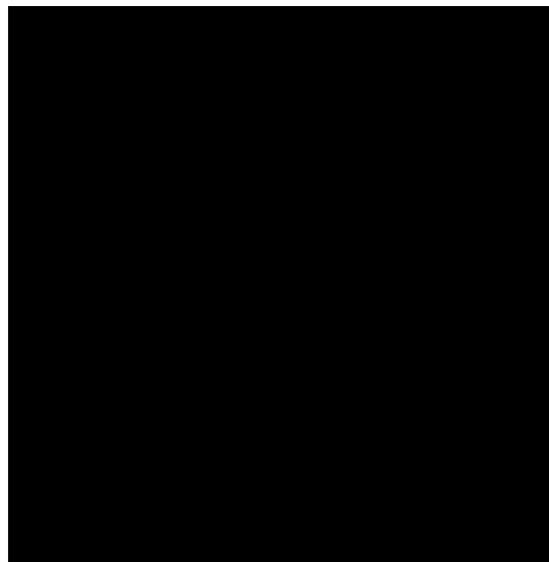




Rapport d'étude

Version 3.0
Novembre 2013



■ Intervenants

■ ASPA

Espace Européen de
l'Entreprise de Strasbourg
5 rue de Madrid
67300 Schiltigheim

Tél. : 03 88 19 26 66

Fax : 03 88 19 26 67

Contact :

Raphaèle DEPROST

■ NUMTECH

6, Allée Alan Turing
CS 60242
Parc Technologique de La Pardieu
63178 AUBIERE Cedex
Tel : 04 73 28 75 95 / Fax : 04 73 28 75 99
E-mail : numtech@numtech.fr

Contact :

Fabien Brocheton

E-mail : brocheton@numtech.fr

Rédaction : Julien GALINEAU

Vérification : Fabien BROCHETON

■ Table des matières

1. Contexte.....	5
2. Modèle et méthodologie	7
2.1. Le modèle ADMS-Urban	7
2.2. Les phénomènes physiques pris en compte par le modèle	9
2.3. La modélisation de l’Eurodistrict.....	10
2.4. Les sources d’émissions	18
2.5. La phase de calage de la chaîne de calcul	28
2.6. Les procédures de calage de la chaîne de calcul	28
2.7. Application sur le domaine de l’Eurodistrict.....	30
3. Analyse de la sensibilité d’ADMS à différentes données d’entrées météorologiques	44
3.1. Paramètres du run de référence	44
3.2. Présentation des configurations alternatives étudiées.....	45
3.3. Comparaison des résultats.....	49
4. Conclusions	54
Table des figures	55
Table des tableaux	56
Table des Annexes.....	57

Contexte



1. Contexte

Le projet Atmo-IDEE a pour objectif d'élaborer une procédure transrhénane de prévention atmosphérique dans l'Eurodistrict Strasbourg - Ortenau et le Rhin supérieur.

Pour cela, il est essentiel de disposer de données homogènes et cohérentes sur l'ensemble du domaine transfrontalier.

Dans ce cadre, Numtech a été sollicité pour mettre en place la modélisation de la pollution atmosphérique sur la zone de l'Eurodistrict afin de disposer d'un état des lieux de la distribution spatiale des concentrations en substances polluantes dans l'air ambiant sur la zone d'étude. Pour cela, un inventaire des émissions transfrontalier réalisé conjointement par l'ASPA et le LUBW a été mis à disposition.

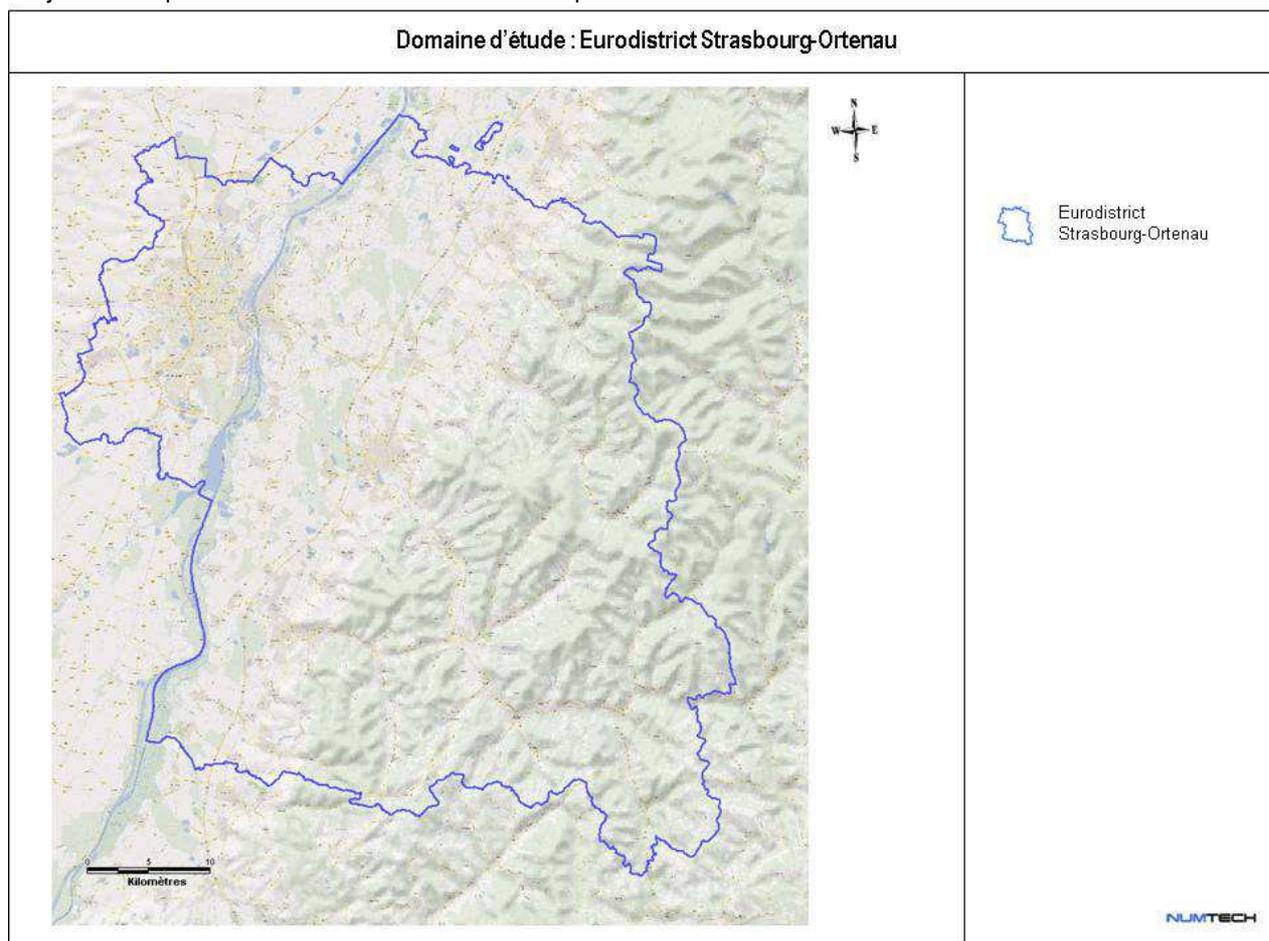


Figure 1 – Domaine d'étude : Eurodistrict Strasbourg-Ortenau

L'étude consiste donc dans un premier temps à réaliser un calage du modèle sur la zone d'étude afin de choisir les paramètres de modélisation nécessaires pour une bonne restitution spatiale et temporelle des concentrations observées.

De plus, étant donnée la taille importante du domaine d'étude, une étude de sensibilité sur les données d'entrées météorologiques a été menée afin de déterminer l'influence du choix de ces paramètres sur la qualité des résultats en sortie du modèle.

Modèle et méthodologie



- 2.1. Le modèle ADMS-Urban**
- 2.2. Les phénomènes physiques pris en compte par le modèle**
- 2.3. La modélisation de l’Eurodistrict**
- 2.4. Les sources d’émissions**
- 2.5. La phase de calage et l’évaluation de la chaîne de calcul**
- 2.6. Les procédures de calage de la chaîne de calcul**
- 2.7. Application au domaine de l’Eurodistrict**

2. Modèle et méthodologie

2.1. Le modèle ADMS-Urban

Le système de gestion de la qualité de l'air ADMS-Urban (McHugh et al 1997) repose sur le modèle de dispersion atmosphérique ADMS (*Atmospheric Dispersion Modelling System*) développé depuis 1993 par le *Cambridge Environmental Research Consultant* (CERC) et distribué en France et dans les pays francophones par NUMTECH.

ADMS-Urban, dans sa version 3 utilisée dans le cadre de cette étude, permet de prendre en compte la dispersion et la transformation simultanées de plusieurs polluants (NO_x, CO, SO₂, COV, particules...) émis par plus de 7500 sources différentes telles que :

- les routes et les trafics associés (jusqu'à 150 000 brins peuvent être considérés) ;
- les sources industrielles ponctuelles ;
- les sources diffuses (modélisées sous la forme de volumes ou de surfaces).

ADMS-Urban réalise des calculs en régime stationnaire pour une situation météorologique donnée. Les situations météorologiques sont réactualisées toutes les heures, ce qui permet de prendre en compte l'évolution temporelle des conditions météorologiques durant la journée. 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 adéquate, 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 (discrétisation du domaine) : la résolution varie du mètre à quelques centaines de mètres. De plus, le système permet un maillage « intelligent », en plaçant lui-même jusqu'à 5000 points de calculs (capteurs virtuels) aux endroits où les gradients de concentration sont importants (transects le long et au bord des grands axes). Il permet également de disposer des points « spécifiques » correspondant à des localisations particulières, très utiles dans le cadre d'une comparaison modèle / mesure ou dans l'élaboration de courbes d'effluents en fonction de la distance à la source. La grille de calcul utilisée dans le cadre de cette étude est décrite dans la section 2.3 de ce rapport.

ADMS-Urban est un modèle conçu pour travailler de l'échelle de la rue, avec une prise en compte des effets de turbulence liés au trafic et des effets « canyons », jusqu'à celle de l'agglomération (~ 40 x 40 km²), où des phénomènes tels que la photochimie ou la formation « d'îlots de chaleur urbains » sont considérés. Dans ce dernier cas, une valeur minimale de la longueur de Monin-Obukhov est par exemple utilisée pour prévenir la formation d'une atmosphère trop stable.

Outre le modèle de dispersion, le système comprend de nombreux modules permettant d'étudier la qualité de l'air à l'échelle de la rue/route, du quartier ou de l'agglomération :

- **Modèle de terrain** : à partir de paramètres météorologiques moyens, le modèle d'écoulements fluides FLOWSTAR calcule en 3D tous les champs de vent (résolution de l'ordre de 100 m) et de turbulence en prenant en compte l'effet de la topographie et de la rugosité du sol ;
- **Préprocesseur météorologique** : à partir de données météorologiques mesurées ou calculées, un préprocesseur météorologique calcule dans les 3 dimensions, les paramètres de la couche atmosphérique de dispersion (entre le sol et 2000 mètres d'altitude) ;
- **Modèle de dépôt** : calcul du dépôt sec et du lessivage des effluents par les pluies. Prise en compte de la taille des particules lors de la dispersion. Jusqu'à 10 tailles de particules peuvent être considérées, ce qui permet de prendre en compte des spectres dimensionnels de particules ;
- **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 des 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** : ADMS intègre un code photochimique (GRS : Generic Reaction Set¹) incluant la chimie des NO₂, NO, O₃ et COV (schéma de 7 réactions). Il utilise notamment les données de rayonnement solaire pour calculer les taux de photolyse. Un tel module est indispensable si l'on souhaite correctement estimer les concentrations de NO₂ notamment ;
- **Modèle des effets « Street Canyon »** : prise en compte des phénomènes de recirculation dans les rues, et de la turbulence provoquée par le passage des véhicules entre les bâtiments ;
- **Module statistique** : ce module permet notamment de faire des comparaisons directes avec les valeurs réglementaires.

Les principales données d'entrée à fournir au modèle sont les suivantes :

- des **données météorologiques**, généralement issues de mesures de surfaces à fréquence horaire (format Météo France). Les paramètres nécessaires sont la vitesse et la direction du vent, la température sous abri, la nébulosité et les précipitations ;
- des **données d'émission**, intégrant la localisation des sources, leur géométrie et leurs profils temporels d'émission ;
- Des **données topographiques** relatives au domaine d'étude : relief, occupation des sols et détail du bâti.

A partir de ces données, ADMS-Urban peut fournir :

- des résultats ponctuels à court terme (concentrations horaires, journalières) ou des données statistiques sur du long terme (moyennes annuelles, percentiles, valeurs maximales...) ;
- des cartographies réalisées via des SIG et des outils de visualisation connus (ARCVIEW, MAPINFO, SURFER).

¹ Azzi M. & Johnson G. (1992), An Introduction to the Generic Reaction Set Photochemical Smog Mechanism, Proc. 11th Clean Air Conf. 4th Regional IUAPPA Conf., Brisbane, Australia.

2.2. Les phénomènes physiques pris en compte par le modèle

Le **Tableau 1** rappelle les phénomènes pris en compte dans le cadre de cette étude.

Phénomène physique	Pris en compte par le modèle dans l'étude	Commentaires
Météorologie locale	oui	Données horaires issues de la station Météo France d'Entzheim ainsi que des campagnes de mesures météorologiques réalisées dans le cadre de ce projet
Description verticale de la turbulence atmosphérique	oui	Les relations déterminant la variation verticale de la turbulence sont issues d'une analyse d'échelle de type « Monin Obukhov » utilisant plusieurs paramètres d'échelle comme la longueur de Monin Obukhov, la vitesse de cisaillement ou la hauteur de couche limite.
Cycle diurne du développement de la couche de mélange atmosphérique	oui	En journée, la hauteur de couche limite est calculée par un module non stationnaire c'est à dire dépendant du temps. Il intègre donc non seulement les conditions météorologiques de l'heure courante mais aussi l'évolution de ces dernières lors des heures précédentes.
Traitement spécifique des conditions météorologiques convectives (rabattement des panaches près du sol)	oui	L'atmosphère convective se caractérise généralement par des mouvements ascendants forts mais peu étendus spatialement et des mouvements descendants vastes mais peu intenses. Il en découle une loi de distribution des vitesses verticales particulière qui a pour conséquence une dispersion non gaussienne des panaches dans ce type d'environnement. Ce processus est pris en compte dans ADMS.
Surélévation des panaches à l'émission	oui	Modèle intégral de trajectoire 3D pour les sources canalisées
Nature des sols rencontrés	oui	Dans ADMS les sols sont principalement caractérisés par une hauteur de rugosité. Cette grandeur caractérise l'intensité du frottement exercé par le sol sur l'écoulement atmosphérique. Il a donc une influence sur la vitesse du vent et l'intensité turbulente à proximité de la surface.
Evolution chimique des rejets gazeux dans l'environnement	oui	Pour le NO ₂ et l'O ₃ , le module GRS a été utilisé pour le calcul des concentrations.
Pollution de fond	oui	Estimée à partir des mesures réalisées en continu aux stations fixes ASPA et LUBW
Variabilité temporelle des émissions	oui	Suivant les profils temporels fournis par l'ASPA
Effet de la topographie (relief) sur la dispersion des panaches	non	Effets de relief non pris en compte en raison de la taille du domaine. De plus la présence de relief apparaît dans les zones de faibles émissions, l'impact sur les concentrations serait donc faible.
Nature particulière des poussières	non	Effets du dépôt sec et humide pris en compte directement au travers de la pollution de fond.
Effets « canyon »	oui	Prise en compte des phénomènes de surconcentration dans les rues et voies encaissées

Tableau 1 - Phénomènes physiques pris en compte dans la modélisation

2.3. La modélisation de l'Eurodistrict

Cette partie présente les données environnementales utilisées dans le modèle pour cette étude : définition des domaines d'étude et grilles de calcul, topographie et nature des sols, données météorologiques, polluants étudiés et pollution de fond associée.

■ Définition des domaines d'étude et des grilles de calcul

Le domaine d'étude couvrant l'ensemble de l'Eurodistrict Strasbourg - Ortenau s'étend sur une zone de 58 x 64km.

L'étendue du domaine, les contraintes de modélisation et le nombre important de sources modélisées ont par ailleurs nécessité de découper le domaine d'étude en 8 zones de modélisation. Les zones 1 à 3 représentent le cœur du domaine urbain et les autres zones s'éloignent progressivement (Figure 2).

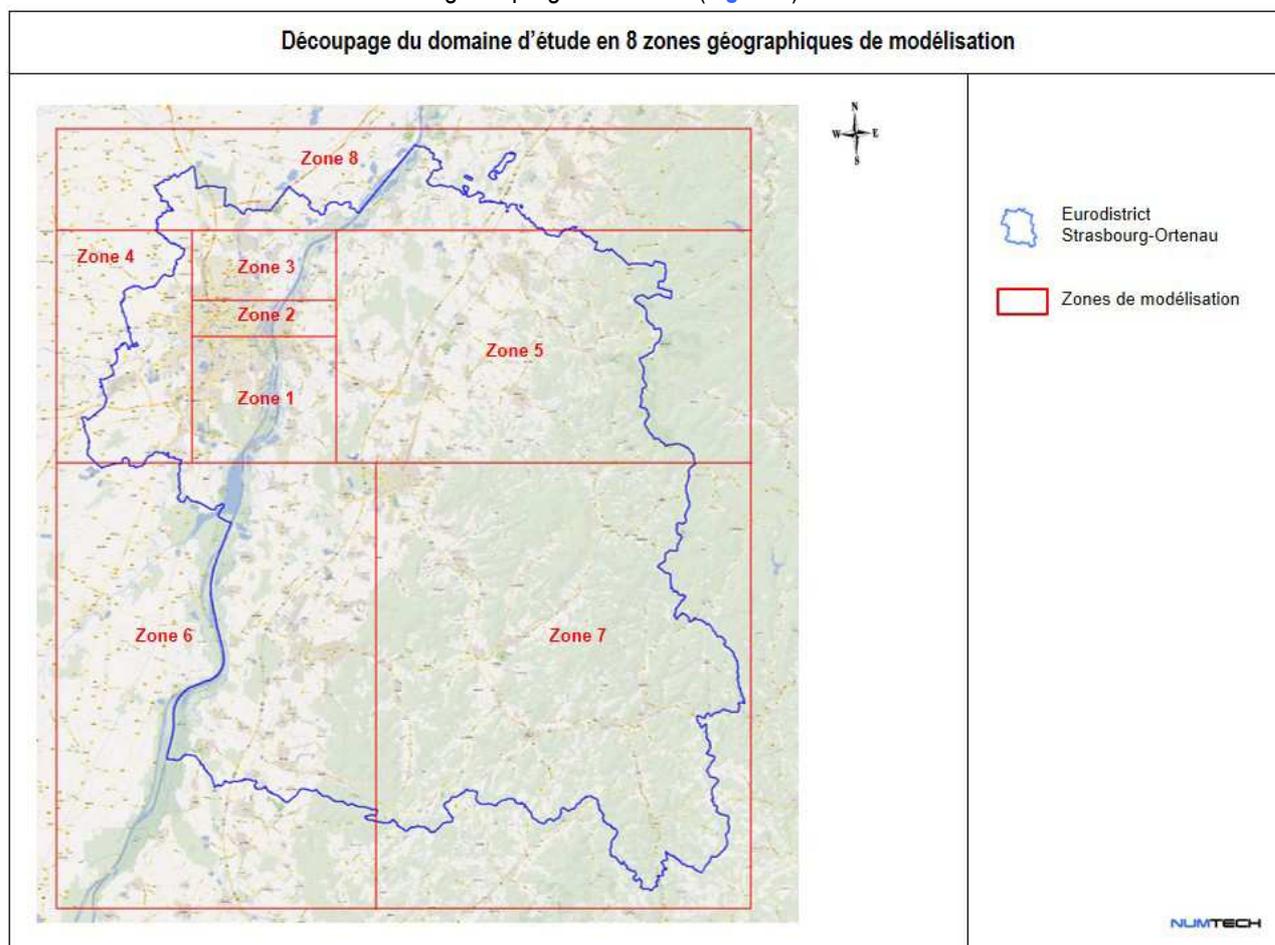


Figure 2 – Découpage du domaine d'étude en 8 zones géographiques de modélisation

La modélisation consiste à couvrir le domaine d'étude par une grille de calcul, dans laquelle les concentrations en polluants sont simulées en chaque point. Le maillage est composé :

- d'une grille régulière de 1000 mètres de résolution couvrant l'extérieur de l'Eurodistrict ;
- d'une grille régulière de 400 mètres de résolution couvrant l'intérieur de l'Eurodistrict ;
- d'une grille régulière de 200 mètres de résolution en zone urbaine dense et autour des sources industrielles ;
- de points type maillage intelligent ADMS :
 - Pour les axes avec une émission en NOx < 0.04 g/km/s : 1 transect de 4 points tous les 60 mètres
 - Pour les axes avec une émission en NOx comprise entre 0.04 g/km/s et 0.6 g/km/s : 1 transect de 4 points tous les 50 mètres
 - Pour les axes avec une émission en NOx > 0.6 g/km/s : 1 transect de 4 points tous les 40 mètres

La grille comprend au total 155004 points de calcul (Figure 3 et Figure 4) répartis sur les zones de calcul de la façon suivante :

- | | | |
|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| ▪ Zone 1 : 17569 points | ▪ Zone 4 : 14143 points | ▪ Zone 7 : 32106 points |
| ▪ Zone 2 : 11317 points | ▪ Zone 5 : 37015 points | ▪ Zone 8 : 7850 points |
| ▪ Zone 3 : 9306 points | ▪ Zone 6 : 25698 points | |

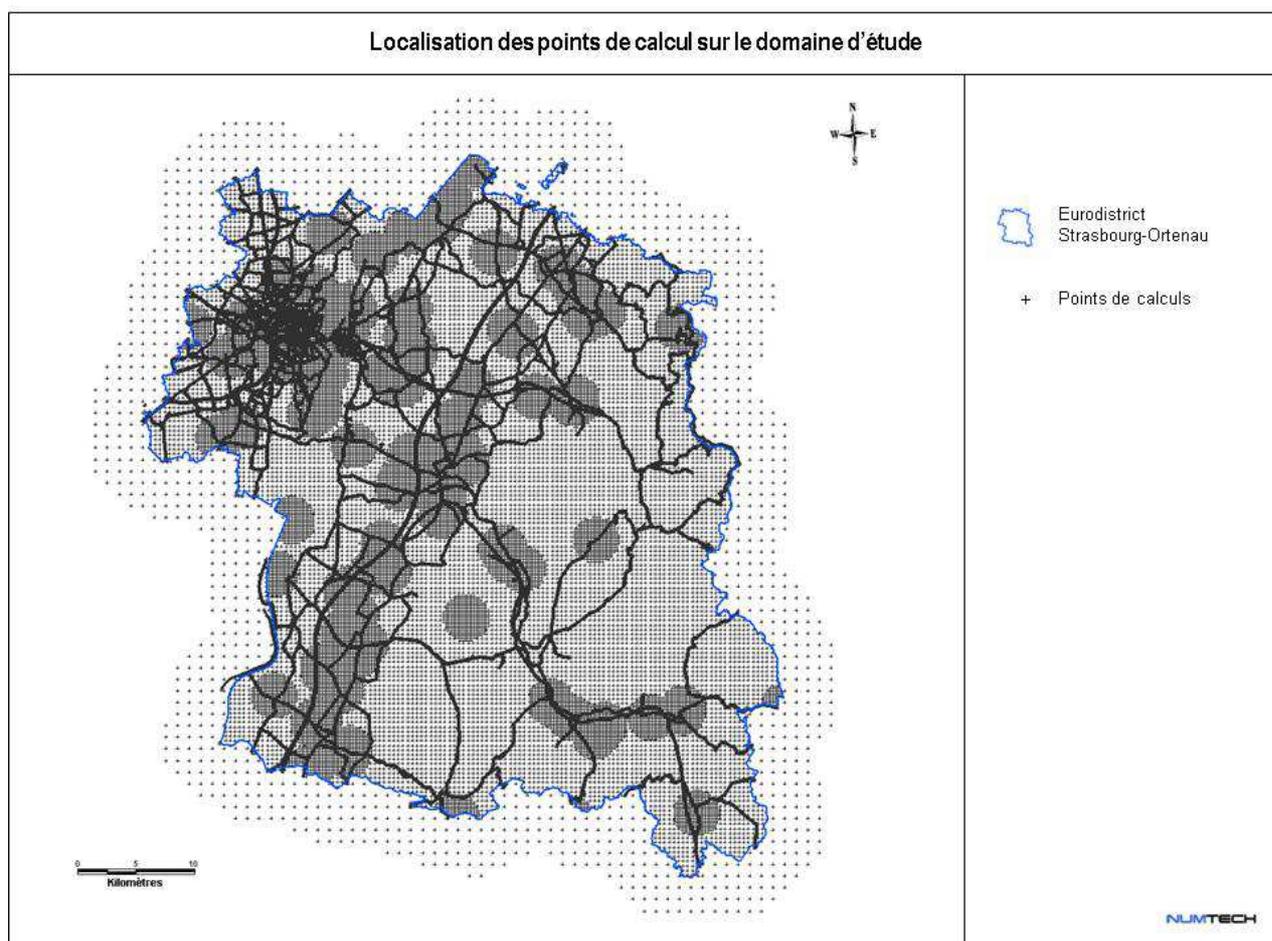


Figure 3 – Représentation de la grille de calcul adoptée pour le modèle ADMS

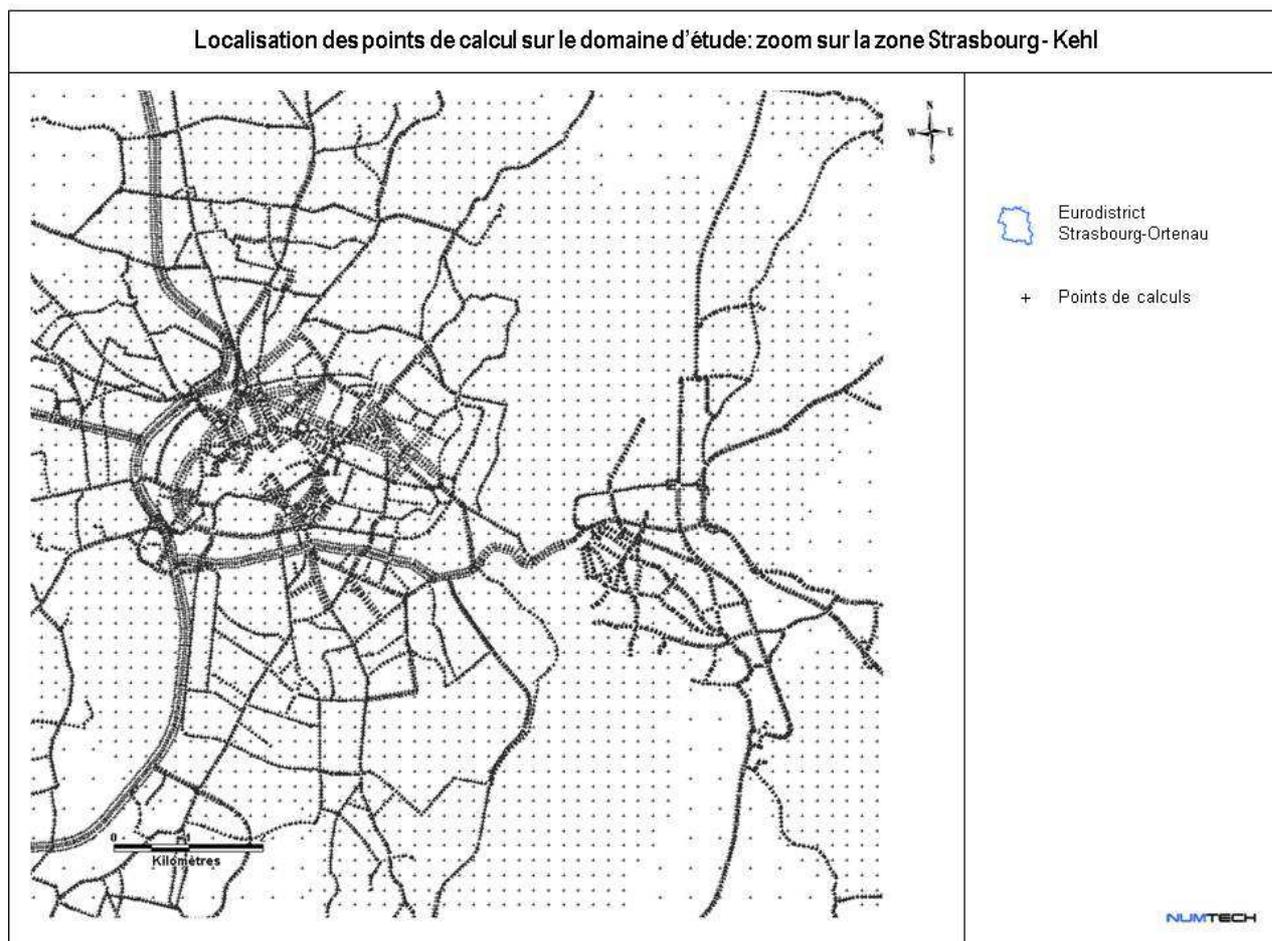


Figure 4 – Représentation de la grille de calcul: zoom sur la zone de Strasbourg - Kehl.

Les calculs des concentrations ont également été réalisés pour 24 points récepteurs correspondant (Figure 5) :

- aux stations fixes de mesures du réseau ASPA
- aux stations fixes de mesures du réseau LUBW
- à des points de mesures temporaires (tubes passifs et laboratoires mobiles) placés sur la zone d'étude pendant deux périodes : estivale du 15 mai 2012 au 7 août 2012, et hivernale du 6 décembre 2012 au 28 février 2013.

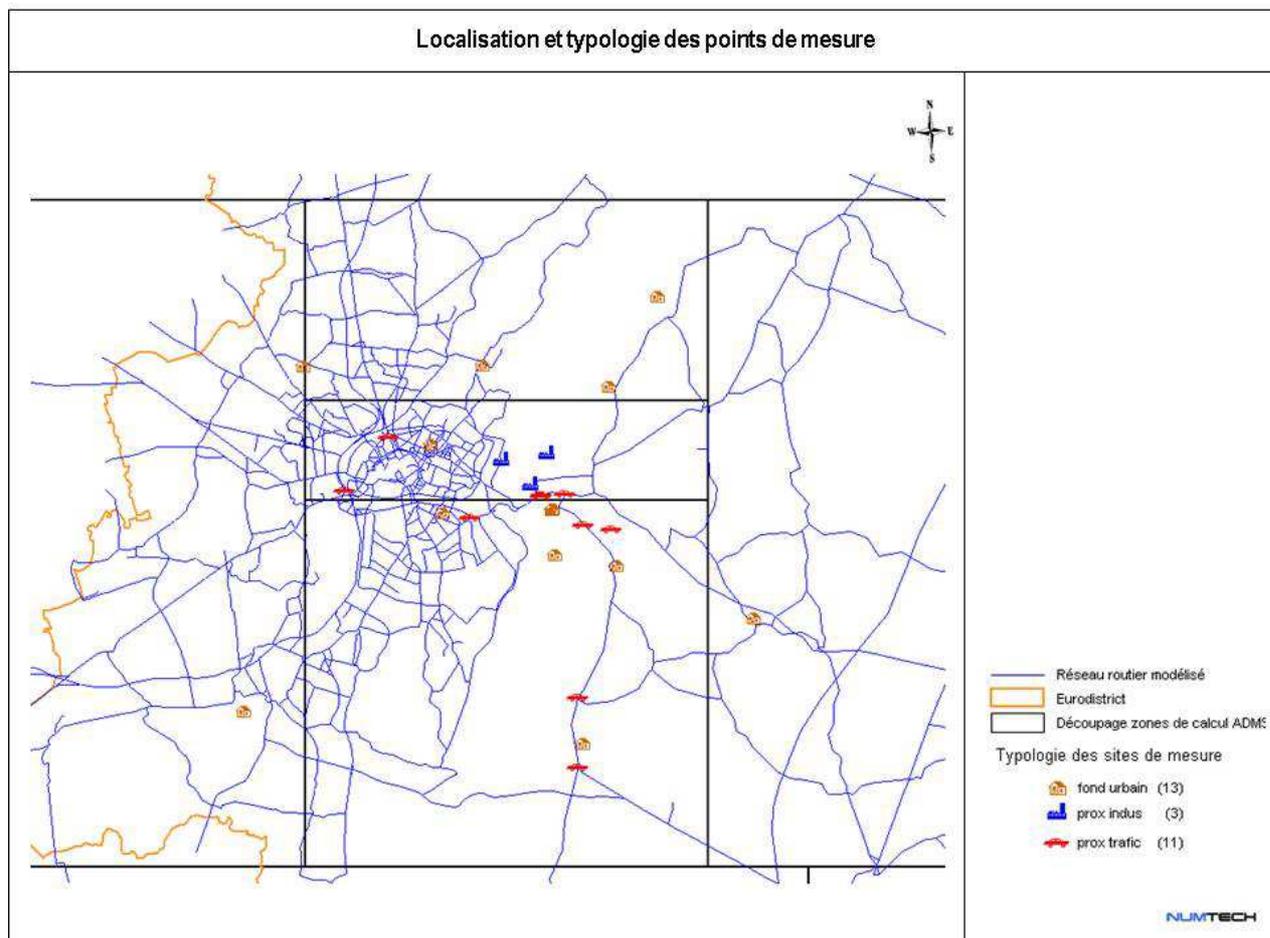


Figure 5 – Localisation des points de mesure

■ Occupation des sols et topographie

La nature des sols, pouvant influencer la progression des panaches, a été 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} mètres (surface désertique) et environ 1.5 mètres pour les sols urbains les plus denses. Compte tenu de la taille du domaine d'étude les valeurs de rugosité peuvent être variables. Toutefois l'intégration d'une rugosité variable entraînant une forte augmentation des temps de calculs, il a été choisi d'utiliser des valeurs de rugosité fixe caractéristique du milieu urbain pour coïncider avec la localisation des principales sources de pollution. Sur la zone d'étude, les valeurs de rugosité appliquées sont :

- de 0.9 m caractéristique d'un milieu urbain ;
- de 0.5 m pour le site de la station météorologique se situant près de l'aéroport (terrain plus dégagé).

Ces valeurs correspondent aux valeurs utilisées par l'ASPA dans le cadre de sa configuration ADMS calée sur l'agglomération strasbourgeoise.

Les effets du relief sur la dispersion des polluants ont été négligés sur le domaine d'étude.

■ 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 qui sont représentatives de la climatologie locale et en particulier des mouvements d'air dans les premières couches atmosphériques.

L'étude s'est appuyée sur les paramètres météorologiques (température, précipitations, vitesse et direction du vent, rayonnement solaire) mesurés à fréquence horaire par Météo France à la station de Strasbourg Entzheim, située près de l'aéroport. Toutefois, pour la phase de calage, elles ont été complétées par des valeurs de stabilité issues du modèle WRF de l'ASPA (longueur de Monin-Obukhov, hauteur de couche limite), disponibles également à fréquence horaire. Des tests ont également réalisés à partir de données issues des mesures réalisées lors de la campagne de mesure météo ainsi que par des données issues de stations de mesure allemandes.

L'ensemble de ces données (mesurées en station fixe et calculées) ont été fournies par l'ASPA et le LUBW sur la période du 1^{er} janvier 2012 au 30 juin 2013. Pour les données issues des campagnes de mesures les périodes couvertes sont plus courtes et couvrent une période estivale du 11 juillet 2012 au 11 septembre 2012 et une période hivernale du 16 janvier 2013 au 4 mars 2013.

■ Le vent

La [Figure 6](#) présente la localisation des stations présentant des mesures de données météorologiques. La [Figure 7](#) présente la rose des vents issue des mesures enregistrées sur la station Entzheim de Météo France du 15 mai 2012 au 15 mai 2013.

Ces figures montrent que les vents dominants sont très majoritairement orientés sud, et dans une moindre mesure de secteur nord nord-est, pour toute l'année. L'influence de la vallée du Rhin est significative. La majorité des conditions de vents sont situées entre 1.5 et 3 m/s avec une moyenne sur la période considérée de 2.8 m/s.

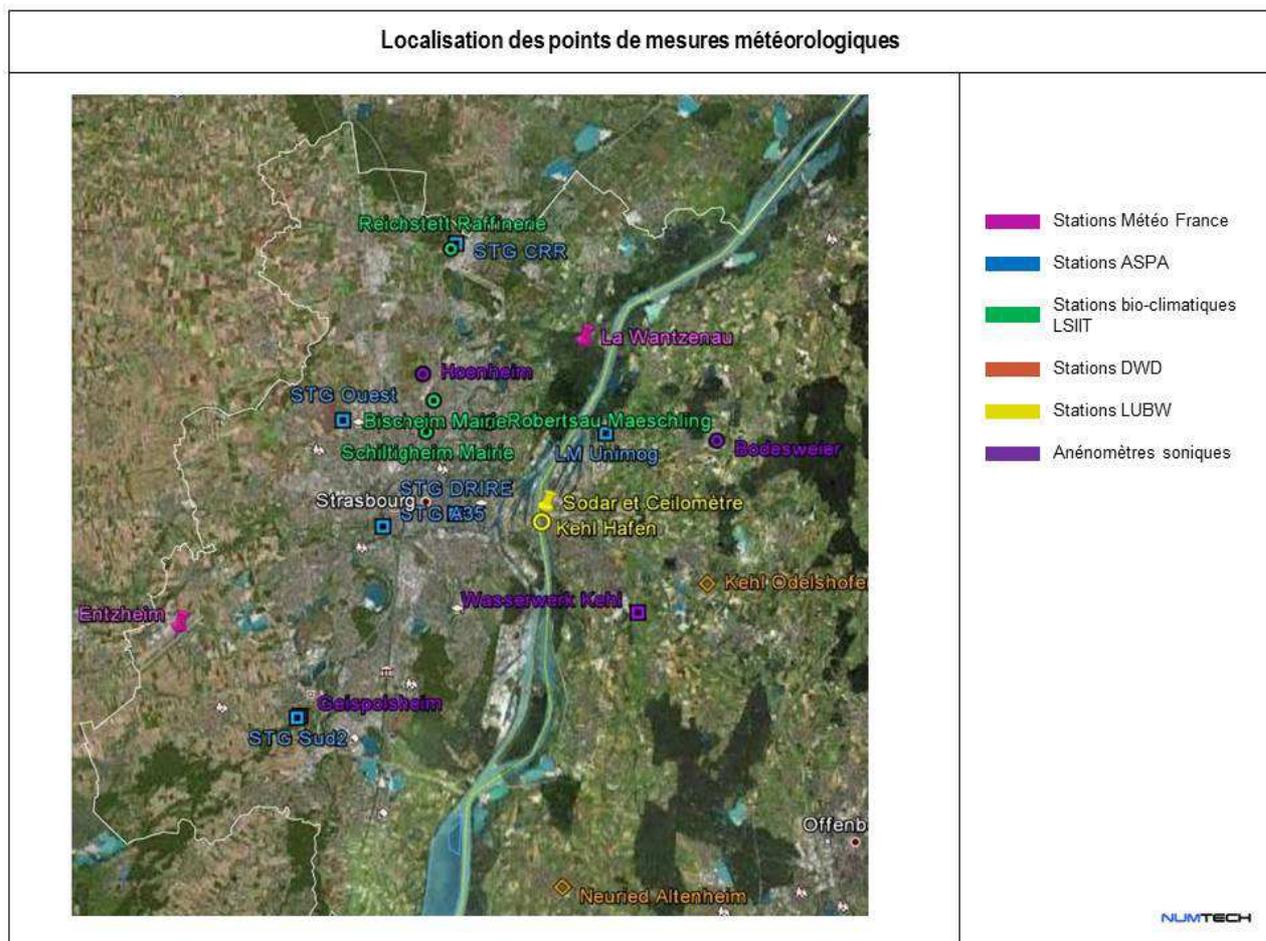


Figure 6 – Localisation des points de mesures météorologiques

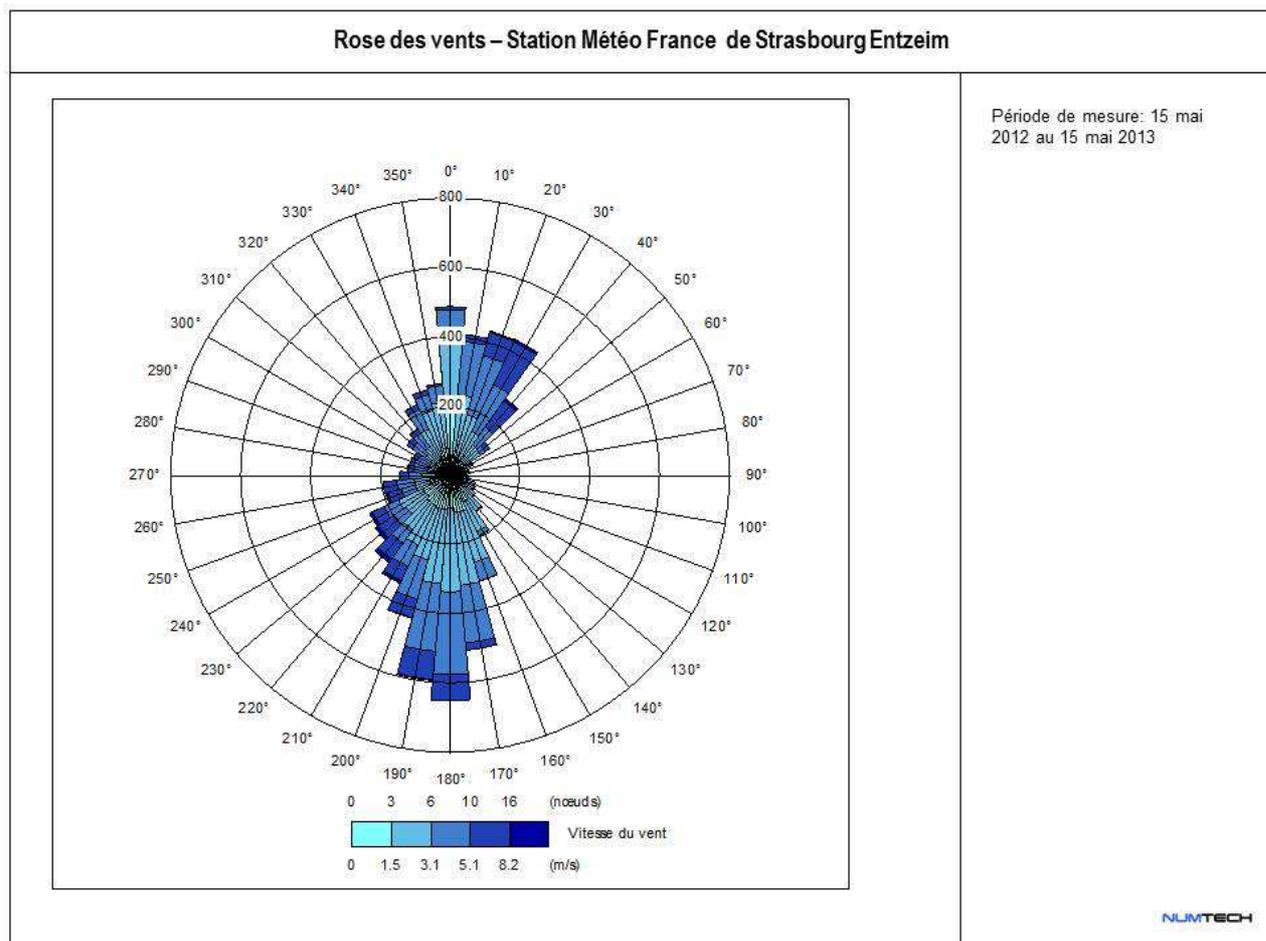


Figure 7 – Rose des vents issue de la station Météo France de Strasbourg Entzheim pour l'année de référence (15 mai 2012 au 15 mai 2013)

■ Gradient thermique et stabilité de l'atmosphère

La stabilité de l'atmosphère, déterminante pour la dispersion des polluants, est habituellement déterminée à partir des données de température et de nébulosité. Les données de nébulosité mesurée sur la station d'Entzheim n'étant pas exploitables, une valeur de rayonnement solaire a été utilisée. Ce paramètre étant nul la nuit, le modèle ne peut évaluer correctement la stabilité de l'atmosphère durant les périodes nocturnes. Pour corriger ce problème, des données issues des modèles régionaux de qualité de l'air utilisés à l'ASPA (mode analyse) ont été intégrées en complément :

- la hauteur de couche limite extraite du modèle WRF,
- la longueur de Monin-Obukhov extraite du modèle CHIMERE.

■ Les polluants modélisés

Il s'agit des polluants suivants :

- le dioxyde d'azote (NO₂) ;
- les poussières (PM₁₀ et PM_{2.5}) ;
- le benzène (C₆H₆) ;
- l'ozone (O₃).

Les poussières et le benzène ont été assimilés à des traceurs passifs.

Cas spécifique des NO_x et de l'ozone (O₃)

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 est donc important 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...

Les concentrations en NO₂ et en ozone simulées dans cette étude ont été obtenues en activant le module chimique GRS (*Generic Reaction Set*) sans le modèle de trajectoire d'ADMS-Urban. Une pollution de fond en NO_x, NO₂, O₃ et COV a également été intégrée aux calculs.

2.4. Les sources d'émissions

Ce paragraphe présente les sources d'émissions considérées pour l'étude de dispersion.

Les émissions d'origine anthropique et biogénique prises en compte dans les modélisations ont été fournies par l'ASPA sous la forme d'un inventaire d'émission. Cet inventaire des émissions (ou cadastre) nous permet de connaître la répartition des émissions des polluants étudiés par secteurs d'activités sur l'Eurodistrict. A l'origine, cet inventaire est structuré selon la nomenclature européenne SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution) : les activités émettrices sont classées par catégories et sous-catégories d'activité.

Les principales sources prises en compte sont :

- le trafic routier (réseau principal et secondaire) ;
- les sources industrielles ponctuelles et surfaciques ;
- les autres sources : émissions liées aux activités du secteur résidentiel et tertiaire, émissions biogéniques...

La [Figure 9](#) ci-après synthétise l'approche de modélisation employée dans le cadre de cette étude.

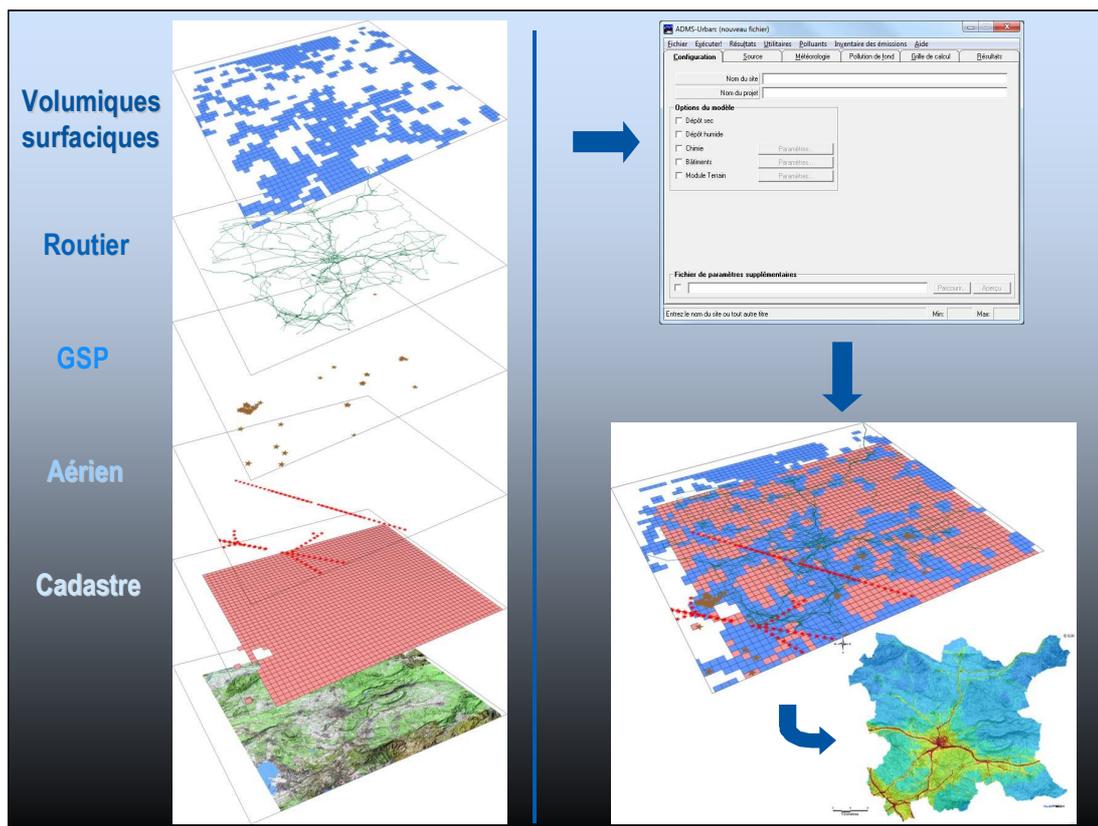


Figure 9 – Méthodologie d'intégration des sources d'émission dans ADMS-Urban

Toutes ces informations ont été utilisées dans les calculs :

- le cadastre a été modélisé pour prendre en compte de façon exhaustive toutes les émissions (cadastre kilométrique de 72 x 62 km) ;
- les sources ont été intégrées de façon détaillée sur une zone plus large que le domaine d'étude afin de limiter les effets de bord aux limites de la grille de calcul.

■ Cadastre des émissions

La globalité des émissions disponibles sur le domaine ont été modélisées d'une part explicitement dans le modèle ADMS-Urban et d'autre part sous la forme d'un cadastre d'une résolution de 2km (Figure 10). Chaque maille de ce cadastre contient alors la totalité des émissions (routières, industrielles, naturelles, tertiaires, ...).

De manière générale, ce cadastre permet d'intégrer aux simulations toutes les sources qui ne seraient pas modélisées explicitement (permettant ainsi, de limiter le nombre de sources modélisées, de découper le domaine en plusieurs zones, ...). Si un cadastre exhaustif est intégré dans le modèle, les concentrations calculées par ADMS résultent alors :

- d'une part de la dispersion des sources modélisées explicitement et ;
- d'autre part de la dispersion des émissions de la source cadastre auxquelles sont soustraites les émissions des sources modélisées explicitement.

Ceci est particulièrement utile lorsqu'il est nécessaire de découper le domaine en plusieurs zones, ce qui est le cas dans cette étude. Ainsi, par exemple, les concentrations simulées sur le domaine de calcul 1 tiennent compte des émissions des domaines de calcul 2 à 8 par l'intermédiaire du cadastre.

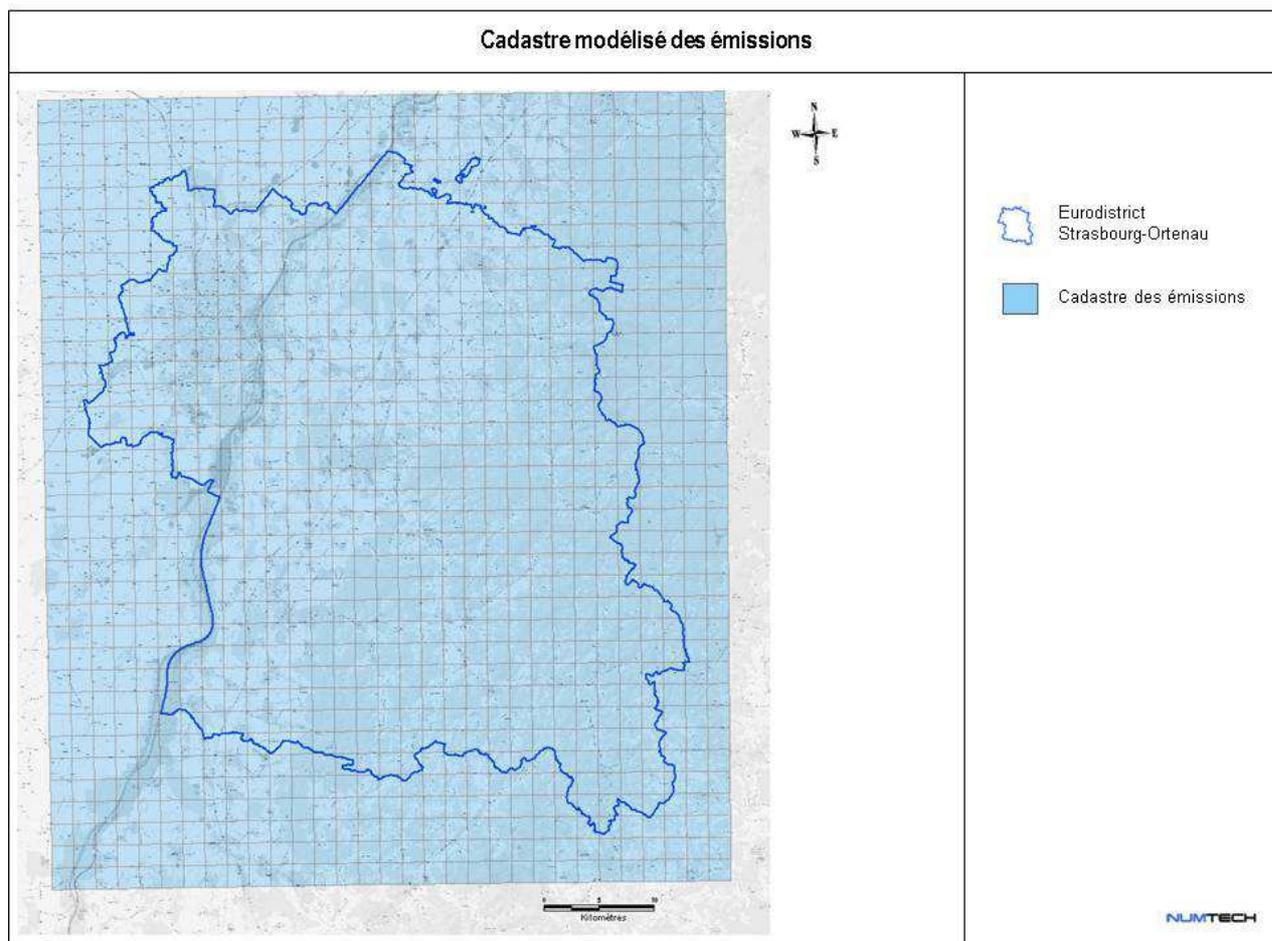


Figure 10 – Visualisation des contours du cadastre kilométrique modélisé

Chaque maille du cadastre est modélisée comme une source volumique dont la hauteur fixée doit être suffisante pour contenir la majorité des sources présentes sur le domaine, soit 10m. Les émissions sont considérées comme uniformément réparties à l'intérieur de ces volumes. Les émissions en NO_x et en poussières pris en compte dans les simulations sont présentées respectivement sur les [Figure 11](#) et [Figure 12](#).

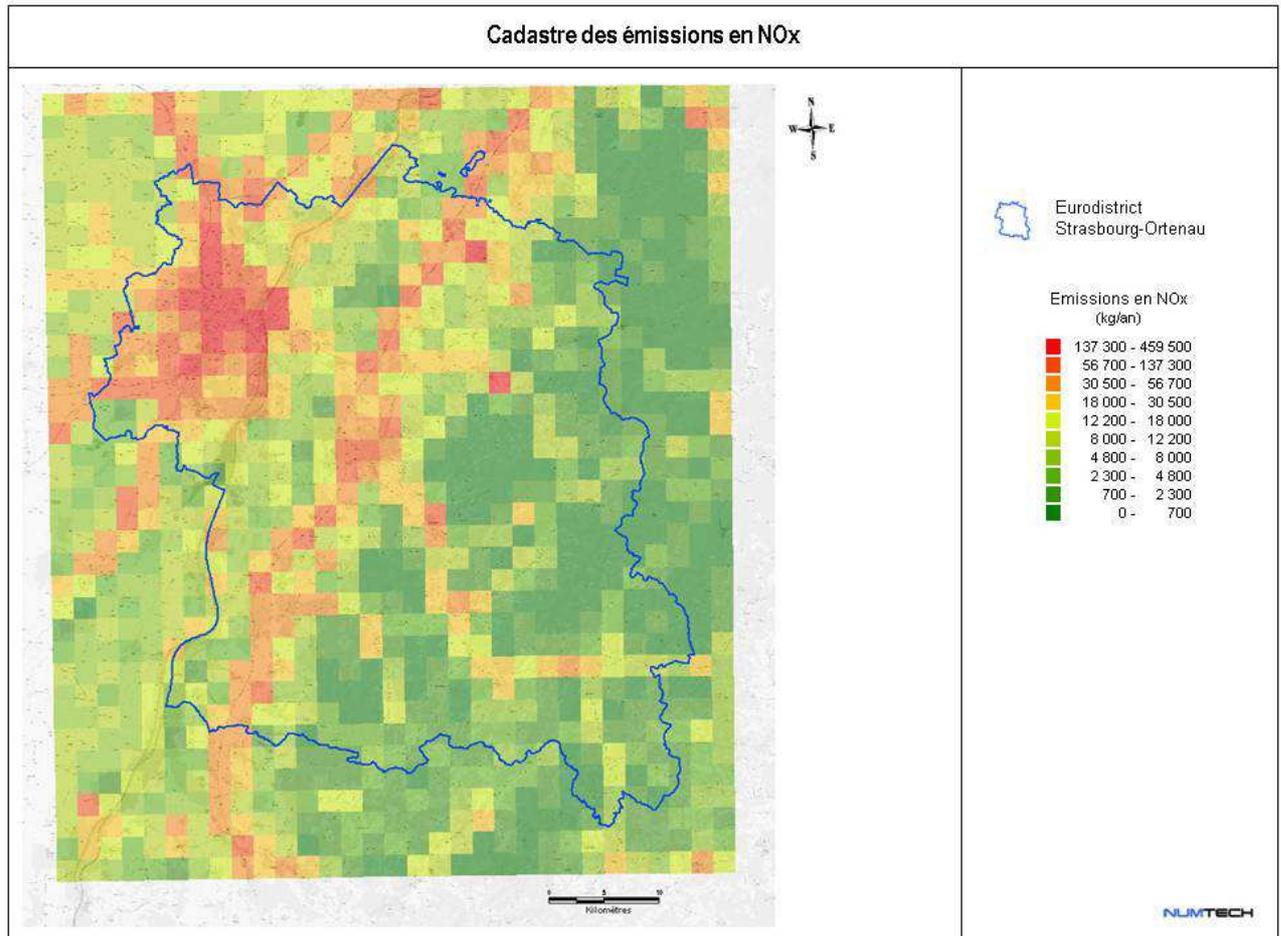


Figure 11 – Emissions totales en NO_x (kg/an)

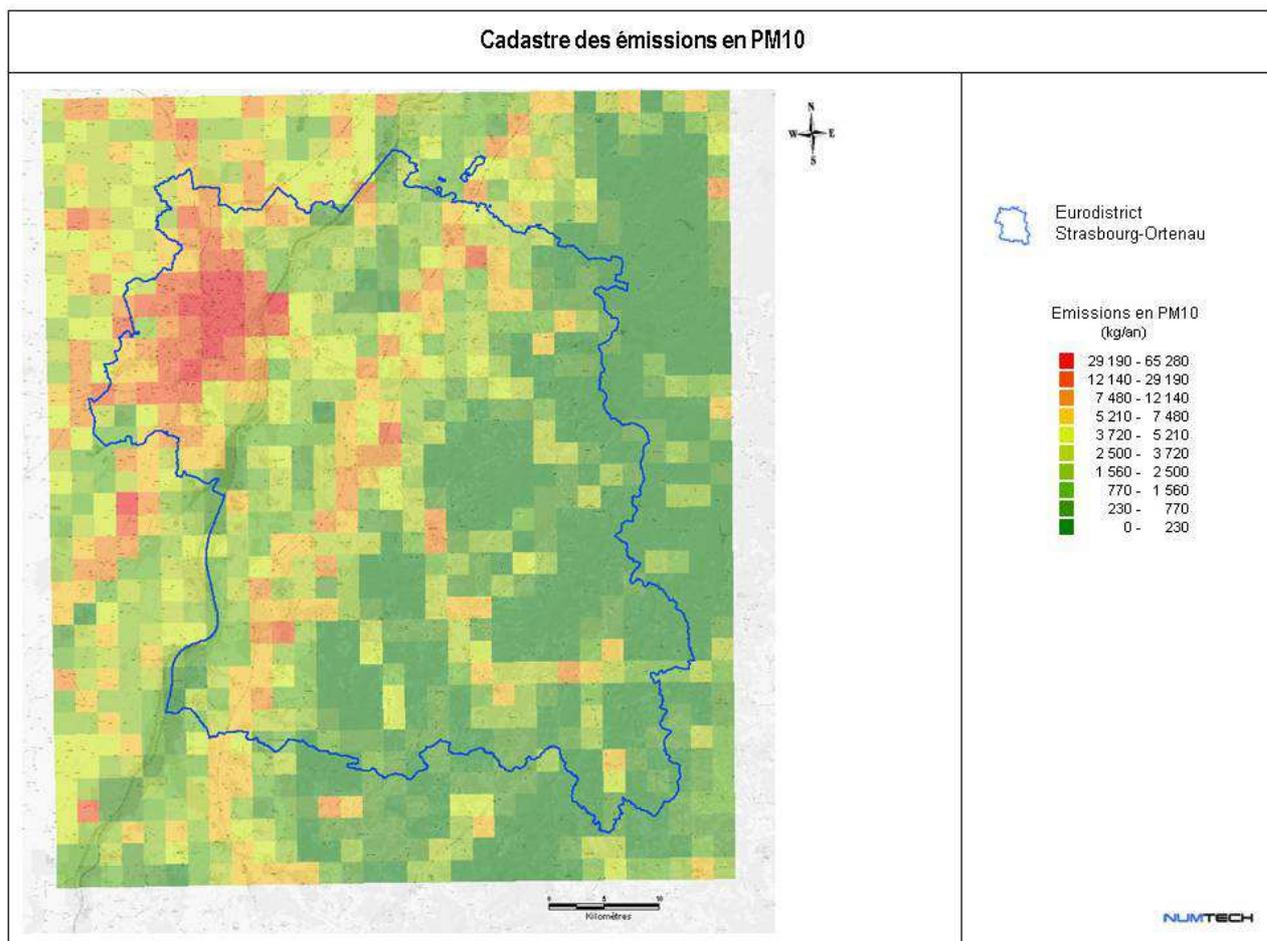


Figure 12 – Emissions totales en poussières (kg/an)

■ Sources modélisées explicitement

Un certain nombre de sources ont été modélisées explicitement :

- Le trafic routier principal,
- Les Grandes Sources Ponctuelles (GSP),
- Les sources volumiques des secteurs d'activités prépondérants en termes d'émissions.

■ Trafic routier principal

Le réseau routier principal fourni par l'ASPA a été modélisé explicitement dans ADMS. Il est constitué de plus de 2 000 axes routiers sur le domaine d'étude (Figure 13).

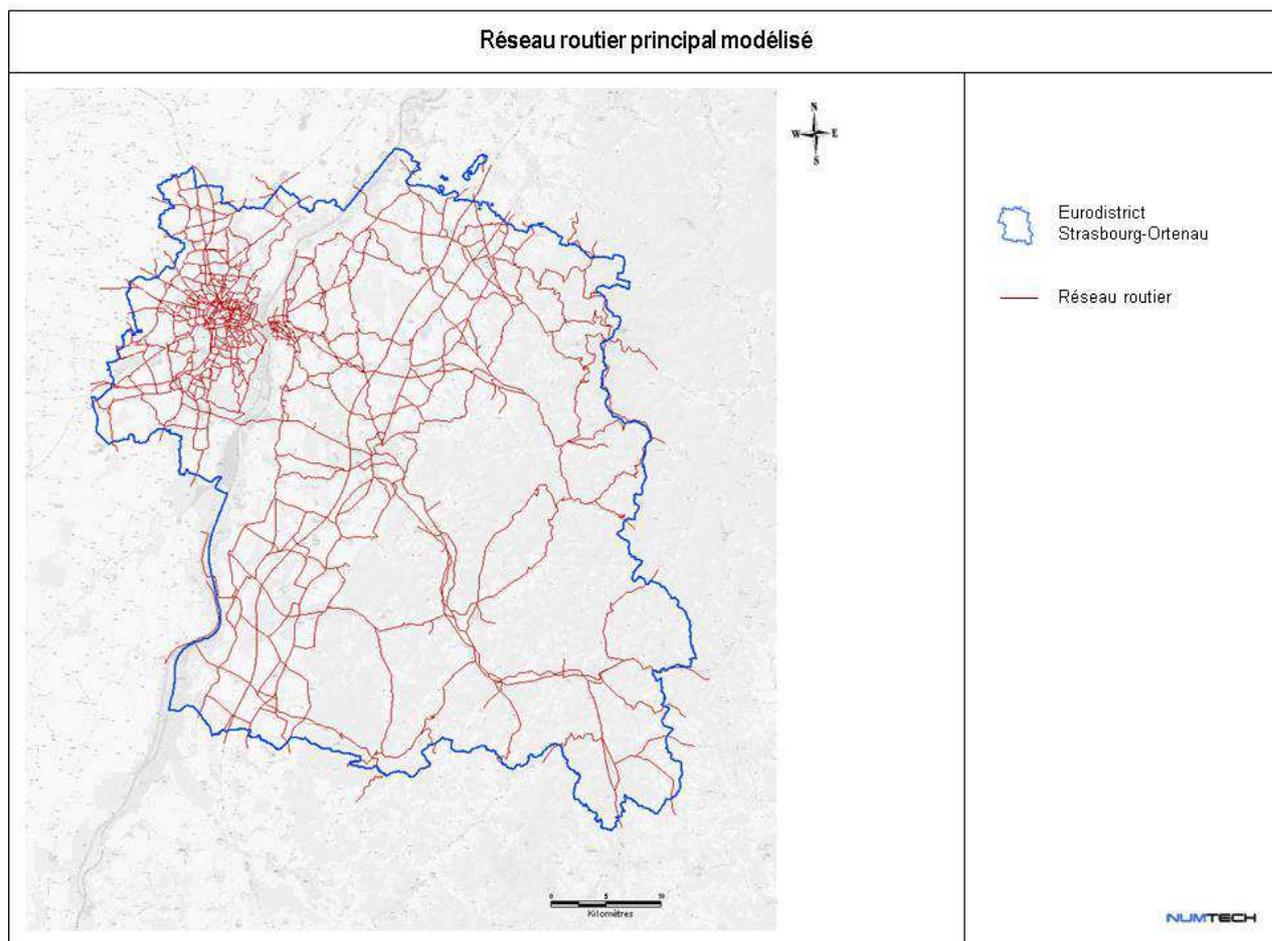


Figure 13 – Réseau routier principal modélisé

La largeur et la hauteur des rues de type « canyon » sont des paramètres qui permettent de prendre en compte, dans le calcul par modélisation, l'effet de confinement dû à la présence de bâtiments de part et d'autre des axes modélisés. Lorsque le rapport de la hauteur des bâtiments présents sur la largeur des voies est suffisamment important, l'« effet canyon » entraîne une augmentation des concentrations simulées au niveau des routes.

Ces paramètres, fournis par l'ASPA, ont été intégrés dans les calculs (**Figure 14**).

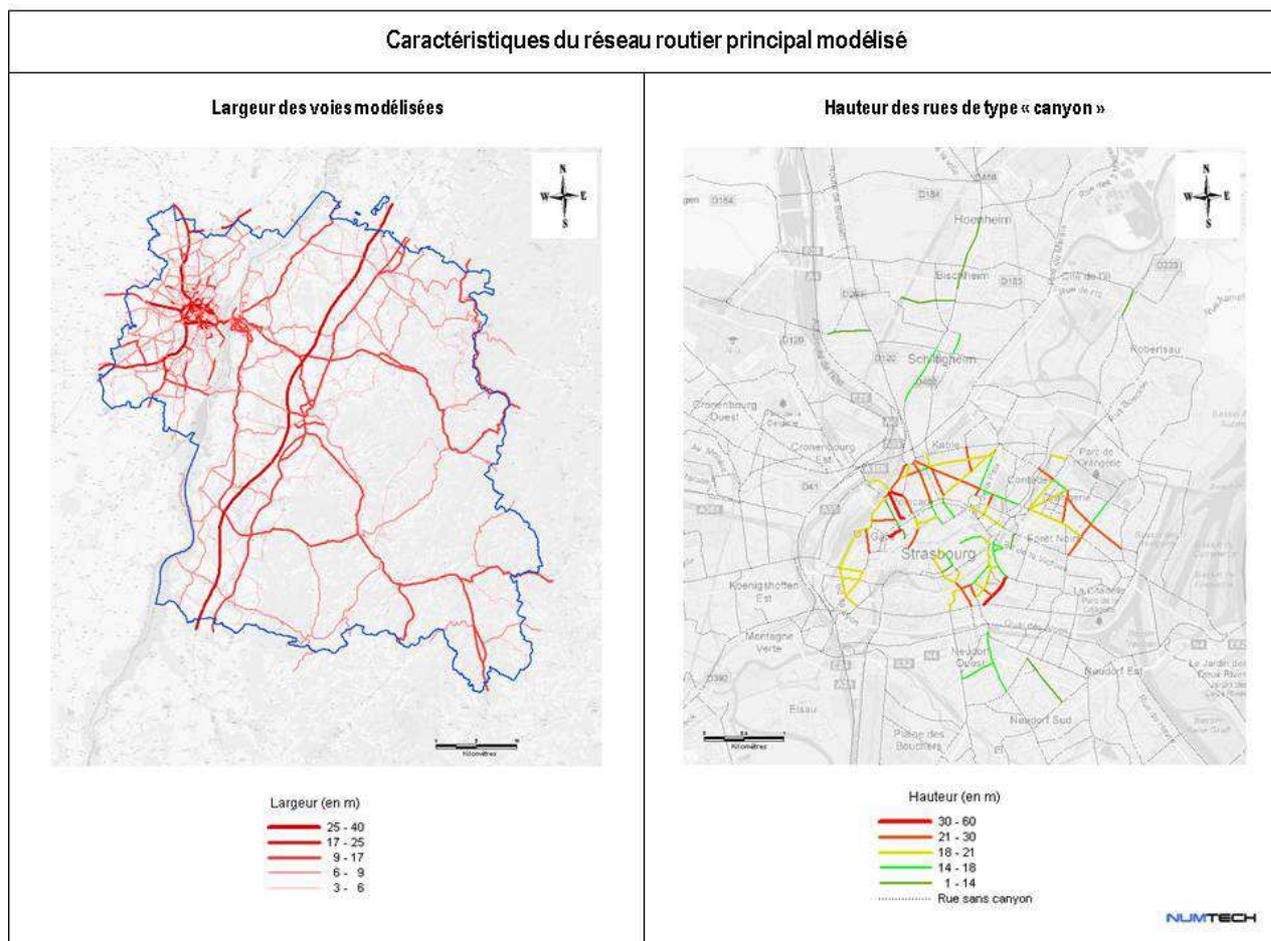


Figure 14 – Caractéristiques du réseau routier modélisé (largeur et hauteur des rues de type « canyon »)

Les profils temporels journaliers et le profil mensuel associés au trafic routier, fournis par l'ASPA, ont été intégrés dans les calculs ADMS (**Figure 15** et **Figure 16**). On peut remarquer qu'une distinction a été faite pour les profils journaliers entre les jours ouvrés, les samedis et les dimanches. L'ensemble des profils utilisés sont basés sur des mesures de trafic horaires disponibles sur différents axes. Ces profils ont été appliqués à l'ensemble du réseau routier principal (et secondaire).

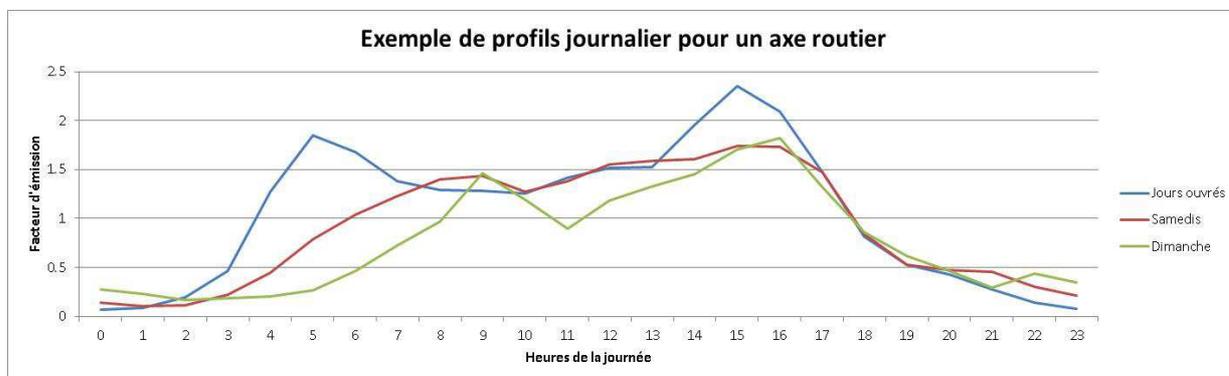


Figure 15 – Exemple de profils journaliers pour un axe routier

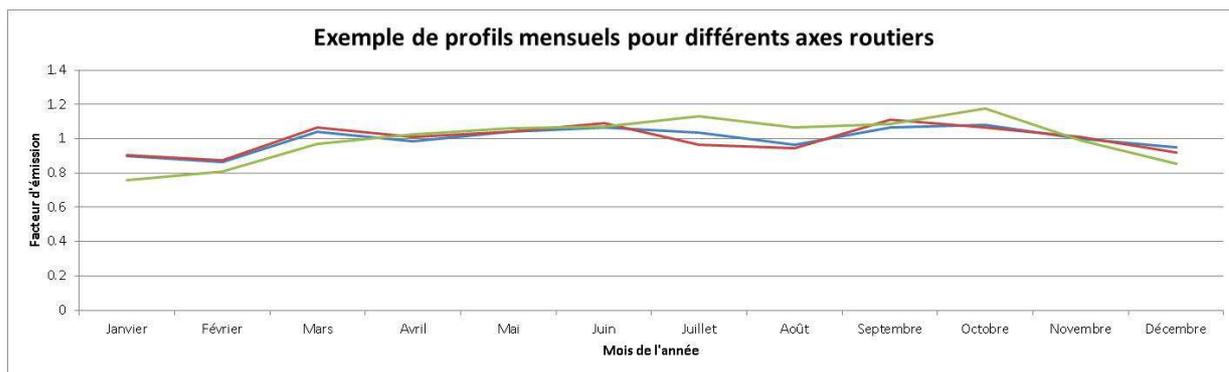


Figure 16 – Exemple de profils mensuels pour différents axes routiers

■ Grandes sources ponctuelles (GSP)

La Figure 17 présente les 383 sources ponctuelles qui ont été modélisées explicitement sur le domaine d'étude.

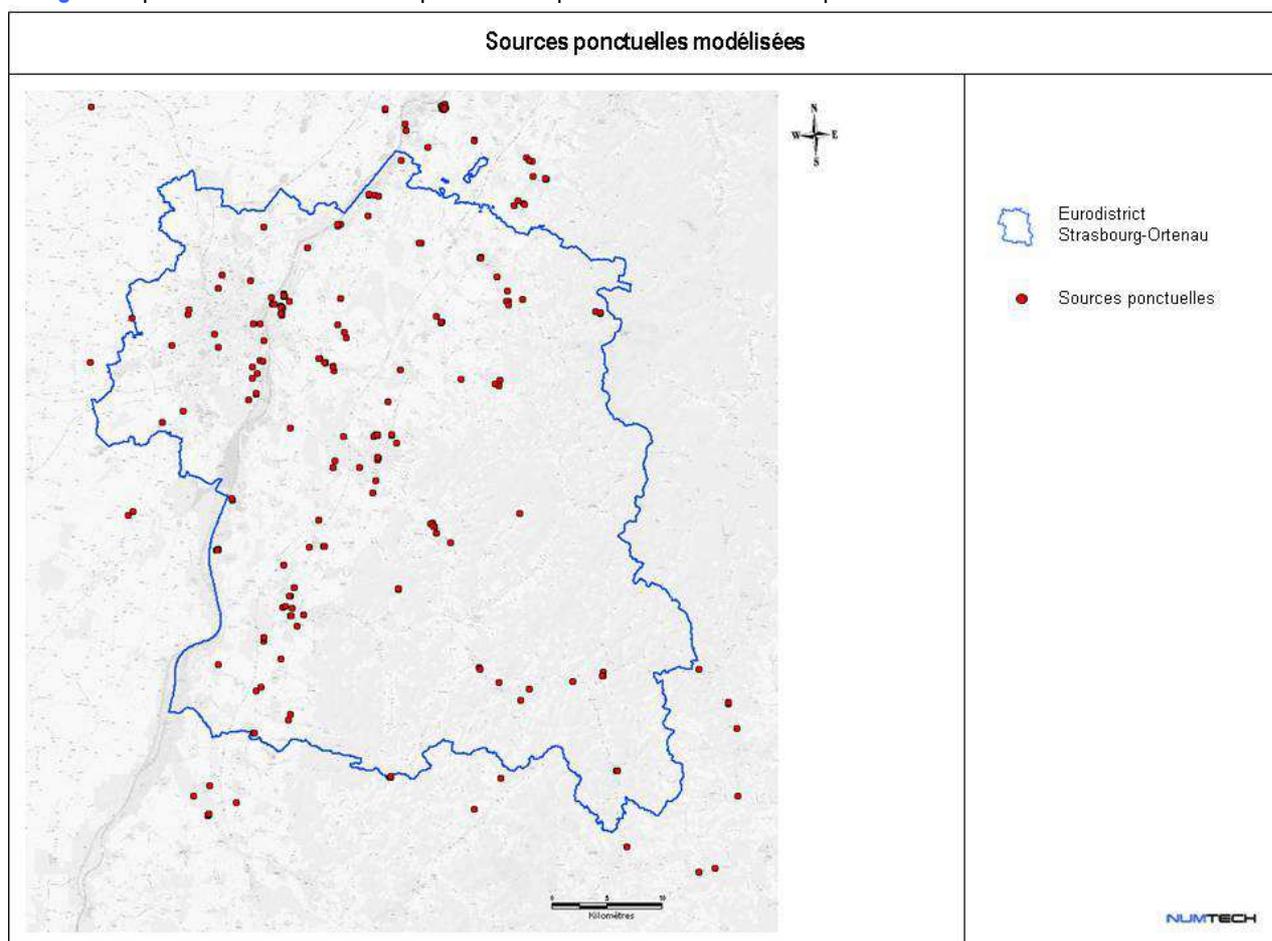


Figure 17 – Localisation des grandes sources ponctuelles (GSP) modélisées

La modélisation d'une GSP requiert des caractéristiques d'émission : une hauteur de cheminée (m), un diamètre de cheminée (m), une température de rejet ($^{\circ}\text{C}$) et une vitesse de rejet (m/s). Ces données ont été fournies par l'ASPA

■ Sources diffuses

Le **Tableau 2** synthétise les caractéristiques des sources diffuses modélisées. Elles sont intégrées dans ADMS comme des sources volumiques de 1km² de surface au sol et de hauteur variant en fonction du type de source considéré. Cette hauteur est suffisamment importante pour contenir la majorité des sources. Les émissions sont considérées comme uniformément réparties à l'intérieur de ces volumes. La **Figure 18** présente la localisation des sources intégrées dans la modélisation.

Activité	Type de source	Surface	Hauteur	Profil temporel
Réseau routier secondaire	Volumique	1 x 1 km ²	1 m	Oui
Secteur résidentiel / tertiaire	Volumique	1 x 1 km ²	Variable en fonction de la hauteur moyenne du bâti sur la zone concernée	Oui

Tableau 2 - Description des sources pour la modélisation de base

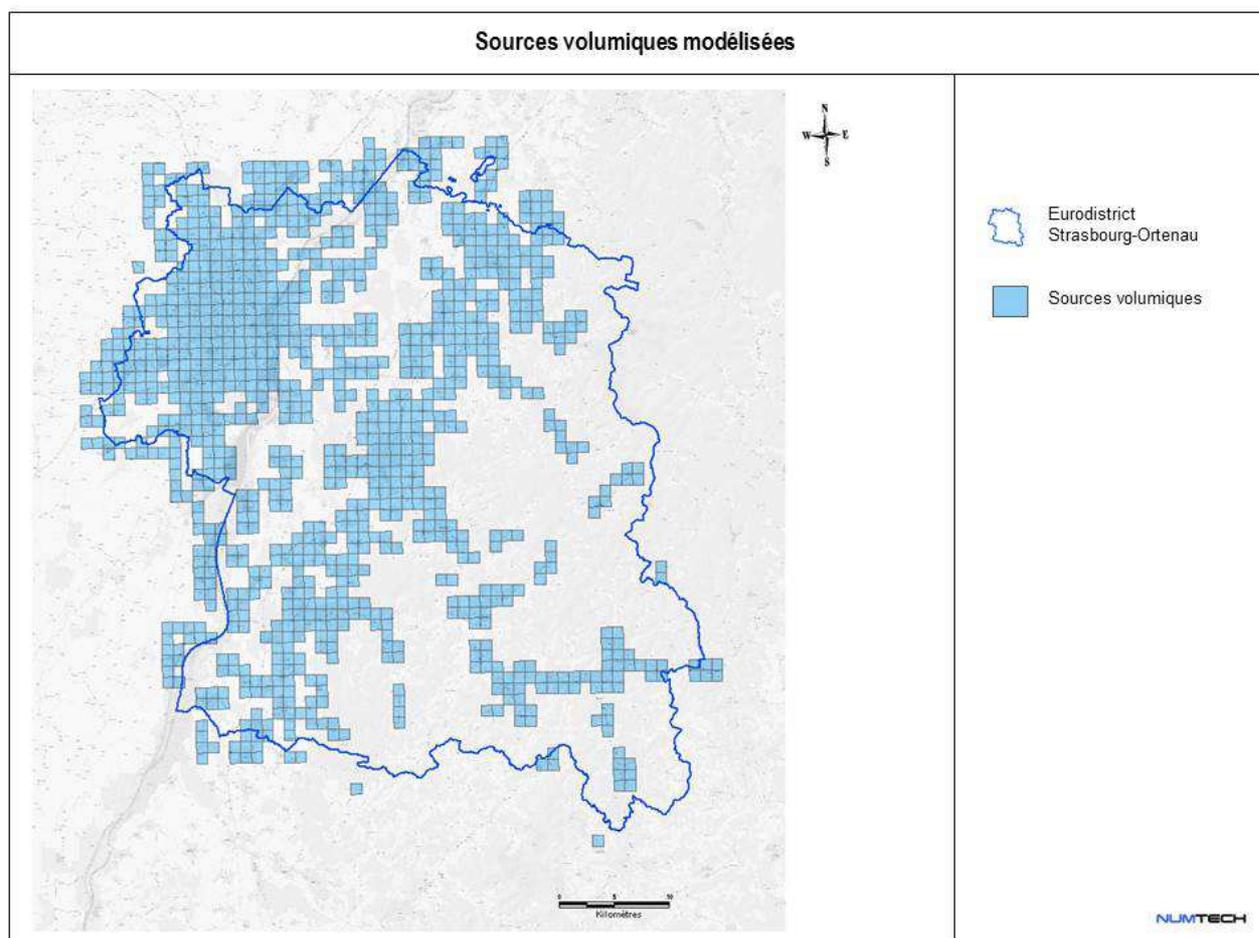


Figure 18 – Sources volumiques modélisées

Les profils temporels associés à chaque type de sources, fournis par l'ASPA, ont été intégrés dans les calculs ADMS. A titre d'exemple, la **Figure 19** présente les profils mensuels pour les différentes sources modélisées.

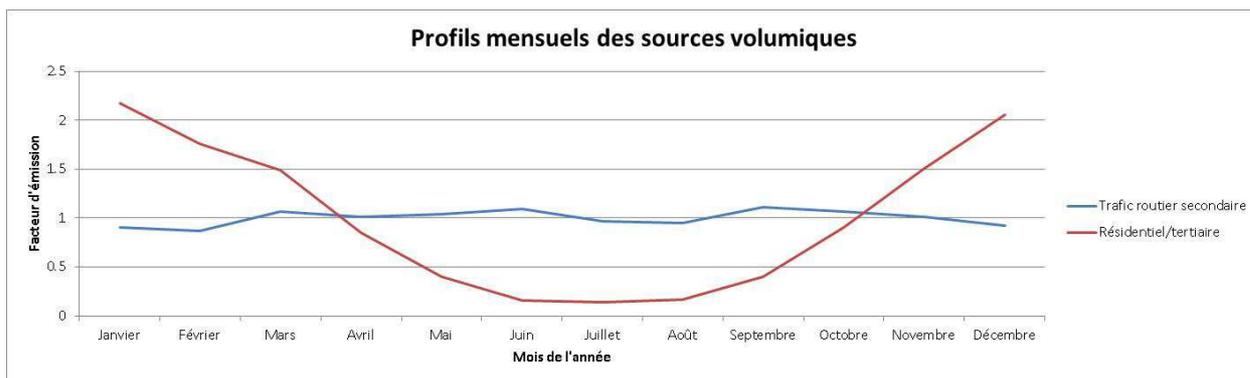


Figure 19 – Profils mensuels des sources volumiques

■ Récapitulatif de la chaîne de modélisation

Le **Tableau 3** résume en quelques chiffres l'étendue des domaines d'étude, le nombre de sources modélisées, le nombre d'interfaces et le nombre de points de calcul.

	L'étude en quelques chiffres
Domaine d'étude Eurodistrict Strasbourg - Ortenau	72 x 62 km
Cadastre	1116 mailles
Sources canalisées (GSP)	383
Sources volumiques	2 136
Sources linéiques (trafic routier)	2 097
Zones d'étude (interfaces ADMS)	8
Points de calcul	155 004

Tableau 3 - Tableau récapitulatif de la chaîne de modélisation

2.5. La phase de calage de la chaîne de calcul

Pour évaluer les performances de la chaîne de modélisation, le moyen le plus simple et le plus direct est de comparer les résultats simulés avec les concentrations mesurées lors des campagnes de mesure et par les stations fixes présentes sur le domaine d'étude. L'évaluation consiste alors à réaliser :

- la comparaison à des concentrations intégrées dans le temps (moyennes sur un jour ou une année) pour évaluer la capacité du modèle à reproduire la distribution spatiale des concentrations ;
- la comparaison à des séries temporelles horaires pour évaluer la capacité du modèle à reproduire l'évolution temporelle des concentrations.

Aussi, l'approche la plus exhaustive est d'utiliser des indicateurs statistiques basés sur des comparaisons modèle / mesure, qui peuvent permettre de quantifier et qualifier l'erreur commise. Ici, nous avons utilisé :

- le *BIAIS* (moyenne des différences entre observation et modèle) pour décrire l'erreur systématique ;
- la *NMSE* (*Root Mean Square Error*, ou racine de l'erreur quadratique moyenne) fournissant l'erreur totale entre observation et modèle ;
- le coefficient de corrélation, R , qui permet de qualifier l'intensité de la relation linéaire qu'il existe entre observation et valeur modélisée. Proche de 1, la liaison linéaire est forte.

Ces indicateurs statistiques ont été utilisés pour réaliser le calage du modèle et sont présentées dans la partie suivante.

2.6. Les procédures de calage de la chaîne de calcul

La phase de calage consiste à réduire les écarts entre mesures et valeurs simulées, et à restreindre au mieux l'incertitude globale en sortie de modélisation, en ajustant certains paramètres d'entrée dont les incertitudes sont fortes et variables.

La [Figure 22](#) synthétise la phase de calage en 4 étapes.

L'étape 1 consiste à comparer les sorties de modèle aux mesures en certains points du domaine (points de mesures) : cette tâche nécessite plusieurs moyens comme, en priorité, l'utilisation d'indicateurs statistiques. Ces outils permettent de connaître l'état général de la modélisation en quantifiant l'erreur totale et l'erreur systématique du modèle.

Les valeurs des indicateurs statistiques obtenues permettent de déterminer si un ajustement est nécessaire. Il s'agit de l'étape 2. On pourra juger par exemple que des ajustements sont indispensables pour des valeurs de biais et de NMSE importantes et/ou un coefficient de détermination trop faible (inférieur à 0.5).

L'étape 3 consiste ensuite à modifier la chaîne de modélisation, c'est-à-dire ajuster les données d'entrée, complexifier ou simplifier le modèle...

Parallèlement, l'étape 4 consiste à faire une analyse de la sensibilité du modèle pour différents jeux de données d'entrée testés, afin de faciliter et d'optimiser l'étape 3.

Lorsque le calage est abouti pour une période et une zone donnée, la modélisation pourra être envisagée pour des scénarii pour lesquels aucun moyen de comparaison à la réalité n'est possible.

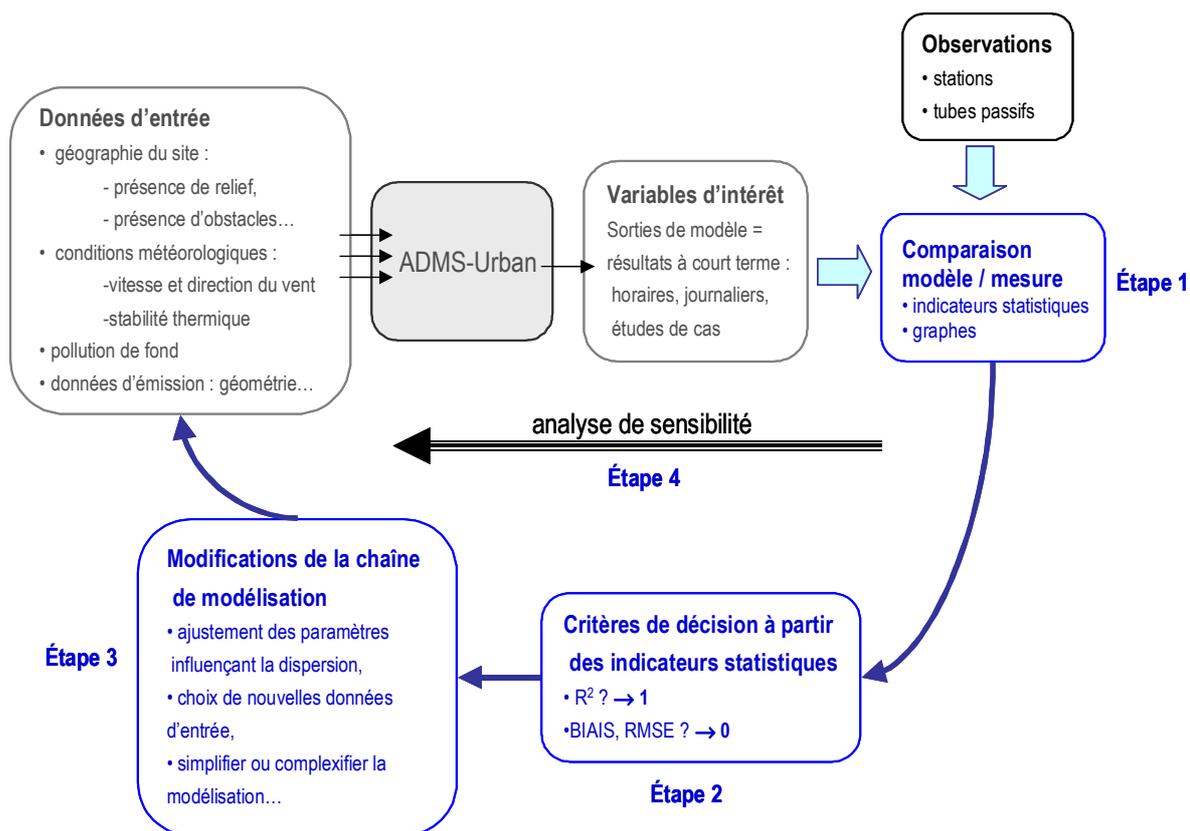


Figure 20 – Schéma descriptif de la phase de calage

■ Variables d'ajustement

Dans le cadre de cette étude, la configuration de la modélisation de base a été optimisée afin de mieux prendre en compte l'environnement de la zone d'étude. Cette optimisation a porté sur les paramètres suivants :

- la pollution de fond issue des stations fixes de mesure présentes sur la zone ;
- la stabilité thermique minimale pour les conditions nocturnes (longueur minimale de Monin-Obukhov) ;
- les paramètres météorologiques (mesures Météo France, données modèle WRF) ;

La phase de calage est en partie dépendante des valeurs mesurées aux stations et aux tubes passifs. Le calage a été réalisé sur la base des mesures par tubes passifs et des stations permanentes et temporaires (voir localisations sur la Figure 5) sur :

- une période estivale (du 15 mai 2012 au 7 août 2012) ;
- une période hivernale (du 6 décembre 2012 au 28 février 2013) ;
- une année complète (du 15 mai 2012 au 15 mai 2013).

2.7. Application sur le domaine de l’Eurodistrict

Les paragraphes suivants présentent les principaux tests de sensibilité réalisés et les configurations retenues.

■ Configuration de référence

La première étape du calage a consisté à réaliser un premier calcul basé sur la configuration calée sur l’agglomération strasbourgeoise afin de disposer d’un état de référence.

Les paramètres de calculs pour cette configuration sont présentés dans le [Tableau 4](#).

Paramètre	Données
Rugosité de surface	Rugosité du site de mesure météo : 0.5m Rugosité sur le domaine d’étude : 0.9m
Longueur de Monin-Obukhov minimale	30m
Données météorologiques	Données horaires mesurées sur la station Météo France Strasbourg Entzheim : vitesse et direction du vent, température, précipitation, rayonnement solaire
Pollution de fond	SO ₂ : station STG Clemenceau ou valeur constante de 2 µg/m ³ NO ₂ : station STG Nord (ou STG Ouest si mesure indisponible) - 19 µg/m ³ (0 si valeur inférieure à 19 µg/m ³) NO _x : meme concentration que le NO ₂ O ₃ : station STG Nord (ou STG Sud si mesure indisponible) + 11 µg/m ³ PM ₁₀ : station STG Nord (ou STG Est si mesure indisponible) x 0.68 PM _{2.5} : station STG Est (ou PM ₁₀ x 0.83 si mesure indisponible) x 0.75 COV : données mesures LIC BENZENE : station STG Ouest x 0.8

Tableau 4 - Synthèse des paramètres du modèle pour la configuration de référence

- Résultats NO₂ :

Les résultats de comparaison modèle mesure réalisés sur les mesures par tubes passifs en NO₂ sur chacune des périodes de campagne sont présentés dans le [Tableau 12](#) ainsi que dans les [Figure 21](#) et [Figure 22](#). Ces indicateurs permettent d’évaluer la restitution spatiale et temporelle du modèle.

Indicateur	Toute typologie		Proximité industrielle		Proximité Trafic		Fond urbain	
	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
MAE	4.03	5.70	1.61	4.46	6.07	8.61	3.01	3.28
MAE normalisée (%)	23.35	19.57	9.81	15.43	26.87	26.44	24.51	12.74
Coeff Correl R	0.76	0.84	0.75	0.86	0.81	0.88	0.70	0.92
Biais (Modèle-Mesure)	-1.48	-5.38	-0.33	-4.46	-5.60	-8.61	2.22	-2.52
Biais normalisé (%)	-8.59	-18.47	-1.99	-15.43	-24.77	-26.44	18.10	-9.77

Tableau 5 - Synthèse des résultats de la simulation de référence en NO₂ sur les mesures des campagnes par tubes passifs

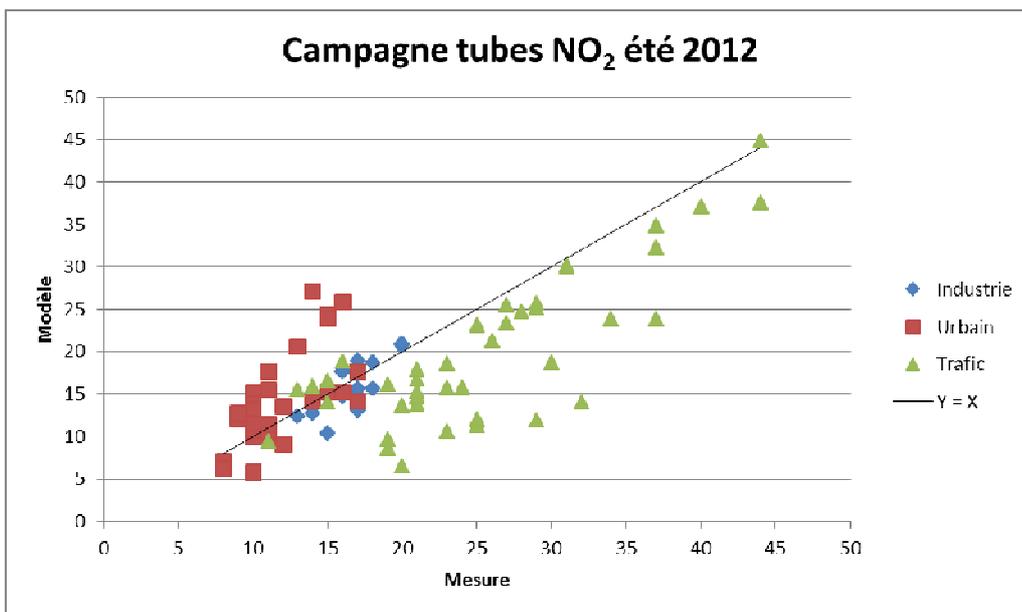


Figure 21 – Comparaison modèle/mesure NO₂ sur la période estivale par typologie de site de mesure

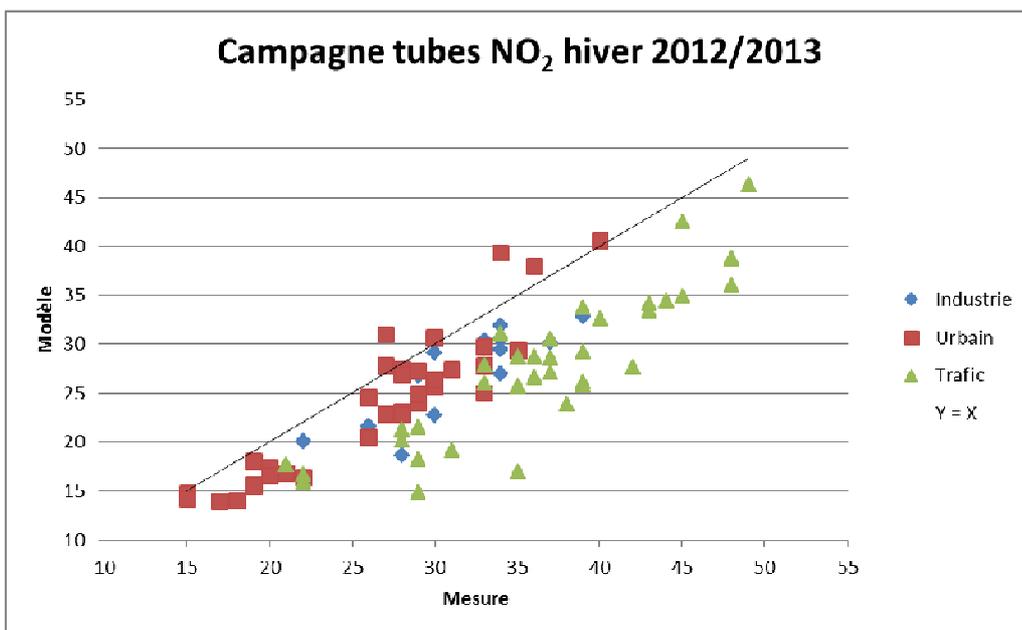


Figure 22 – Comparaison modèle/mesure NO₂ sur la période hivernale par typologie de site de mesure

Les résultats de comparaison modèle/mesure sur les stations de mesures permanentes sont présentés dans les [Tableau 6](#) et [Tableau 7](#). Les indicateurs ont été calculés à partir des résultats horaires des sorties du modèle.

Campagne été 2012									
Station	STG Ouest	STG Nord	STG Clémenceau	STG Est	STG A35	Laboratoire mobile Kehl	DEBW0022	LUBW002	Toutes stations
MAE	9.27	9.82	17.97	10.50	25.18	7.69	8.90	13.10	12.87
MAE normalisée (%)	76.86	54.18	37.94	47.67	52.38	66.23	52.79	51.05	50.62
R	0.48	0.57	0.58	0.58	0.64	0.50	0.55	0.44	0.70
R2	0.24	0.32	0.34	0.34	0.41	0.25	0.30	0.19	0.49
Biais (Simulation - Mesure)	5.42	5.45	0.76	2.53	16.04	2.14	0.68	1.17	4.29
Biais normalisé (%)	44.99	30.04	1.60	11.51	33.37	18.39	4.04	4.55	16.86
NMSE (%)	169.35	71.21	25.19	47.13	55.98	101.09	56.17	48.11	61.37
Ecart type de l'erreur	14.29	14.12	23.77	14.88	31.64	11.44	12.61	17.77	19.38
Moyenne mesurée	9.34	15.41	47.00	20.75	40.05	10.55	16.51	25.09	23.28
Moyenne modélisée	14.77	20.86	47.76	23.28	56.09	12.69	17.19	26.26	27.57

Tableau 6 - Synthèse des résultats de la simulation de référence sur les stations de mesure pour la période estivale

Campagne hiver 2012/2013									
Station	STG Ouest	STG Nord	STG Clémenceau	STG Est	STG A35	Laboratoire mobile Kehl	DEBW0022	LUBW002	Toutes stations
MAE	10.41	9.84	17.73	10.21	19.51	11.35	9.77	13.13	12.75
MAE normalisée (%)	36.17	32.30	33.21	30.50	36.65	44.99	35.16	38.89	35.63
R	0.76	0.78	0.70	0.80	0.75	0.73	0.76	0.69	0.78
R2	0.57	0.60	0.49	0.64	0.56	0.53	0.57	0.47	0.61
Biais (Simulation - Mesure)	-3.19	-0.48	-3.08	-0.37	8.07	-6.15	-2.15	-3.58	-1.36
Biais normalisé (%)	-11.07	-1.56	-5.77	-1.12	15.16	-24.38	-7.74	-10.61	-3.81
NMSE (%)	22.16	17.78	17.37	14.92	26.80	29.86	19.89	24.95	23.36
Ecart type de l'erreur	13.15	12.84	22.02	12.93	26.28	12.23	12.20	16.46	17.24
Moyenne mesurée	30.37	30.70	54.91	33.66	49.21	28.32	28.86	35.56	36.47
Moyenne modélisée	27.19	30.22	51.83	33.29	57.28	22.16	26.71	31.97	35.10

Tableau 7 - Synthèse des résultats de la simulation de référence sur les stations de mesure pour la période hivernale

Les indicateurs calculés sur chacune des périodes de campagne pour les mesures par tubes passifs et station de mesure mettent en évidence une tendance du modèle à la sur-estimation des concentrations en NO₂ pendant la période estivale. Une étude plus précise des profils journaliers modélisés et mesurés a donc été réalisée afin de déterminer l'origine de ce phénomène.

Cette étude a mis en évidence une surestimation des niveaux modélisés pendant la période nocturne. En effet, le paramètre météorologique utilisé pour caractériser la stabilité atmosphérique étant le rayonnement solaire, celui-ci est nul en période nocturne. Le modèle a donc des difficultés à bien appréhender la stabilité de la couche limite atmosphérique pendant cette période. Ce phénomène est présenté dans la [Figure 23](#). Des tests complémentaires sur la longueur minimale de Monin-Obukhov ont été réalisés pour valider ce paramètre influençant particulièrement la stabilité atmosphérique en période nocturne.

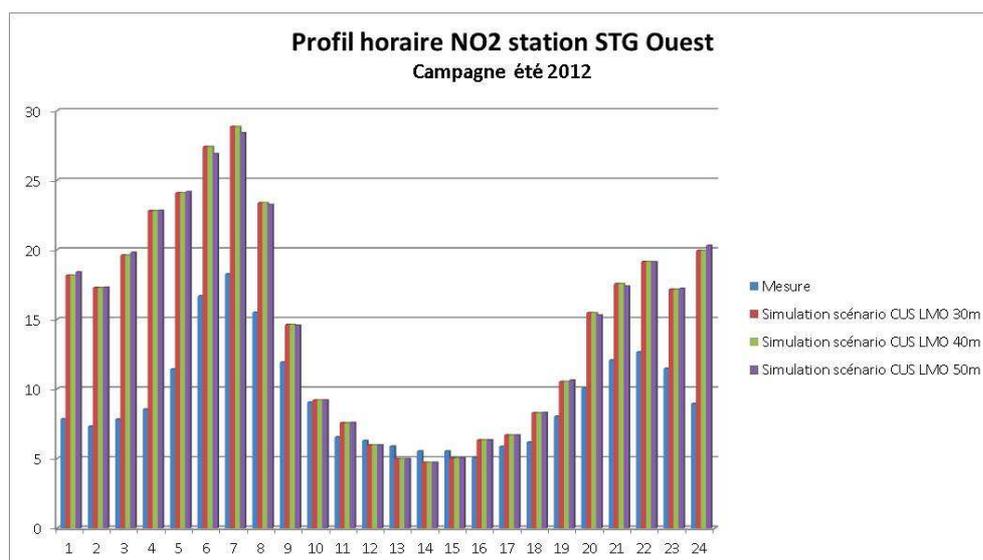


Figure 23 – Profil journalier des concentrations en NO₂ sur la station STG Ouest pendant la période estivale

Pour corriger ce phénomène, il a donc été décidé d'introduire des données météorologiques supplémentaires pouvant améliorer la caractérisation de la stabilité de l'atmosphère tout en gardant le rayonnement solaire nécessaire pour la prise en compte de la photochimie. Des tests ont donc été réalisés pendant la phase de calage en introduisant des données issues du modèle météorologique WRF de l'ASPA comme la hauteur de couche limite et l'inverse de la longueur de Monin-Obukhov. Pour ces calculs, différents points d'extraction ont été testés, ainsi que différentes résolutions de calculs.

L'introduction de ces paramètres entraînant des modifications sur les niveaux modélisés, un travail sur la pollution de fond a été mené conjointement afin d'optimiser la qualité de restitution géographique et temporelle des simulations.

- Résultats PM₁₀ :

Les résultats de comparaison modèle mesure en PM₁₀ sur chacune des périodes de campagnes sont présentés dans le [Tableau 8](#) et sur les [Figure 24](#) et [Figure 25](#).

Indicateur	Toute typologie		Proximité industrielle		Proximité Trafic		Fond urbain	
	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
MAE	2.27	4.63	3.46	3.95	1.51	6.15	1.70	3.20
MAE normalisée (%)	15.61	19.53	22.03	17.31	10.69	24.77	12.45	13.69
Coeff Correl R	0.78	0.84	0.71	0.71	0.98	0.93	0.91	0.96
Biais (Modèle-Mesure)	-0.40	-4.12	-2.55	-3.19	1.51	-5.70	0.19	-3.07
Biais normalisé (%)	-2.72	-17.38	-16.20	-14.00	10.69	-22.97	1.39	-13.10

Tableau 8 - Synthèse des résultats de la simulation de référence en PM₁₀ sur les mesures des campagnes par préleveurs

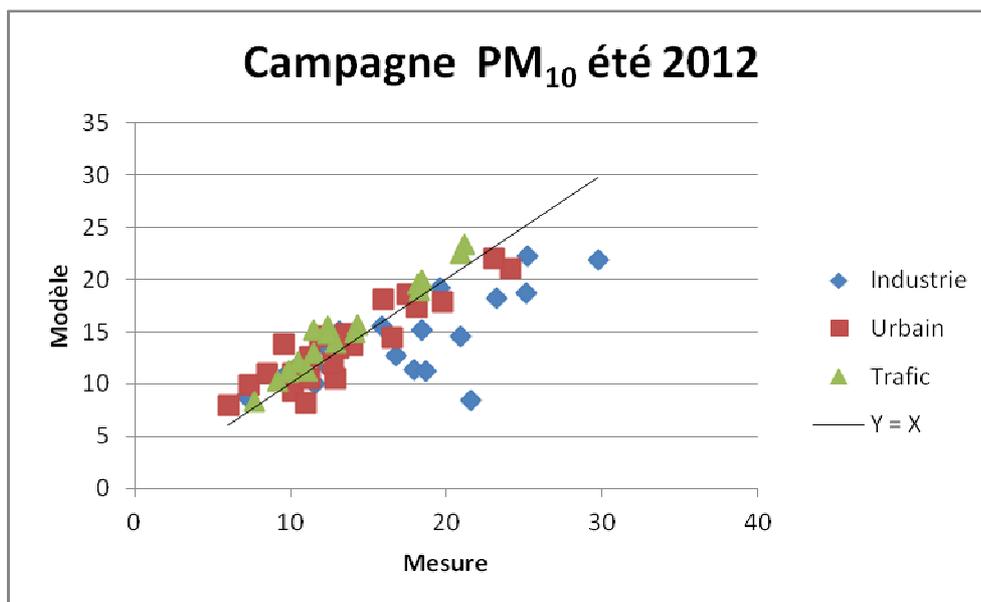


Figure 24 – Comparaison modèle/mesure PM₁₀ sur la période estivale par typologie de site de mesure

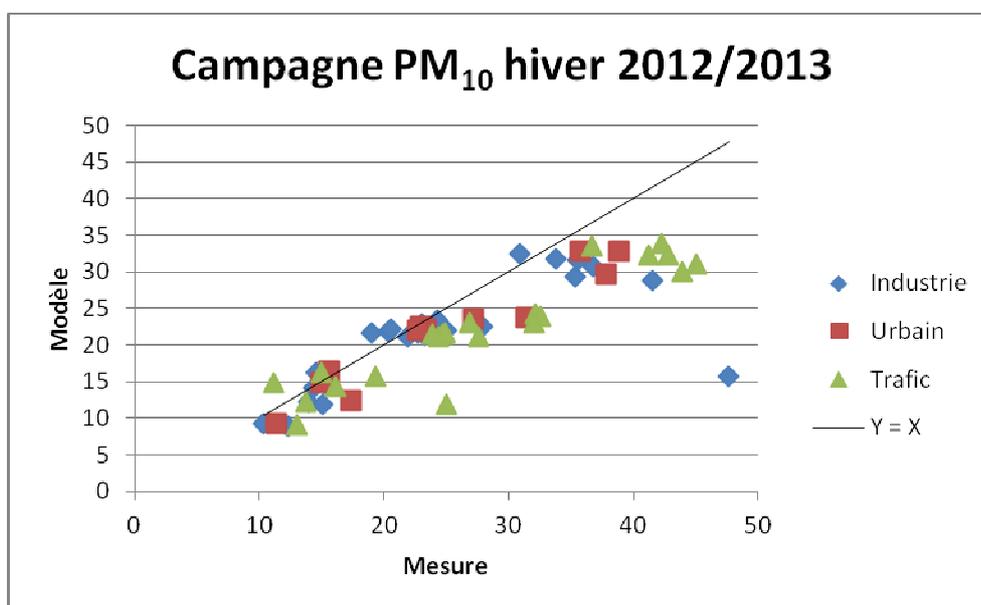


Figure 25 – Comparaison modèle/mesure PM₁₀ sur la période hivernale par typologie de site de mesure

On peut remarquer de bons résultats en PM₁₀ sur les deux campagnes de mesure réalisée. On notera également que trois points de typologie industrielle sont sensiblement plus éloignés (2 en été et 1 en hiver) que les autres. Il est possible que des épisodes d'émissions particulières se soient produits et n'aient pas pu être pris en compte par le modèle.

Les **Tableau 9** et **Tableau 10** synthétisent les résultats enregistrés au niveau des stations fixes présentes sur le domaine d'étude.

Campagne été 2012							
Station	STG Nord	STG Clémenceau	STG Est	STG A35	Laboratoire mobile Kehl	DEBW0022 ¹	Toutes stations
MAE	3.89	5.30	5.09	7.29	4.05	4.04	5.20
MAE normalisée (%)	23.90	25.84	28.47	32.29	29.36	29.27	28.92
R	0.81	0.71	0.72	0.68	0.77	0.72	0.59
R2	0.66	0.50	0.51	0.46	0.59	0.52	0.35
Biais (Simulation - Mesure)	-0.39	0.73	-1.00	2.73	-1.31	-0.3	0.03
Biais normalisé (%)	-2.38	3.54	-5.60	12.10	-9.51	-2.19	0.19
NMSE (%)	10.23	13.79	15.73	22.19	15.60	20.29	33.93
Ecart type de l'erreur	5.19	7.58	7.02	10.26	5.28	6.22	10.47
Moyenne mesurée	16.47	20.14	18.39	21.21	14.45	13.97	17.96
Moyenne modélisée	16.08	20.86	17.38	23.95	13.14	13.67	17.99

Tableau 9 - Synthèse des résultats en PM10 de la simulation de référence sur les stations de mesure pour la période estivale

Campagne hiver 2012/2013							
Station	STG Nord	STG Clémenceau	STG Est	STG A35	LUBW002	DEBW0022	Toutes stations
MAE	5.56	7.31	5.73	10.29	9.28	6.46	7.42
MAE normalisée (%)	21.60	23.74	21.86	29.92	37.07	28.29	27.02
R	0.88	0.77	0.82	0.77	0.79	0.87	0.79
R2	0.77	0.60	0.68	0.60	0.63	0.75	0.62
Biais (Simulation - Mesure)	-1.38	1.21	1.51	-0.22	-8.56	-1.87	-1.55
Biais normalisé (%)	-5.37	3.95	5.76	-0.64	-34.21	-8.20	-5.66
NMSE (%)	8.75	13.33	12.56	19.21	35.44	14.47	17.37
Ecart type de l'erreur	7.49	11.17	9.17	15.08	11.92	8.47	11.34
Moyenne mesurée	26.44	30.17	25.47	34.50	29.31	23.75	28.25
Moyenne modélisée	25.06	31.39	26.98	34.28	20.74	21.88	26.70

Tableau 10 - Synthèse des résultats en PM10 de la simulation de référence sur les stations de mesure pour la période hivernale

Les résultats en poussières PM10 montre une bonne capacité du modèle à reproduire la variation spatiale et temporelle des concentrations en PM10. Toutefois, compte tenu des modifications sur les paramètres météorologiques pour améliorer les résultats en NO₂, un ajustement du niveau de fond en PM10 sera nécessaire.

¹ Une série de quelques heures avec des valeurs horaires allant jusqu'à 700µg/m³ a été supprimée dans le cadre de cette analyse. En effet de telles concentrations, dues à un événement local, ne peuvent être reproduite par le modèle

■ Synthèse du calage

La phase de calage s'est articulée autour de deux axes de travail principaux.

Tout d'abord, suite aux résultats de la configuration de référence en NO₂, une amélioration de la prise en compte de la stabilité atmosphérique en période nocturne a été recherchée pour éviter les problèmes de surestimation montrés [Figure 23](#). En effet, dans la configuration de référence, la stabilité de l'atmosphère est uniquement déterminée par le rayonnement solaire. Or la nuit, ce rayonnement étant nul, le modèle n'est alors pas capable d'appréhender correctement la stabilité réelle. De nouveaux paramètres ont alors été testés pour palier à ce manque.

La deuxième étape, suite à l'introduction de ces nouveaux paramètres, a consisté à ajuster la pollution de fond pour corriger les variations induites par l'introduction de nouveaux paramètres météos.

Cette partie synthétise les résultats issus de la phase de calage. De nombreuses configurations de calculs ayant été lancées, seule la configuration retenue est présentée ci-après. Un résumé des principales configurations testées est disponible dans le [Tableau 11](#) ci-dessous.

Objectif	Tests réalisés	Période considérée	Principaux résultats
Améliorer la prise en compte nocturne de la stabilité de l'atmosphère	Tests de différentes pollutions de fond	Campagnes de mesure	Pas d'améliorations significatives
	Tests de différentes valeurs de LMO minimale pour améliorer la prise en compte nocturne de la stabilité atmosphérique	Campagnes de mesure	Variations peu significatives
	Tests de différents paramètres issus du modèle WRF implémenté à l'ASPA (hauteur de couche limite, LMO)	Campagnes de mesure	Identification de la LMO comme paramètre améliorant la qualité des résultats
	Tests de valeurs de LMO provenant de différentes mailles et résolution du modèle WRF	Campagnes de mesure	Identification de la maille Strasbourg sur le domaine WRF 15km comme donnant les meilleurs résultats
Affiner la qualité de la restitution	Tests de différentes pollutions de fond pour réajuster les niveaux de concentrations suite à l'ajout de LMO de WRF	Campagnes de mesure	Définition de la meilleure pollution de fond
	Test avec et sans modèle de trajectoire dans le module de chimie	Campagnes de mesure	Meilleurs résultats en ozone sans le modèle de trajectoire
Validation du calage	Test de la configuration finale sur une année de donnée	15 mai 2012 au 15 mai 2013	Calage validé

Tableau 11 – Résumé des différentes configurations testées

Dans cette phase du calage, les calculs ont été lancés sur une période d'une année de données du 15 mai 2012 au 15 mai 2013. Les cas suivant pourront donc être étudiés :

- La représentativité spatiale du modèle en déterminant la meilleure configuration disponible par rapport aux résultats des campagnes de mesures.
- La représentativité temporelle du modèle en comparant les résultats de simulation aux mesures des stations fixes sur une période d'un an de données.

- Pollution de fond

Le **Tableau 12** ci-dessous synthétise les valeurs retenues pour la pollution de fond, et la méthode de calcul retenue pour chaque polluant en fonction de la provenance des données.

Polluant	Variabilité	Statistiques sur les valeurs retenues ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Provenance des données
SO ₂	horaire	1.26 (moyenne annuelle)	Mesure station STG Clemenceau ou valeur constante de 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en cas de données indisponible
NO _x NO ₂	Horaire	15.8 (moyenne annuelle en NO ₂ et NO _x)	Pollution de fond estimée par méthode statistique à partir des mesures réalisées aux stations de mesure STG Est, STG Ouest, STG Nord
PM ₁₀	Horaire	18.7 (moyenne annuelle)	Mesure station STG Nord (ou STG Est si mesure indisponible) x 0.82
PM _{2.5}	Horaire	14.2 (moyenne annuelle)	Mesure station STG Est (ou PM ₁₀ x 0.83 si mesure indisponible) x 0.82
COV	Horaire	17.49 (moyenne annuelle)	Calcul ASPA à partir des données de mesures LIC
C ₆ H ₆	Horaire	0.54 (moyenne annuelle)	Mesure station STG Ouest x 0.8
Ozone	Horaire	53.7 (moyenne annuelle)	Mesure station STG Nord (ou STG Sud si mesure indisponible) + 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Tableau 12 - Synthèse des données de pollution de fond retenues pour la modélisation

- Données météorologiques

L'état de stabilité atmosphérique en zone urbaine (réchauffement lié à la présence d'un îlot de chaleur) est pris en compte à travers l'application d'une longueur minimale de Monin-Obukhov (L_{MO} minimale). La valeur de longueur minimale de Monin-Obukhov est homogène pour le domaine d'étude et le site météorologique (30 m).

De plus, afin de mieux caractériser la stabilité atmosphérique, des tests ont été réalisés en introduisant des données issues de modèles météo comme la longueur de Monin-Obukhov et la hauteur de couche limite. Ces tests ont été réalisés à partir de différents points d'extraction afin de déterminer la meilleure combinaison possible.

Le **Tableau 13** présente des résultats issus des tests menés. Les indicateurs présentés ont été calculés à partir de l'ensemble des résultats de chaque station de mesure et présentent la qualité de restitution horaire du modèle toutes stations confondues.

Scénario	MAE	R	Biais	NMSE	Moyenne Mesurée	Moyenne Modélisée
Référence	12.87	0.70	4.29	61.37	23.28	27.57
LMO 3km Maille Entzheim	12.82	0.66	0.66	67.50		23.95
LMO 3km Maille Kehl	11.88	0.67	-3.31	75.06		19.98
LMO 15km Maille Strasbourg	10.62	0.68	0.004	57.81		23.28

Tableau 13 - Synthèse des résultats obtenus pour différentes mailles et résolution d'extraction des données de LMO

Au final, la meilleure combinaison a été obtenue à partir des données de mesures de la station de Météo France d'Entzheim (vitesse et direction du vent, précipitations, température, rayonnement solaire) couplées à la longueur de Monin-Obukhov extraite du modèle CHIMERE 15km au niveau de Strasbourg.

- Schéma chimique

Le schéma *Generic Reaction Set*, ou GRS (Venkatram et al., 1994), modèle semi empirique, décrit les réactions impliquant les NOx, les COV et l’ozone.

Deux configurations ont été testé : schéma GRS avec et sans modèle de trajectoire. Lorsque le modèle de trajectoire est activé, un calcul de la variation spatiale du champ d’ozone dans le domaine est réalisé par ADMS.

Les meilleurs résultats ont été obtenus sans le modèle trajectoire.

- Résultats sur les campagnes de mesure

Le **Tableau 14** synthétise les résultats des indicateurs statistiques relatifs à la configuration calée pour chacun des polluants mesurée par campagne de mesure

Statistique	NO2		PM10		Benzène	
	Calage	Référence	calage	Référence	Calage	Référence
Configuration						
MAE	4.32	4.79	2.97	3.41	0.46	0.41
MAE normalisée (%)	18.27	20.84	15.11	17.99	49.57	41.96
Coeff Correl R	0.87	0.86	0.88	0.88	0.84	0.82
Biais (Modele-Mesure)	-2.02	-3.25	-0.76	-2.19	-0.42	-0.33
Biais normalisé (%)	-8.54	-14.16	-3.87	-11.55	-44.82	-33.85

Tableau 14 - Synthèse des résultats après calage sur les mesures des campagnes par tubes passifs et préleveurs

Ces résultats montrent une amélioration pour l’ensemble des indicateurs pour le NO₂ et les PM10 ce qui montre une meilleure spatialisation des niveaux de concentrations après calage. Pour le benzène, seul le coefficient de corrélation est amélioré, les autres indicateurs étant très légèrement dégradés. Toutefois, le biais varie de 0.1 µg/m³ ce qui reste une très faible variation dans les résultats, ce qui s’explique par les concentrations faibles en benzène. Les résultats sont donc très proches entre les 2 configurations.

Les **Figure 26**, **Figure 27** et **Figure 28** présentent les résultats de comparaison modèle/mesure toutes périodes de campagne de mesure confondues pour la configuration calée pour le NO₂, les PM10 et le benzène.

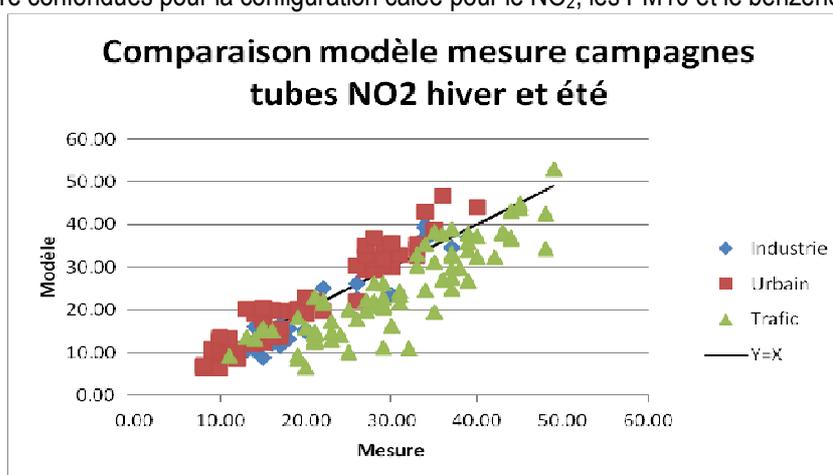


Figure 26 – Comparaison modèle/mesure campagnes NO₂ après calage par typologie de site de mesure

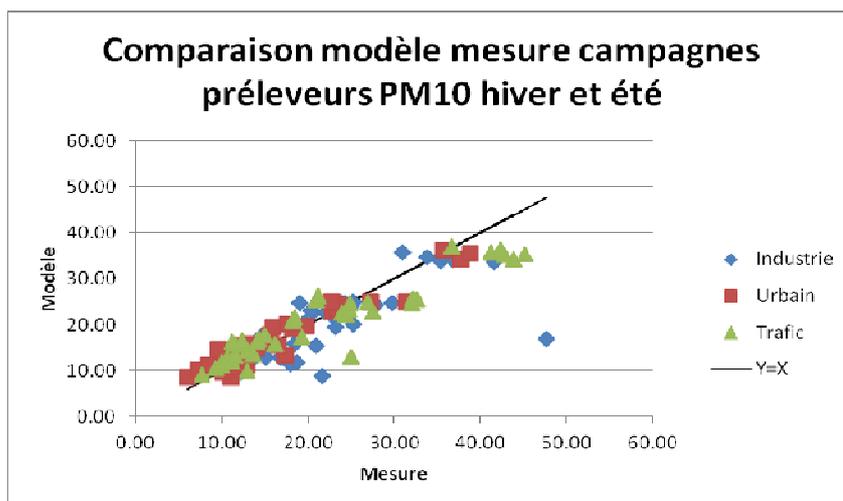


Figure 27 – Comparaison modèle/mesure campagnes PM10 après calage par typologie de site de mesure

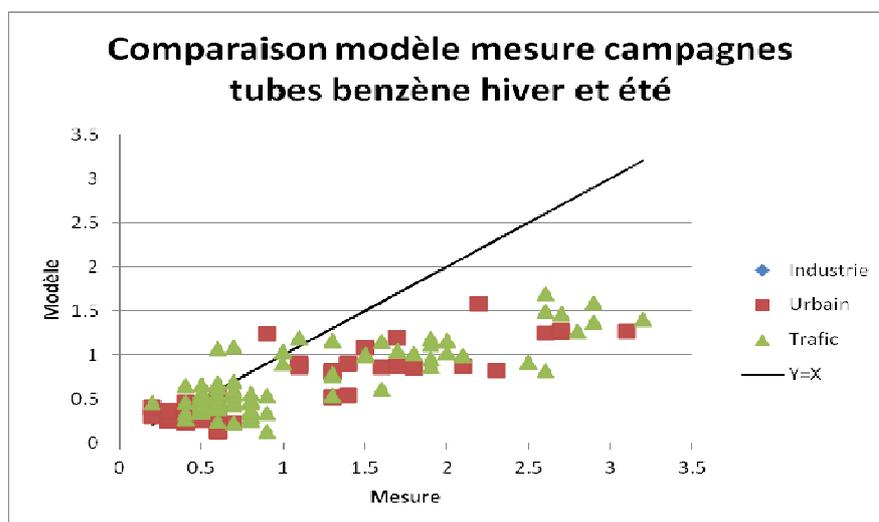


Figure 28 – Comparaison modèle/mesure campagnes benzène après calage par typologie de site de mesure

Pour le NO_2 , on remarque une très bonne capacité du modèle à reproduire les concentrations mesurées quelle que soit la typologie du site de mesure. On relèvera toutefois une légère tendance à la sous-estimation des niveaux en proximité trafic. Le phénomène est cependant moins marqué que dans la configuration de référence.

En ce qui concerne les PM_{10} , on notera les excellents résultats cette configuration, hormis sur quelque point particulier, phénomène également relevé pour la configuration de référence.

Enfin, le graphique présentant les résultats pour le benzène met en évidence une tendance du modèle à sous-estimer les niveaux. Cette sous-estimation est d'autant plus marquée dès que les niveaux augmentent. Ce phénomène est toutefois à tempérer par le fait que les niveaux mesurés et modélisés sont faibles. De plus, le phénomène se rencontre aussi bien au niveau des tubes de proximité trafic que sur les tubes de fond urbain. Il pourra être intéressant de mener des tests en modifiant les taux d'émissions de benzène pour voir si une amélioration des résultats est possible.

- Résultats sur les stations de mesures

Les résultats au niveau des stations de mesure ont été étudiés sur une période d'un an du 15 mai 2012 au 15 mai 2013 afin de disposer des résultats les plus représentatifs possibles.

Les [Tableau 15](#), [Tableau 16](#), [Tableau 17](#) et [Tableau 18](#) présentent les résultats des indicateurs statistiques calculés aux localisations des stations. Les résultats de la configuration de référence sont également présentés. Le meilleur résultat pour chaque indicateur est inscrit en rouge.

		STG Ouest	STG Nord	STG Clémenceau	STG Est	STG A35	Laboratoire mobile	DEBW0022	LUBW002	Toutes stations
MAE	Référence	10.69	10.20	20.34	11.25	24.00	7.69	10.10	13.59	14.11
	Calage	7.96	8.35	19.83	9.13	22.59	5.54	8.24	11.26	12.27
MAE normalisée (%)	Référence	51.43	41.25	39.10	39.35	45.00	66.21	43.04	43.94	43.10
	Calage	36.77	33.55	39.26	32.10	43.85	50.53	34.11	35.93	37.73
R	Référence	0.64	0.69	0.56	0.67	0.62	0.50	0.69	0.60	0.71
	Calage	0.77	0.71	0.48	0.68	0.57	0.45	0.69	0.62	0.69
Biais (Simulation - Mesure)	Référence	0.74	2.07	-2.15	0.22	10.49	2.14	-2.38	-2.27	1.01
	Calage	2.45	2.41	-5.19	-0.10	6.84	0.84	-1.02	-1.45	0.58
Biais normalisé (%)	Référence	3.56	8.36	-4.13	0.76	19.66	18.41	-10.13	-7.33	3.09
	Calage	11.31	9.67	-10.27	-0.35	13.29	7.64	-4.22	-4.62	1.77
NMSE (%)	Référence	54.14	34.46	26.69	28.87	40.17	101.05	32.21	33.03	39.55
	Calage	27.13	22.27	29.29	20.96	39.53	49.05	24.03	23.65	34.22
Ecart type de l'erreur	Référence	15.28	14.36	26.78	15.37	31.97	11.44	13.09	17.63	20.56
	Calage	10.99	11.49	26.80	13.02	31.59	7.63	11.79	15.17	19.02
Moyenne	Mesure	20.42	23.70	53.10	28.50	48.09	10.55	24.66	32.08	32.24
	Référence	21.16	25.76	50.95	28.71	58.58	12.69	22.28	29.81	33.25
	Calage	22.87	26.10	47.91	28.40	54.94	11.39	23.64	30.63	32.81

Tableau 15 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour le NO₂ du 15 mai 2012 au 15 mai 2013

		STG Nord	STG Clémenceau	STG Est	STG A35	Laboratoire mobile	DEBW0022	Toutes stations
MAE	Référence	4.87	6.79	5.83	10.09	4.05	6.38	6.70
	Calage	2.59	5.24	4.28	8.32	3.13	5.62	5.11
MAE normalisée (%)	Référence	21.57	28.59	24.85	33.08	29.36	30.28	27.94
	Calage	11.27	22.65	18.13	27.77	21.90	25.72	21.27
R	Référence	0.90	0.70	0.82	0.72	0.77	0.85	0.79
	Calage	0.98	0.80	0.88	0.80	0.85	0.88	0.87
Biais (Simulation - Mesure)	Référence	-1.34	1.45	0.31	0.78	-1.31	-2.26	-0.30
	Calage	-0.61	0.24	0.63	-0.34	-0.32	-0.72	-0.17
Biais normalisé (%)	Référence	-5.92	6.12	1.30	2.57	-9.51	-10.72	-1.25
	Calage	-2.66	1.03	2.67	-1.12	-2.26	-3.28	-0.72
NMSE (%)	Référence	8.41	17.66	13.91	24.41	15.60	19.31	18.22
	Calage	2.42	11.46	9.19	17.86	9.30	13.72	11.97
Ecart type de l'erreur	Référence	6.41	9.87	8.75	15.05	5.28	8.96	10.22
	Calage	3.52	7.83	7.14	12.65	4.35	8.06	8.31
Moyenne	Mesure	23.26	23.02	23.32	30.12	14.45	22.20	24.11
	Référence	21.92	24.47	23.63	30.90	13.14	19.94	23.81
	Calage	22.65	23.25	23.96	29.78	14.12	21.48	23.94
Percentile de rang 90.4 des moyennes journalières	Mesure	40.87	38.47	40.89	58.83	23.57	43.06	-
	Référence	35.76	39.71	38.80	52.74	19.82	33.38	-
	Calage	37.90	36.05	41.37	50.87	22.13	36.53	-

Tableau 16 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour les PM10 du 15 mai 2012 au 15 mai 2013

		STG Nord	STG Est	STG Sud	Laboratoire mobile	DEBW0022	Toutes stations
MAE	Référence	8.22	11.77	9.40	9.56	9.11	9.22
	Calage	6.95	10.26	11.28	10.85	7.93	9.01
MAE normalisée (%)	Référence	19.61	19.64	21.25	15.07	20.51	19.88
	Calage	15.54	16.17	24.31	16.50	16.88	18.40
R	Référence	0.94	0.91	0.94	0.94	0.93	0.93
	Calage	0.97	0.92	0.95	0.94	0.94	0.95
Biais (Simulation - Mesure)	Référence	-1.32	-4.67	5.32	3.61	-3.10	0.07
	Calage	4.21	2.41	9.60	8.15	2.05	5.22
Biais normalisé (%)	Référence	-3.14	-7.80	12.01	5.69	-6.98	0.15
	Calage	9.43	3.80	20.70	12.40	4.36	10.66
NMSE (%)	Référence	7.86	7.18	8.05	3.95	8.40	7.60
	Calage	3.60	4.37	9.44	4.59	5.29	5.81
Ecart type de l'erreur	Référence	11.68	15.35	11.35	12.09	12.49	12.79
	Calage	7.35	13.04	10.44	11.46	10.61	10.56
Moyenne	Mesure	42.58	62.26	41.60	61.66	45.97	46.35
	Référence	41.27	57.58	46.91	65.27	42.87	46.42
	Calage	46.79	64.67	51.20	69.81	48.01	51.57

Tableau 17 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour l'ozone du 15 mai 2012 au 15 mai 2013

		PM2.5	Benzène	
		STG Est	STG Ouest	STG Clémenceau
MAE	Référence	3.21	0.19	0.67
	Calage	2.00	0.13	0.61
MAE normalisée (%)	Référence	18.11	32.10	48.60
	Calage	11.45	24.82	47.35
R	Référence	0.93	0.91	0.46
	Calage	0.97	0.93	0.46
Biais (Simulation - Mesure)	Référence	0.57	0.12	0.13
	Calage	0.08	0.04	-0.08
Biais normalisé (%)	Référence	3.20	20.54	9.61
	Calage	0.46	7.15	-6.62
NMSE (%)	Référence	6.50	36.66	60.04
	Calage	2.64	29.91	57.22
Ecart type de l'erreur	Référence	4.49	0.33	1.07
	Calage	2.84	0.29	0.96
Moyenne	Mesure	17.46	0.52	1.32
	Référence	18.02	0.64	1.46
	Calage	17.54	0.56	1.24

Tableau 18 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour les PM2.5 et le benzène du 15 mai 2012 au 15 mai 2013

L'analyse des résultats montre une amélioration des résultats au travers du calage pour l'ensemble des polluants hormis pour l'ozone ou les résultats sont plus partagés entre les deux configurations. Cette amélioration se traduira donc par une meilleure restitution temporelle et spatiale des niveaux de concentrations.

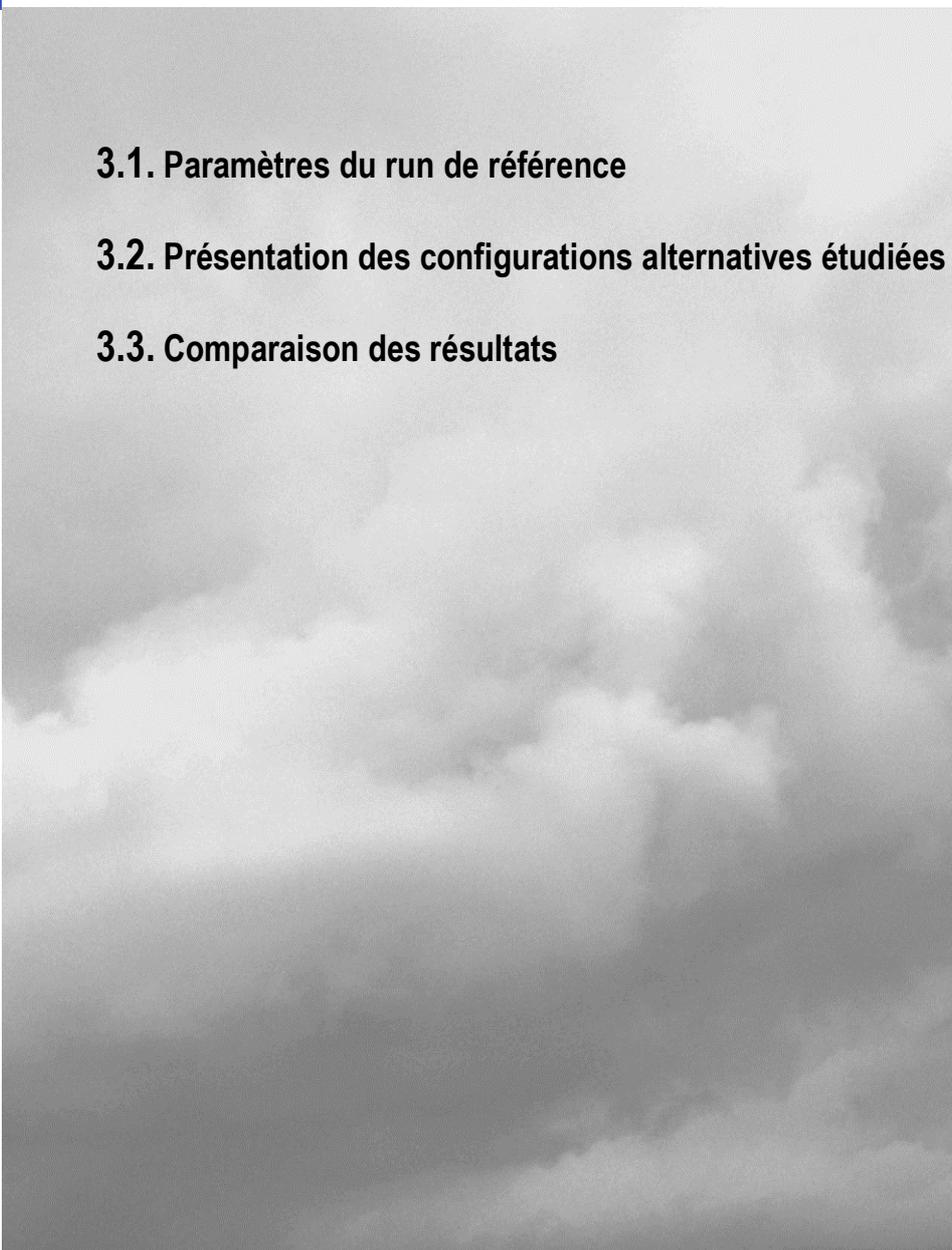


Analyse de la sensibilité d'ADMS à différentes données d'entrées météorologiques

3.1. Paramètres du run de référence

3.2. Présentation des configurations alternatives étudiées

3.3. Comparaison des résultats



3. Analyse de la sensibilité d'ADMS à différentes données d'entrées météorologiques

Cette partie présente les résultats de tests de sensibilité portant sur le modèle ADMS en fonction du choix des paramètres météorologiques utilisés. Les campagnes de mesure réalisées durant l'été 2012 et l'hiver 2013 sur la région de l'Eurodistrict ont en effet permis de recueillir un vaste ensemble de données météorologiques rarement disponibles en temps normal. Il paraît donc intéressant d'analyser l'apport que peut constituer l'existence de ces données pour la modélisation.

La méthodologie utilisée suit globalement le principe simple suivant : il s'agit de comparer les résultats d'une configuration de référence avec ceux issus de modélisation utilisant différents choix alternatifs de paramètres météorologiques en entrée du modèle. La suite de ce paragraphe détaille donc cette méthodologie et les tests de sensibilités réalisés.

3.1. Paramètres du run de référence

Ce paragraphe détaille les paramètres du run de référence auquel ont été comparées les simulations utilisant des données d'entrées « alternatives ».

■ Domaine étudié

Afin de limiter les temps de calcul, les calculs ont été réalisés au niveau des stations de mesures permanentes et du laboratoire mobile installé pendant les périodes de campagne. Ces points ont en effet été utilisés pour le calage du modèle. La sensibilité des résultats en ces points prend donc une importance particulière. Par ailleurs, ces différents sites de mesure sont disposés de façon à estimer les principales caractéristiques des conditions de pollutions locales. Enfin la fréquence horaire des données disponibles a permis de s'intéresser à l'influence des paramètres météorologiques sur la représentativité temporelle et spatiale de la modélisation.

■ Emissions intégrées dans la modélisation

Les émissions correspondent à celles qui nous ont été fournies pour le calage du modèle (voir chapitre 2). Elles comprennent :

- un cadastre couvrant l'ensemble de l'Eurodistrict (zone englobant largement les points récepteurs utilisés)
- l'ensemble des principales sources industrielles de l'Eurodistrict
- les sources routières linéiques
- les sources routières surfaciques
- les sources résidentielles et tertiaires

■ Période étudiée

Afin de disposer des données nécessaires à la modélisation, la période simulée correspond à celle des campagnes météorologiques estivales et hivernales. Plus précisément, elle s'étend du 11 juillet au 11 septembre 2012 et du 16 janvier au 14 mars 2013, dates pour lesquelles on dispose de l'ensemble des capteurs utilisés.

■ Paramètres météorologiques utilisés

Les paramètres utilisés sont les suivants : direction du vent, vitesse du vent, température, rayonnement, précipitation. Tous sont issus de la station d'Entzheim (à environ 6 km de l'Est du domaine d'étude). Cette configuration correspond à celle qui est actuellement utilisée dans le cadre de la modélisation ADMS Urban actuellement en place à l'ASPA pour la ville de Strasbourg et qui a été également utilisée comme référence pour le calage du modèle sur le domaine de l'Eurodistrict.

■ Options de configuration du modèle

On utilise le modèle ADMS Urban 3.1 avec les réglages suivants :

- Le module de terrain complexe est désactivé : les variations du relief ne sont pas prises en compte. La rugosité est considérée comme constante et égale à 0.9 m.
- Le module chimie est activé. Il utilise le schéma réactionnel GRS.
- Les dépôts secs et humides ne sont pas activés.

■ Pollution de fond utilisée

La pollution de fond utilisée est celle utilisée par l'ASPA dans le cadre de la modélisation de la ville de Strasbourg.

L'ensemble des paramètres relatifs à la configuration de référence est rappelé dans le [Tableau 4](#).

3.2. Présentation des configurations alternatives étudiées

Ce paragraphe détaille les paramètres des différentes configurations alternatives qui ont été testés dans le cadre de cette étude. En dehors des points détaillés ci-dessous, chacune d'elles utilise une configuration en tout point identique à celle du run de référence présenté dans le paragraphe précédent.

Il est à noter que, bien que l'on dispose de plusieurs mesures de rayonnement issues des campagnes, aucun des tests envisagés n'utilisent ces valeurs en remplacement du rayonnement d'Entzheim. En effet, il est apparu lors de la première phase de l'étude¹, que les différents capteurs donnaient tous des résultats très similaires.

■ Utilisation de la longueur de Monin Obukhov issue d'un anémomètre sonique (Test 1 – LMO)

Les différents anémomètres soniques permettent la mesure directe de certains paramètres de turbulence à partir desquels ils estiment un certain nombre de grandeurs caractéristiques de l'état de la stabilité atmosphérique. Parmi ces grandeurs, on trouve la longueur de Monin Obukhov qui peut être fournie directement au modèle ADMS.

Plusieurs capteurs de ce type sont disponibles dans le cadre de la campagne été, toutefois l'analyse des données de cette campagne¹ a montré que le capteur implanté à Wasserwerk constituait le choix le plus judicieux.

Les runs correspondant à ce test utilisent donc directement la valeur de longueur de Monin Obukhov fournie par ce capteur. Puisque les données disponibles sont quart horaire, seules les valeurs correspondantes aux heures piles sont utilisées.

Le rayonnement d'Entzheim doit être conservé car il est nécessaire au calcul des constantes de réaction photochimiques. La méthodologie employée dans le modèle entraîne toutefois que le rôle de ce dernier paramètre sera réduit uniquement à ce calcul et qu'il n'interviendra plus dans l'estimation de la stabilité.

¹Rapport Numtech R-059.0212. « Atmo-IDEE INTERREG IV Rhin Supérieur - Synthèse et analyse des données récoltées pendant la campagne météorologique de mesure de l'été 2012 ». Mars 2013

■ Utilisation du flux de chaleur sensible issu d'un anémomètre sonique (Test 1 – Ftheta)

Les anémomètres soniques permettent aussi l'obtention d'une évaluation du flux de chaleur sensible existant à l'interface sol-atmosphère.

Un second test a donc utilisé ce paramètre relevé à la station de Wasserwerk à la place de la nébulosité de la station d'Entzheim. Là encore, le rayonnement doit être conservé même s'il n'aura plus d'influence sur l'estimation de la stabilité atmosphérique.

Puisque les données disponibles sont quart horaire, seules les valeurs correspondantes aux heures piles sont utilisées.

■ Utilisation de la hauteur de couche limite issue d'un ceilomètre (Test 2)

Le ceilomètre permet par ailleurs d'estimer une hauteur de couche limite. Toutefois cette mesure est délicate et pose quelques problèmes. Jusqu'à 3 hauteurs peuvent être données par l'appareil pouvant correspondre à différente zone de transition de la couche limite (couche stable nocturne, couche de mélange, couche d'inversion...) et il n'est pas toujours aisé de les distinguer. Par ailleurs l'existence de précipitation ou de brouillard perturbe la mesure.

Une étude succincte des mesures disponibles a donc été réalisée par comparaison avec les sorties issues du modèle ADMS lors du run de référence. Notre étude a porté sur la hauteur dite « HCL1 » fournie par le capteur c'est à dire la plus basse. Elle semble en effet, au premier abord, correspondre le mieux à celle qui est attendue par le modèle (hauteur de couche de mélange de jour et de la couche stable de nuit).

La **Figure 29** présente une répartition par classe de valeur de la différence existante (en m) entre la hauteur de couche limite issue du modèle ADMS et celle issue du ceilomètre de Kehl Hafen. Les observations suivantes peuvent être faites :

- Durant la nuit, les valeurs semblent assez cohérentes puisqu'une fraction importante des différences se retrouve dans la classe « -100 à 100 ».
- Durant le jour, la cohérence est moins nette, toutefois elle est aussi plus difficile puisque les valeurs sont naturellement plus fortes.
- La valeur du modèle est régulièrement nettement plus faible (classe « -500 ») ce qui tend à confirmer le choix de la hauteur « HCL1 » (la plus basse). Ceci s'observe particulièrement en fin d'après-midi et en début de soirée : le modèle estime donc un effondrement plus rapide de la couche limite que ne semble l'indiquer la mesure.

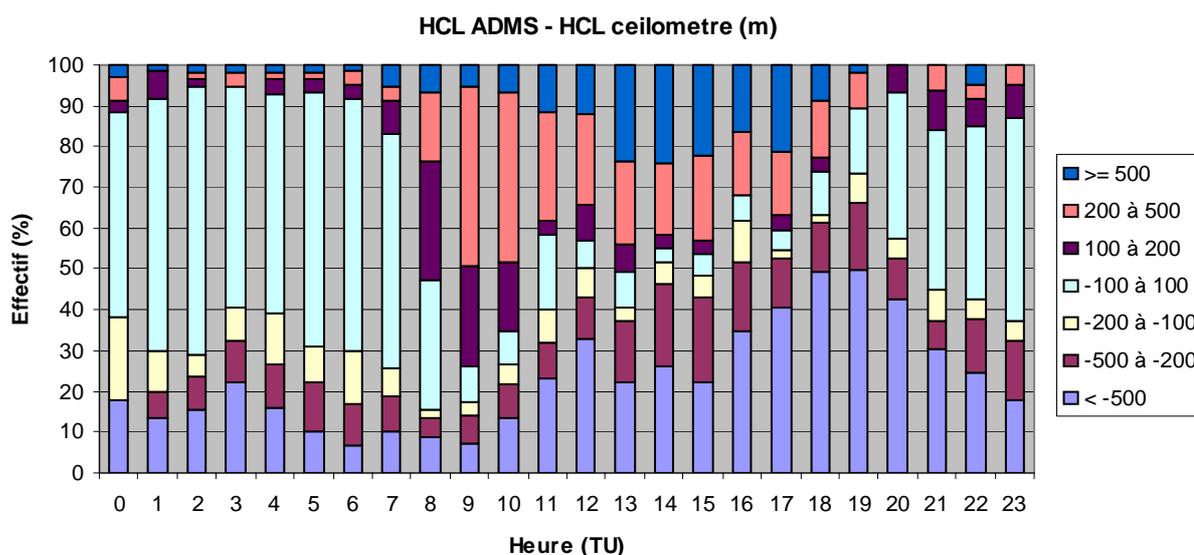


Figure 29 – Répartition par classe de valeurs des différences (m) entre la hauteur de couche limite estimée par ADMS lors du run de référence et celle issue du ceilomètre de Kehl Hafen, en fonction des différentes heures de la journée.

La Figure 30 et la Figure 31 présentent une répartition par classe de valeurs des hauteurs de couche limite issues respectivement du modèle et du capteur. Les remarques suivantes peuvent être faites :

- Globalement le comportement est assez similaire et l'on retrouve le comportement attendu pour ce paramètre dans les 2 cas.
- Toutefois, durant la nuit, les mesures font apparaître une faible occurrence de valeurs très fortes (> 2000 m) qui semblent incohérentes.

En conclusion, rien ne permet d'écarter ces valeurs et il semble donc judicieux de les tester comme paramètre d'entrée du modèle. Il conviendrait sans doute toutefois d'utiliser un filtre permettant d'écarter certaines valeurs aberrantes.

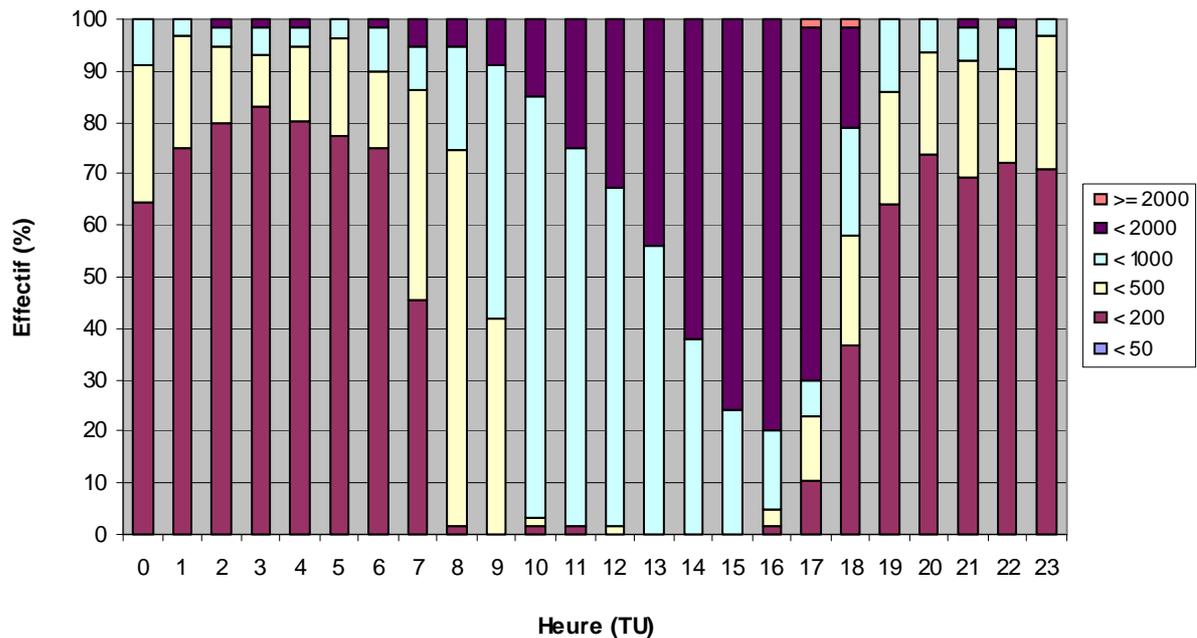


Figure 30 – Répartition par classe de valeurs des hauteurs de couche limite (m) issues du modèle ADMS lors du run de référence en fonction des différentes heures de la journée.

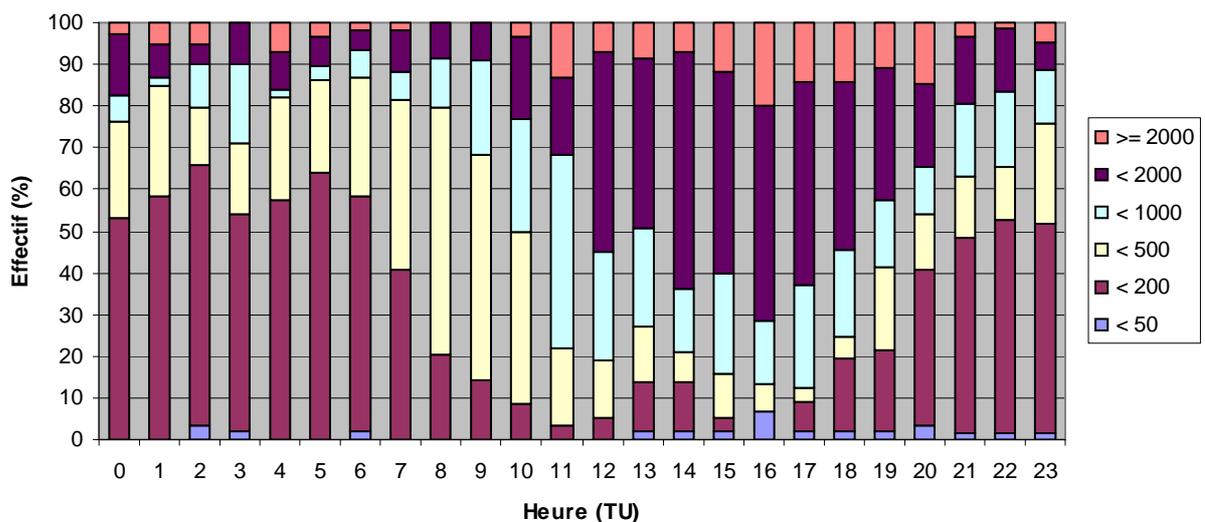


Figure 31 – Répartition par classe de valeurs des hauteurs de couche limite (m) issues du ceilomètre de Kehl Hafen en fonction des différentes heures de la journée.

Une modélisation utilisant cette entrée a donc été paramétrée. Elle utilise simplement la valeur de hauteur de couche limite relevée par le télémètre de Kehl Hafen (hauteur « HCL1 ») en plus des paramètres utilisés dans le run de référence. Aucun filtre n'a été utilisé dans cette première approche.

■ Utilisation de la nébulosité à Entzeim (Test 3)

Le run de référence n'inclut pas la nébulosité à Entzeim. En effet, aucune valeur inférieure à 6 n'est fournie par Météo France et l'utilisation de cette grandeur dans la configuration calée sur Strasbourg a été abandonnée. Pour cette étude de sensibilité, un calcul a donc été réalisé en intégrant cette mesure pour disposer de données comparatives avec les résultats des mesures des ceilomètres.

■ Utilisation des profils de vitesse issus d'un sodar (Test 4)

Le sodar implanté à Kehl Hafen permet l'obtention d'un profil de vitesse de vent. Ce dernier peut être intégré dans le modèle ADMS par l'intermédiaire de fichiers spécifiques (fichier « .prf »). Il est à noter que la direction du vent ne peut pas être prise en compte.

L'ensemble des données correspondantes à la période de mesure a donc été extrait puis réécrit dans le format attendu par le modèle.

Le fichier de données météorologiques est identique à celui du run de référence.

■ Utilisation de la nébulosité issue d'un ceilomètre (Test 5 et test 6)

Les campagnes de mesure incorporent un ceilomètre implanté sur le site de Kehl Hafen. Cet appareil permet notamment la mesure de la nébulosité.

La mesure d'Entzeim ne fournit pour ce paramètre que des valeurs supérieures ou égales à 6. En effet, étant donnée l'approche utilisée pour ce type de mesure (mesure à la verticale de l'appareil), Météo France considère que la précision de l'évaluation de ce terme peut devenir problématique dans le cas d'un ciel peu couvert.

Le capteur de Kehl Hafen présente l'avantage de disposer de l'ensemble des valeurs, même lorsqu'elles sont inférieures à 6. Toutefois, le même type de problème se pose pour cet appareil et l'incertitude portant sur ces dernières est sans doute forte.

Par ailleurs l'impact de la nébulosité sur les résultats de notre modélisation est sans doute faible car elle incorpore une valeur de rayonnement solaire. Durant le jour l'impact de la nébulosité est donc réduit : il intervient uniquement sur le terme de rayonnement infrarouge issu des nuages et dans les cas où la donnée de rayonnement est manquante. Durant la nuit, dans les expressions utilisées dans le modèle, son importance croît avec le carré de sa valeur exprimée en fraction : La sensibilité à ce terme est donc importante uniquement pour les valeurs fortes de ce paramètre, cas où le capteur d'Entzeim fournit de toute façon une valeur.

Le test a toutefois été réalisé pour les raisons suivantes :

- Même pour les valeurs supérieures ou égales à 6, les valeurs observées par les 2 capteurs semblent significativement différentes¹. La position du capteur de Kehl Hafen, dans la proximité immédiate du Rhin, aurait pu constituer une explication notamment par la possible existence de brumes locales qui auraient pu gêner la mesure. Toutefois cela ne semble pas le cas car le capteur de Météo France enregistre nettement plus de cas de ciel couvert que celui de Kehl Hafen.

- Les données du capteur d'Entzeim actuellement disponibles ne semblent pas distinguer les cas correspondant à une valeur inférieure à 6 et les cas de mesure manquante. Pour le modèle, toutes les valeurs inférieures à 6 sont donc considérées comme manquantes. Le modèle considère alors une nébulosité par défaut de 5 qui ne constitue sans doute pas le choix le plus judicieux dans notre cas.

¹ Rapport Numtech R-059.0212. « Atmo-IDEE INTERREG IV Rhin Supérieur - Synthèse et analyse des données récoltées pendant la campagne météorologique de mesure de l'été 2012 ». Mars 2013

Deux configurations utilisant cette nébulosité ont donc été réalisées : avec le rayonnement d'Entzeim (test 5) et sans rayonnement (test 6).

Le **Tableau 19** synthétise l'ensemble des calculs lancés pour réaliser cette étude.

Run	Nébulosité	Rayonnement (Entzeim)	L M O (Wasserwerk)	Flux de chaleur sensible (Wasserwerk)	Hauteur de couche limite (Ceilomètre Kehl Hafen)	Profil vertical des vitesses de vent (SODAR Kehl Hafen)
Référence	Non	Chimie + stabilité	Non	Non	Non	Non
Test1	Non	Chimie	Oui	Non	Non	Non
Test 1	Non	Chimie	Non	Oui	Non	Non
Test 2	Non	Chimie + stabilité	Non	Non	Oui	Non
Test 3	Entzeim	Chimie + stabilité le jour	Non	Non	Non	Non
Test 4	Non	Chimie + stabilité	Non	Non	Non	Oui
Test 5	Ceilomètre Kehl Hafen	Chimie + stabilité le jour	Non	Non	Non	Non
Test 6	Ceilomètre Kehl Hafen	Non	Non	Non	Non	Non

Tableau 19 – Récapitulatif des runs lancés pour l'étude de sensibilité aux paramètres météo

3.3. Comparaison des résultats

Il est à noter que les mesures sur le site de Wasserwerk ne sont disponibles que pour la campagne estivale. Les résultats des runs correspondant ont donc été étudiés séparément et comparés au run de référence uniquement sur la période concernée. Pour les autres calculs, les résultats sont présentés pour les deux périodes cumulées.

Un ensemble de statistiques a été calculé pour le NO₂ et les PM₁₀. Il peut être consulté dans l'annexe 2. L'analyse a toutefois majoritairement porté sur 3 de ces statistiques :

- L'écart moyen absolu normalisé (MAE_n) : Ce terme donne une estimation de l'erreur totale rapportée à la moyenne des valeurs simulées et mesurées. Une MAE normalisée nulle correspond au cas où les concentrations horaires modélisées seraient toutes identiques à celles mesurées. Elle est donc une indication de la qualité de la restitution horaire du modèle.
- Le biais normalisé : Ce terme correspond simplement à la différence entre les moyennes simulées et mesurées rapportée à la moyenne des valeurs simulées et mesurées. Il qualifie donc la performance du modèle en terme de restitution d'une moyenne sur une longue période de temps.
- Le coefficient de corrélation : Les 2 précédentes évaluations sont pénalisées par le fait que les runs de tests n'ont pas fait l'objet d'une phase de calage qui serait normalement nécessaire pour estimer pleinement l'apport des configurations associées. Le coefficient de corrélation permet de corriger partiellement ce problème notamment car il n'est pas sensible à l'existence d'un biais, ce dernier pouvant généralement être significativement réduit lors de la phase de calage.

■ Résultat pour la MAE_n

Pour permettre une lecture aisée des résultats, le score suivant est calculé pour chacun des tests *i* considérés :

$$S_{MAE}(i) = MAE_n(i) - MAE_n(ref)$$

Avec :

- MAE_n(*i*) : MAE normalisée obtenue pour le test *i* et pour l'ensemble des stations
- MAE_n(ref) : MAE normalisée obtenue pour le cas de référence et pour l'ensemble des stations

Une valeur positive correspond donc à une augmentation de la MAE et donc à une dégradation du résultat. La valeur numérique du score donne l'amplitude de la variation. Par exemple si S_{MAE}(*i*)=10% alors, la modélisation réalisée dans le cadre du test *i* dégrade le résultat du run de référence puisqu'il augmente la MAE normalisée de 10%.

Le [Tableau 20](#) donne les valeurs de S_{MAE} obtenues pour chaque test et chacun des 2 polluants. Bien qu'ils apparaissent tous dans le même tableau, on rappelle que certains tests (« test 1 – Ftheta » et « test 1 – LMO ») ne portent pas sur le même période.

Test	S _{MAE} (%)	
	NO2	PM10
Test 1 – Ftheta (Utilisation du Ftheta de l'anémomètre sonique Wasserwerk)	0.9	-0.3
Test 1 – LMO (Utilisation de la LMO de l'anémomètre sonique Wasserwerk)	7.9	2.0
Test 2 (Utilisation de la hauteur de couche limite du ceilomètre de Kehl Hafen)	-0.9	-0.6
Test 3 (Utilisation de la valeur de nébulosité du capteur d'Entzheim)	-0.1	0.0
Test 4 (Utilisation d'un profil de vitesse de vent issu du sodar)	-0.7	-0.2
Test 5 (Utilisation de la nébulosité issue du ceilomètre de de Kehl Hafen, conjointement avec le rayonnement d'Entzheim)	-0.2	0.0
Test 6 (Utilisation de la nébulosité issue du ceilomètre de de Kehl Hafen, sans le rayonnement d'Entzheim)	-0.1	-0.1

Tableau 20 – Valeur du score S_{MAE}(%) pour le NO2 et les PM10 et pour chacun des tests. Les valeurs en rouge correspondent à une dégradation du résultat ou à une absence d'amélioration. Les valeurs en vert à une amélioration.

■ Résultat pour le Biais normalisé

Pour permettre une lecture aisée des résultats, le score suivant est calculé pour chacun des tests *i* considérés :

$$S_{Biais}(i) = |B_n(i)| - |B_n(ref)|$$

Avec :

- B_n(*i*) : Biais normalisé obtenu pour le test *i* et pour l'ensemble des stations
- B_n(ref) : Biais normalisé obtenu pour le cas de référence et pour l'ensemble des stations

Une valeur positive correspond donc à une augmentation de la valeur absolue du Biais et donc à une dégradation du résultat. La valeur numérique du score donne l'amplitude de la variation. Par exemple si $S_{\text{Biais}}(i)=10\%$ alors, la modélisation réalisée dans le cadre du test i dégrade le résultat du run de référence puisqu'il augmente la valeur absolue du biais normalisée de 10%.

Le **Tableau 21** donne les valeurs de S_{Biais} obtenues pour chaque test et chacun des 2 polluants. Bien qu'ils apparaissent tous dans le même tableau, on rappelle que certains tests (« test 1 – Ftheta » et « test 1 – LMO ») ne portent pas sur le même période.

Pour la majorité des tests, les variations restent faibles. Les seuls tests conduisant à des scores significatifs sont « Test 1 – Ftheta », « Test1 – LMO » et « Test4 ». Pour chacun d'eux, si l'impact est positif pour le NO2, il est négatif pour les PM10, et inversement. Ceci s'explique par le fait que, pour les 2 premiers tests, le biais de la simulation de référence est positif (donc surestimation du modèle) pour le NO2 et presque nul pour les PM10. Les configurations « Test1 – Ftheta » et « Test1 – LMO » tendent visiblement à réduire un peu les concentrations et donc à améliorer le cas du NO2 mais à dégrader celui des PM10. Il est possible dans ce cas que cela vienne du fait que la turbulence mesurée soit plus forte que celle calculée par le module météo dans le run de référence. Pour le test 4 (qui porte sur une période différente), le biais est positif pour le NO2 et négatif pour les PM10. Or la configuration conduit visiblement à une hausse de la concentration et donc à un effet contradictoire pour NO2 et PM10.

Test	$S_{\text{Biais}} (\%)$	
	NO2	PM10
Test 1 – Ftheta (Utilisation du Ftheta de l'anémomètre sonique Wasserwerk)	-2.5	2.0
Test 1 – LMO (Utilisation de la LMO de l'anémomètre sonique Wasserwerk)	-5.3	3.5
Test 2 (Utilisation de la hauteur de couche limite du ceilomètre de Kehl Hafen)	0.0	1.8
Test 3 (Utilisation de la valeur de nébulosité du capteur d'Entzheim)	-0.8	1.1
Test 4 (Utilisation d'un profil de vitesse de vent issu du sodar)	2.8	-1.5
Test 5 (Utilisation de la nébulosité issue du ceilomètre de de Kehl Hafen, conjointement avec le rayonnement d'Entzheim)	-1.4	0.7
Test 6 (Utilisation de la nébulosité issue du ceilomètre de de Kehl Hafen, sans le rayonnement d'Entzheim)	-0.8	0.4

Tableau 21 – Valeur du score $S_{\text{Biais}}(\%)$ pour le NO2 et les PM10 et pour chacun des tests. Les valeurs en rouge correspondent à une dégradation du résultat ou à une absence d'amélioration. Les valeurs en vert à une amélioration.

■ Résultat pour le coefficient de corrélation

Pour permettre une lecture aisée des résultats, le score suivant est calculé pour chacun des tests i considérés :

$$S_r(i) = r(i) - r(\text{ref})$$

Avec :

- $r(i)$: Coefficient de corrélation obtenu pour le test i et pour l'ensemble des stations
- $r(\text{ref})$: Coefficient de corrélation obtenu pour le cas de référence et pour l'ensemble des stations

Une valeur positive correspond donc à une augmentation du coefficient de corrélation et donc à une amélioration du résultat (Le cas des coefficients de corrélations négatifs n'est pas à considérer car il ne se présente pas dans notre cas). La valeur numérique du score donne l'amplitude de la variation. Par exemple si $S_r(i)=0.1$ alors, la modélisation réalisée dans le cadre du test i améliore le résultat du run de référence puisqu'il augmente le coefficient de corrélation de 0.1.

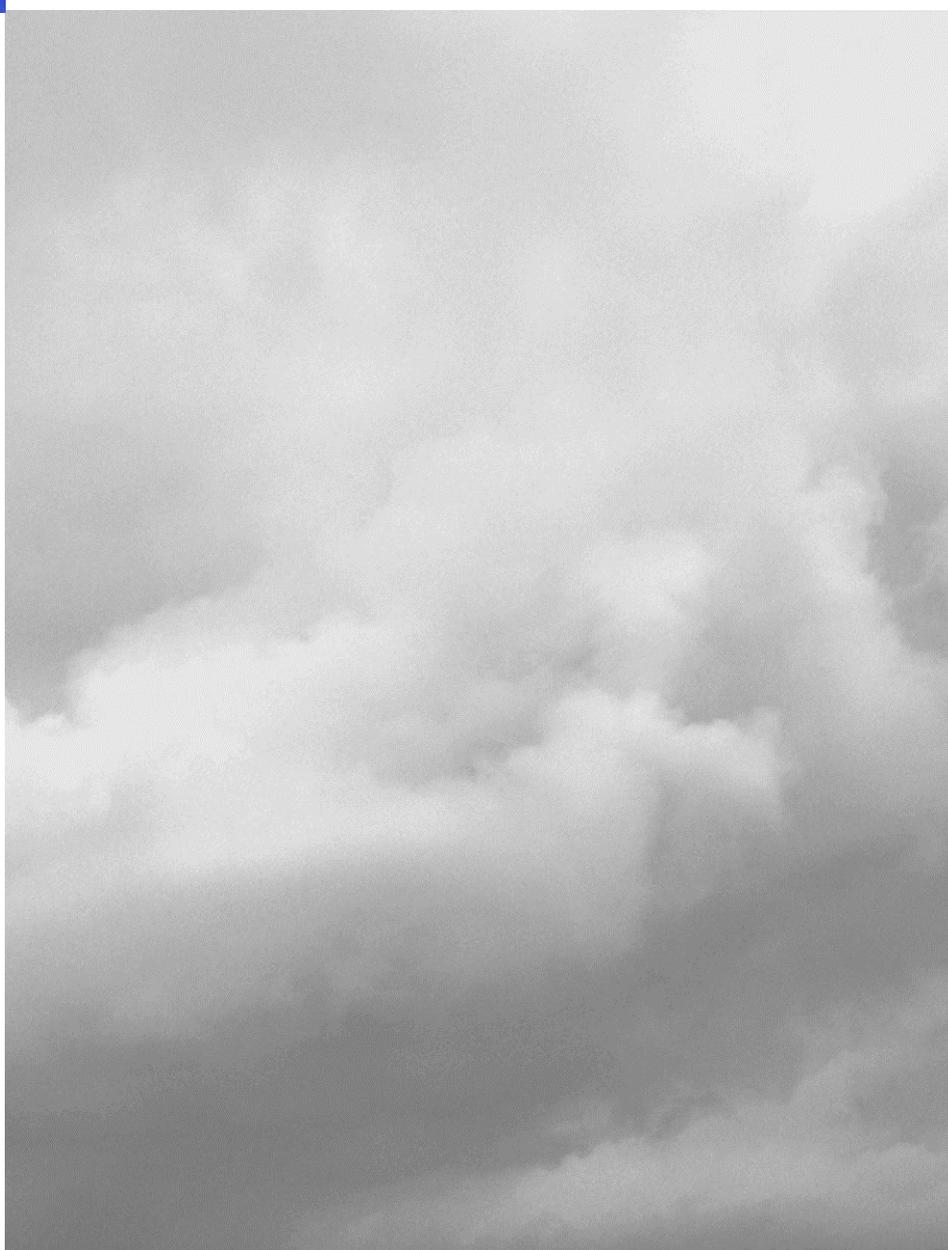
Le [Tableau 22](#) donne les valeurs de S_r obtenues pour chaque test et chacun des 2 polluants. Bien qu'ils apparaissent tous dans le même tableau, on rappelle que certains tests (« test 1 – Ftheta » et « test 1 – LMO ») ne portent pas sur le même période.

Tous les résultats sont peu significatifs à l'exception du test portant sur l'utilisation de la LMO. Toutefois, dans ce dernier cas, la configuration testée dégrade le résultat.

Test	S_r	
	NO2	PM10
Test 1 – Ftheta (Utilisation du Ftheta de l'anémomètre sonique Wasserwerk)	-0.02	0.01
Test 1 – LMO (Utilisation de la LMO de l'anémomètre sonique Wasserwerk)	-0.08	-0.02
Test 2 (Utilisation de la hauteur de couche limite du ceilomètre de Kehl Hafen)	0.01	0.01
Test 3 (Utilisation de la valeur de nébulosité du capteur d'Entzheim)	0.01	0.01
Test 4 (Utilisation d'un profil de vitesse de vent issu du sodar)	0.01	0
Test 5 (Utilisation de la nébulosité issue du ceilomètre de de Kehl Hafen, conjointement avec le rayonnement d'Entzheim)	0.01	0.01
Test 6 (Utilisation de la nébulosité issue du ceilomètre de de Kehl Hafen, sans le rayonnement d'Entzheim)	0	0.01

Tableau 22 – Valeur du score S_r pour le NO2 et les PM10 et pour chacun des tests. Les valeurs en rouge correspondent à une dégradation du résultat ou à une absence d'amélioration. Les valeurs en vert à une amélioration.

Conclusions



4. Conclusions

Dans le cadre du projet Atmo-IDEE, une modélisation haute résolution de l'Eurodistrict a été réalisée à l'aide du modèle ADMS Urban. L'objectif de cette étude était donc le calage d'une configuration opérationnelle sur le domaine d'étude permettant de servir référence pour l'élaboration de scénarios de gestion de la qualité de l'air. De plus, étant donné la taille du domaine d'étude et la réalisation de campagnes de mesures météorologiques, une étude de sensibilité du modèle aux paramètres d'entrée météorologiques a été réalisée.

■ Calage du modèle sur la zone de l'Eurodistrict

Les travaux de calage se sont appuyés sur la configuration calée par l'ASPA sur la ville de Strasbourg. Pour cela, cette configuration a dans un premier temps été étendue à l'ensemble du domaine de l'Eurodistrict à l'aide des données d'émissions et de caractéristiques des sources fournies par l'ASPA et le LUBW.

Cette 1^{ère} étape a mis en évidence des résultats corrects mais des pistes d'amélioration ont pu être dégagées, notamment pour améliorer la représentativité temporelle du modèle, en particulier en période nocturne.

Des tests ont alors été menés et une nouvelle configuration a été réalisée permettant d'obtenir une amélioration des scores pour chacun des composés étudiés.

■ Tests de sensibilité d'ADMS en fonction du choix des paramètres météorologiques utilisées

Les campagnes de mesure réalisées durant l'été 2012 et l'hiver 2013 sur la région de l'Eurodistrict ont permis de recueillir un vaste ensemble de données météorologiques rarement disponibles en temps normal. Différents tests de sensibilité ont donc été réalisés afin d'analyser l'apport que peut constituer l'existence de ces données pour la modélisation.

Les résultats issus de modélisation utilisant différents choix alternatifs de paramètres météorologiques en entrée du modèle ont donc été comparés à ceux d'une configuration de référence. Les scores de MAE normalisée, biais normalisé et coefficient de corrélation ont été analysés. Ces tests conduisent soit à des variations non significatives des performances soit à une légère dégradation des résultats ce qui valide les choix de données effectués lors du calage. De plus, ces tests ont permis d'améliorer la connaissance des paramètres utiles pour une bonne appréhension de la stabilité de l'atmosphère dans le modèle ADMS. Cela a ainsi permis de mettre en évidence la possibilité d'utiliser certaines mesures alternatives par rapport aux paramètres classiquement utilisés afin de palier à un manque de données de mesures météorologiques sur certains domaines d'études.

■ Table des figures

Figure 1 – Domaine d'étude : Eurodistrict Strasbourg-Ortenau	5
Figure 2 – Découpage du domaine d'étude en 8 zones géographiques de modélisation	10
Figure 3 – Représentation de la grille de calcul adoptée pour le modèle ADMS	11
Figure 4 – Représentation de la grille de calcul: zoom sur la zone de Strasbourg - Kehl.....	12
Figure 5 – Localisation des points de mesure	13
Figure 6 – Localisation des points de mesures météorologiques	15
Figure 7 – Rose des vents issue de la station Météo France de Strasbourg Entzheim pour l'année de référence (15 mai 2012 au 15 mai 2013)	16
Figure 8 – Grilles CHIMERE et WRF utilisées pour les extractions de données météorologiques	17
Figure 9 – Méthodologie d'intégration des sources d'émission dans ADMS-Urban.....	19
Figure 10 – Visualisation des contours du cadastre kilométrique modélisé.....	20
Figure 11 – Emissions totales en NO _x (kg/an).....	21
Figure 12 – Emissions totales en poussières (kg/an).....	22
Figure 13 – Réseau routier principal modélisé	23
Figure 14 – Caractéristiques du réseau routier modélisé (largeur et hauteur des rues de type « canyon »).....	24
Figure 15 – Exemple de profils journaliers pour un axe routier.....	24
Figure 16 – Exemple de profils mensuels pour différents axes routiers	25
Figure 17 – Localisation des grandes sources ponctuelles (GSP) modélisées	25
Figure 18 – Sources volumiques modélisées	26
Figure 19 – Profils mensuels des sources volumiques	27
Figure 20 – Schéma descriptif de la phase de calage.....	29
Figure 21 – Comparaison modèle/mesure NO ₂ sur la période estivale par typologie de site de mesure	31
Figure 22 – Comparaison modèle/mesure NO ₂ sur la période hivernale par typologie de site de mesure.....	31
Figure 23 – Profil journalier des concentrations en NO ₂ sur la station STG Ouest pendant la période estivale	33
Figure 24 – Comparaison modèle/mesure PM10 sur la période estivale par typologie de site de mesure.....	34
Figure 25 – Comparaison modèle/mesure PM10 sur la période hivernale par typologie de site de mesure	34
Figure 26 – Comparaison modèle/mesure campagnes NO ₂ après calage par typologie de site de mesure	38
Figure 27 – Comparaison modèle/mesure campagnes PM10 après calage par typologie de site de mesure.....	39
Figure 28 – Comparaison modèle/mesure campagnes benzène après calage par typologie de site de mesure	39
Figure 29 – Répartition par classe de valeurs des différences (m) entre la hauteur de couche limite estimée par ADMS lors du run de référence et celle issue du ceilomètre de Kehl Hafen, en fonction des différentes heures de la journée.....	46
Figure 30 – Répartition par classe de valeurs des hauteurs de couche limite (m) issues du modèle ADMS lors du run de référence en fonction des différentes heures de la journée.....	47
Figure 31 – Répartition par classe de valeurs des hauteurs de couche limite (m) issues du ceilomètre de Kehl Hafen en fonction des différentes heures de la journée.....	47

■ Table des tableaux

Tableau 1 - Phénomènes physiques pris en compte dans la modélisation.....	9
Tableau 2 - Description des sources pour la modélisation de base.....	26
Tableau 3 -Tableau récapitulatif de la chaîne de modélisation.....	27
Tableau 4 - Synthèse des paramètres du modèle pour la configuration de référence.....	30
Tableau 5 - Synthèse des résultats de la simulation de référence en NO ₂ sur les mesures des campagnes par tubes passifs.....	30
Tableau 6 - Synthèse des résultats de la simulation de référence sur les stations de mesure pour la période estivale.....	32
Tableau 7 - Synthèse des résultats de la simulation de référence sur les stations de mesure pour la période hivernale.....	32
Tableau 8 - Synthèse des résultats de la simulation de référence en PM ₁₀ sur les mesures des campagnes par préleveurs.....	33
Tableau 9 - Synthèse des résultats en PM ₁₀ de la simulation de référence sur les stations de mesure pour la période estivale.....	35
Tableau 10 - Synthèse des résultats en PM ₁₀ de la simulation de référence sur les stations de mesure pour la période hivernale.....	35
Tableau 11 – Résumé des différentes configurations testées.....	36
Tableau 12 - Synthèse des données de pollution de fond retenues pour la modélisation.....	37
Tableau 13 - Synthèse des résultats obtenus pour différentes mailles et résolution d'extraction des données de LMO.....	37
Tableau 14 - Synthèse des résultats après calage sur les mesures des campagnes par tubes passifs et préleveurs.....	38
Tableau 15 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour le NO ₂ du 15 mai 2012 au 15 mai 2013.....	40
Tableau 16 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour les PM ₁₀ du 15 mai 2012 au 15 mai 2013.....	41
Tableau 17 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour l'ozone du 15 mai 2012 au 15 mai 2013.....	42
Tableau 18 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour les PM _{2.5} et le benzène du 15 mai 2012 au 15 mai 2013.....	42
Tableau 19 – Récapitulatif des runs lancés pour l'étude de sensibilité aux paramètres météo.....	49
Tableau 20 – Valeur du score $S_{MAE}(\%)$ pour le NO ₂ et les PM ₁₀ et pour chacun des tests. Les valeurs en rouge correspondent à une dégradation du résultat ou à une absence d'amélioration. Les valeurs en vert à une amélioration.....	50
Tableau 21 – Valeur du score $S_{Biais}(\%)$ pour le NO ₂ et les PM ₁₀ et pour chacun des tests. Les valeurs en rouge correspondent à une dégradation du résultat ou à une absence d'amélioration. Les valeurs en vert à une amélioration.....	51
Tableau 22 – Valeur du score S_r pour le NO ₂ et les PM ₁₀ et pour chacun des tests. Les valeurs en rouge correspondent à une dégradation du résultat ou à une absence d'amélioration. Les valeurs en vert à une amélioration.....	52

Table des Annexes

Annexe 1 : Rappel de la méthode de calcul de la longueur de Monin-Obukhov	58
Annexe 2 : Statistiques obtenues pour les différentes configurations testées.....	59

Annexe 1 : Rappel de la méthode de calcul de la longueur de Monin-Obukhov

La longueur de Monin-Obukhov est définie comme suit :

$$LMO = \frac{-u_*^3 \theta_v \rho c_p}{\kappa g F_\theta}$$

Où u_* est la vitesse de frottement à la surface de la Terre, κ (=0.4) est la constante de Von Karman, g est l'accélération de la pesanteur, F_θ est le flux de chaleur à la surface, ρ et C_p sont respectivement la densité et la capacité calorifique de l'air, et θ_v la température potentielle virtuelle.

La densité est calculée selon cette formulation :

$$\rho = \frac{P}{RT_v/M}$$

Où ρ la densité de l'air, et T_v la température virtuelle (K), M la masse molaire (en g/mol) et P la pression atmosphérique (Pa).

La température virtuelle T_v est déterminée en fonction de la température de l'air (T) et du rapport de mélange selon la relation suivante :

$$T_v = T(1 + 0.61r)$$

La température potentielle virtuelle est calculée en fonction de la température potentielle et le rapport de mélange selon la relation suivante :

$$\theta_v = \theta(1 + 0.61r)$$

La température potentielle est déterminée en fonction d'une pression atmosphérique de référence ($P_0 = 10^5$ Pa), la température de l'air et de la pression atmosphérique :

$$\theta = T \left(\frac{P_0}{P} \right)^{R_a/c_p}$$

Les données de prévision du modèle WRF sont en général celles calculées à J-1, sauf pour quelques journées où le modèle n'a pas fonctionné. Dans ce dernier cas, ce sont des données à J (voire J+1 et J+2) qui ont été utilisées pour obtenir une continuité de valeurs.

Annexe 2 : Statistiques obtenues pour les différentes configurations testées

		STG Nord	STG Clémenceau	STG Est	STG A35	Laboratoire mobile	DEBW0022	LUBW002	Toutes stations
MAE	Référence	10.57	20.35	11.33	26.60	8.31	10.35	13.54	14.76
	Test 1 - Ftheta	9.70	20.54	10.67	24.93	8.19	10.32	13.28	14.49
	Test 1 - LMO	11.35	23.54	13.26	26.56	8.42	11.53	14.77	16.30
MAE normalisée (%)	Référence	56.70	41.63	48.44	53.50	65.05	54.97	49.40	49.17
	Test 1 - Ftheta	54.50	43.34	47.45	51.78	66.83	56.76	50.07	50.04
	Test 1 - LMO	63.72	50.37	58.93	57.24	67.98	63.40	56.32	57.08
R	Référence	0.63	0.54	0.60	0.65	0.51	0.58	0.54	0.68
	Test 1 - Ftheta	0.61	0.51	0.60	0.63	0.48	0.55	0.53	0.66
	Test 1 - LMO	0.53	0.44	0.49	0.57	0.47	0.48	0.47	0.60
Biais (Simulation - Mesure)	Référence	6.24	0.01	1.79	16.89	1.04	-0.77	0.42	2.64
	Test 1 - Ftheta	4.55	-2.99	-0.04	13.75	0.00	-2.03	-1.35	1.82
	Test 1 - LMO	4.59	-4.30	0.00	10.27	0.27	-2.03	-1.94	1.01
Biais normalisé (%)	Référence	33.46	0.02	7.64	33.97	8.17	-4.07	1.53	8.79
	Test 1 - Ftheta	25.56	-6.31	-0.17	28.56	0.02	-11.16	-5.11	6.29
	Test 1 - LMO	25.74	-9.20	0.01	22.14	2.17	-11.16	-7.40	3.54
NMSE (%)	Référence	75.50	31.97	48.00	57.09	88.18	59.71	44.34	53.26
	Test 1 - Ftheta	68.49	36.02	46.04	56.45	90.53	65.69	44.67	58.27
	Test 1 - LMO	87.45	46.97	66.88	68.23	92.31	78.32	56.29	72.64
Ecart type de l'erreur	Référence	14.71	27.65	16.11	32.95	11.95	14.53	18.25	21.72
	Test 1 - Ftheta	13.89	28.28	15.26	33.07	11.67	14.58	17.67	22.02
	Test 1 - LMO	15.88	31.71	18.41	36.70	11.91	15.95	19.57	24.31
Moyenne	Mesure	15.53	48.88	22.51	41.27	12.25	19.20	27.20	26.69
	Référence	21.76	48.89	24.29	58.16	13.30	18.44	27.62	30.35
	Test 1 - Ftheta	20.07	45.89	22.47	55.02	12.26	17.17	25.84	28.39
	Test 1 - LMO	20.11	44.58	22.51	51.55	12.52	17.17	25.25	27.67

Tableau A2.1 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour le NO2 pour les scénarios incluant les données de Wasserwerk sur la campagne estivale

		STG Nord	STG Clémenceau	STG Est	STG A35	Laboratoire mobile	DEBW0022	Toutes stations
MAE	Référence	4.00	6.08	5.17	7.11	4.38	4.77	5.38
	Test 1 - Ftheta	3.97	5.91	4.91	6.77	4.47	4.79	5.24
	Test 1 - LMO	4.29	6.41	5.33	7.56	4.50	4.88	5.63
MAE normalisée (%)	Référence	22.74	28.81	28.44	31.33	33.43	30.51	28.98
	Test 1 - Ftheta	22.84	28.49	27.41	30.37	34.30	30.92	28.64
	Test 1 - LMO	24.77	31.15	29.88	34.45	34.47	31.52	30.99
R	Référence	0.80	0.59	0.72	0.63	0.71	0.71	0.68
	Test 1 - Ftheta	0.79	0.60	0.74	0.65	0.69	0.71	0.69
	Test 1 - LMO	0.78	0.56	0.72	0.58	0.69	0.69	0.66
Biais (Simulation - Mesure)	Référence	-0.41	0.62	-0.96	3.01	-1.82	-1.06	0.08
	Test 1 - Ftheta	-0.84	-0.12	-1.46	2.14	-2.00	-1.33	-0.45
	Test 1 - LMO	-0.99	-0.48	-1.64	1.44	-1.94	-1.38	-0.71
Biais normalisé (%)	Référence	-2.33	2.94	-5.30	13.24	-13.85	-6.77	0.43
	Test 1 - Ftheta	-4.82	-0.57	-8.14	9.63	-15.36	-8.60	-2.47
	Test 1 - LMO	-5.73	-2.36	-9.18	6.59	-14.90	-8.93	-3.94
NMSE (%)	Référence	9.08	20.48	17.65	22.07	21.58	21.10	19.43
	Test 1 - Ftheta	9.74	20.12	17.60	20.12	23.10	21.52	18.99
	Test 1 - LMO	10.40	22.78	19.01	24.10	23.15	22.97	21.25
Ecart type de l'erreur	Référence	5.29	9.54	7.57	10.21	5.80	7.10	8.18
	Test 1 - Ftheta	5.36	9.31	7.37	9.75	5.92	7.06	7.96
	Test 1 - LMO	5.49	9.81	7.59	10.67	5.96	7.28	8.34
Moyenne	Mesure	17.80	20.81	18.65	21.21	14.02	16.16	18.52
	Référence	17.39	21.43	17.68	24.21	12.21	15.10	18.60
	Test 1 - Ftheta	16.96	20.69	17.19	23.35	12.02	14.83	18.07
	Test 1 - LMO	16.80	20.32	17.01	22.65	12.08	14.78	17.80
Percentile de rang 90.4 des moyennes journalières	Mesure	26.71	33.80	30.23	32.57	19.96	28.15	
	Référence	26.80	31.84	26.40	35.57	17.63	22.91	
	Test 1 - Ftheta	26.74	31.88	25.61	34.38	17.65	22.87	
	Test 1 - LMO	26.41	31.15	24.52	32.92	17.28	22.48	

Tableau A2.2 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour les PM10 pour les scénarios incluant les données de Wasserwerk sur la campagne estivale

		STG Ouest	STG Nord	STG Clémenceau	STG Est	STG A35	Laboratoire mobile	DEBW0022	LUBW002	Toutes stations
MAE	Référence	12.96	10.66	20.65	11.68	24.82	8.30	10.52	14.54	15.07
	Test 2	12.91	9.92	20.22	10.99	24.62	7.23	9.94	13.87	14.54
	Test 3	13.05	10.41	20.34	11.46	24.13	8.15	10.44	14.57	14.85
	Test 4	12.64	10.85	20.36	11.81	24.45	9.21	10.62	14.39	15.03
	Test 5	12.99	10.46	20.39	11.53	24.52	8.07	10.42	14.52	14.91
	Test 6	12.94	10.53	20.48	11.60	24.75	8.15	10.43	14.51	14.98
MAE normalisée (%)	Référence	42.88	41.96	39.62	38.77	44.88	65.07	43.65	43.97	42.54
	Test 2	43.78	40.03	39.09	37.17	44.74	59.72	42.56	42.79	41.69
	Test 3	43.72	41.58	39.45	38.55	44.15	64.88	43.83	44.52	42.41
	Test 4	40.99	41.93	38.69	38.31	44.03	68.60	42.92	43.04	41.82
	Test 5	43.47	41.60	39.34	38.54	44.58	63.98	43.54	44.18	42.38
	Test 6	43.10	41.73	39.41	38.63	44.86	64.43	43.49	44.05	42.45
R	Référence	0.72	0.72	0.59	0.72	0.64	0.51	0.71	0.62	0.71
	Test 2	0.75	0.74	0.59	0.73	0.64	0.54	0.73	0.64	0.72
	Test 3	0.73	0.73	0.60	0.72	0.64	0.51	0.72	0.62	0.72
	Test 4	0.71	0.72	0.59	0.71	0.66	0.48	0.71	0.63	0.72
	Test 5	0.73	0.73	0.59	0.72	0.64	0.51	0.72	0.62	0.72
	Test 6	0.73	0.73	0.59	0.72	0.64	0.51	0.72	0.62	0.71
Biais (Simulation - Mesure)	Référence	-6.24	2.04	-2.55	0.20	11.40	1.05	-1.92	-2.70	0.57
	Test 2	-7.70	0.81	-3.36	-0.92	10.89	-0.26	-3.40	-4.01	-0.54
	Test 3	-6.97	1.34	-3.67	-0.56	10.08	0.64	-2.48	-3.41	-0.27
	Test 4	-5.02	2.99	-1.55	1.63	11.88	2.38	-0.66	-1.97	1.57
	Test 5	-6.89	1.56	-3.15	-0.21	10.81	0.73	-2.27	-3.12	0.08
	Test 6	-6.60	1.74	-2.90	0.04	11.14	0.81	-2.17	-2.95	0.30
Biais normalisé (%)	Référence	-20.64	8.04	-4.89	0.66	20.62	8.21	-7.95	-8.17	1.60
	Test 2	-26.13	3.28	-6.50	-3.10	19.78	-2.12	-14.55	-12.37	-1.56
	Test 3	-23.34	5.35	-7.11	-1.88	18.45	5.09	-10.39	-10.41	-0.77
	Test 4	-16.29	11.55	-2.94	5.28	21.39	17.75	-2.68	-5.89	4.37
	Test 5	-23.06	6.20	-6.08	-0.71	19.66	5.83	-9.49	-9.48	0.24
	Test 6	-21.99	6.90	-5.58	0.13	20.20	6.42	-9.05	-8.96	0.85
NMSE (%)	Référence	29.16	34.57	26.92	27.05	39.61	88.28	33.41	32.58	37.01
	Test 2	29.55	29.22	26.59	25.03	40.24	69.12	31.66	30.73	36.33
	Test 3	29.94	33.42	26.67	26.51	38.43	89.33	33.78	33.19	36.53
	Test 4	27.88	35.26	25.64	27.48	38.39	106.85	32.83	31.54	35.93
	Test 5	29.57	33.46	26.53	26.51	39.39	86.94	33.23	32.61	36.70
	Test 6	29.25	33.60	26.57	26.96	39.71	89.46	33.23	32.59	36.87
Ecart type de l'erreur	Référence	14.99	14.78	26.92	15.67	32.69	11.94	13.80	18.67	21.55
	Test 2	13.90	13.37	26.45	14.76	33.00	10.07	12.67	17.49	21.01
	Test 3	14.66	14.41	26.37	15.30	32.19	11.86	13.61	18.52	21.16
	Test 4	15.43	15.05	26.61	16.08	32.09	13.63	14.16	18.67	21.48
	Test 5	14.61	14.46	26.50	15.40	32.62	11.73	13.59	18.49	21.32
	Test 6	14.74	14.52	26.62	15.60	32.75	11.93	13.64	18.56	21.43
Moyenne	Mesure	33.34	24.38	53.41	30.02	49.60	12.24	25.07	34.43	35.14

Référence	27.10	26.42	50.86	30.22	61.00	13.29	23.15	31.73	35.71
Test 2	25.63	25.19	50.04	29.10	60.49	11.98	21.67	30.42	34.60
Test 3	26.37	25.72	49.74	29.46	59.68	12.88	22.59	31.02	34.88
Test 4	28.32	27.36	51.86	31.65	61.48	14.62	24.40	32.46	36.72
Test 5	26.44	25.94	50.25	29.80	60.41	12.97	22.80	31.31	35.23
Test 6	26.73	26.12	50.51	30.06	60.74	13.05	22.90	31.47	35.44

Tableau A2.3 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour le NO2 sur les campagnes estivales et hivernales

		STG Nord	STG Clémenceau	STG Est	STG A35	Laboratoire mobile	DEBW002	Toutes stations
MAE	Référence	5.35	6.11	5.78	10.21	4.38	6.83	6.80
	Test 2	5.09	5.77	5.49	10.09	4.02	6.82	6.61
	Test 3	5.37	6.02	5.70	10.17	4.37	6.84	6.78
	Test 4	5.28	6.11	5.97	10.10	4.52	6.80	6.81
	Test 5	5.35	6.05	5.70	10.23	4.35	6.82	6.78
	Test 6	5.33	6.02	5.68	10.20	4.37	6.81	6.77
MAE normalisée (%)	Référence	21.46	28.88	23.09	31.34	33.42	30.51	27.30
	Test 2	20.68	27.48	22.11	31.13	31.10	30.77	26.73
	Test 3	21.66	28.58	22.91	31.45	33.50	30.66	27.33
	Test 4	21.08	28.80	23.61	30.82	34.15	30.15	27.14
	Test 5	21.53	28.62	22.87	31.54	33.30	30.51	27.29
	Test 6	21.45	28.51	22.77	31.39	33.41	30.46	27.20
R	Référence	0.92	0.59	0.87	0.77	0.71	0.86	0.83
	Test 2	0.95	0.62	0.88	0.78	0.76	0.87	0.84
	Test 3	0.93	0.60	0.87	0.78	0.71	0.86	0.84
	Test 4	0.92	0.60	0.86	0.78	0.68	0.86	0.83
	Test 5	0.93	0.60	0.87	0.78	0.71	0.86	0.84
	Test 6	0.93	0.60	0.87	0.78	0.71	0.87	0.84
Biais (Simulation - Mesure)	Référence	-2.41	0.61	-0.55	-1.10	-1.82	-3.16	-1.52
	Test 2	-2.99	0.34	-0.93	-1.49	-2.14	-3.66	-1.96
	Test 3	-2.63	0.44	-0.84	-1.62	-1.91	-3.31	-1.79
	Test 4	-2.11	0.76	0.00	-0.72	-1.54	-2.83	-1.17
	Test 5	-2.57	0.63	-0.74	-1.40	-1.89	-3.26	-1.68
	Test 6	-2.50	0.57	-0.65	-1.29	-1.86	-3.23	-1.63
Biais normalisé (%)	Référence	-9.67	2.90	-2.20	-3.37	-13.85	-14.11	-6.11
	Test 2	-12.14	1.64	-3.74	-4.60	-16.55	-16.55	-7.92
	Test 3	-10.61	2.10	-3.36	-5.02	-14.60	-14.82	-7.24
	Test 4	-8.42	3.57	0.01	-2.20	-11.62	-12.55	-4.65
	Test 5	-10.33	2.99	-2.96	-4.31	-14.45	-14.58	-6.77
	Test 6	-10.08	2.72	-2.61	-3.96	-14.23	-14.47	-6.54
NMSE (%)	Référence	7.92	20.51	10.44	21.73	21.58	18.74	16.78
	Test 2	7.44	19.13	9.85	21.75	19.35	19.44	16.57
	Test 3	8.04	20.32	10.37	22.03	21.77	19.05	16.92
	Test 4	7.68	19.99	10.85	21.08	22.61	18.18	16.45
	Test 5	7.98	20.28	10.27	21.86	21.53	18.82	16.79

	Test 6	7.97	20.38	10.26	21.65	21.76	18.71	16.70
Ecart type de l'erreur	Référence	6.57	9.56	8.07	15.16	5.80	9.14	10.09
	Test 2	6.00	9.18	7.74	15.04	5.26	9.02	9.86
	Test 3	6.51	9.48	7.97	15.09	5.77	9.14	10.03
	Test 4	6.61	9.46	8.33	15.04	6.10	9.18	10.11
	Test 5	6.52	9.51	7.95	15.10	5.75	9.11	10.04
	Test 6	6.55	9.52	7.97	15.07	5.80	9.09	10.03
Moyenne	Mesure	26.11	20.84	25.29	33.14	14.01	23.98	25.69
	Référence	23.70	21.45	24.74	32.05	12.20	20.82	24.16
	Test 2	23.13	21.18	24.36	31.66	11.87	20.31	23.73
	Test 3	23.48	21.28	24.45	31.52	12.10	20.67	23.89
	Test 4	24.00	21.59	25.30	32.42	12.47	21.15	24.52
	Test 5	23.55	21.47	24.55	31.75	12.12	20.72	24.01
	Test 6	23.61	21.41	24.64	31.86	12.15	20.74	24.06
Percentile de rang 90.4 des moyennes journalières	Mesure	50.12	33.98	45.65	63.76	19.96	47.53	
	Référence	41.97	31.84	45.27	54.25	17.63	37.91	
	Test 2	40.87	31.22	43.23	53.70	16.46	36.92	
	Test 3	41.97	31.79	44.44	53.66	17.53	37.73	
	Test 4	42.25	31.31	45.82	55.52	17.75	37.88	
	Test 5	41.92	32.52	44.35	53.91	17.55	37.75	
	Test 6	42.38	32.20	44.81	54.81	17.55	37.97	

Tableau A2.4 - Synthèse des résultats sur les stations de mesure pour le PM10 sur les campagnes estivales et hivernales