Carte des zones de calcul ADMS pour la dispersion	62
Figure 62 : carte des tronçons A8 considérés pour les calculs d'émission.....	64
Figure 63 : Points récepteurs utilisés dans le modèle ADMS – zone Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite).....	64
Figure 64 : Répartition des émissions du trafic routier, état de référence	66
Figure 65 : Concentrations annuelles en NO ₂ à Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite)	67
Figure 66 : Concentrations annuelles simulées en PM ₁₀ à Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite).....	67
Figure 67 : Variation d'émission induite par l'évolution du parc automobile (de 2007 à 2015)	68
Figure 68 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO ₂ et PM ₁₀ avec l'évolution du parc automobile à Cagnes (de 2007 à 2015).....	69
Figure 69 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés	70
Figure 70 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO ₂ et PM ₁₀ avec l'évolution du parc automobile à Antibes / Biot (de 2007 à 2015).....	70
Figure 71 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés	71
Figure 72 : Variation d'émissions induite par la réduction de la limitation de vitesse	73
Figure 73 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO ₂ et PM ₁₀ avec une réduction de la limitation de vitesse	74
Figure 74 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés	75

Figure 75 : Amélioration (en %) de la concentration en NO ₂ et PM ₁₀ avec une réduction de la limitation de vitesse	75
Figure 76 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés	76
Figure 77 : Variation d'émission induite par la réduction du TMJA.....	78
Figure 78 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO ₂ avec une réduction du TMJA à Cagnes (-10% à gauche et -50% à droite).....	79
Figure 79 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en PM ₁₀ avec une réduction du TMJA à Cagnes (-10% à gauche et -50% à droite).....	79
Figure 80 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés	80
Figure 81 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO ₂ avec une réduction du TMJA à Antibes (-10% à gauche et -50% à droite)	81
Figure 82 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en PM ₁₀ avec une réduction du TMJA à Antibes (-10% à gauche et -50% à droite)	81
Figure 83 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés	82
Figure 84 : Zone d'étude et axes routiers étudiés dans le cadre du projet TCSP	84
Figure 85 : Répartition des émissions urbaines du trafic routier, état de référence	86
Figure 86 : Oxydes d'azotes émis sur chaque axe, pour l'état de référence	87
Figure 87 : Gain d'émissions entre les 3 simulations	87
Figure 88 : Gains d'émissions par la mise en place du TCSP	88
Figure 89 : Gain à l'émission entre l'état de référence et 2015 Fil de l'eau.....	89
Figure 90 : Gain à l'émission entre 2015 Fil de l'eau et 2015 avec TCSP	89
Figure 91 : Gains entre les 3 simulations sur les axes du TCSP	90
Figure 92 : Gains induits sur les axes du TCSP	90
Figure 93 : Concentration moyenne annuelle en benzène (C ₆ H ₆), état de référence	91
Figure 94 : Evolution moyenne du benzène.....	91
Figure 95 : Gain entre l'état de référence et le fil de l'eau 2015	91
Figure 96 : Gain entre le fil de l'eau 2015 et la mise en place du TCSP en 2015.....	91
Figure 97 : Etude des concentrations en NO ₂ , état de référence.....	92
Figure 98 : Evolution moyenne du NO ₂	92
Figure 99 : Gain entre l'état de référence et le fil de l'eau 2015	92
Figure 100 : Gain entre le fil de l'eau 2015 et la mise en place du TCSP en 2015.....	92
Figure 101 : Concentration moyenne annuelle en particules PM ₁₀	93
Figure 102 : Evolution moyenne annuelle des PM ₁₀	93
Figure 103 : Gain entre l'état de référence et le fil de l'eau 2015	94
Figure 104 : Gain entre le fil de l'eau 2015 et la mise en place du TCSP en 2015.....	94
Figure 105 : Nombre de dépassement journalier en PM ₁₀ , état de référence	95
Figure 106 : Evolution du nombre de dépassements en PM ₁₀	95
Figure 107 : Gain entre l'état de référence et le fil de l'eau 2015.....	95
Figure 108 : Gain entre le fil de l'eau 2015 et la mise en place du TCSP en 2015.....	95
Figure 109 : Concentration moyenne annuelle en particules PM _{2,5} , état de référence.....	96
Figure 110 : Gain entre l'état de référence et le fil de l'eau 2015	97
Figure 111 : Gain entre le fil de l'eau 2015 et la mise en place du TCSP en 2015	97
Figure 112 : Gains induits par la mise en place du TCSP sur la zone urbaine	98
Figure 113 : Gains entre les trois simulations sur les axes du TCSP	98

Figure 114 : Tronçons couverts par la vidéo verbalisation et analysés dans cette étude	100
Figure 115 : Schéma méthodologique de simulation des doubles files	101
Figure 116 : Emissions routières en situation de trafic normale et avec doubles files sur chaque zone étudiée	102
Figure 117 : Pourcentages de surémissions par zone pour chaque polluant étudié	102
Figure 118 : Augmentation totale des émissions engendrées par les doubles files	103

7 ANNEXE I : LONGUEUR DE MONIN OBUKHOV

Le pré-processeur météorologique d'ADMS-Urban, est basé sur la théorie de la similitude. Celle-ci repose sur l'utilisation de deux paramètres physiques qui sont :

H : la hauteur de la couche limite

L_{MO} : la longueur de Monin-Obukhov qui est définie par :

$$L_{MO} = \frac{-u_*^3}{\left(\frac{\kappa g F_{\theta 0}}{\rho c_p T_0} \right)}$$

où u_* est la vitesse de frottement à la surface de la Terre, κ est la constante de Von Karman (0.4), g est l'accélération due à la gravité, $F_{\theta 0}$ est le flux de chaleur sensible à la surface, ρ et C_p sont respectivement la densité et la capacité calorifique de l'air et T_0 est la température de l'air à la surface. La longueur de Monin-Obukhov L_{MO} est définie comme le rapport de deux types de turbulence, l'une d'origine dynamique (due à la friction du vent) et l'autre d'origine thermique (i.e. les mouvements turbulents sont causés par le réchauffement de la surface). Physiquement, la LMO peut être interprétée comme une hauteur.

En conditions instables ou convectives, la longueur de Monin-Obukhov est négative. Sa valeur est la hauteur au-dessus de laquelle la turbulence convective (ou thermique), i.e. les mouvements turbulents causés par la convection thermique, est plus importante que la turbulence mécanique, i.e. la turbulence générée par les frottements du vent à la surface de la Terre.

En conditions stables, la longueur de Monin-Obukhov est positive. Il s'agit alors de la hauteur au-dessus de laquelle le mouvement de turbulence verticale est inhibé par la stabilité de la stratification thermique.

Le préprocesseur météorologique recalcule la hauteur de couche limite H , et la longueur de Monin-Obukhov L_{MO} si elles ne sont pas fournies comme données d'entrée. En zone urbaine, le réchauffement de l'atmosphère lié aux émissions urbaines (formation d'« îlots de chaleur ») a pour effet de limiter la formation de conditions stables, notamment en période nocturne. ADMS permet de prendre en compte cet effet dans les calculs par l'intermédiaire de la longueur minimale de Monin-Obukhov qui peut être fixée par l'utilisateur via l'interface. Cette valeur dépend du type d'agglomération étudiée (Tableau 23).

Typologie de zones urbaines	L_{MO} min (m)
Grandes conurbations (population > 1 million)	100
Cités et grandes villes	30
Zone mi-urbaine, mi-industrielle	30
Petites villes (population < 50000)	10
Rurale	1

Tableau 23 : Valeurs de longueur minimale de Monin-Obukhov pour des grandes classes de zones urbaine et rurale

Si la longueur de Monin-Obukhov calculée par ADMS est inférieure à la longueur minimale de Monin-Obukhov, alors le flux de chaleur sensible ($F_{\theta 0}$) et la vitesse de friction (u_*) sont recalculés en fonction de la longueur minimale de Monin-Obukhov fixée par l'utilisateur, de T_0 , de la hauteur de rugosité et de la vitesse du vent. Ensuite, la hauteur de couche limite est de nouveau estimée à partir de $F_{\theta 0}$, de u_* et de T_0 . Elle prend alors une valeur supérieure à sa première estimation.

8 ANNEXE II : INDICATEURS STATISTIQUES

Il existe de nombreux paramètres statistiques. Certains sont plus adaptés que d'autres à la comparaison de jeux de données temporelles. Cette annexe décrit les paramètres statistiques les plus utilisés lors de comparaisons modèle / mesures sur des études urbaines.

Dans la suite de cette partie, on utilise les notations suivantes :

- o_i : observation au temps i
- x_i : valeur modélisée au temps i
- N : nombre de couple de valeurs

Les termes surmontés d'un trait désignent la moyenne temporelle de la grandeur indiquée.

Les différents paramètres présentés ici permettent de quantifier trois types d'erreur :

- l'erreur systématique détermine si le modèle a tendance à sous-estimer ou surestimer globalement la réalité ;
- l'erreur locale caractérise la « précision » des données du modèle (c'est à dire leur étalement autour de leur moyenne) ;
- l'erreur totale caractérise la « justesse » globale des données du modèle par rapport à la réalité.

Il est intéressant lorsque l'on compare deux jeux de données de pouvoir estimer ces différents types d'erreur.

Note : Les indicateurs présentés ici sont tous plus ou moins sensibles à un décalage temporel ou spatial des données modélisées. Il en découle que la valeur médiocre d'un indicateur n'implique pas nécessairement une mauvaise restitution du modèle. Il peut être alors judicieux de recalculer la valeur de ces paramètres en décalant la série temporelle modélisée ou en choisissant comme point d'extraction des valeurs simulées en un point proche de la localisation des mesures plutôt qu'au point exact (technique dite « des meilleurs voisins »).

▪ Biais

$$B = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N o_i - x_i = \bar{o} - \bar{x}$$

Signification : Le Biais est la moyenne des différences entre observation et modèle. C'est aussi la différence entre la moyenne des données d'observation et celle des données du modèle.

Valeur recherchée : 0

Interprétation des valeurs : B peut être positif ou négatif. Il a la dimension de la quantité étudiée. Une valeur nulle indique que les données d'observations et les données modélisées ont la même moyenne. Le modèle est donc en mesure de bien restituer la valeur moyenne du paramètre considéré. Toutefois les écarts peuvent être ponctuellement ou systématiquement très importants : il suffit que les écarts positifs compensent les écarts négatifs.

Une valeur positive implique, qu'en moyenne, le modèle sous-estime la mesure : la moyenne des données issues du modèle est plus faible que celle des données mesurées. Toutefois ponctuellement, le modèle peut donner une valeur supérieure à la mesure.

Une valeur négative implique, qu'en moyenne, le modèle surestime globalement la mesure : la moyenne des données issues du modèle est plus forte que celle des données mesurées. Toutefois ponctuellement, le modèle peut donner une valeur inférieure à la mesure.

Type d'erreur : systématique

- Ecart type des erreurs

$$\Delta = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N [(o_i - m_i) - \overline{o - m}]^2}{N}}$$

Signification : Il s'agit de l'écart type des différences calculées entre observation et modèle. Il qualifie donc la variabilité des écarts observation/modèle autour de leur valeur moyenne (c'est à dire le biais).

Valeur recherchée : 0

Interprétation des valeurs : Δ est une grandeur positive ou nulle. Il a la dimension de la quantité étudiée. Si Δ vaut 0, l'écart entre observation et mesure est constante et égale au biais. Plus Δ est grand, plus les écarts entre observations et mesure sont variables.

Si la loi correspondante à la distribution des écarts peut être déterminée, il est alors possible de quantifier la proportion des écarts compris entre 2 bornes données. Par exemple, si cette loi de distribution est la loi normale on pourra dire que 68% des écarts sont compris entre Biais- Δ et Biais+ Δ et que 95% des écarts sont compris entre Biais- 2Δ et Biais+ 2Δ . De façon générale, il est possible d'écrire qu'environ 75% des valeurs sont comprises entre Biais- 2Δ et Biais+ 2Δ .

Type d'erreur : locale

- RMSE (root mean square error)

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (o_i - x_i)^2}$$

Signification : Il s'agit de la racine carré de la moyenne du carré des écarts entre observation et mesure. Il qualifie l'erreur totale entre observation et mesure. L'interprétation en est généralement délicate car il est difficile de donner un sens concret à cette valeur. Elle donne toutefois une majoration de la moyenne de la différence (en valeur absolue) existante entre observation et mesure.

Valeur recherchée : 0

Interprétation des valeurs : La RMSE est une grandeur positive ou nulle. Elle a la dimension de la quantité étudiée. Si elle est nulle, les valeurs du modèle sont toutes égales aux valeurs observées. Plus la RMSE est grande, plus l'écart entre mesure et observation est grand. La RMSE ne donne toutefois pas d'indication sur la distribution de cette erreur. Une grande valeur de RMSE peut correspondre soit à un biais fort, soit à un écart type des erreurs fort, soit aux deux à la fois.

La valeur de la RMSE donne généralement une estimation, et dans tous les cas une majoration, de la moyenne de la différence (en valeur absolue) existante entre observation et mesure.

Type d'erreur : totale

- Coefficient de corrélation linéaire R

$$R = \frac{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (o_i - \bar{o})(x_i - \bar{x})}{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (o_i - \bar{o})^2} \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}}$$

Signification : Ce paramètre permet de qualifier l'intensité de la liaison linéaire existante entre observation et valeur modélisée. Autrement dit, il évalue s'il existe une fonction affine du type $x_i' = a \cdot x_i + b$ (avec a et b, 2 constantes) permettant une bonne restitution des valeurs des observations o_i . D'un point de vue graphique, il permet de savoir s'il est possible de tracer une droite constituant une bonne approximation du nuage de points représentant les couples « observations/valeurs modélisées ».

Valeur recherchée : 1 ou -1 (une valeur proche de -1 dénote toutefois un comportement étrange du modèle mais démontre sa bonne capacité de prévision moyennant une correction simple. Ce genre de cas met souvent en évidence une erreur grossière et facilement corrigeable au sein du modèle, ou dans le traitement des données).

Interprétation des valeurs : R est toujours compris entre -1 et 1. Si la valeur absolue de R est égale à 1, l'ensemble des valeurs observées peut être calculé à partir des valeurs modélisées par l'application d'une fonction affine (facilement calculable). Autrement dit, il est possible de construire une droite passant exactement par l'ensemble des points correspondant aux couples « observations/valeurs modélisées ». Le signe de R donne alors le signe de la pente de cette droite ou encore le sens de variation de la fonction linéaire reliant observation et modèle : croissante si R est positif, décroissante si R est négatif.

Une valeur égale à 0, implique une absence de liaison linéaire entre les deux séries de données (modélisées et mesurées) c'est à dire qu'il n'existe pas de fonction affine qui, appliquée aux données modélisées, permette une amélioration de l'estimation des valeurs observées.

Les valeurs intermédiaires traduisent une plus ou moins grande importance de la liaison linéaire existante entre les valeurs observées et les valeurs modélisées. Le signe de R donne alors le comportement relatif global des données modélisées et observées : si R est positif, les valeurs modélisées tendent à croître lorsque les valeurs observées croissent. L'inverse se produit lorsque R est négatif.

Pour disposer d'un paramètre permettant une évaluation plus aisée de la qualité de la restitution du modèle, il est possible d'élever la valeur de R au carré. Ce nouveau paramètre, appelé coefficient de détermination, peut en effet être considéré comme donnant la fraction de la variance des données d'observations pouvant être reproduite par le modèle linéaire permettant le meilleur ajustement possible entre données modélisées et données mesurées. Il est donc important de se souvenir qu'il ne s'agit pas de la part de la variance expliquée directement par le modèle dont l'on tente d'estimer les performances.

Type d'erreur : locale

9 ANNEXE III : CONSEQUENCES SANITAIRES DES POLLUANTS

Les oxydes d'azote (NOx)

Santé:

Les NOx sont des gaz irritants pour les bronches. Chez les asthmatiques, ils augmentent la fréquence et la gravité des crises. Chez l'enfant, ils favorisent les infections pulmonaires.

Environnement:

Les NOx participent aux phénomènes des pluies acides, à la formation de l'ozone troposphérique, dont ils sont l'un des précurseurs et à l'atteinte de la couche d'ozone stratosphérique comme à l'effet de serre.

Particules en suspension

Santé:

Selon leur taille (granulométrie), les particules pénètrent plus ou moins profondément dans l'arbre pulmonaire. Les particules les plus fines peuvent, à des concentrations relativement basses, irriter les voies respiratoires inférieures et altérer la fonction respiratoire dans son ensemble. Certaines particules ont des propriétés mutagènes et cancérigènes.

Environnement:

Les effets de salissure des bâtiments et des monuments sont les atteintes à l'environnement les plus évidentes.

Benzène

Santé:

Il fait partie des Composés Organiques Volatils ou COV. Si les effets des COV sont très variables, le benzène a des effets mutagènes et cancérigènes chez l'homme.

Environnement:

Les COV jouent un rôle majeur dans les mécanismes complexes de formation de l'ozone dans la basse atmosphère (troposphère). Ils interviennent également dans les processus conduisant à la formation des gaz à effet de serre.

CO2

Santé:

Dioxyde de Carbone. Il n'est pas considéré comme un polluant dangereux pour la santé.

Environnement:

Le CO2 contribue à l'effet de serre.