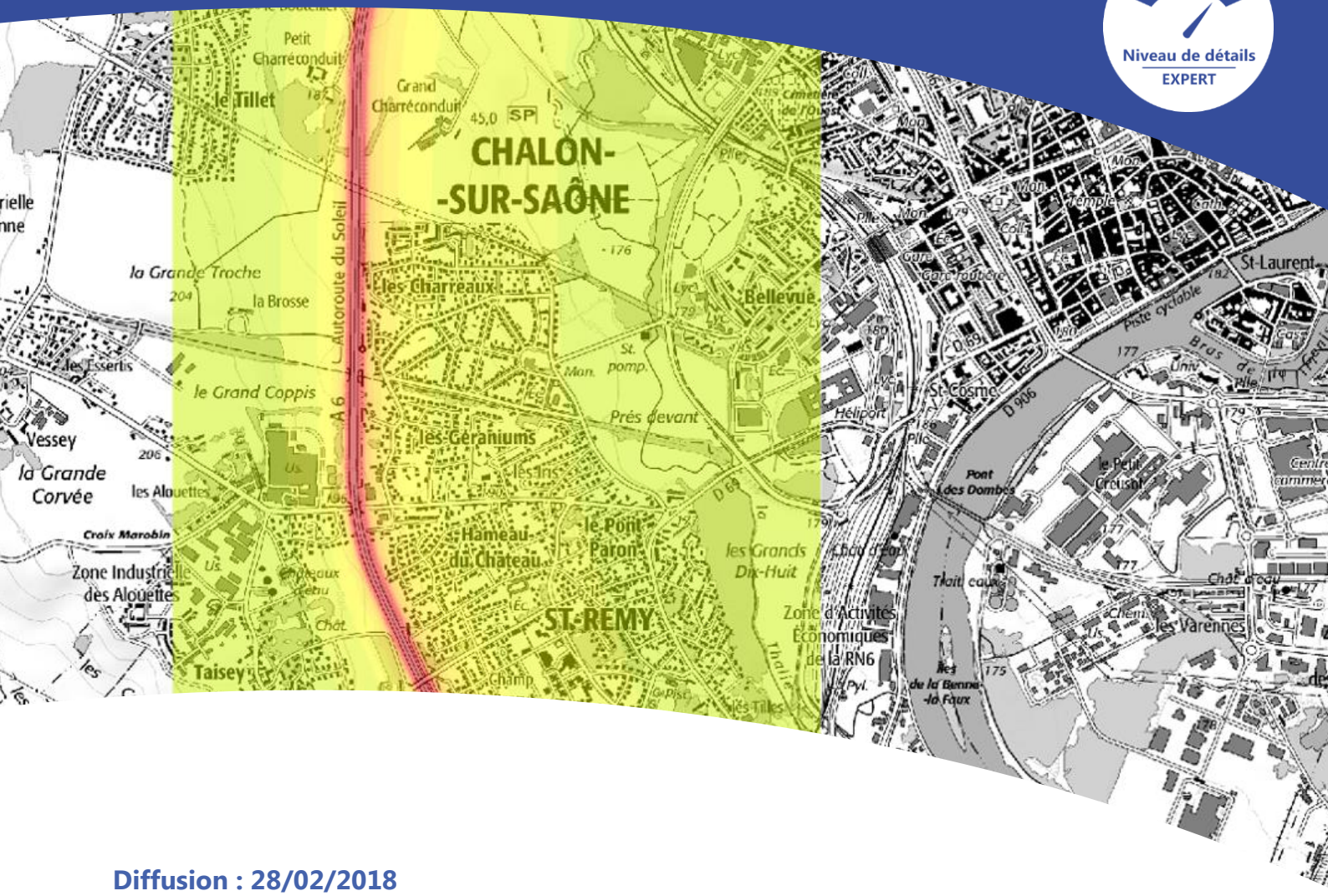
www.atmo-bfc.org

MODELISATION DE L'IMPACT DE LA REDUCTION DE LA VITESSE A PROXIMITE DE L'AUTOROUTE A6

PPA de Chalon-sur-Saône

Février 2018

Niveau de détails
EXPERT



Diffusion : 28/02/2018

Atmo Bourgogne-Franche-Comté
15 rue Mégevand 25 000 BESANÇON
Tél. : 03 81 25 06 60
Fax : 03 81 25 06 61
contact@atmo-bfc.org

Atmo
BOURGOGNE-FRANCHE-COMTÉ

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

- *Décliner et mettre en œuvre la stratégie de surveillance de la qualité de l'air de l'État français. Cela consiste en grande partie à produire des données (mesures, données d'émissions et de modélisation) qui répondent aux attentes qualitatives et quantitatives de l'Union Européenne ;*
- *Prévoir les pics de pollution et diffuser l'information et les recommandations sanitaires ;*
- *Sensibiliser la population et les décideurs aux enjeux sanitaires liés à la qualité de l'air ;*
- *Réaliser des études prospectives dans le domaine de l'air (nouveaux polluants, nouvelles sources, nouvelles expositions…) ;*
- *Réaliser des diagnostics et des prospectives pour aider à la décision à court, moyen et long terme ;*
- *Accompagner les acteurs locaux pour atteindre le respect des normes en vigueur.*

Conditions d'utilisation du rapport

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

- *Les données contenues dans ce document restent la propriété d'Atmo Bourgogne-Franche-Comté. Toute utilisation partielle ou totale doit faire référence à Atmo Bourgogne-Franche-Comté et au numéro du présent rapport ;*
- *Le rapport ne sera pas forcément rediffusé en cas de modification ultérieure. En cas de remarques ou questions, prenez contact avec Atmo Bourgogne-Franche-Comté ;*
- *Sur demande, Atmo Bourgogne-Franche-Comté met à disposition les caractéristiques techniques des mesures et les méthodes d'exploitation des données.*

Intervenants de l'étude

Rédaction du rapport : Julien Villery

Validation du document : Mathieu Boilleaut

Sommaire

Contexte 7

1. Méthodologie et Données d'entrée 8

1.1. Présentation du modèle ADMS-Urban 8

1.2. Description de la zone d'étude 10

1.3. Les sources d'émissions de polluants atmosphériques 11

1.4. Les autres données 12

2. Calage et Validation du modèle 14

2.1 Paramétrage du modèle et scénarios 14

2.2 Calage du modèle 15

2.3 Validation du modèle 16

3. Résultats de modélisation 21

3.1 Impact sur les émissions 21

3.2 Impact sur les concentrations 23

Conclusion 30

Annexes 31

Glossaire 31

Glossaire

Unités de mesure

$\mu g/m^3$	microgramme (1 millionième de gramme) par mètre cube
ng/m^3	nanogramme (1ng = 10^{-9} g) par mètre cube

Polluants

PM10	Particules fines inférieurs à 10 µm
PM2.5	Particules fines inférieurs à 2.5 µm
NO_2	Dioxyde d'azote
NOx	Oxydes d'azotes
NO	Monoxyde d'azote
O3	Ozone
COV	Composé d'Origine Volatil
SO2	Dioxyde de soufre

Acronymes

TMJA	Trafic Moyen Journalier Annuel
CERTU	Centre d'Etudes sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme et les constructions publiques
SETRA	Service d'Etudes sur les Transports, les Routes et leurs Aménagements

Contexte

Dans le cadre du Plan de Protection de l'Atmosphère (PPA) de Chalon-sur-Saône, la DREAL Bourgogne-Franche-Comté a sollicité Atmo Bourgogne-Franche-Comté afin d'effectuer une étude d'impact. Cette étude vise à évaluer la réduction de l'exposition des riverains aux émissions liées à l'autoroute A6, suite à la réduction de la vitesse maximale autorisée. Cette limitation à 110 km/h concerne un tronçon de l'autoroute A6 de 9 km initialement limité à 130 km/h. Elle a été mise en place à partir du 2 mai 2017.

Une première étude a été réalisée entre le 1er avril et le 6 juin 2017 visant à montrer l'impact de cette réduction de vitesse via une campagne de mesure le long de l'A6. Une station de mesure mobile a ainsi été placée sur le parking de la salle de sport Gigagym (46°47'25.5"N; 4°49'15.3"E) à 24 mètres du bord de la chaussée. Cette station a permis la mesure en continu de polluants et de paramètres météorologiques. La campagne de mesure contenait deux phases d'environ 1 mois :
- Période 1 : du 01/04 au 01/05/2017, vitesse maximale autorisée à 130 km/h
- Période 2 : du 02/05 au 06/06/2017, vitesse maximale autorisée à 110 km/h

Le présent rapport propose une analyse complémentaire à la mesure, également dans le but d'évaluer l'impact de la réduction de vitesse, mais en utilisant une approche de modélisation de la qualité de l'air. Cette étude consiste à évaluer dans un premier temps la réduction des émissions engendrée par la réduction de vitesse puis, dans un second temps, modéliser la diminution potentielle des niveaux de polluants atmosphériques autour de l'A6.

Ainsi, sur la base des TMJA enregistrés sur cet axe et des méthodologies nationales de calcul, les émissions routières de l'A6 concernées par la réduction de vitesse seront estimées pour les polluants NOx, NO_2 et PM10, selon le scénario de limitation à 130 km/h et selon le scénario de limitation à 110 km/h (à trafic égal). Le différentiel entre ces deux scénarios permettra d'estimer le potentiel de réduction des émissions pour ces polluants.

Pour chacun des deux scénarios d'émissions, une modélisation de la dispersion des concentrations en NO_2 et PM10 sera réalisée. Dans ces calculs, seules les émissions routières de l'A6 et des tronçons routiers connectés à l'A6 seront prises en compte. Cependant, afin d'estimer l'exposition potentielle à proximité de l'autoroute au regard des valeurs réglementaires, les niveaux de fond urbains calculés à partir des mesures sur les stations de Chalon seront intégrés aux calculs de modélisation. Cette étude de modélisation sera réalisée sur la base des données météorologiques de 2016. Une comparaison mesure / modèle sera également menée pour valider les résultats obtenus par modélisation à partir des données de la station de mesure mobile du 1er avril et le 6 juin 2017.

1. Méthodologie et Données d'entrée

1.1. Présentation du modèle ADMS-Urban

Le modèle ADMS (système de modélisation de la dispersion atmosphérique – Atmospheric Dispersion Modelling System), est développé depuis 1993 par le Cambridge Environemental Research Consultant (CERC), groupe de chercheurs de Cambridge situé au Royaume-Uni. C'est un modèle gaussien nouvelle génération pour les sources explicites, couplés dans un modèle semi-Lagrangien. Cette méthode analytique repose sur une description mathématique simplifiée des équations de dispersion en milieu fluide, pour estimer la concentration en fonction de paramètres influents, tels que la rugosité du sol, le vent, la stabilité atmosphérique et les émissions. Ce modèle suppose que la dispersion des polluants à partir de leurs différents points d'émissions s'effectue à l'intérieur d'un panache, dont la répartition des concentrations est gaussienne par rapport à l'axe du panache (l'ouverture donnée par l'écart type dépend des conditions météorologiques). Le couplage avec un modèle semi-Lagrangien permet la prise en compte de processus de transformations simples comme certaines réactions chimiques linéaires.

ADMS est reconnu et validé internationalement. Il est utilisé à travers le monde pour traiter des problématiques de qualité de l'air complexes en zone urbaine, dans des villes, en proximité routière ou autoroutière, et près de zones industrielles. ADMS-Urban, est la version la plus complète des modèles de dispersion de la gamme ADMS. Outre un modèle de dispersion 3D, il possède un certain nombre de fonctionnalités et de modules permettant un système de gestion de la qualité de l'air à l'échelle de la rue, du quartier, de la ville ou de l'agglomération. Par exemple, la gestion de bases de données, telles que les inventaires d'émissions, ou des liaisons directes avec des Systèmes d'Information Géographiques (SIG) sont possibles.

Il peut intégrer jusqu'à 100 000 sources différentes (routes, industrielles, diffuses, cadastrales) et prendre en compte la dispersion simultanée de nombreux polluants : oxydes d'azote (NOx), monoxyde de carbone (CO), dioxyde de soufre (SO_2), composés organiques volatils (COV), particules, ozone (O_3). Les applications d'un tel système sont multiples, puisqu'elles vont de l'étude d'impact de la construction d'une nouvelle infrastructure routière jusqu'à la prévision à plusieurs jours de la qualité de l'air à l'échelle de la rue, du quartier ou de l'agglomération.

Les principaux modules intégrés au système ADMS permettant d'étudier la qualité de l'air à l'échelle de la rue, du quartier ou de l'agglomération sont :

- Modèle de terrain : à partir de paramètres météorologiques moyens, le modèle d'écoulements fluides FLOWSTAR calcule en 3D tous les champs de vent et de turbulence en prenant en compte l'effet de la topographie et de la rugosité du sol ;

- Préprocesseur météorologique : il calcule les paramètres de la couche limite à partir de différents jeux de données d'entrée mesurées au sol, comme la vitesse du vent, la direction du vent, la couverture nuageuse, ou encore le flux de chaleur sensible ;

- Modèle de dépôt : calcul du dépôt sec et du lessivage par les pluies des effluents ainsi que la prise en compte de la taille des particules lors de la dispersion ;

- Modèle de trajectoire des panaches : pour les sources ponctuelles (cheminées industrielles), un modèle dynamique calcule intégralement la trajectoire des panaches émis (surélévation) à partir des vitesses d'éjection et des températures de rejets ;

- Modèle de bâtiment : ce modèle dynamique permet de calculer l'influence turbulente des bâtiments proches des sources industrielles sur la dispersion, ainsi que les effets de sillage des cheminées ;

- Modèle photochimique : le schéma chimique GRS (Generic Reaction Set) intègre un code photochimique incluant la chimie des dioxyde d'azote (NO_2), monoxyde d'azote (NO), O_3, COV (schéma de 8 réactions), ainsi que la formation de particules soufrées (PM10 et PM2,5 dans ADMS) à partir de SO_2. Il utilise notamment les données de rayonnements solaires pour calculer les taux de photolyse. Un tel module est indispensable si l'on souhaite correctement estimer les concentrations de NO_2 et d'O_3. Une extension du schéma GRS « modèle de trajectoire » permet de tenir compte des processus chimiques qui ont lieu dans la couche limite atmosphérique au-dessus d'une grande région urbaine. Cela permet d'inclure les effets de polluants émis en dehors d'une grille de sortie via une approche plus représentative qu'un simple transport passif ;

- Modèle intégré de rue canyon : prise en compte des phénomènes de recirculations dans les rues, et de la turbulence provoquée par le passage des véhicules entre les bâtiments par le modèle OSPM (Operational Street Pollution Model) développé par le NERI (l'Institut de Recherche Environnemental National Danois) ;

- Module statistique : il permet de faire des comparaisons directes avec les valeurs réglementaires.

ADMS nécessite un certain nombre de données d'entrée qui seront décrites plus en détails par la suite : météorologie, émissions, pollution de fond, profils temporels, topographie, grille de sortie, etc.

Les sorties issues de ADMS sont des résultats à court terme (horaires, journaliers, étude de cas) ou à long terme (moyennes annuelles, nombre de dépassements, valeurs maximales, etc.). Ces résultats peuvent être présentés sous la forme de cartographie facilitée par des liens directs avec des SIG ou des systèmes logiciels graphiques. La Figure 1 représente de manière schématique la méthodologie employée dans cette étude pour mettre en place un modèle de dispersion atmosphérique à l'échelle urbaine avec ADMS-Urban.

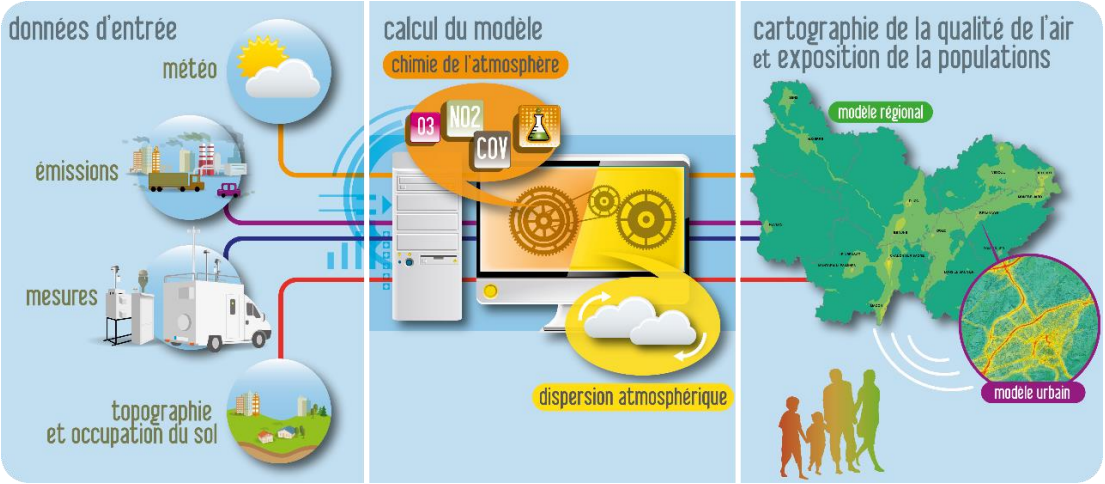


Figure 1 : Schéma méthodologique du processus de modélisation

1.2. Description de la zone d'étude

La zone d'étude se situe en Saône et Loire. Elle s'étend le long de l'autoroute A6, au niveau de l'échangeur Chalon Nord et Chalon Sud dans la zone PPA de Chalon-sur-Saône. L'axe modélisé mesure 9 km et la zone d'étude couvre une superficie de 1,958 km² pour environ 16 400 habitants (INSEE 2011). Le tronçon modélisé correspond à la portion de l'autoroute A6 sur laquelle la vitesse maximale autorisée est passée de 130 km/h à 110 km/h (cf. Figure 2). La dimension de la zone d'étude est suffisamment importante pour permettre de prendre en compte toute la zone d'impact de l'axe.

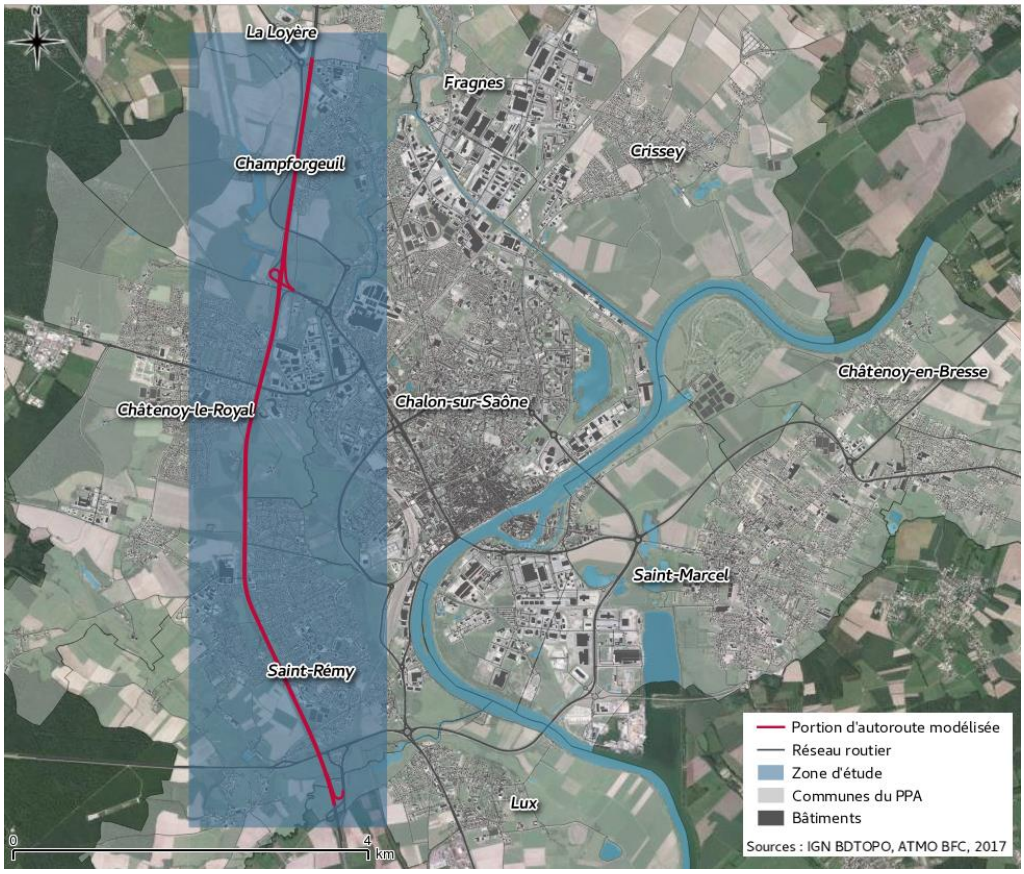


Figure 2 : Carte de la zone d'étude de la modélisation de la qualité de l'air à proximité de l'autoroute A6 (PPA de Chalon)

1.3. Les sources d'émissions de polluants atmosphériques

Dans le cadre de cette étude, seules les sources routières de l'autoroute A6 et des bretelles (entrée et sortie), ont été intégrées en entrée du modèle pour estimer l'impact de l'autoroute uniquement.

En premier lieu, le calcul des émissions basé sur le Trafic Moyen Journalier Annuel (TMJA), est issu de l'inventaire des émissions. Ce calcul utilise la méthodologie COPERT IV (Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport) via l'outil CIRCUL'AIR. Elle repose sur l'utilisation de lois empiriques d'évolution des émissions en fonction de la vitesse des véhicules. Ces lois sont spécifiées pour un grand nombre de classes, correspondant à différents types de véhicules, de carburants, de motorisations, de générations technologiques.

Les TMJA, le pourcentage de poids lourd, ainsi que les profils de circulation sur l'A6 proviennent des comptages de l'APRR. La géométrie des routes quant à elle est obtenue via la BDTOPO de l'IGN.

La détermination des profils d'émission permet de calculer des facteurs de variations horaires et mensuelles pour le trafic routier. Sans ces profils, les émissions sont supposées constantes dans le temps quelle que soit la période simulée. L'intérêt de ces profils est de reproduire les pics de trafic du matin et du soir ou, dans le cas de l'A6, les départs en vacances l'été (cf. Figure 3 et 4). Ceci peut, dans certains cas, permettre de représenter les saturations ou les congestions sur l'axe et donc des émissions plus fortes.

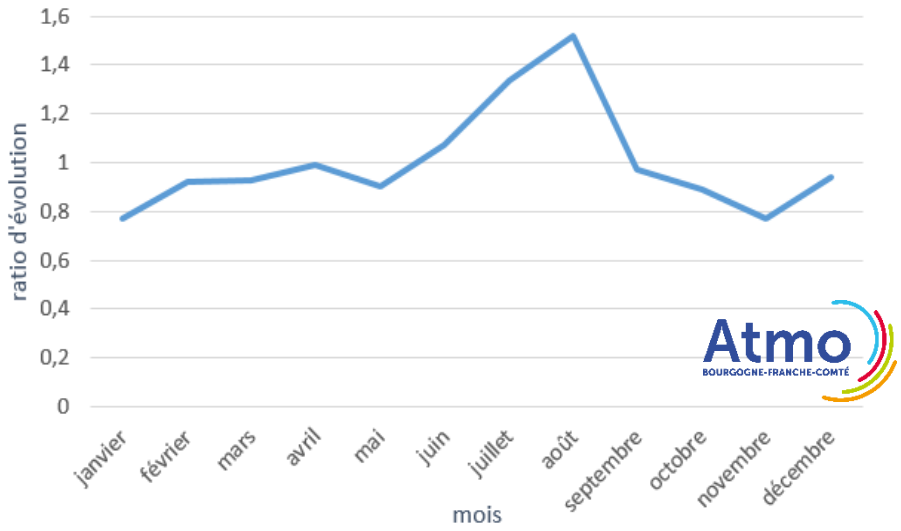


Figure 3 : Répartition mensuelle des émissions de l'autoroute A6 (zone PPA de Chalon)

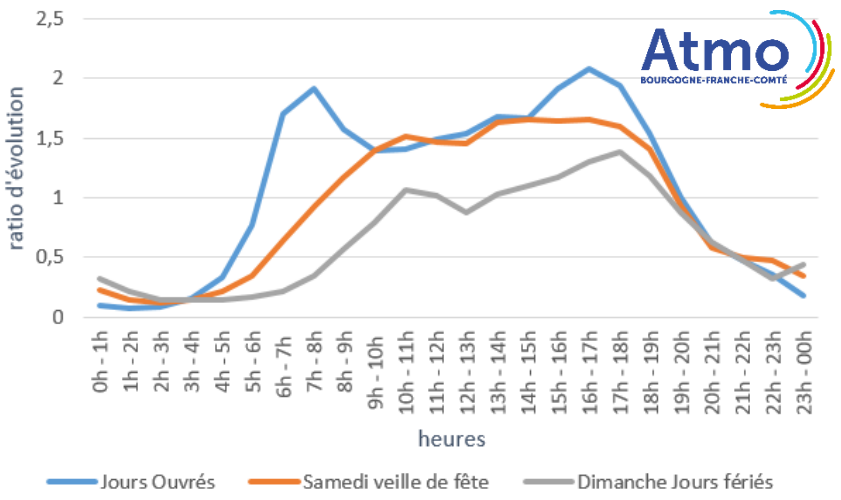


Figure 4 : Répartition horaire des émissions de l'autoroute A6 (zone PPA de Chalon)

Pour estimer l'impact de la réduction de vitesse maximale autorisée, deux scénarios d'émissions ont été produits. Ces deux scénarios ont été calculés à partir des comptages et des profils de circulation APRR de 2014 (dernière année disponible) sur le tronçon de 9 km sur laquelle l'action a été mise en place. Il y a donc deux jeux de données d'émission, un à 130 km/h et l'autre à 110 km/h, avec les mêmes comptages routiers, profils et paramètres physiques de la route, seule la vitesse change. Les émissions une fois calculées (en kg/an) sont intégrées dans le modèle ADMS-Urban via une base Access en g/km/s.

1.4. Les autres données

En dehors des sources d'émissions, la modélisation nécessite des données d'entrées supplémentaires : données météorologiques, pollution de fond…

Météorologie

La dispersion des polluants dépend de phénomènes de basses couches localisés essentiellement dans la couche limite planétaire (entre 0 à 3 kilomètres d'altitude). La modélisation de la dispersion atmosphérique à l'échelle urbaine nécessite la connaissance de différents paramètres météorologiques permettant de déterminer la stabilité de l'atmosphère et le mouvement des masses d'air. En fonction de ces paramètres, la dispersion des polluants sera différente. Les données horaires ont été utilisées pour chaque paramètre pour être le plus représentatif possible.

Les données de la station Météo France de la commune de Champforgeuil (direction/vitesse du vent, températures et rayonnement global) ont été utilisées pour définir les conditions météorologiques intégrées dans les calculs de modélisation pour l'année 2016 et avril-mai 2017. D'après la Figure 5, la majorité des vents sur l'aire d'étude soufflent sur un large axe Nord-Sud.

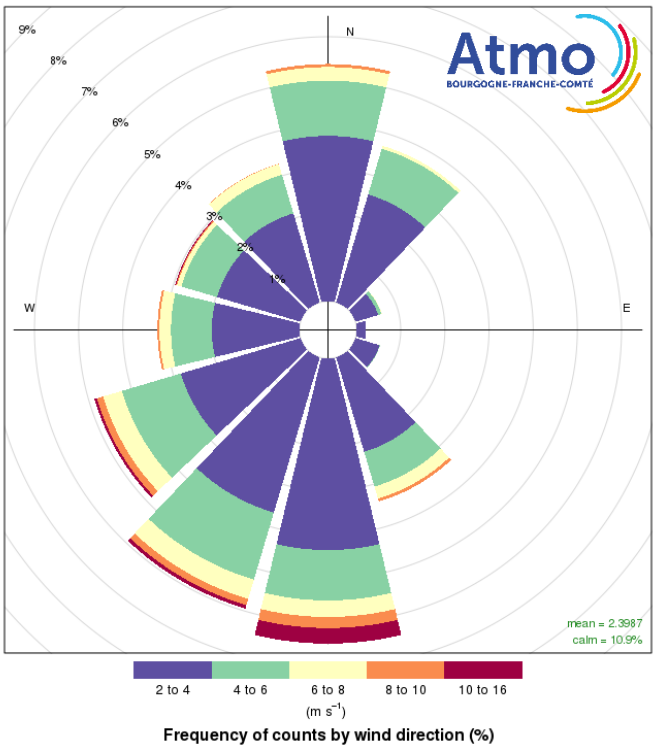


Figure 5 : Rose des vents de la station Météo France de Champforgeuil en 2016

Pollution de fond

La pollution de fond à renseigner dans le logiciel ADMS-Urban ne correspond pas à la définition stricte de celle-ci. En effet, en étude de modélisation, le choix des valeurs de fond est directement lié aux sources modélisées. Dans cette étude, toutes les sources présentes sur la zone d'étude sont modélisées (explicitement ou à travers le cadastre régional). En conséquence, la pollution de fond représente les apports issus de sources de polluants extérieures à la zone d'étude, afin de ne pas prendre en compte deux fois la contribution de certaines sources. Elle varie en fonction de la direction des vents dominants et doit être définie pour chaque polluant modélisé. Il est nécessaire de la définir au logiciel de modélisation en pas de temps horaire afin de réaliser les calculs de dispersion. Celle-ci permet l'utilisation du module de chimie et joue un rôle prépondérant pour certains polluants dits régionaux comme l'ozone ou les particules.

Les concentrations mesurées ou modélisées sont le fruit des émissions locales qui s'ajoutent à pollution de fond. Il est nécessaire de déterminer ce fond qui est propre à chaque zone d'étude. Le fond renseigné dans ADMS-Urban est variable dans le temps mais homogène sur la zone géographique étudiée. Le calage du modèle décrit au chapitre 3 portera surtout sur cette donnée. Ce fond est d'autant plus déterminant dans le cas des poussières (PM10) compte tenu de l'importance des sources naturelles et des apports extérieurs à l'aire d'étude.

Les niveaux de fond ont été fournis pour 7 polluants : NO_2, NOx, NO, O_3, COV (incluant le méthane), SO_2, PM10. Les 5 premiers polluants doivent être renseignés dans le cas de l'utilisation du module chimique GRS avec modèle de trajectoire. En effet le schéma GRS d'ADMS-Urban intègre un schéma à 8 réactions pour reconstituer les concentrations en NO_2

et O_3 à partir des émissions en NOx et des niveaux de fond. Il utilise notamment les données de rayonnement solaire pour calculer les taux de photolyse horaire. Ce schéma comprend également les réactions qui gouvernent l'oxydation du SO_2 qui mène à la formation de particules PM10 et PM2,5 de sulfate d'ammonium.

La pollution de fond choisie pour ces polluants (excepté les COV et SO_2) est issue des mesures effectuées par Atmo Bourgogne-Franche-Comté à la station de mesure Sainte-Marie (typologie urbaine). Dans ce cas, on considère que la station est représentative des niveaux de pollution urbaine de la zone.

Pour les cas du SO_2 et des COV, une valeur fixe a été choisie en s'appuyant sur une étude publiée par le CERTU et le SETRA, qui donne des gammes de valeurs pour de nombreux polluants, en distinguant les sites ruraux, périurbains et urbains. Les concentrations de SO_2 et de COV sont issus des sorties du Modèle de prévision régionale de la qualité de l'air ESMERALDA (SO_2 = 1,5 µg/m^3, COV = 15 µg/m^3).

2. Calage et Validation du modèle

2.1 Paramétrage du modèle et scénarios

La présente étude ayant pour but de quantifier l'impact de la réduction de la vitesse maximale autorisée sur l'autoroute, plusieurs scénarios ont été mis en place.

- Les calculs pour l'année 2016 :

Deux calculs ont été réalisés pour permettre d'estimer l'impact théorique d'une réduction de vitesse. Pour ce faire, tous les paramètres de modélisation et les données d'entrée sont équivalents pour les deux calculs, hormis les émissions de la portion d'autoroute. Il a été choisi de lancer les calculs sur la dernière année complète pour laquelle il y a des données météorologiques et de mesures de qualité de l'air, à savoir 2016. La météo et la fréquentation de l'autoroute variant dans le temps, il est important de faire tourner le modèle sur une année entière.

- Les calculs pour l'année 2017 :

Deux autres scénarios ont permis de représenter l'impact du changement de vitesse autorisée durant la période de mesure de la station mobile. Pour ce faire, deux calculs de modélisation ont été mis en place. Le premier, du 1er avril 2017 au 2 mai 2017, a été lancé avec les données météo du mois d'avril de la station Météo France de Champforgeuil, les mesures de fond d'avril de Sainte Marie et avec les émissions de l'autoroute à 130 km/h. Le deuxième calcul est identique à l'exception de la période modélisée, ici du 2 mai au 6 juin avec la météo et les données de fond de cette même période et avec les émissions de l'autoroute à 110 km/h. L'intérêt de ces calculs est de valider le modèle, en conditions météorologiques et d'émissions réelles, avec des données de mesures à proximité de l'autoroute.

2.2 Calage du modèle

La phase de calage consiste à réduire les écarts entre les mesures et les valeurs simulées en ajustant les paramètres d'entrée afin d'obtenir le meilleur accord possible entre mesures et modèle. C'est une étude statistique qui porte sur des comparaisons entre les valeurs mesurées et les résultats de la modélisation.

Figure 6 : Localisation de la station mobile à proximité de l'autoroute A6 à Chalon-Sur-Saône

Les calculs de calage ont été effectués pour les 4 scénarios. Concernant les scénarios de 2016, les valeurs annuelles mesurées par la station Sainte Marie ont été comparées à celles modélisées par ADMS-Urban. Les 2 scénarios 2017 ont été comparés aux données mensuelles de la station mobile sur la période considérée.

Les calculs de calage sont effectués en faisant varier les paramètres du modèle (fond, météorologie). Les comparaisons mesures/modèles ont été faites pour les polluants suivants : moyennes de la période sur le NO_2 et les PM10 ainsi que le percentile 90,4 pour les moyennes journalières en PM10.

2.3 Validation du modèle

Evaluation de l'incertitude de modélisation

La directive européenne relative à un air pur en Europe impose, des objectifs de qualité des données modélisées (Directive 2008/50/CE, annexe 1) en termes d'incertitude en moyenne annuelle, de 30 % pour le NO_2 et de 50 % pour les PM10.

Dans un guide recommandation, le groupe d'expert en Modélisation Urbaine de la fédération ATMO France conseille de prendre une valeur de 30 % pour les particules PM10, considérant que le critère de la directive européenne n'est pas assez sévère. La première étape de validation est la comparaison des valeurs modélisées et mesurées sur la station de Champforgeuil pour l'année 2016, puis la comparaison de cette erreur moyenne au regard des critères de la directive européenne. Le Tableau 1 montre les résultats de validation du modèle.

	NO_2	PM10
Incertitude autorisée	**< 30%**	**< 50%**
Mesures	20,3	11,2
Modèle	22	10,99
Erreur relative	8,16%	-1,14%

Tableau 1 : Comparaisons des concentrations moyennes (µg/m³) annuelles mesurées et modélisées sur la station de Champforgeuil et erreur moyenne correspondante en 2016 pour le dioxyde d'azote et les particules fines (PM10)

Sur la station urbaine de Champforgeuil, le calage retenu donne de bons résultats en moyenne annuelle et satisfait largement les critères de 30 % fixés pour le dioxyde d'azote et 50% pour les particules, puisque la totalité des erreurs moyennes est inférieure à ce seuil.

Performances du modèle

Bien que l'objectif de cette modélisation soit une cartographie des valeurs annuelles, une étude de sensibilité a été effectuée pour connaître les comportements du modèle à l'échelle journalière et horaire. Le Groupe Expert Modélisation Urbaine de la fédération ATMO France conseille l'utilisation de certains paramètres statistiques permettant de juger de la bonne conduite du modèle. Des valeurs sont préconisées (recommandées mais non réglementaires) pour chaque polluant en fonction de ces différents paramètres. Elles permettent de quantifier l'incertitude du modèle sur des échelles temporelles différentes, et de juger ainsi de l'acceptabilité du modèle sur ces échelles de temps.

Les paramètres calculés sont :

- Le biais normalisé : exprimé en %, renseigne sur la tendance relative du modèle à surestimer (biais positif) ou à sous-estimer (biais négatif) les observations. Il quantifie l'erreur systématique. Il est calculé selon la formule suivante :

$$Biais\ normalisé = 2 \times \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} \frac{(Mod_i - Mes_i)}{(Mod + Mes)} \times 100$$

- Le coefficient de corrélation (R) : compris entre -1 et 1, est sans dimension. Plus le coefficient est élevé, plus le modèle reproduit correctement les variations temporelles des observations. Le coefficient de corrélation permet de quantifier l'erreur locale. Il s'exprime selon la formule suivante :

$$R = \frac{\sum_{i=1}^{N}(Mod_i - \overline{Mod})\ .\ (Mes_i - \overline{Mes})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{N}(Mod_i - \overline{Mod})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^{N}(Mes_i - \overline{Mes})^2}}$$

- La NMSE (Normalised Mean Square Error ou racine carrée de l'erreur quadratique moyenne normalisée) : renseigne sur l'écart relatif entre les données modélisées et les mesures. Plus le NMSE est faible, plus les valeurs modélisées sont proches des mesures. La NMSE décrit l'erreur totale et est exprimée en pourcentage. Elle est calculée selon la formule suivante :

$$NMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} \frac{(Mod_i - Mes_i)^2}{(\overline{Mod} \times \overline{Mes})}} \times 100$$

Les résultats de ces comparaisons sont présentés dans le tableau suivant :

	Biais Norm	Coef. Cor	NMSE
Valeurs préconisées	-30 % à 30 %	0,6 à 1	< 50%
Valeurs horaires	5,20%	0,7004	49,46%

Tableau 2 : Paramètres statistiques calculés sur la station de Champforgeuil pour les valeurs horaires en 2016 pour le dioxyde d'azote

	Biais Norm	Coef. Cor	NMSE
Valeurs préconisées	-30 % à 30 %	0,6 à 1	< 50%
Valeurs horaires	0,88%	0,997	2,9%

Tableau 3 : Paramètres statistiques calculés sur la station de Champforgeuil pour les valeurs horaires en 2016 pour les particules fines (PM10)

D'après les Tableaux 2 et 3, la modélisation reproduit bien les concentrations. Les biais normalisés sont faibles, les coefficients de corrélation sont proches de 1 et la NMSE est élevée mais inférieure à la valeur de 50% à ne pas dépasser pour le NO_2 et très faible pour les PM10. Ces résultats sont également résumés dans un graphique généré par l'outil « Delta Tools » mis à disposition par le Laboratoire de Central de Surveillance de la qualité de l'air (cf. Annexe 1). Cet outil, développé par le JRC (Join Research Centre), permet une visualisation compilée des résultats de comparaison mesure/modèle, et donc de qualifier les résultats de simulation.

Les figures 7 et 8 montrent les courbes de régressions des moyennes journalières sur la station de Champforgeuil en 2016 :

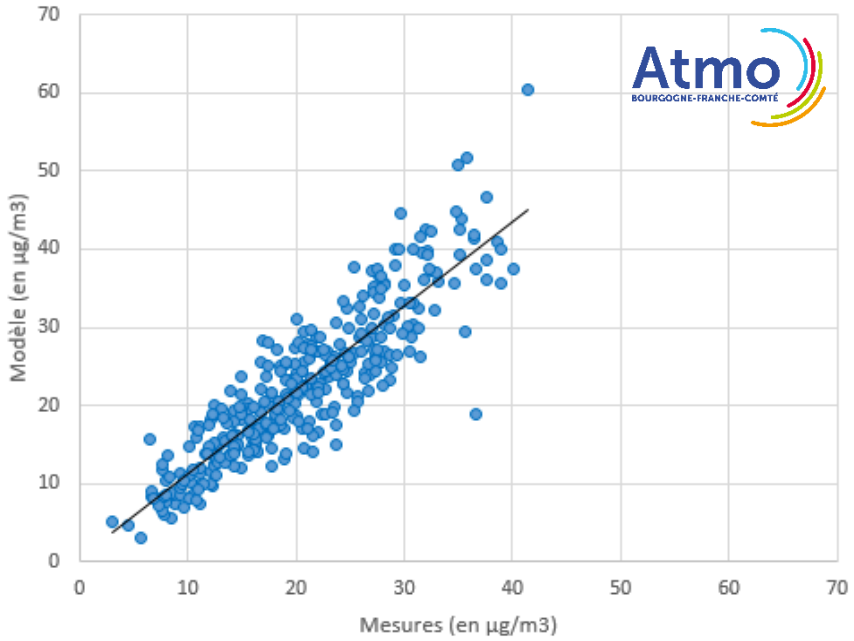


Figure 7 : Courbe de régression des concentrations (en moyenne journalière) de NO_2 mesurées et modélisées sur la station de Champforgeuil en 2016

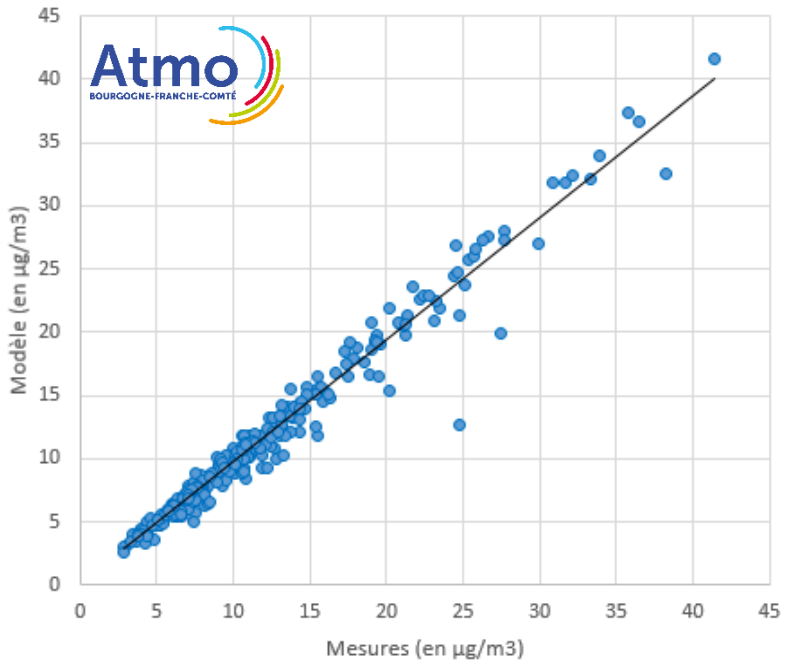


Figure 8 : Courbe de régression des concentrations (en moyenne journalière) de PM10 mesurées et modélisées sur la station de Champforgeuil en 2016

Le modèle suit correctement les évolutions journalières. Ces graphiques confirment que le modèle est satisfaisant.

Validation du modèle en comparaison avec la campagne moyen mobile :

Pour évaluer plus précisément la performance du modèle, une comparaison avec les mesures faites à proximité de l'autoroute du 1er avril 2017 au 2 mai 2017 (période avec vitesse maximale autorisée à 130 km/h) et du 2 mai au 6 juin 2017 (période avec vitesse maximale autorisée à 110 km/h) a été faite. Il a été montré que le modèle arrivait bien à reproduire les niveaux de concentrations sur une station dite de fond péri-urbain, représentative de la zone péri-urbaine. Cependant, une bonne représentation des concentrations est plus complexe en proximité trafic, bien que plus pertinente pour montrer la performance d'un modèle. L'absence de données de mesure sur la station mobile n'a pas permis l'évaluation de la performance du modèle pour les particules fines PM10.

Incertitude autorisée	**< 30%**	**< 30%**
Période	Avril 2017 (130km/h)	Mai 2017 (110 km/h)
Mesures	22,5	35,8
Modèle	25	33,5
Erreur relative	11,28%	-6,39%

Tableau 4 : Comparaisons des concentrations moyennes (µg/m^3) annuelles mesurées et modélisées sur la station de mesure mobile, et erreur moyenne correspondante du dioxyde d'azote

Les résultats obtenus au niveau de la station mobile montrent que le calage fonctionne même en proximité immédiate de l'autoroute. La modélisation respecte le seuil fixé par la directive européenne.

La performance du modèle a été testée pour les deux scénarios, sur la période avril 2017 (à 130 km/h) et mai 2017 (à 110 km/h). Le tableau suivant montre que le modèle est également performant sur les deux périodes 2017, hormis le biais normalisé qui dépasse la valeur recommandée en mai 2017 :

	Biais Norm	Coef. Cor	NMSE
Valeurs préconisées	-30 % à 30 %	0,6 à 1	< 50%
Valeurs horaires à 110 km/h (avril 2017)	48,7%	0,62	16,6%
Valeurs horaires à 130 km/h (mai 2017)	52,10%	0,61	27,07%

Tableau 5 : Paramètres statistiques calculés sur la station mobile pour les valeurs horaires en 2017 pour le dioxyde d'azote

Un seul des paramètres dépasse légèrement la valeur recommandée (mais non réglementaire), cependant les autres seuils étant respectés, le modèle se comporte correctement.

Les figures 9 et 10 montrent les régressions journalières pour le dioxyde d'azote pour les deux périodes de 2017 :

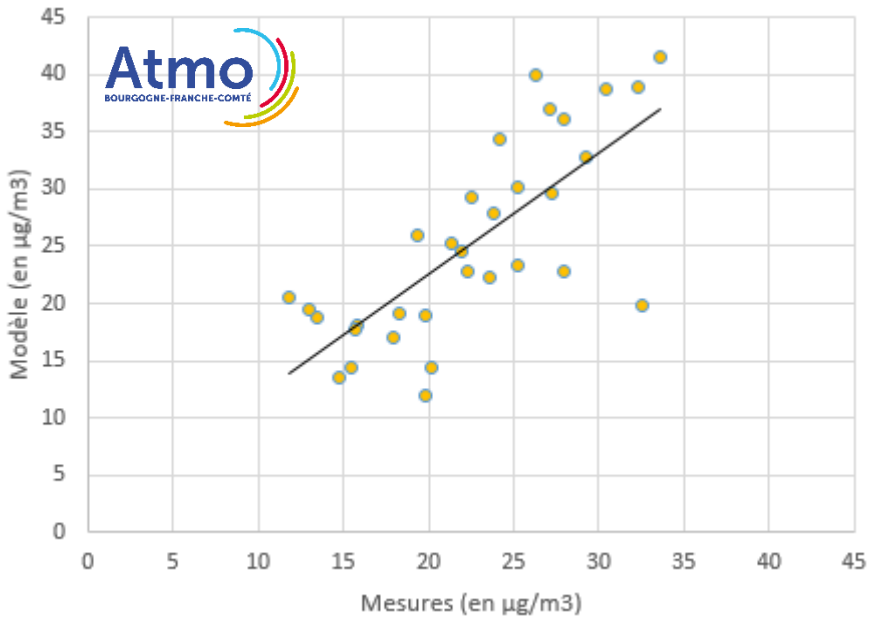


Figure 9 : Courbe de régression des concentrations (en moyenne journalière) de NO_2 mesurées et modélisées sur la station mobile en mai 2017 (scénario à 110 km/h)

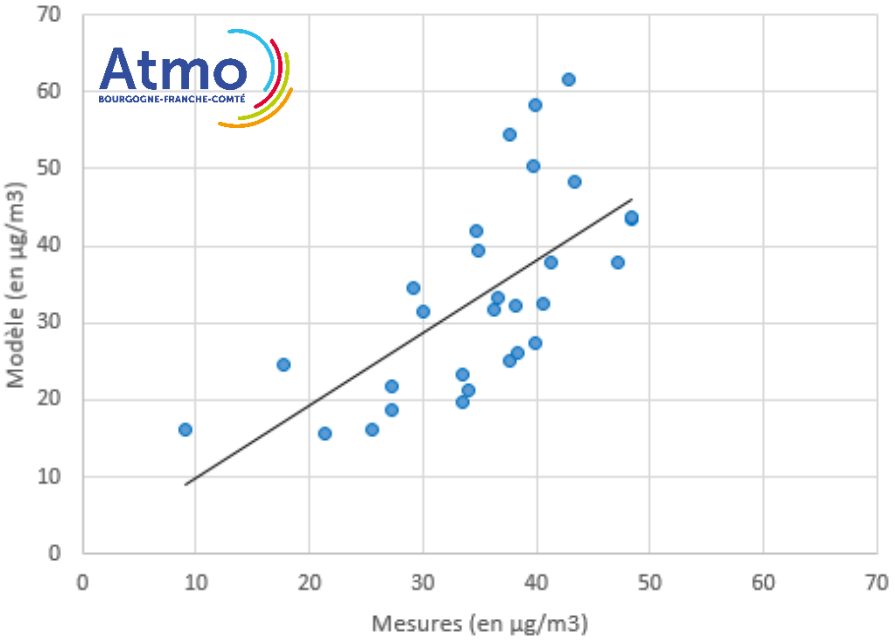


Figure 10 : Courbe de régression des concentrations (en moyenne journalière) de NO_2 mesurées et modélisées sur la station mobile en avril 2017 (scénario à 130 km/h)

Bien que l'on observe une certaine dispersion des points sur les figures 9 et 10 inhérente à la modélisation, l'ensemble des résultats présentés confirme que le modèle utilisé est satisfaisant.

Ces différentes étapes de validation ont permis de juger du bon comportement du modèle. Le calage retenu montre de bons résultats et les critères de validation européens sont respectés. Le modèle est validé.

3. Résultats de modélisation

3.1 Impact sur les émissions

L'impact de la mesure de réduction de vitesse a été testée sur deux polluants, les oxydes d'azote ainsi que les PM10. L'impact sur les émissions, puis sur les concentrations a été estimé.

Les oxydes d'azote (NOx) sont composés essentiellement de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO_2). Le monoxyde d'azote est produit, lors des combustions à haute température (environ 1 500 degré Celsius), par l'association de l'azote moléculaire (N_2) et de l'oxygène de l'air :

$$N_2 + O_2 \rightarrow 2NO$$

Dans l'atmosphère, et au contact de l'O_3, de composés organiques volatils (hydrocarbures, aldéhydes, alcools etc.) et du rayonnement solaire (UV), le NO s'oxyde en NO_2. Ainsi, l'air est toujours composé d'un mélange de NO et NO_2, appelé NOx. Les grandes installations de combustion et les véhicules automobiles sont les principales sources de NO_2. Le transport

routier représente environ 55 % des émissions sur l'année 2015 en France. De ce fait, les enjeux sur ce polluant sont importants.

Les particules qui sont émises directement dans l'atmosphère sont appelées particules primaires. Au contraire, les particules qui sont le produit de réactions chimiques sont dites secondaires. Les particules constituent une classe de polluant hétérogène, pouvant comporter des éléments potentiellement dangereux ou toxiques, (comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ou les métaux lourds). Les particules sont d'autant plus présentes dans l'atmosphère qu'elles sont de petite dimension. Ainsi, les poussières de diamètre aérodynamique moyen inférieur à 10 µm (PM10) tendent à rester en suspension dans l'air alors que celles supérieures à 10 µm se déposent au voisinage de leurs sources d'émissions. Comme pour le NO_2, il existe des réglementations européennes et françaises concernant les niveaux de particules PM10 dans l'air ambiant.

Les émissions de polluant des automobiles sont dépendantes de plusieurs paramètres, notamment la vitesse. Pour mesurer l'impact de la réduction de vitesse sur les émissions, seul le paramètre vitesse autorisé varie dans le calcul, les autres paramètres tels que le trafic, la capacité de circulation de la route, etc. sont inchangés. Il y a donc des émissions de PM10 et de NOx à 130 km/h et à 110 km/h. Les émissions sont calculées avec des vitesses théoriques.

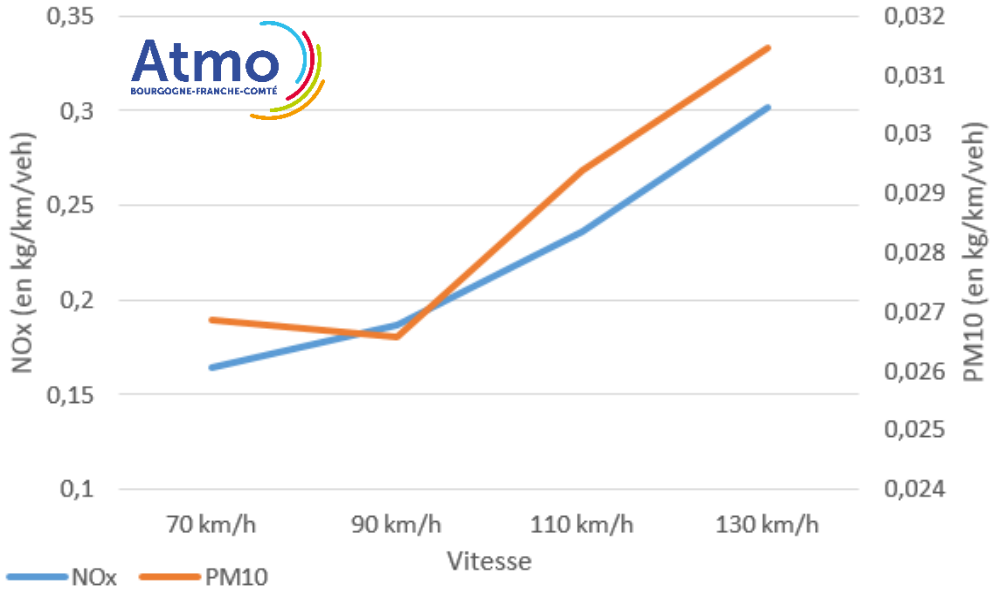


Figure 11 : Courbe d'évolution des émissions d'oxydes d'azote et de particules fines par rapport à la vitesse de circulation d'un véhicule léger

La Figure 11 représente l'évolution théorique des émissions d'un véhicule léger roulant à 70 km/h, puis à 90 km/h, 110 km/h et 130 km/h, sur une ligne droite de 1 km (type autoroute A6). Ce graphique montre que plus la vitesse de circulation d'un véhicule léger est importante, plus la quantité de polluant émise est importante. L'abaissement de la vitesse maximale autorisée engendre donc mécaniquement une diminution des émissions de NOx et de PM10. Les poids

lourds n'étant pas directement impactés par la baisse de vitesse à 110 km/h, ils ne sont pas représentés dans ce graphique.

Le calcul du passage de la vitesse maximale autorisée de 130 km/h à 110 km/h montre une diminution d'environ **8%** pour les NOx sur le tronçon de l'A6 ciblé dans cette étude (cf. Tableau 6). Les émissions à trafic égal passent de 16 906 kg de NOx/km pour 130 km/h à 15 532 kg de NOx/km à 110 km/h. Concernant les PM10 la baisse est de **11%**, les émissions passent de 572 kg/km à 509 kg/km.

	à 130 km/h	à 110 km/h	Gain
Emissions de NOx (en kg/km)	16 906	15 532	-1 373 (soit -8%)
Emissions de PM10 (en kg/km)	572	509	-63 (soit -11%)

Tableau 6 : Emissions de NOx et de PM10 à 130 km/h et à 110 km/h (et gains associés) sur l'autoroute A6 au niveau de la zone PPA Chalon-sur-Saône

3.2 Impact sur les concentrations

Comme dit précédemment deux scénarios ont été testés pour évaluer l'impact de la réduction de vitesse. Les deux calculs de modélisation ont été réalisés sur une grille de sortie composée de points récepteurs sur lesquels sont calculées les concentrations des différents polluants modélisés.

La grille de sortie a été définie et construite, sous le logiciel Qgis 2.14, par l'addition des 2 méthodes suivantes :

- Création d'une grille régulière de résolution 100 mètres,
- Le reste des points récepteurs a été créé à partir de transects le long et de chaque côté des tronçons routiers. Cette méthode permet une bonne représentation des phénomènes de dispersion liés à la route.

Au total il y a 7 825 points récepteurs sur la zone d'étude, placés à 1,5 mètres du sol.

Les dioxydes d'azote

Le NO_2 est un gaz irritant qui pénètre profondément dans les voies respiratoires provoquant une altération des alvéoles et une inhibition des défenses pulmonaires. Chez les asthmatiques, il augmente la fréquence des crises et leur gravité. Chez les enfants et personnes âgées, il favorise les infections pulmonaires. Le NO_2 est également responsable des dommages causés aux bâtiments et végétaux de par son élimination de la phase gazeuse sous forme de dépôt sec ou liquide (il participe de ce fait à son acidification).

Pour représenter l'impact du changement de vitesse de circulation sur l'autoroute, une représentation cartographique des écarts a été réalisée. La Figure 12 représente en pourcentage la différence entre les concentrations à 130 et à 110.

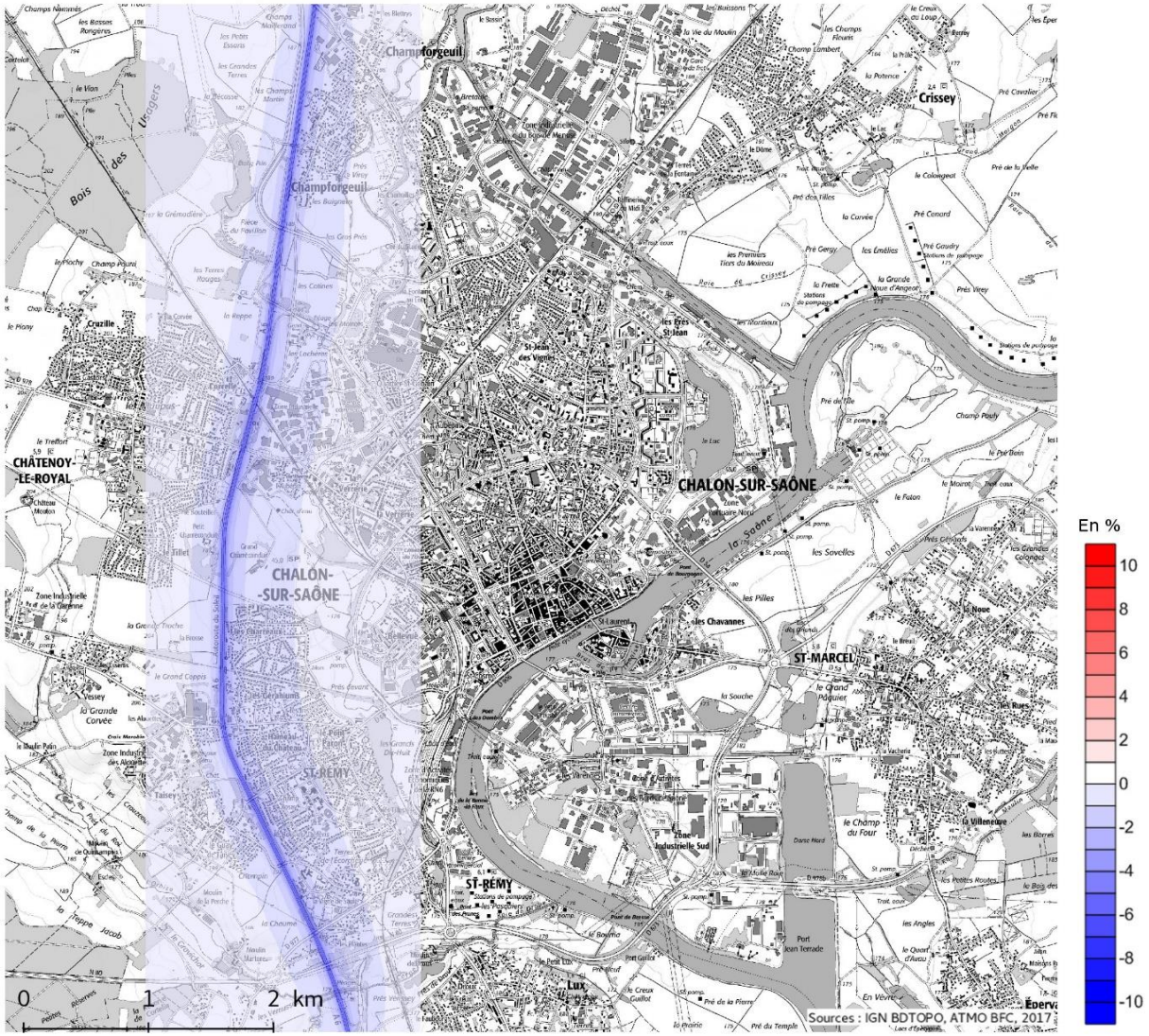


Figure 12 : Représentation cartographique de l'impact du passage d'une vitesse maximale autorisée de 130 km/h à 110 km/h sur l'A6 (zone PPA Chalon-sur-Saône) pour le NO_2.

Il a été montré dans le chapitre 3.1 que les émissions diminuaient de 8% pour le NOx lorsque l'on abaissait la vitesse à 110 km/h. Cette baisse des émissions génère également une diminution des concentrations jusqu'à **-7,4%** au centre de l'axe (là où la concentration est la plus élevée), passant de 67,4 µg/m^3 à 62,4, soit -5 µg/m^3. La baisse des concentrations diminue rapidement au fur et à mesure que l'on s'éloigne du centre de l'axe, jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de différence à 1 km. Au niveau de la station mobile (à 30 mètres du centre de l'axe) la baisse est de **-1,3%**.

La Figure 13 montre que plus on s'éloigne de l'axe plus les concentrations de NO_2 diminuent, mais également que les différences de niveau entre les deux scénarios s'estompent. Les concentrations sont supérieures pour le scénario à 130 km/h d'environ 8% sur les 100 premiers mètres, puis de 3% en moyenne entre 150 et 250 mètres. A partir de 350 mètres de distance l'écart entre les deux scénarios est de moins de 1%, les niveaux de fond mesurés sont atteints, l'autoroute n'a donc plus d'impact sur la qualité de l'air.

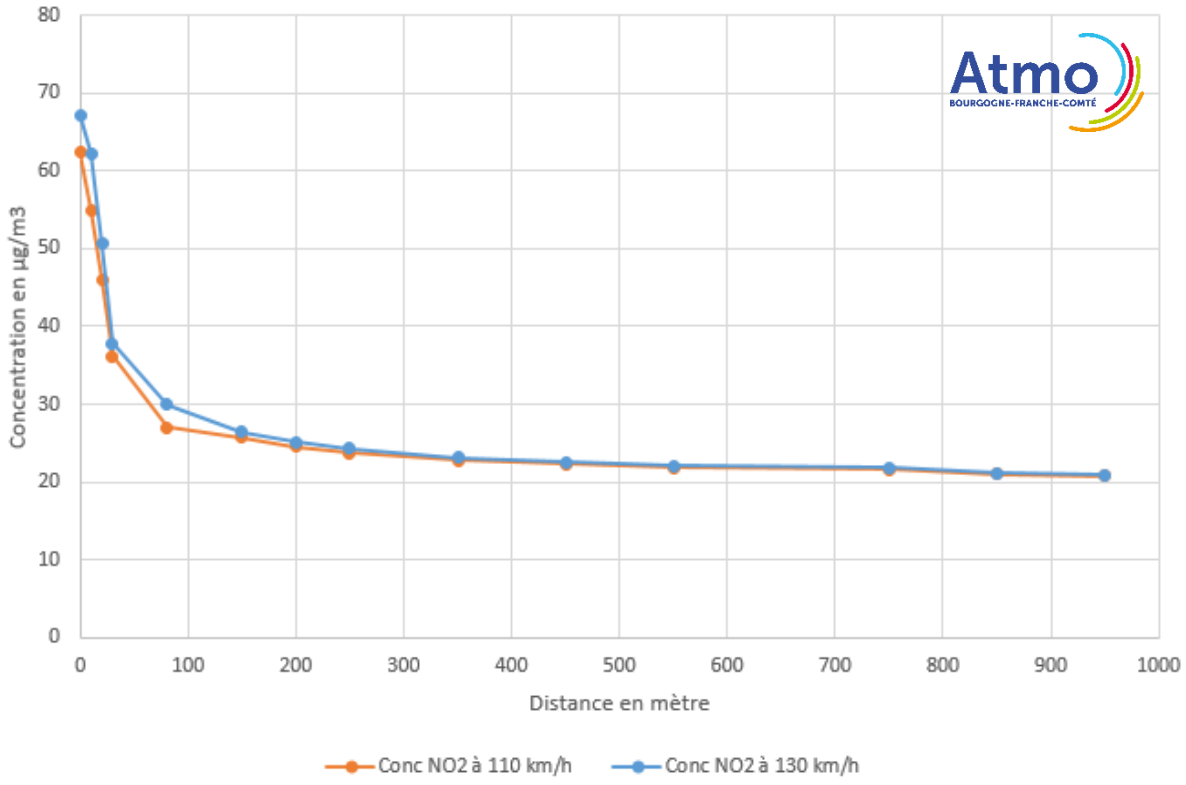


Figure 13 : Evolution des concentrations de NO_2 en fonction de la distance par rapport l'axe autoroutier

Population exposée au dioxyde d'azote

Un des objectifs de la surveillance de la qualité de l'air est de déterminer l'exposition des populations aux dépassements des valeurs réglementaires. Elle a été estimée à partir des données SIG MAJIC (Mise A Jour de l'Information Cadastrale).

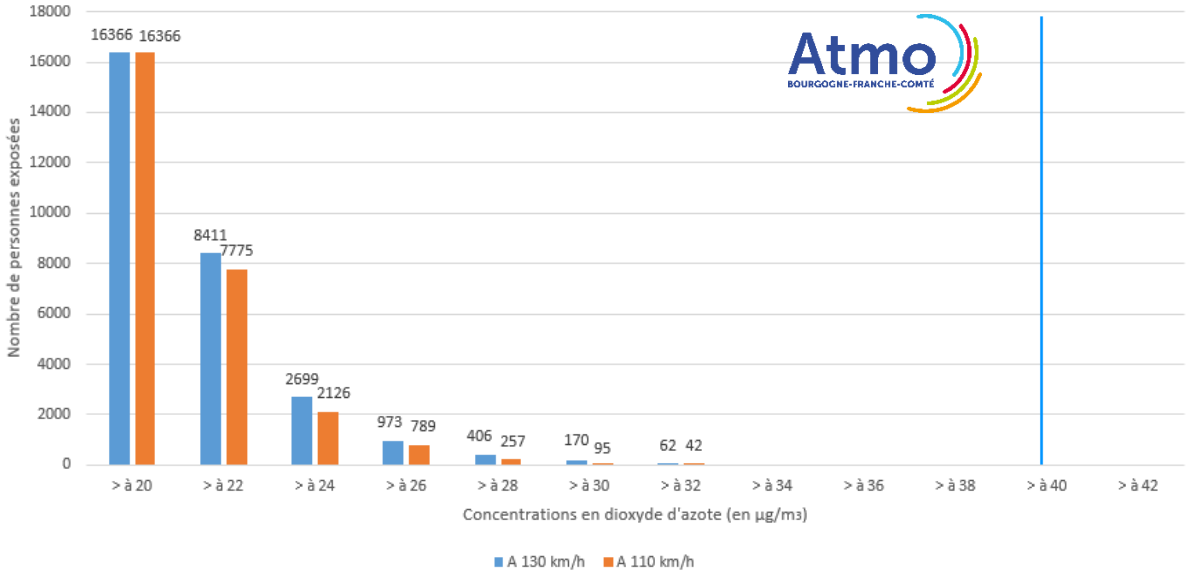


Figure 14 : Exposition de la population de la zone d'étude au dioxyde d'azote le long de l'A6 (zone PPA Chalon-sur-Saône)

La réduction de la vitesse engendre une baisse générale de l'exposition de la population. Les résultats de modélisation des deux scénarios montrent qu'aucune personne n'est impactée par un dépassement de la valeur limite annuelle de 40 µg/m^3 (barre verticale bleue sur le graphique). Les 16 366 personnes de la zone d'étude sont toutes impactées par un dépassement de la valeur de 20 µg/m^3, que ce soit à 130 km/h ou à 110 km/h. Cependant à partir du seuil de 22 µg/m^3 le nombre de personnes exposées est plus faible lorsque la vitesse maximale autorisée est à 110 km/h. Entre 22 et 24 µg/m^3 la diminution de la population exposée est de –636 personnes, soit -3,89%. L'écart diminue au fur et à mesure que les concentrations augmentent. A partir d'un seuil de concentration de 30 µg/m^3 l'écart du nombre de personnes exposées à 130 km/h et à 110 km/h est très faible, moins de 0,5%. Aucune personne ne se situe dans une zone où la concentration est supérieure à 34 µg/m^3, que ce soit pour le scénario à 130 km/h ou à 110 km/h.

Les particules fines

La taille des particules est un paramètre important, toutes les particules ne sont pas dangereuses pour la santé. Plus elles sont fines, plus elles restent en suspension dans l'air et plus elles pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire. Les particules d'un diamètre moyen supérieur à 10 µm sont expulsées des voies respiratoires ; celles de 2,5 à 10 µm de diamètre (appelées particules fines, ou PM10) se déposent dans les bronches et la trachée. Les particules inférieures à 2,5 µm (particules très fines, ou PM2,5) sont quant à elles dites « particules respirables » et sont très dangereuses pour la santé. Elles atteignent les alvéoles pulmonaires, où les composants toxiques ou potentiellement cancérogènes qu'elles contiennent peuvent se dissoudre dans le sang. La part toxique des particules ne représente cependant qu'un faible pourcentage de la masse totale de particules (environ 3 %). Ces particules toxiques sont principalement des particules carbonées (comportant des HAPs) et métalliques (constituées de métaux lourds). Les particules d'un diamètre moyen inférieur à 0,1 µm pénètrent dans les poumons mais en ressortent partiellement. Les particules peuvent également causer une irritation générale des bronches, facilitant les interactions avec les pollens et autres allergènes pour accroître la sensibilité.

La répartition des moyennes annuelles en particules fines inférieures à 10 µm représente bien la dispersion des concentrations le long de l'autoroute A6, comme on peut le constater sur la figure 15.

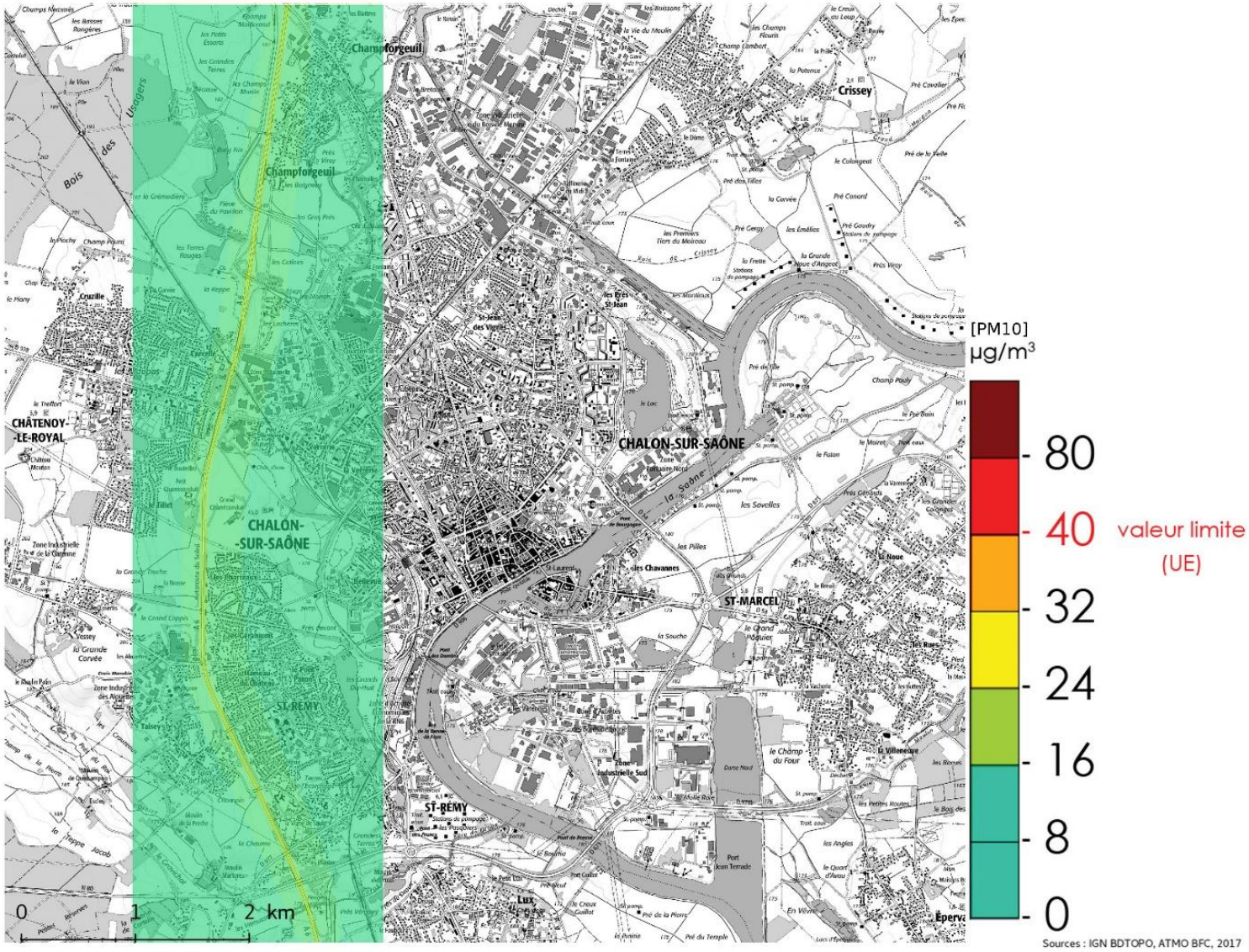


Figure 15 : Répartition spatiale des moyennes annuelles en PM10 le long de l'autoroute A6 dans la zone PPA de Chalon-sur-Saône (scénario à 110 km/h)

Il a été montré dans le chapitre 3.1 que les émissions diminuaient de 11% pour le PM10 lorsque l'on abaissait la vitesse à 110 km/h. Cette baisse des émissions génère également une diminution des concentrations jusqu'à **-3,6%** au centre de l'axe (là où la concentration est la plus élevée). Au niveau de la station mobile (à 30 mètres du centre de l'axe) la baisse est de **-1,5%**. Ces diminutions de concentrations en PM10 issues des calculs de modélisation sont faibles, inférieures à 1 µg/m^3 en moyenne annuelle.

En effet lorsque l'on diminue les émissions de NO_2 et de PM10, les concentrations diminuent plus fortement pour le NO_2 que pour les PM10. Ceci s'explique par le fait que la contribution de l'A6 dans les niveaux observés sur la zone d'étude est plus forte pour le NO_2 que pour les PM10. Les sources de PM10 sont multiples et la part des apports longues distances importante, ce qui abaisse l'impact de la réduction des émissions routières sur la diminution générale des niveaux observés. A l'inverse, le NO_2 étant fortement lié aux émissions routières et locales, l'efficacité de la mesure de réduction de la vitesse est accrue.

La différence entre le scénario à 130 km/h et 110 km/h pour les PM10 étant très faible en terme de concentrations, il n'a pas été réalisée de représentation cartographique des différences. Les concentrations étant très faibles et variant très peu d'un scénario à l'autre l'exposition des populations n'a pas pu être estimée pour les particules fines. Cependant, aucun dépassement de la valeur limite annuelle pour les PM10 n'est observé sur la zone de modélisation.

Conclusion

La modélisation est aujourd'hui incontournable pour une surveillance, prévision et information performantes de la qualité de l'air en tout point du territoire, mission des AASQAs inscrite dans la LAURE de 1996.

L'intérêt principal de la modélisation en milieu urbain est d'évaluer l'exposition de la population face à la pollution atmosphérique. Elle permet de répondre aux attentes réglementaires et sanitaires, d'améliorer l'information de la population, et de proposer une aide aux décideurs publics dans l'évaluation environnementale de projets locaux.

Cette étude a permis de mettre en place un modèle de dispersion atmosphérique le long de l'autoroute sur l'agglomération chalonnaise. Cette modélisation dispose des dernières innovations méthodologiques, ainsi que de la dernière version d'ADMS-Urban 4.0 (Numtech).

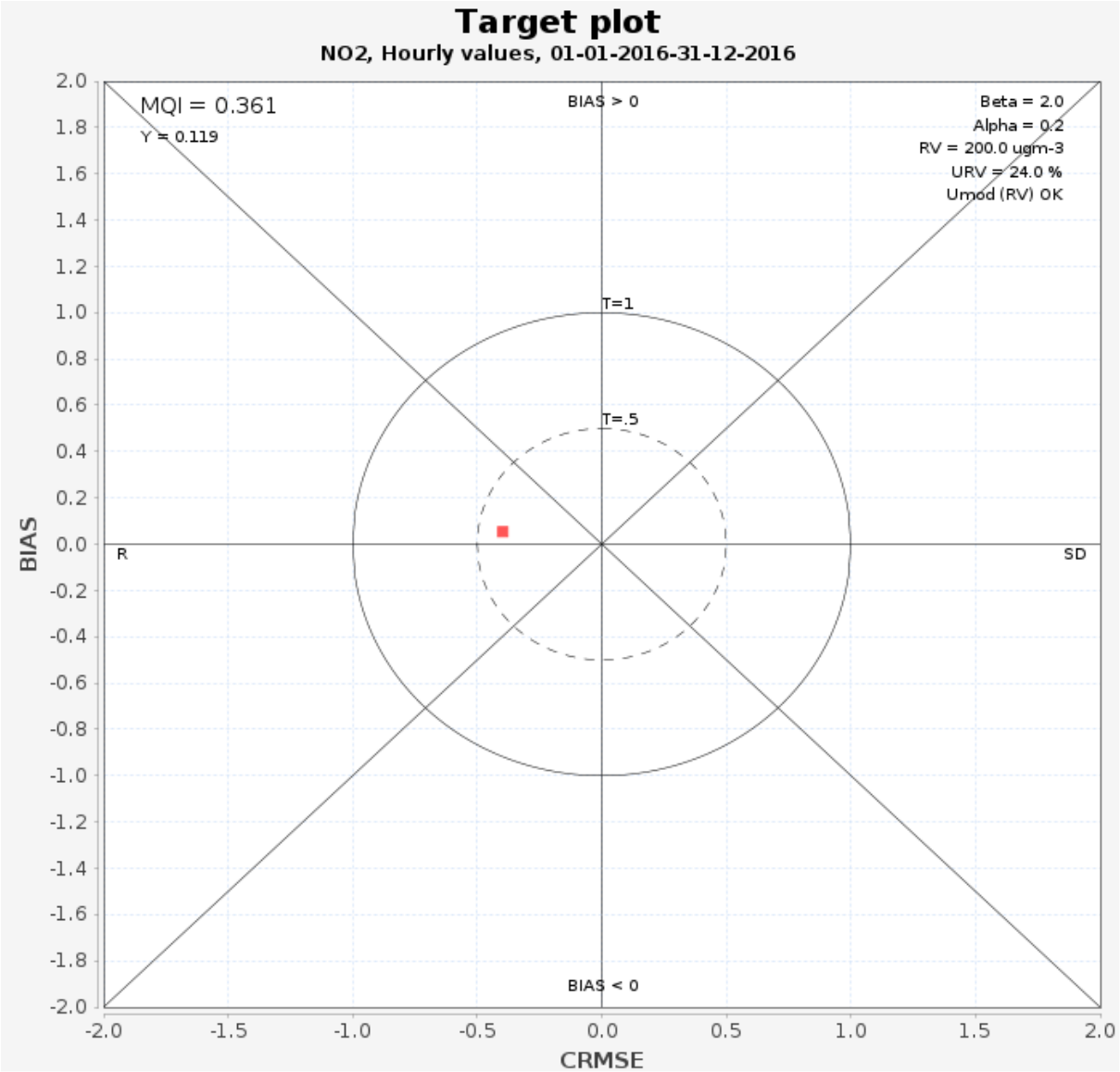
Ce travail a permis d'évaluer l'impact de la mise en place d'une mesure de réduction de vitesse maximale autorisée de façon théorique pour le dioxyde d'azote et les particules fines inférieures à 10 µm.

Les résultats de modélisation ont mis en évidence que réduire la vitesse de 20 km/h sur la portion d'autoroute A6 engendrait théoriquement une diminution de 8% des émissions d'oxydes d'azote et de 11% des émissions de particules fines (PM10). Ces diminutions des émissions engendrent une baisse de 7,4% maximum des concentrations de dioxyde d'azote (au centre de l'axe) et de 3,6% maximum pour les PM10. L'impact de la réduction de vitesse s'estompe logiquement au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'autoroute A6. A partir de 350 mètres de distance par rapport au centre de l'axe, l'effet est quasi nul (moins de 1% de différence entre les deux scénarios).

Toutefois la mise en place d'une telle mesure sur une année complète montre une baisse théorique du nombre de personnes exposées. Le modèle montre un gain d'environ 600 personnes qui ne seraient pas exposées à un seuil supérieur à 22 µg/m^3 en dioxyde d'azote (seuil à partir duquel l'abaissement de la vitesse a un impact) si l'on abaisse la vitesse à 110 km/h. L'impact de l'autoroute A6 sur les populations de la zone d'étude étant très faible en particules fines PM10, le modèle ne montre pas de différence notable entre un scénario à 130 km/h et à 110 km/h en moyenne sur l'année, du fait de la part importante des autres sources d'émissions de PM10 et des apports longues distances.

Annexe

Résultat des simulations 2016 à 130 km/h pour les dioxydes d'azote (réalisé avec l'outil delta tools) :



RETROUVEZ TOUTES
NOS **PUBLICATIONS** SUR :
www.atmo-bfc.org

Atmo Bourgogne-Franche-Comté

15 rue Mégevand, 25000 Besançon
Tél. : 03 81 25 06 60
Fax : 03 81 25 06 61
contact@atmo-bfc.org
www.atmo-bfc.org

Atmo
BOURGOGNE-FRANCHE-COMTÉ