



## Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air



### Modélisation et traitements numériques

Evaluation de modèles pour la simulation de la pollution à proximité des axes routiers

Décembre 2008

A. Wroblewski, V. Riffault (EMD),  
J.-Y. Chatelier, L. Malherbe,  
F. Tognet (INERIS)







## PREAMBULE

# Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

**Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air est constitué de laboratoires de l'Ecole des Mines de Douai, de l'INERIS et du LNE. Il mène depuis 1991 des études et des recherches finalisées à la demande du Ministère chargé de l'environnement, sous la coordination technique de l'ADEME et en concertation avec les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA). Ces travaux en matière de pollution atmosphérique supportés financièrement par le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer sont réalisés avec le souci constant d'améliorer le dispositif de surveillance de la qualité de l'air en France en apportant un appui scientifique et technique aux AASQA.**

**L'objectif principal du LCSQA est de participer à l'amélioration de la qualité des mesures effectuées dans l'air ambiant, depuis le prélèvement des échantillons jusqu'au traitement des données issues des mesures. Cette action est menée dans le cadre des réglementations nationales et européennes mais aussi dans un cadre plus prospectif destiné à fournir aux AASQA de nouveaux outils permettant d'anticiper les évolutions futures.**





## Evaluation de modèles pour la simulation de la pollution à proximité des axes routiers

Laboratoire Central de Surveillance  
de la Qualité de l'Air

**Thème : Modélisation - Traitements numériques**

Programme financé par le  
Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer  
(MEEDDM)

2008

**L. MALHERBE, F. TOGNET, J.-Y. CHATELIER**

Ce document comporte 74 pages (hors couverture et annexes)

	<b>Rédaction</b>	<b>Vérification</b>	<b>Approbation</b>
<b>NOM</b>	L. MALHERBE & F. TOGNET J.-Y. CHATELIER	L. ROUÏL	M. RAMEL
<b>Qualité</b>	Ingénieurs de l'Unité MOCA Responsable de l'Unité INDO Direction des Risques Chroniques	Chef du pôle Modélisation Environnementale et Décision (DECI)  Direction des Risques Chroniques	Responsable LCSQA/INERIS  Direction des Risques Chroniques
<b>Visa</b>			



# TABLE DES MATIÈRES

<b>RESUME DE L'ETUDE EMD/INERIS.....</b>	<b>7</b>
<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>9</b>
<b>1. RAPPEL SUR LE RECENSEMENT BIBLIOGRAPHIQUE DES CAMPAGNES DE MESURE .....</b>	<b>11</b>
1.1 Sources consultées.....	11
1.2 Statistiques sur la base .....	11
<b>2. EVOLUTION DE LA BASE DE DONNEES INTERNET .....</b>	<b>12</b>
2.1 Conception des contenus.....	12
2.1.1 Contenu de type campagne.....	12
2.1.2 Contenus de type Outil .....	17
2.1.3 Contenus de type Modèle.....	19
2.2 Alimentation en données.....	20
<b>3. CRITERES DE COMPARAISON MODELE-MESURE.....</b>	<b>21</b>
<b>4. TESTS DES MODELES DE POLLUTION DE PROXIMITE AUTOMOBILE.....</b>	<b>25</b>
4.1 Remarques préliminaires .....	25
4.1.1 Remarques sur les modèles .....	25
4.1.2 Remarques sur les hypothèses de calcul .....	26
4.1.3 Données de mesure utilisées dans les comparaisons.....	27
4.2 CAS TEST N°1. Site de Schildhornstrasse (Berlin, Allemagne).....	27
4.2.1 Résultats obtenus avec OSPM (Operational Street Pollution Model) .....	30
4.2.2 Résultats obtenus avec CALINE4 .....	32
4.2.3 Résultats obtenus avec ADMS –Urban .....	34
4.2.4 Résultats obtenus avec SIRANE .....	36
4.2.5 Résultats obtenus avec STREET .....	36
4.3 Site de Göttinger Strasse (Hanovre) .....	37
4.3.1 Résultats obtenus avec OSPM (Operational Street Pollution Model) .....	41
4.3.2 Résultats obtenus avec CALINE4 .....	44
4.3.3 Résultats obtenus avec ADMS –Urban .....	45
4.3.4 Résultats obtenus avec SIRANE .....	47
4.3.5 Résultats obtenus avec STREET .....	47

4.4	Site Jagtvej (Copenhague) .....	48
4.4.1	Résultats obtenus avec OSPM (Operational Street Pollution Model) .....	52
4.4.2	Résultats obtenus avec CALINE4.....	54
4.4.3	Résultats obtenus avec ADMS –Urban.....	55
4.4.4	Résultats obtenus avec SIRANE .....	57
4.4.5	Résultats obtenus avec STREET.....	57
4.5	Résultats complémentaires : séries temporelles .....	58
4.6	Bilan des tests .....	61
<b>5.</b>	<b>FICHES SUR LES MODELES.....</b>	<b>63</b>
5.1	OSPM (Operational Street Pollution Model) .....	63
5.2	CALINE4 .....	65
5.3	ADMS URBAN .....	66
5.4	SIRANE .....	68
5.5	STREET .....	71
<b>6.</b>	<b>CONCLUSION .....</b>	<b>72</b>
<b>7.</b>	<b>LISTE DES ANNEXES .....</b>	<b>74</b>



## **RESUME DE L'ETUDE EMD/INERIS**

André Wroblewski (EMD)

[wroblewski@ensm-douai.fr](mailto:wroblewski@ensm-douai.fr) ; tel. : + 33 (0)3 27 71 26 11

Laure Malherbe (INERIS)

[laure.malherbe@ineris.fr](mailto:laure.malherbe@ineris.fr) ; tel. : + 33 (0)3 44 55 62 18

La présente étude porte exclusivement sur la modélisation de la pollution atmosphérique à proximité des axes routiers. Elle a pour objet d'élaborer une base de données et des méthodologies de référence permettant d'apprécier la qualité des modèles disponibles et d'optimiser leur usage.

Ainsi une part de cette étude est consacrée à l'application de différents modèles, choisis parmi les plus courants, à quelques jeux de données de la base, afin de s'assurer que les données et méthodologies fournies sont cohérentes et aisément exploitables, et d'offrir des résultats quantitatifs de comparaison entre modèles et mesures. Une autre part de l'étude consiste en la mise en place d'un fond d'informations accessible via Internet (données d'observation, jeux de simulation, documentation technique...) de façon à permettre la compréhension des modèles et la mise au point de simulations numériques de la pollution urbaine de proximité.

Cette étude a été planifiée sur une durée de trois ans (2007-2009).

Pendant l'année 2008, les informations sur les campagnes de mesure recensées en 2007 ont été introduites dans la base Internet (site du LCSQA). Ces campagnes ont été principalement réalisées par les AASQA ou conduites en Europe par des laboratoires ou instituts étrangers. Des développements informatiques ont été réalisés de manière à pouvoir lier entre eux les campagnes et les modèles. L'utilisateur saura ainsi quels modèles ont été mis en œuvre pour une campagne, et à quelles campagnes un modèle a été appliqué.

Les données des campagnes considérées comme exploitables ont fait l'objet d'un courrier de demande auprès des organismes qui en sont la source (AASQA ou équipes de recherche étrangères). Les premières données recueillies sont issues de trois campagnes conduites en 1994 et 1995 dans le cadre du projet européen TRAPOS (<http://www2.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/trapos/>). Chacune de ces campagnes s'est déroulée sur un an en rue canyon. Quatre modèles ont été testés sur ces jeux de données : OSPM, CALINE4, ADMS-Urban et STREET, les trois premiers, selon une résolution horaire, le dernier, selon une résolution annuelle. L'application du modèle SIRANE est en cours. Deux polluants ont été pris en compte : les NO<sub>x</sub> et le NO<sub>2</sub>.

Quels que soient le cas d'étude et le modèle, et exception faite de CALINE4 – utilisé ici hors de son domaine de validité-, les résultats sont sensiblement meilleurs pour le NO<sub>2</sub> que pour les NO<sub>x</sub>, avec un biais et une dispersion moindres entre modèle et mesure. La concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> est généralement sous-estimée par les modèles. Pour OSPM, elle s'écarte de 22% à 27 % de la valeur mesurée. Pour ADMS-Urban, elle s'en éloigne de 9%, 15% et

35% selon la rue étudiée. Dans les trois cas tests, les statistiques d'erreur sur les valeurs horaires indiquent une précision généralement meilleure avec ADMS-Urban. Pour ce modèle comme pour OSPM, les séries temporelles modélisée et mesurée s'écartent parfois l'une de l'autre de façon importante. Nous chercherons à mieux en comprendre la raison. En particulier, la qualité des données d'émissions, la simulation de certaines situations météorologiques et la prise en compte de la chimie des NOx peuvent être mises en cause.

Enfin, des fiches synthétiques sur les cinq modèles étudiés ont été rédigées afin d'enrichir la partie du site Internet réservée aux modèles.

## **INTRODUCTION**

Les AASQA sont de plus en plus sollicitées pour fournir des données qui permettent d'évaluer l'exposition du citoyen à la pollution atmosphérique près des grandes sources (émetteurs industriels, axes routiers, ...). Elles doivent également répondre à un nombre croissant de demandes réglementaires locales (plans de protection de l'atmosphère, plans de déplacement urbain) qui supposent la possibilité de quantifier l'impact de mesures de réduction des émissions. Les modèles numériques (déterministes ou géostatistiques) sont les outils les plus appropriés pour l'élaboration de cartographies et, s'agissant de la modélisation déterministe (éventuellement empirique), l'approche la plus adaptée à l'étude de situations futures. Cependant des incertitudes subsistent quant à leurs performances qui dépendent grandement des données d'entrée disponibles pour leur calage et leur mise en œuvre, de la résolution spatiale et temporelle considérée et du savoir-faire du modélisateur. Ainsi l'évaluation de l'incertitude liée à ces modèles demeure problématique. Le besoin d'approfondir cette question est ressorti des réunions de travail de la Commission Modélisation et devrait encore donner lieu à des travaux d'évaluation.

La présente étude, planifiée sur trois ans (de 2007 à 2009), porte exclusivement sur la modélisation de la pollution à proximité des axes routiers. Dans le contexte décrit ci-dessus, elle a pour objet d'élaborer une base de données des cas d'étude et modèles existants et de proposer des méthodologies de référence permettant d'apprécier la qualité des modèles et d'initier l'utilisateur à la mise en œuvre de ces derniers. Il s'agit également d'appliquer différents modèles, choisis parmi les plus courants, à quelques jeux de données de la base, afin de contrôler la cohérence des données et méthodologies fournies et d'offrir des résultats quantitatifs de comparaison entre modèles et mesures.

En 2007, comme le rappelle le chapitre 2, la consultation des AASQA et une analyse bibliographique approfondie ont permis de recenser un grand nombre de campagnes de mesure de proximité. Celles-ci ont été classées dans deux catégories : la base *exploitable* regroupe les campagnes pour lesquelles les données disponibles ou potentiellement récupérables ont été jugées suffisamment nombreuses et précises pour faire l'objet d'une modélisation ; toutes les autres campagnes ont été rassemblées à titre d'information dans la base *complémentaire*. Le fond d'informations relatif à ces campagnes et aux modèles est hébergé sur le site web du LCSQA pour lequel de nouveaux types de contenus et l'architecture informatique correspondante ont été définis. Enfin une étude bibliographique des modèles de proximité a été réalisée et complétée par des tests préliminaires.

Le travail conduit en 2008 constitue le prolongement de ces travaux.

S'agissant des campagnes de mesure :

- Les informations relatives aux campagnes recensées en 2007 ont été introduites dans le contenu *Campagnes* du site web et les développements informatiques ont été poursuivis. Une nouvelle fonctionnalité, décrite au chapitre 2, permet de créer des liens entre les modèles et les campagnes.
- Le LCSQA a sollicité les AASQA et les équipes de recherche qui ont conduit les campagnes exploitables afin de recevoir leurs données. Cette étape de collecte se poursuit.

Les chapitres 3, 4 et 5 présentent les actions liées aux modèles et à leur mise en œuvre :

- Des critères de comparaison entre modèle et mesure ont été sélectionnés et un fichier Excel permettant leur calcul automatique a été prédéfini.
- Quatre modèles (OSPM, CALINE4, ADMS-Urban et STREET) ont été appliqués aux trois premiers jeux de données recueillis, issus du programme européen TRAPOS. Notons que les calculs effectués avec SIRANE ne sont pas encore achevés ; les résultats obtenus par ce modèle seront présentés ultérieurement.
- Des fiches synthétiques sur ces cinq modèles, destinées à enrichir le contenu *Modèles* de la base, ont été rédigées.

# **1. RAPPEL SUR LE RECENSEMENT BIBLIOGRAPHIQUE DES CAMPAGNES DE MESURE**

Le travail réalisé en 2007 a permis l'élaboration d'une base de données décrivant l'ensemble des études nationales et un certain nombre d'études européennes qui possèdent potentiellement toutes les informations nécessaires à la conduite de simulations numériques à vocation de surveillance ou d'étude d'impact.

## **1.1 SOURCES CONSULTÉES**

Le recensement s'est appuyé sur une consultation directe des AASQA et sur une analyse de la bibliographie (rapports d'AASQA, publications). Il concerne les études réalisées dans les AASQA, les études scientifiques ayant fait l'objet de publications ou les études conduites dans le cadre de projets européens ou internationaux d'évaluation ou d'harmonisation de l'usage des modèles.

## **1.2 STATISTIQUES SUR LA BASE**

Nous avons retenu dans la base exploitable 159 études provenant:

- pour 84 %, de rapports d'étude d'AASQA,
- pour 12%, d'études développées par des équipes de recherche ayant fait l'objet de publications,
- pour 4%, d'études provenant de programmes européens.

Le recensement a permis d'identifier et de classer les études suivant le type de site. 7 grandes classes ont été définies:

- Canyon : rue ayant les caractéristiques d'une rue canyon [(largeur de la route /hauteur du bâti) <1,5],
- Intersection rurale : intersection routière en zone dégagée,
- Intersection urbaine : intersection routière en zone bâtie,
- Ouvert rural : route dégagée en zone rurale,
- Ouvert urbain : route dégagée en zone urbaine,
- Rond-point,
- Tunnel.

La répartition (Figure 1) montre une majorité d'études portant sur des rues en zone ouverte (environ 55%). Le nombre d'études en rue canyon est également assez important (23%). Cette répartition conduit à une représentativité satisfaisante des données recensées par rapport aux typologies de rue que pourraient rencontrer les AASQA dans leurs études.

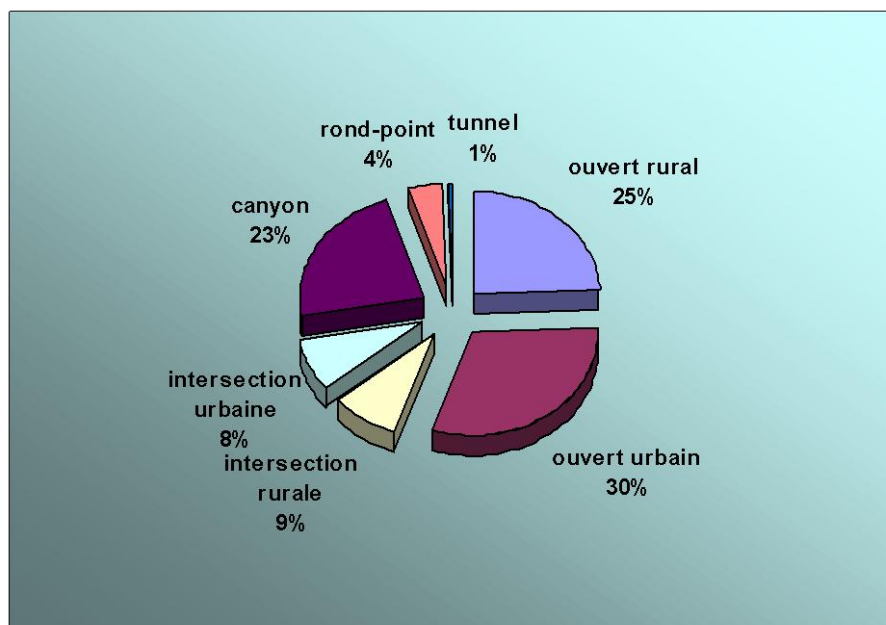


Figure 1 : répartition des études par type de rue

## 2. EVOLUTION DE LA BASE DE DONNEES INTERNET

En fonction des données recherchées et du type de contenu (voir ci-après) dont ces dernières relèvent, plusieurs chemins conduisent à la base de données Internet. L'adresse [http://www.lcsqa.org/campagnes\\_mesure](http://www.lcsqa.org/campagnes_mesure) permet ainsi d'accéder aux informations sur les campagnes de mesure. Les outils statistiques d'évaluation des modèles seront accessibles à l'adresse <http://www.lcsqa.org/outils>

On peut trouver ces différentes adresses par une [recherche thématique](#).

### 2.1 CONCEPTION DES CONTENUS

#### 2.1.1 CONTENU DE TYPE CAMPAGNE

Ce type de contenu propose :

- une description des campagnes de mesure établie selon différents champs (cf. tableau ci-dessous);
- des liens vers les rapports d'étude qui décrivent plus en détail les campagnes ;
- pour les campagnes exploitables, des liens vers les fichiers contenant les données numériques

Groupe	Champs	Description	Type
	Nom	Nom de la campagne	Texte
Généralités	Date	Fournit la date de début et de fin de la campagne	Date
	Autres dates	Fournit d'autres dates à associer à la campagne : une campagne réalisée en plusieurs fois.	Date
	Type de campagne	Exploitable ou complémentaire	Enuméré
	Durée	Durée de la campagne de mesure	Texte
	Lieu de la campagne	Nom du lieu où est s'est déroulée la campagne	Texte
	Pays	Le pays du lieu de la campagne	Texte
	Organismes	Les organismes ayant réalisé la campagne	Texte
	Objectifs	Les objectifs visés par la campagne	Texte
	Schéma d'ensemble du site	Les images du site ou les références au schéma dans les rapports de campagne	Texte
	Description du site et stratégie d'échantillonnage	La description du site (environnement) et de la procédure d'échantillonnage utilisée lors de la campagne	Texte
Références	Réf. Biblio	Les références de la publication associée à la campagne de mesures	Texte
	Données	Les fichiers (données, rapports ...)	Fichier
	Site internet	Site de l'organisme	URL
	Contacts	Les contacts associés à la campagne	Texte
Polluants mesurés par analyseurs automatique	Catégorie de polluants	Indique le type de polluants mesurés. Plusieurs polluants peuvent être sélectionnés. Ce champ permet de filtrer les campagnes sur des polluants particuliers dans l'outil de recherche thématique.	Enuméré

<b>Groupe</b>	<b>Champs</b>	<b>Description</b>	<b>Type</b>
	Benzène	Résolution temporelle de la mesure du benzène le cas échéant	Texte
	CO	Résolution temporelle de la mesure du CO le cas échéant	Texte
	NO, NO2	Résolution temporelle de la mesure du NO, NO2 le cas échéant	Texte
	PM10	Résolution temporelle de la mesure du PM10 le cas échéant	Texte
	Autres	Résolution temporelle de la mesure d'autres polluants le cas échéant en indiquant le nom des autres polluants	Texte
Tubes et préleveurs	Catégorie de polluants	Indique le type de polluants mesurés. Plusieurs polluants peuvent être sélectionnés. Ce champ permet de filtrer les campagnes sur des polluants particuliers dans l'outil de recherche thématique.	Enuméré
	Benzène	Résolution temporelle de la mesure du Benzène par tube ou préleveur le cas échéant	Texte
	NO2	Résolution temporelle de la mesure du NO2 par tube ou préleveur le cas échéant	Texte
	Autres	Résolution temporelle de la mesure d'autres polluants par tube ou préleveur le cas échéant en indiquant le nom des autres polluants	Texte
Mesures météorologiques	Température	Résolution temporelle de la mesure de la température.	Texte
	Vitesse et direction du vent	Résolution temporelle de la mesure de la vitesse et de la direction du vent.	Texte



Groupe	Champs	Description	Type
	Autres	Résolution temporelle de la mesure d'autres variables météorologiques et le nom de ces variables.	Texte
Sites	Classement	Classement du site parmi la liste des termes suivants : <ul style="list-style-type: none"> <li>• Canyon</li> <li>• Intersection rurale</li> <li>• Intersection urbaine</li> <li>• Multi-sites</li> <li>• Ouvert rural</li> <li>• Ouvert urbain</li> <li>• Rond-point</li> <li>• Tunnel</li> </ul>	Enuméré
	Largeur des voies	Largeur des voies en m.	Décimal
	Hauteur du bâti	Hauteur du bâti en m.	Décimal
	Photo(s)	Les photos prises présentant le site.	Image
	Commentaires	Commentaires libres décrivant le site.	Texte
Trafic	Données d'émission ou trafic		Texte

Les campagnes sont alimentées en données grâce à des formulaires de saisie en ligne accessibles directement sur le site web du LCSQA. Une fois saisies, les données des campagnes sont consultables immédiatement par une recherche thématique par exemple. Grâce au champ Polluant, il est ainsi possible de ne rechercher que les campagnes de mesures qui concernent un polluant donné.

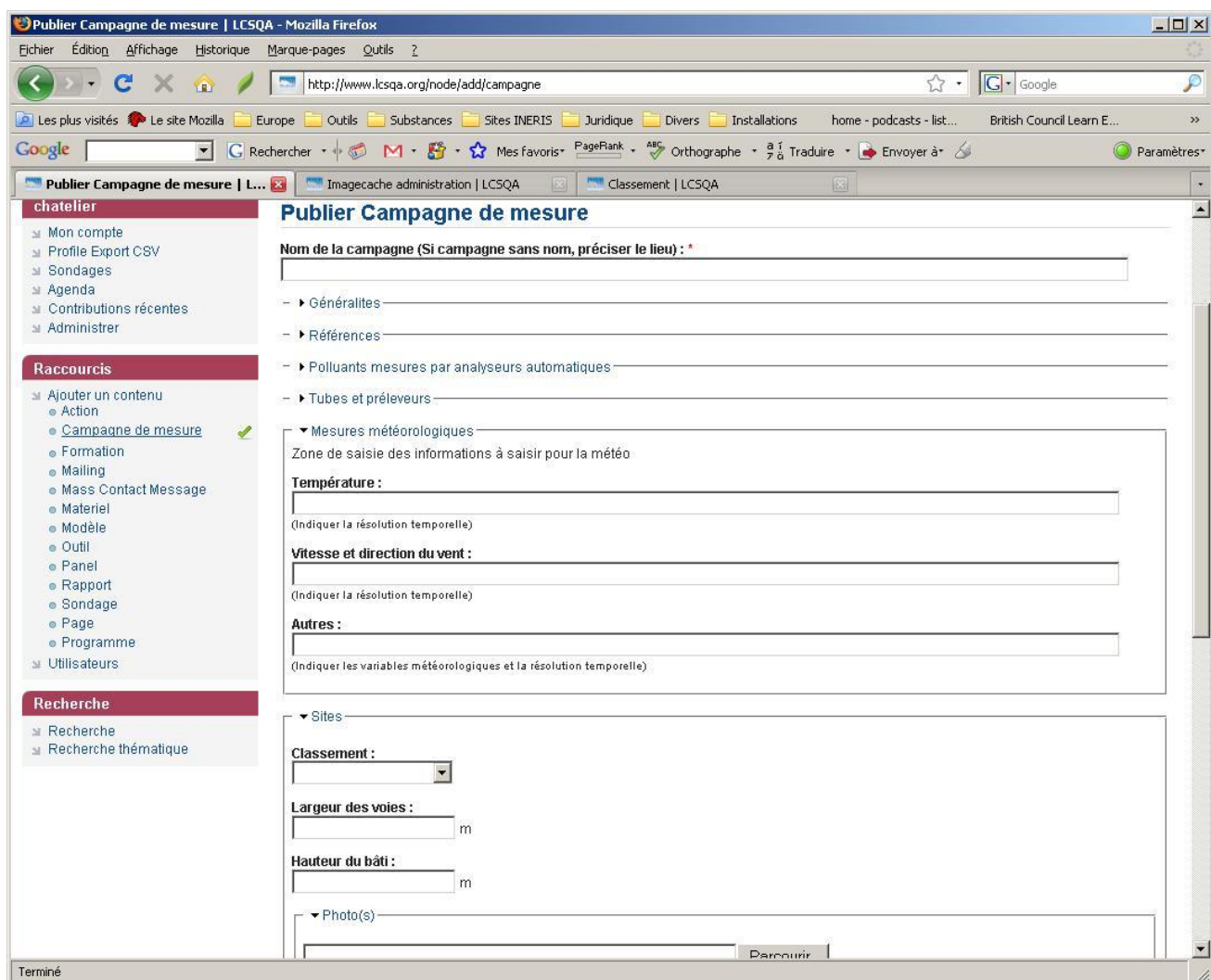


Figure 2 : Exemple d'écran de saisie d'une campagne de mesures

La liste des campagnes disponibles est accessible à l'adresse suivante : [http://www.lcsqa.org/campagnes\\_mesure](http://www.lcsqa.org/campagnes_mesure). Dans une version ultérieure du site, un menu permettra d'y accéder directement. Comme le montre la figure suivante, cette page possède par ailleurs un outil de filtrage des campagnes sous l'angle « exploitable » ou « complémentaire » :

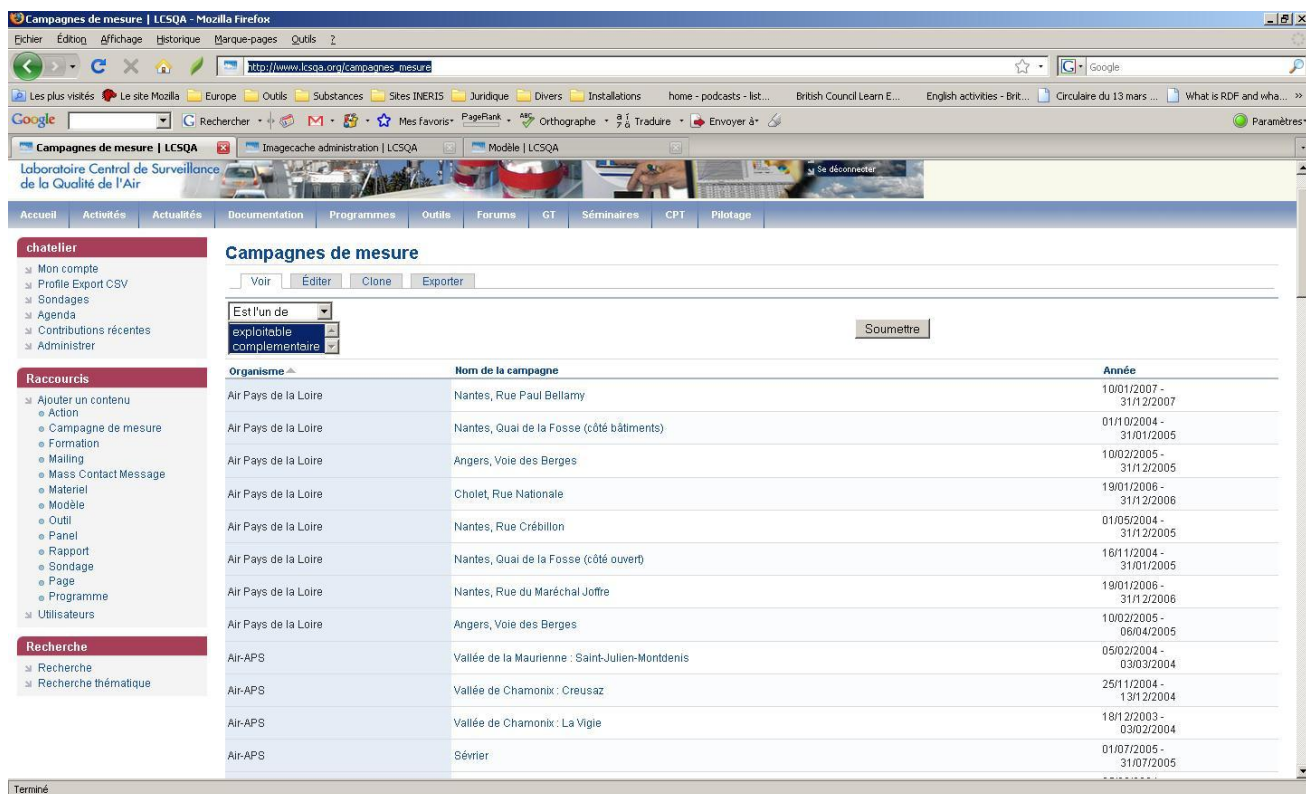


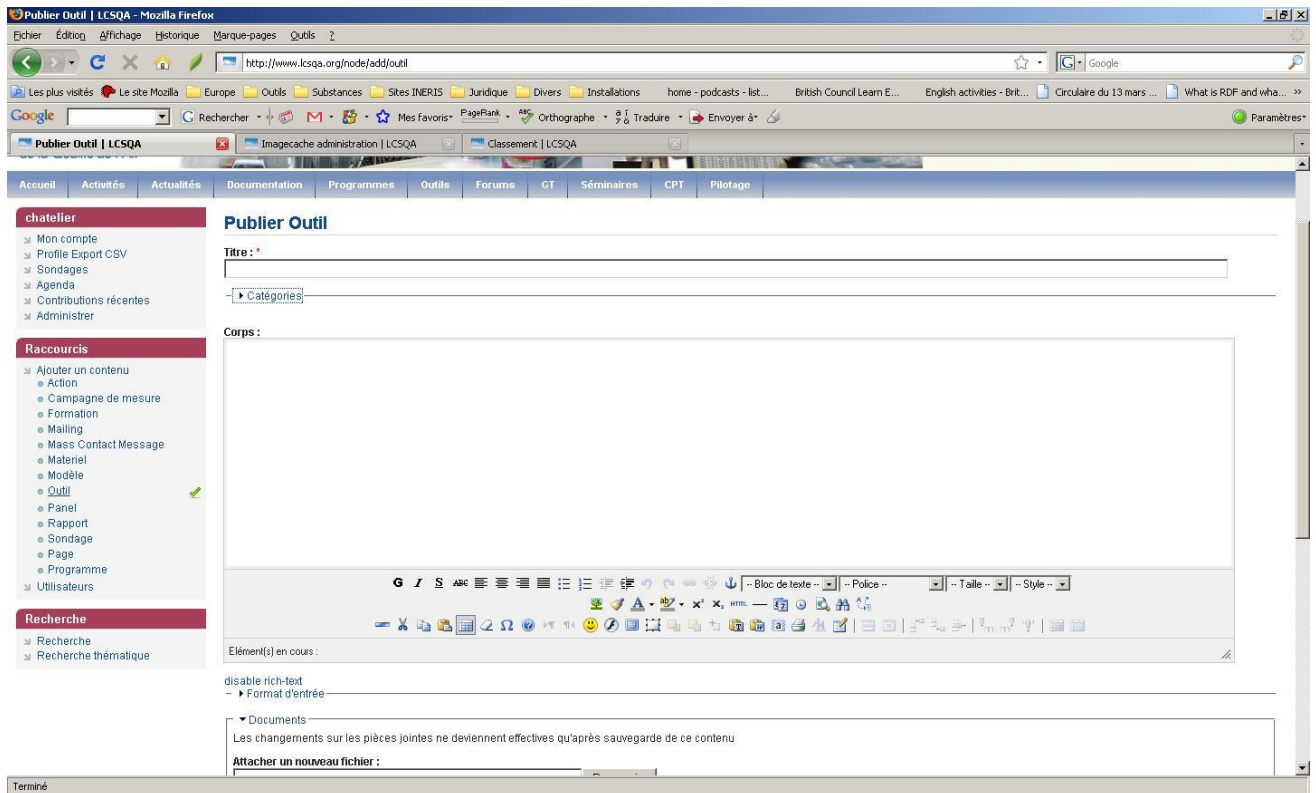
Figure 3 : Liste des campagnes disponibles sur le site du LCSQA

## 2.1.2 CONTENUS DE TYPE OUTIL

Ce type de contenu permet de classer les outils ou références aux outils utilisés par le LCSQA. En particulier, les outils de définition de plans d'échantillonnage et de reconstitution de données entrent dans ce cadre. Dans cette étude, les outils considérés concernent la validation statistique des modèles.

Groupe	Champs	Description	Type
	Titre	Nom de l'outil	Texte
Catégories	Thématique	Thématique traitée par l'outil (outil de métrologie, modélisation ...). Permet la recherche des outils sur une thématique particulière dans l'outil de recherche thématique.	Enuméré
	Polluants	Polluants traités par l'outil. Remarque : il est possible de n'en spécifier aucun. Permet la recherche des outils sur un polluant particulier dans l'outil de recherche thématique.	Enuméré
	Corps	Permet de renseigner le(s) champ(s) couvert(s) par l'outil.	Texte
	Documents	Liste des documents utiles	Fichier

Les contenus de type Outils sont ajoutés au site par l'intermédiaire d'un formulaire de saisie comme le montre la figure suivante :



The screenshot shows a web browser window with the URL <http://www.lcsqa.org/node/add/outil>. The page title is "Publier Outil". The form includes a "Titre" field, a "Catégories" dropdown menu, and a large "Corps" text area. Below the text area is a rich text editor toolbar with options for bold, italic, underline, text color, background color, bulleted list, numbered list, link, unlink, and other formatting tools. At the bottom of the form, there is a "Documents" section with a note: "Les changements sur les pièces jointes ne deviennent effectives qu'après sauvegarde de ce contenu" and an "Attacher un nouveau fichier" button. The browser's address bar shows several tabs, including "Publier Outil | LCSQA".

Figure 4 : Formulaire de saisie des outils

La liste des outils disponibles sur le site du LCSQA se trouve sous sur la page <http://www.lcsqa.org/outils> (accessible depuis le menu Outils) qui dispose d'un formulaire de recherche comme le montre la figure suivante :

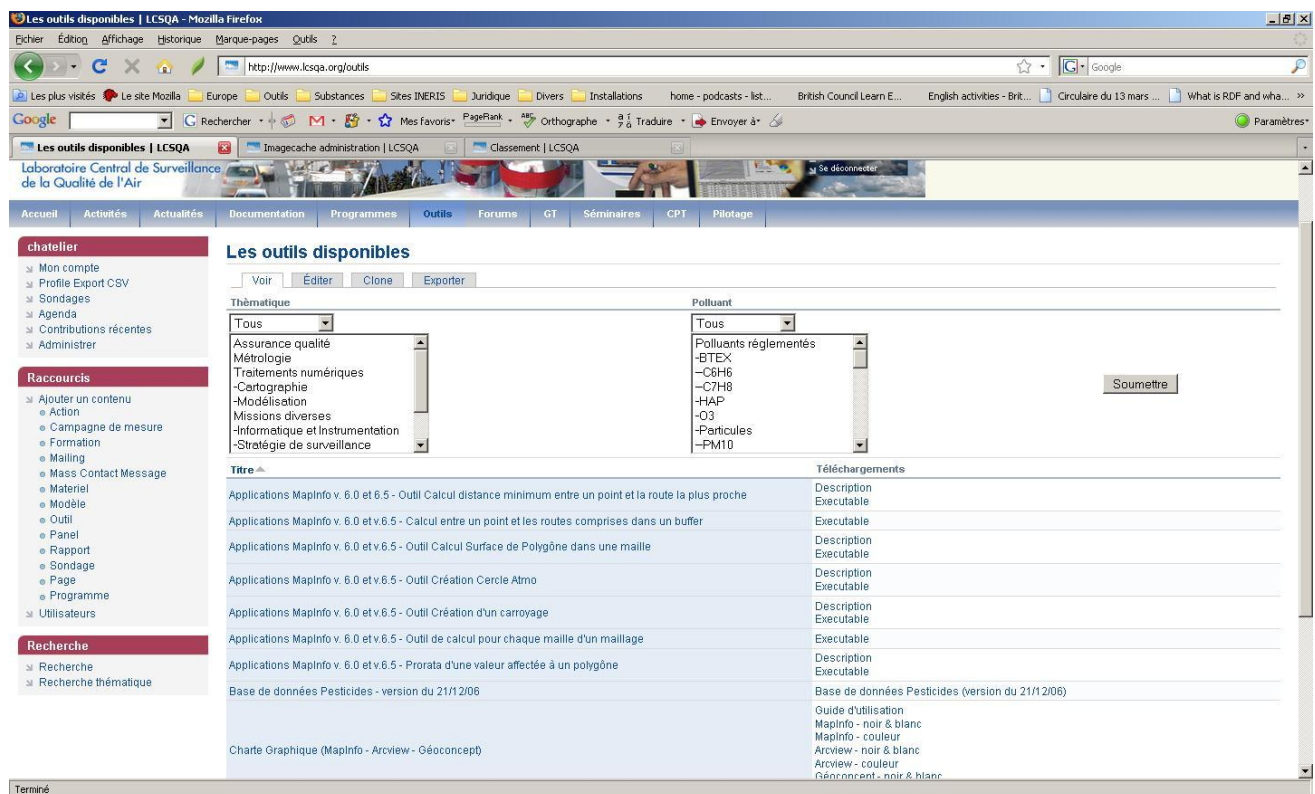


Figure 5 : Liste des outils disponibles sur le site LCSQA

### 2.1.3 CONTENUS DE TYPE MODELE

Groupe	Champs	Description	Type
Généralités	Référence du modèle	Les références identifiant de manière unique le modèle	Texte
	Téléchargement modèle	Les fichiers nécessaires à l'installation du modèle ou la notice explicative	Fichier
Campagnes	Liste des campagnes	Liste à sélection multiple de campagnes ayant permis d'évaluer le modèle. Les campagnes doivent avoir été créées préalablement avant de pouvoir être associées au modèle.	Campagne
Outils	Outils	Liste à sélection simple de l'outil ayant permis de valider le modèle. Les outils doivent avoir été créés avant de pouvoir être associé au modèle.	Outil
	Résultat de validation	Les résultats de la validation du modèle avec l'outil de validation dans un fichier.	Fichier
	Commentaires	Les commentaires sur la validation du modèle.	Texte

Groupe	Champs	Description	Type
Applications	Téléchargement	L'application en téléchargement lorsque c'est possible.	Fichier
Fiches techniques	Téléchargement	Les notices techniques accompagnant le modèle.	Fichier

Les contenus de type Modèle sont ajoutés au site par l'intermédiaire d'un formulaire de saisie comme le montre la figure suivante :

Figure 6 : Formulaire de saisie des modèles

## 2.2 ALIMENTATION EN DONNEES

Une partie (87 campagnes sur des périodes de 1998 à 2007 auprès de 8 AASQA) des campagnes exploitables a été saisie. Le reste des campagnes exploitables (157 campagnes) et les campagnes complémentaires seront saisis en 2009.

Les modèles et outils de validation seront eux aussi saisis en 2009.

### **3. CRITERES DE COMPARAISON MODELE-MESURE**

Il existe de nombreux critères numériques et graphiques pour comparer une série de données modélisées à une série de données mesurées. Dans cette étude, nous proposons de retenir des critères d'usage courant qui apportent des informations complémentaires (Tableau 1). Le fichier Excel permettant de les calculer sera mis à disposition dans le contenu *Outil* présenté au chapitre précédent.

Tableau 1 – Critères de comparaison modèle-mesure

Indicateur	Description	Unité	Plage de variation	Valeur pour un modèle parfait	Signification
Superposition sur un même graphe des séries temporelles modélisée et mesurée	<p><i>Abscisses :</i> Le temps (<math>t_i, i=1\dots N</math>)</p> <p><i>Ordonnées :</i> Concentrations modélisées (<math>P_i, i=1\dots N</math>) et mesurées (<math>O_i, i=1\dots N</math>)</p> <p>Résolution temporelle : celle des données de mesure, sans descendre au-dessous du pas horaire</p>	Unité de concentration		Superposition parfaite des séries	Les séries temporelles représentent, sur la période des campagnes, l'évolution dans le temps des concentrations modélisées et mesurées en un site donné. Elles permettent d'apprécier la précision du modèle dans le temps, en particulier son aptitude à prédire des pics de concentration au bon moment.
Comparaison sur la période d'échantillonnage des concentrations minimales, maximales, des centiles 5 et 95, des moyennes, et des écarts-types modélisés et mesurés (tableau à deux colonnes)	<p>Min(<math>P_i</math>), Min (<math>O_i</math>)</p> <p>Max(<math>P_i</math>), Max (<math>P_i</math>)</p> <p>P5(<math>P_i</math>), P5(<math>O_i</math>)</p> <p>P95(<math>P_i</math>), P95(<math>O_i</math>)</p> <p>Moy(<math>P_i</math>), Moy(<math>O_i</math>)</p> <p>Etype(<math>P_i</math>), Etype (<math>O_i</math>)</p>	Unité de concentration		Egalité entre les statistiques	La comparaison des statistiques élémentaires calculées sur les séries modélisées d'une part, sur les séries mesurées d'autre part, indique, sans considération d'ordre chronologique, la capacité du modèle de restituer correctement la distribution statistique des données.
Graphique quantiles – quantiles (Q-Q plot)	<p><i>Abscisses :</i> Quantiles de la série mesurée, par exemple quantiles d'ordre 0 (min), 5, 10, ..., 95, 100 (max)</p> <p><i>Ordonnées :</i></p>	Unité de concentration		Points alignés sur la bissectrice	<p>Le graphique quantiles-quantiles est un complément visuel des statistiques élémentaires. Il compare la distribution statistique des données modélisées à celle des données mesurées.</p> <p>La position des points par rapport à la bissectrice indique si, selon la gamme de valeurs considérée, le modèle a tendance à sur ou sous-estimer les</p>



Indicateur	Description	Unité	Plage de variation	Valeur pour un modèle parfait	Signification
	Quantiles de la série modélisée				concentrations.
Biais moyen	$\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)$	Unité de concentration	Indicateur non borné	0	Le biais moyen quantifie l'écart moyen sur la période entre le modèle et les mesures. Il sert à mettre en évidence une sous-estimation systématique par le modèle (biais négatif) ou une surestimation systématique (biais positif) des concentrations.
Biais fractionné	$\frac{2}{N} \cdot \sum_{i=1}^N \frac{P_i - O_i}{P_i + O_i}$	Sans unité	[-2, 2]	0	Comme le biais moyen, le biais fractionné permet d'identifier une tendance du modèle à sous-estimer (biais fractionné négatif) ou à surestimer (biais fractionné positif) les concentrations.  Mais à la différence du biais moyen il pondère les écarts par les niveaux de concentration.  La normalisation par la moyenne des concentrations observée et mesurée, plutôt que par la concentration observée seule, sert à borner l'indicateur et à éviter les instabilités numériques en cas de valeur mesurée proche de 0.
Erreur absolue normalisée moyenne	$\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N \left  \frac{P_i - O_i}{O_i} \right  \cdot 100$	%	>0	0	L'erreur absolue normalisée quantifie l'écart relatif moyen entre le modèle et les mesures, sans considération de signe. Elle est utilisée pour décrire le comportement moyen du modèle et la dispersion des résultats par rapport aux mesures.
RMSE Racine carrée de l'erreur quadratique moyenne	$\sqrt{\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2}$	Unité de concentration	Indicateur non borné	0	La RMSE sert également à mesurer la dispersion des résultats par rapport aux observations. Elle est fréquemment utilisée comme indicateur de la précision du modèle.

Indicateur	Description	Unité	Plage de variation	Valeur pour un modèle parfait	Signification
Nuage de corrélation	<p><i>Abscisses :</i> données de mesure (<math>O_i</math>, <math>i=1\dots N</math>)</p> <p><i>Ordonnées :</i> résultats du modèle (<math>P_i</math>, <math>i=1\dots N</math>)</p> <p>Même échelle en x et en y et tracé de la bissectrice <math>y=x</math></p>			points alignés sur la bissectrice	<p>Ce graphique permet de détecter rapidement l'existence éventuelle d'un biais : le modèle aura tendance à respectivement sous-estimer ou surestimer les concentrations si les points du nuage se situent respectivement au-dessous ou au-dessus de la bissectrice.</p> <p>La dispersion des points renseigne de plus sur la précision du modèle : le modèle sera d'autant plus précis que les points du nuage seront moins dispersés.</p>
Coefficient de corrélation	$r = \frac{\text{cov}(P_i, O_i)}{\sqrt{\text{var}(P_i)} \cdot \sqrt{\text{var}(O_i)}}$		[-1, 1]	1	<p>Le coefficient de corrélation mesure le caractère plus ou moins linéaire du nuage de points.</p> <p>Son utilisation est exclusivement réservée aux nuages dans lesquels les points sont répartis de part et d'autre d'une tendance linéaire.</p>

$P_i$  : concentrations prédites par le modèle aux temps  $t_i$

$O_i$  : concentrations observés aux temps  $t_i$

D'après :

Chang J.C. et Hanna S.R., 2004. Air quality model performance evaluation Meteorol Atmos Phys 87, 167–196.

Rouïl L., 2001. Méthodologie d'évaluation des modèles et de l'incertitude. Rapport LCSQA. [www.lcsqa.org](http://www.lcsqa.org).

Saporta G. Probabilités, analyse des données et statistique. Edition Technip, Paris, 2006, 617 p.

## **4. TESTS DES MODELES DE POLLUTION DE PROXIMITE AUTOMOBILE**

L'objectif est de fournir, à terme, une comparaison mesures-calcul pour différents modèles couramment utilisés pour l'évaluation de la pollution de proximité automobile. Dans cette partie, nous proposons de réaliser des calculs sur trois sites provenant du programme européen Trapos [1] et d'appliquer cinq modèles : OSPM, CALINE4, SIRANE, ADMS-Urban et STREET à ces jeux de données. Les résultats disponibles à ce jour (OSPM, CALINE4, ADMS-Urban et STREET) sont ici présentés.

La description des cinq modèles, qui sera prochainement accessible dans le contenu *Modèle* de la base Internet, fait l'objet du chapitre suivant.

### **4.1 REMARQUES PRELIMINAIRES**

#### **4.1.1 REMARQUES SUR LES MODELES**

##### **OSPM / ADMS URBAN**

Dans cette étude à l'échelle de la rue, les seules données d'émissions considérées sont celles du trafic automobile. La contribution des autres sources de pollution est donnée par les concentrations de fond.

Le modèle ADMS-Urban, qui décrit les effets de rue canyon par la formulation OSPM, et le modèle OSPM diffèrent ici par :

- la modélisation de la chimie des NO<sub>x</sub>,
- la possibilité pour OSPM, mais non ADMS-Urban, d'avoir un bâti de hauteur différente de chaque côté de la rue (cela ne peut avoir d'effet que dans le cas n°1 ; une seule hauteur de bâti est définie dans les deux autres cas),
- la prise en compte de la stabilité atmosphérique par ADMS-Urban mais non par OSPM, qui traite exclusivement de la dispersion à l'intérieur de la rue,
- le fait que les situations de vent nul n'ont pas été simulées avec ADMS-Urban, alors qu'elles l'ont été avec OSPM (en cas de vent nul, OSPM calcule la dispersion dans la rue sans tenir compte des échanges avec l'extérieur.)

##### **CALINE4**

Le modèle CALINE4 a été conçu pour évaluer la concentration moyenne de monoxyde de carbone (CO) le long d'axes routiers inter-cités, *i.e.* le long d'axes ouverts, en l'absence de bâti.

Il est ici employé pour des rues canyons, donc hors de son champ habituel d'application.

## **STREET**

A la différence des trois modèles précédents, STREET n'est pas adapté à la réalisation de simulations horaires. Il est donc mis en œuvre selon un pas de temps annuel. Le résultat d'un calcul est représentatif d'une **concentration moyenne annuelle** ou, **dans le cas exceptionnel du NO<sub>2</sub>, du centile 98 sur l'année**. En appliquant à ce centile la relation de conversion *centile 98/moyenne annuelle* indiquée par l'utilisateur, STREET en déduit une concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub>.

Des tests montrent que les coefficients de cette relation ont une grande influence sur le résultat. Dans les trois cas étudiés, l'historique des mesures était insuffisant pour établir une relation fiable. Nous avons donc jugé préférable de limiter la comparaison NO<sub>2</sub> modélisé/ NO<sub>2</sub> mesuré au centile 98.

Enfin, pour chaque site étudié, nous avons réalisé une première évaluation dans la configuration de rue et de vent jugée la plus proche des conditions réelles (et que nous appellerons « configuration de référence »).

Des variantes que les données disponibles ne nous ont pas permis d'éliminer *a priori* ont été également testées (cf. annexe 2).

### **4.1.2 REMARQUES SUR LES HYPOTHESES DE CALCUL**

#### **Définition des conditions de stabilité**

Les données météorologiques disponibles ne comprennent pas les variables nécessaires à une évaluation horaire de la stabilité atmosphérique (nébulosité ou hauteur de mélange ou flux de chaleur sensible).

En conséquence, l'hypothèse d'une stratification atmosphérique de type neutre a été adoptée. Cette simplification sera discutée dans l'analyse des résultats.

#### **Définition des conditions d'ensoleillement**

L'activation du module de chimie simplifiée d'OSPM et d'ADMS-Urban (module destiné au calcul des NO<sub>x</sub>, du NO<sub>2</sub> et de l'ozone), requiert une donnée de rayonnement global (OSPM) ou de nébulosité (ADMS-Urban, schéma chimique de Venkatram, 1994, cf. 5.3).

Dans la modélisation réalisée avec OSPM, les mesures horaires de rayonnement global ont été utilisées lorsqu'elles étaient disponibles (cas tests n°1 et 3). Lorsqu'elles ne l'étaient pas (cas test n°2), elles ont été remplacées par le rayonnement net (les valeurs négatives étant alors considérées comme nulles). Ce choix, qui représente une sous-estimation du rayonnement global, a vraisemblablement un impact sur les résultats que nous chercherons à quantifier plus précisément en 2009.

Pour la modélisation réalisée avec ADMS-Urban, une valeur moyenne plausible de nébulosité a été retenue sur l'ensemble des périodes de simulation, à défaut de données horaires de ce paramètre.

CALINE4 a été mis en œuvre sans le module optionnel de chimie.

### Données de pollution de fond

Deux stations de mesure de l'ozone de fond sont disponibles dans le cas test n°1. Le choix de l'une ou l'autre de ces stations s'effectue heure par heure, en fonction de la direction de vent.

### 4.1.3 DONNEES DE MESURE UTILISEES DANS LES COMPARAISONS

Pour un modèle donné, les statistiques annuelles sur les concentrations horaires mesurées ont été calculées sur l'ensemble des situations horaires qu'il a été possible de modéliser. Cela exclut les heures pour lesquelles certaines données météorologiques sont manquantes et, en ce qui concerne ADMS-Urban, les heures de vent calme. Ces statistiques sont susceptibles de légèrement différer d'un modèle à un autre.

## 4.2 CAS TEST N°1. SITE DE SCHILDHORNSTRASSE (BERLIN, ALLEMAGNE)

Ce cas test est extrait du programme européen TRAPOS (<http://www2.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/trapos/datadoc.htm>).

Le site retenu est situé à Berlin (Allemagne). Il s'agit d'une **rue canyon** de quatre voies de circulation soumise à un trafic journalier intense de 45 000 veh/jour. Ce boulevard est un accès majeur au périphérique berlinois. La rue est large de 26 m. La hauteur des bâtiments est de 19 m sur le côté nord-est de la rue et de 22m sur le côté sud-ouest.

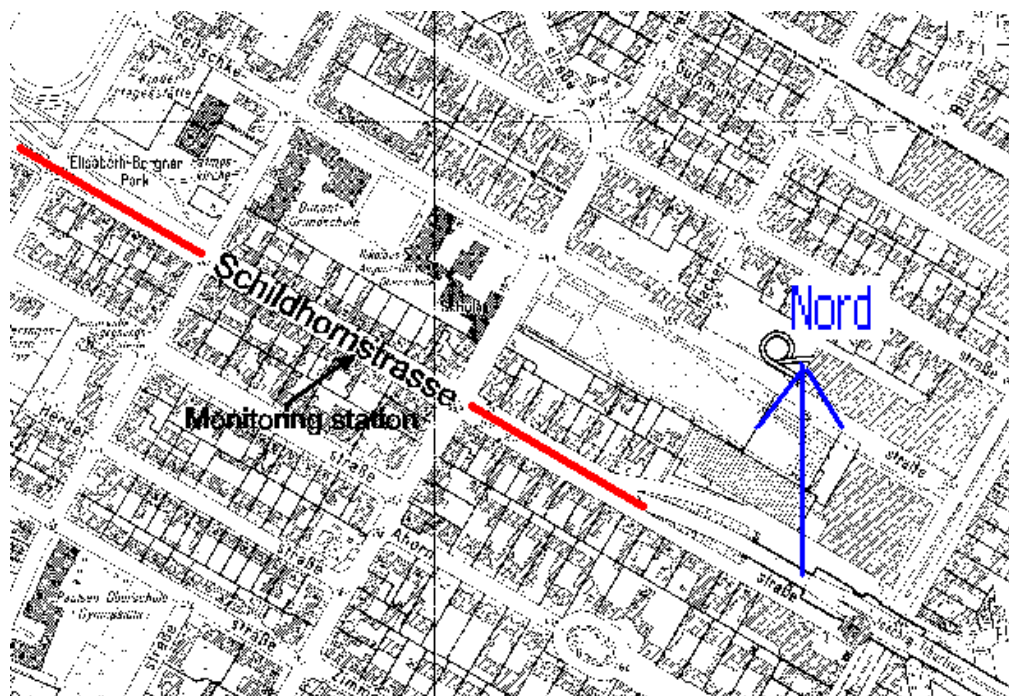


Figure 7 : Orientation de la rue

La rue est orientée avec un angle de 120° sur un axe nord-sud (Figure n°2). Les trottoirs font approximativement 4 m de large et des places de parking sont présentes de chaque côté de la rue (Figure 3)

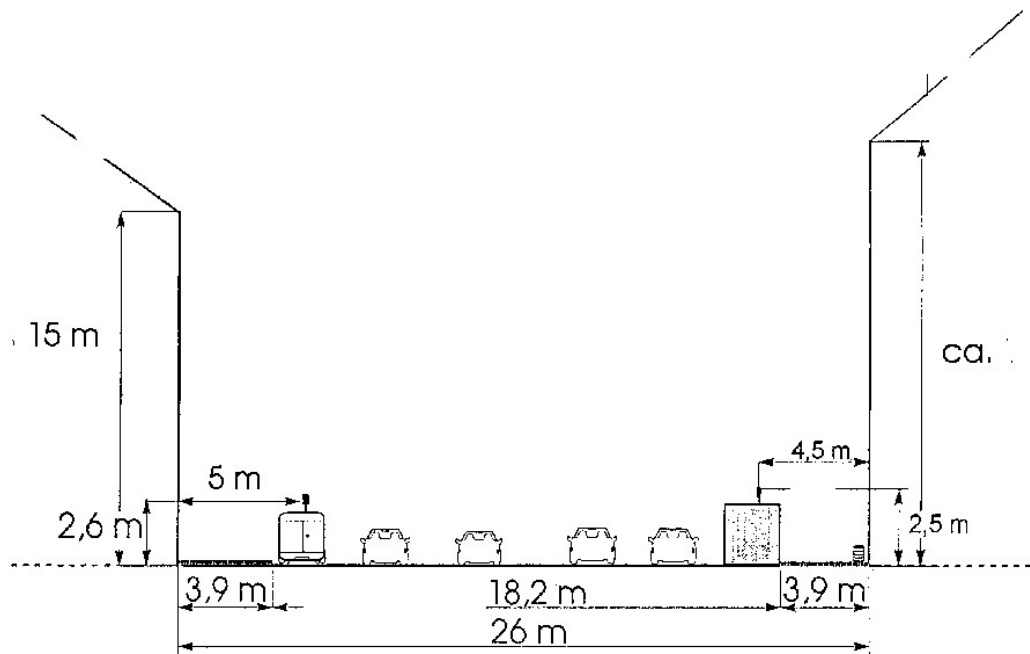


Figure 8 : Configuration de la rue canyon Schildhornstrasse

Les données utilisées pour la simulation portent sur une année de mesure sur la période de janvier 1995 à décembre 1995. Les mesures ont été réalisées par analyseurs automatiques de chaque côté de la rue. Durant la même période, le trafic automobile a été compté. Les polluants mesurés sont les NOx, NO<sub>2</sub>, CO, benzène, toluène. Cependant les calculs que nous avons réalisés portent exclusivement sur l'exploitation des données de NOx et de NO<sub>2</sub>.

Des mesures de pollution urbaine de fond ont été obtenues sur un site situé à environ 1.5 km. Les données météorologiques proviennent d'une station de mesure positionnée à une hauteur de 10 m au dessus des toits de la rue.

Les données météorologiques comprennent, selon un pas horaire,

- la vitesse et direction de vent ,
- le rayonnement solaire global,
- la température

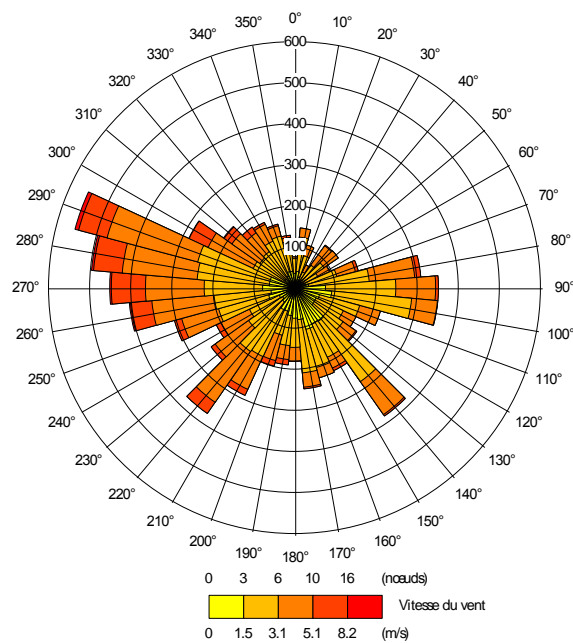


Figure 9 - Campagne de Schildhornstrasse. Rose des vents sur l'année 1995.

Les concentrations en polluants sont fournies en moyennes horaires, elles comprennent la mesure de la concentration urbaine de fond et la mesure dans la rue canyon.

Les données de trafic comprennent le nombre de véhicules circulant par heure au cœur de la rue décliné en quatre catégories : véhicule léger, véhicule utilitaire léger, camion et bus. Les données sont fournies pour trois types de jour : jour de semaine, samedi et dimanche.

Les émissions ont été calculées à partir des données COPERT II (données en vigueur au moment de la réalisation du programme TRAPOS) pour les véhicules correspondant aux différentes classes rencontrées : voiture légère (VL) essence et diesel, véhicule utilitaire (VU) essence et diesel, poids lourd (PL) diesel et bus.

Le nombre de véhicules comptés est ensuite réparti en fonction des différentes motorisations et normalisations suivant le Tableau 2.

Tableau 2 : répartition du parc roulant par type de véhicule et de carburant (Schildhornstrasse)

<b>VL</b>			
Essence	ECE	EURO	89.3%
Essence < 1.4l	9.63 %	24.91%	
1.4l < Essence < 2l	6.47 %	47.8 %	
Essence > 2l	0.82 %	10.36 %	
Diesel			10.7 %
Diesel < 2l		85.18 %	
Diesel > 2l		14.82 %	
<b>VU</b>			
	Conventionnel	Euro	
Essence	25.05 %	75.95 %	17.5 %
Diesel	25.05 %	75.95 %	82.5 %
<b>PL</b>	Conventionnel	Euro	
	21.25%	78.75%	
<b>Bus</b>			
	Conventionnel	Euro	
	25.74 %	74.26 %	

L'appellation ECE (resp. EURO) concerne les émissions des véhicules à essence produits avant 1992 (resp. après 1992).

L'appellation *Conventionnel* (resp. EURO) concerne les émissions des véhicules diesel produits avant 1992 (resp. après 1992).

Les simulations ont été conduites en continu à partir des informations recueillies dans la base de données référençant la manipulation. Aucune donnée complémentaire n'a été utilisée.

#### 4.2.1 RESULTATS OBTENUS AVEC OSPM (OPERATIONAL STREET POLLUTION MODEL)

##### **Données d'entrées**

Orientation de la rue : 120°

Hauteur du bâti : 15m et 18m (hauteurs sous les toits cf. schéma)

Largeur des voies : 26m

Emissions de NOx en moyenne horaire

Concentrations de fond en moyenne horaire

Données de vent, température, rayonnement global en moyenne horaire

Hauteur de mélange : 1000 m



## Résultats numériques

Tableau 3 et Tableau 4 : résultats de la simulation Schildhornstrasse avec OSPM. NOx.

	Mesure NOx	OSPM NOx	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	3.50	0.39	- 89
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1263.00	1244.90	-1,4
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	251.13	326.47	30
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	662.00	744.35	12
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	31.50	51.92	65
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	200.81	213.87	6,5

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	75.34
Biais fractionné [-]	0.32
Erreur absolue norm. [%]	105.82
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	137.88
coefficient de corrélation [-]	0.85

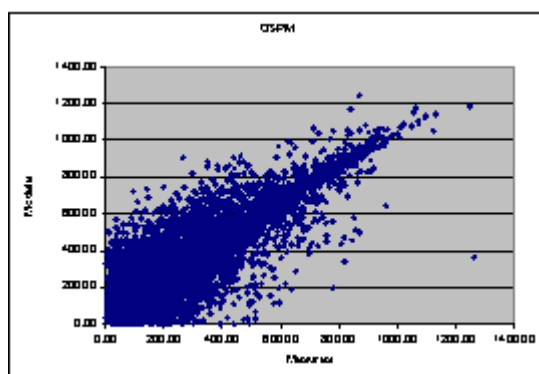


Figure 10 : comparaison mesure/modèle

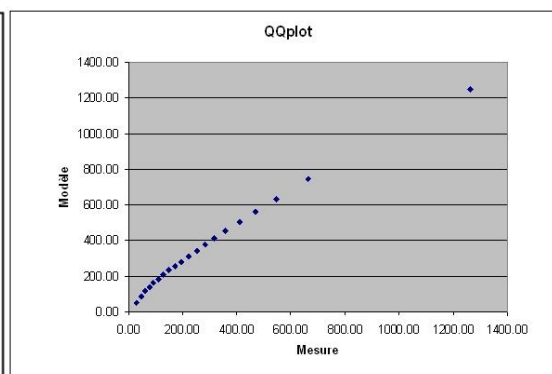


Figure 11: diagramme QQplot mesure/modèle

Le modèle OSPM simule correctement la concentration moyenne annuelle de NOx dans la rue, avec une différence de 30% par rapport à la moyenne mesurée. Le modèle est linéairement corrélé aux mesures qu'il tend à surestimer. L'écart et la dispersion relativement à la mesure augmente pour les plus faibles concentrations.

Tableau 5 et Tableau 6 : résultats de la simulation Schildhornstrasse avec OSPM. NO<sub>2</sub>.

	Mesure NO <sub>2</sub>	OSPM NO <sub>2</sub>	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1.00	2.04	104
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	172.50	159.23	-7,7
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	53.93	42.23	-22
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	104.00	87.78	-16
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	14.00	13.01	-7,1
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	27.85	21.38	-23

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-6.21
Biais fractionné [-]	-0.12
Erreur absolue norm. [%]	41.82
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	37.88
coefficient de corrélation [-]	0.57

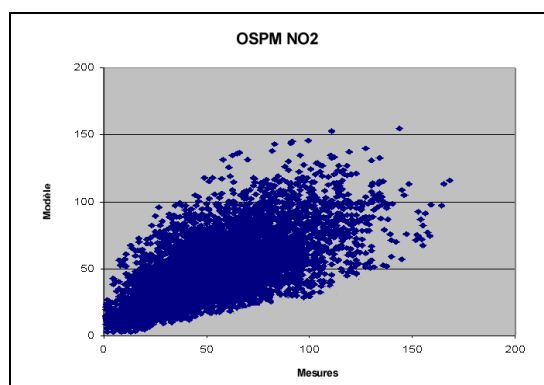


Figure 12 : comparaison mesure/modèle

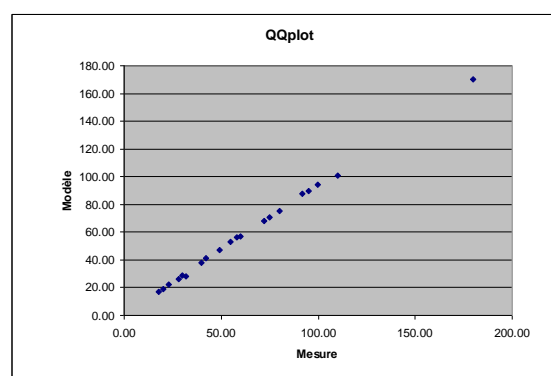


Figure 13: diagramme QQplot mesure/modèle

Le modèle OSPM simule correctement la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> dans la rue, avec un écart de 22% par rapport à la moyenne mesurée. Le modèle sous-estime légèrement les résultats. A l'inverse de ce qu'on observe pour les NO<sub>x</sub>, l'écart et la variabilité par rapport aux mesures horaires sont plus importants pour les concentrations les plus élevées.

#### 4.2.2 RESULTATS OBTENUS AVEC CALINE4

##### **Données d'entrées**

Orientation de la rue : 120°

Largeur des voies : 26m

Emissions de NO<sub>x</sub> en moyenne horaire

Concentrations de fond en moyenne horaire  
 Données de vent, température en moyenne horaire  
 Hypothèse sur la stabilité atmosphérique : classe neutre

### Résultats numériques

Tableau 7 et Tableau 8 : résultats de la simulation sur Schildhornstrasse avec CALINE4. NOx.

	Mesure NOx	CALINE4 NOx	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	3.50	1.17	-67
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1263.00	750.00	-41
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	251.13	156.23	-38
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	662.00	421.12	-36
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	31.50	14.66	-53
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	200.81	284.37	42

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-104.23
Biais fractionné [-]	-0.45
Erreur absolue norm. [%]	133.25
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	285.12
coefficient de corrélation [-]	0.38

(Les statistiques portent sur les données exploitées par les simulations OSPM)

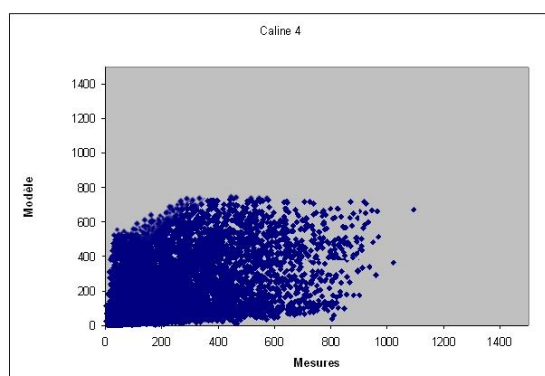


Figure 14 : comparaison mesure/modèle

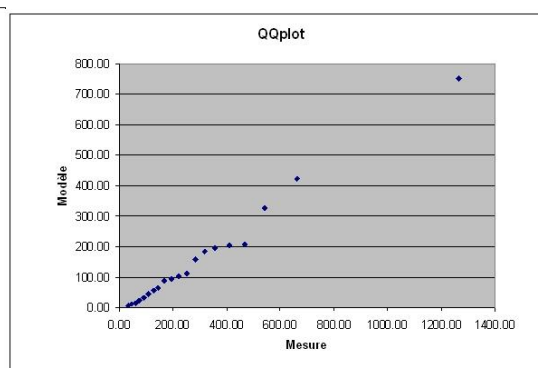


Figure 15: diagramme QQplot mesure/modèle

Pour les NOx comme pour le NO<sub>2</sub>, la dispersion entre les concentrations modélisées et mesurées est grande. Le graphique quantile-quantile montre une sous-estimation des concentrations qui peut être liée au fait que CALINE4 ne prend pas en compte le bâti. Ce modèle, conçu pour la simulation des concentrations de CO le long d'axes routiers inter-cités, est ici employé hors de son champ d'application (cf. 5.2).

### 4.2.3 RESULTATS OBTENUS AVEC ADMS –URBAN

#### **Données d'entrées**

Orientation de la rue : 120°

Hauteur du bâti : 20,5m (toits inclus)

Largeur des voies : 26m

Emissions de NOx en moyenne horaire

Concentrations de fond en moyenne horaire

Données de vent, température en moyenne horaire

Hypothèse sur la stabilité atmosphérique : forcée par la nébulosité

Hypothèse sur la nébulosité (paramètre requis par le module de chimie) : égale à 3

Tableau 9 et Tableau 10 : résultats de la simulation *Schildhornstrasse* avec ADMS-Urban. NOx.

	Mesure NOx	ADMS-Urban NOx	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	3.50	5.35	53
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1263.00	926.79	-27
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	260.99	132.38	-49
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	679.00	290.64	-57
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	34.00	26.07	-23
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	204.53	87.54	-57

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-128.61
Biais fractionné [-]	-0.51
Erreur absolue norm. [%]	49.35
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	198.67
coefficient de corrélation [-]	0.74

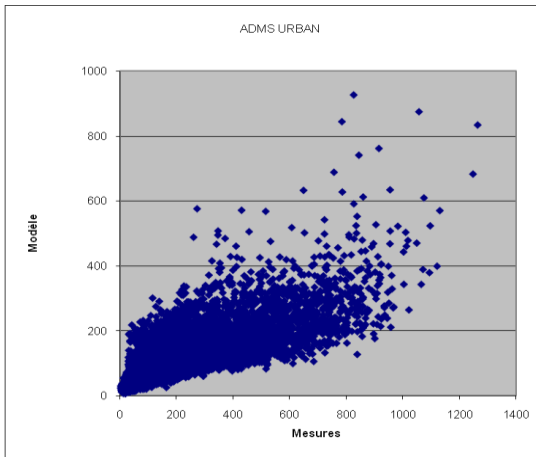


Figure 16 : comparaison mesure/modèle

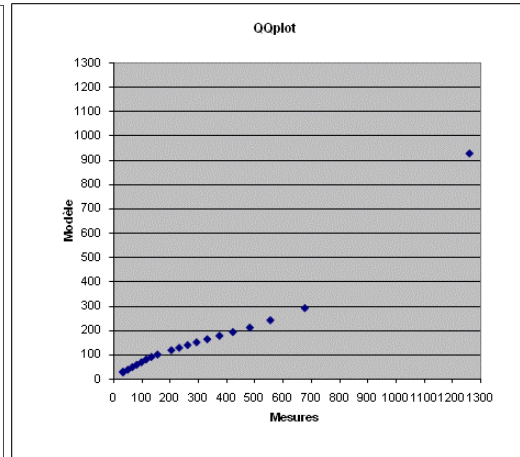


Figure 17: diagramme QQplot mesure/modèle

Le modèle ADMS-Urban sous-estime les concentrations de NO<sub>x</sub> dans la rue, avec un écart de 49% sur la moyenne annuelle. La simplification des conditions de stabilité atmosphérique, avec l'hypothèse d'une stratification neutre durant toute l'année, pourrait être à l'origine de cette forte sous-estimation.

Pour tester l'effet de la stabilité atmosphérique, une nouvelle modélisation a été donc été réalisée en imposant une condition stable sur l'année entière. L'ensemble des statistiques (annexe 2) indique une meilleure adéquation avec la mesure : la moyenne annuelle est sous-estimée de 32% au lieu de 49% ; les biais moyen et fractionné sont respectivement diminués de 33% et 57%.

Tableau 11 et Tableau 12 : résultats de la simulation *Schildhornstrasse* avec ADMS-Urban. NO<sub>2</sub>.

	Mesure NO <sub>2</sub>	ADMS-Urban NO <sub>2</sub>	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1.00	2.46	146.0
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	172.50	161.95	-6.1
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	53.93	48.88	-9.4
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	104.00	94.88	-8.8
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	14.00	14.57	4.1
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	27.85	24.28	-12.8

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-5.05
Biais fractionné [-]	-0.07
Erreur absolue norm. [%]	34.97
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	20.00
coefficient de corrélation [-]	0.73

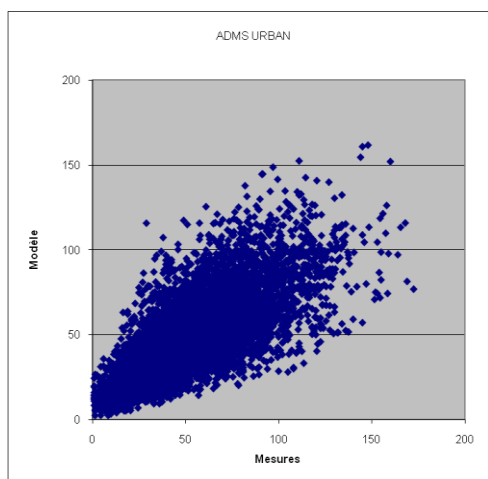


Figure 18 : comparaison mesure/modèle

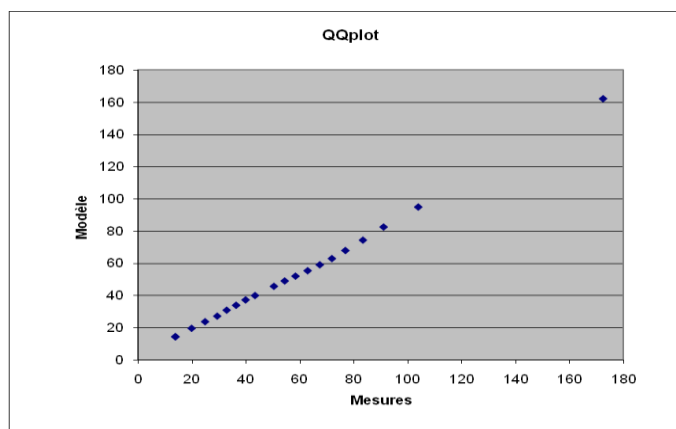


Figure 19: diagramme QQplot mesure/modèle

Le modèle ADMS-Urban simule correctement la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> dans la rue, avec un écart de 9% par rapport à la moyenne mesurée. Il est assez bien corrélé à la mesure horaire qu'il sous-estime légèrement (pour les valeurs supérieures à 20 µg/m<sup>3</sup>). La dispersion entre modèle et mesure augmente avec la concentration.

Dans le test mentionné ci-dessus, où est faite l'hypothèse d'une atmosphère toujours stable, le modèle surestime les concentrations de NO<sub>2</sub>. Cette hypothèse dégrade légèrement les statistiques d'erreur.

#### 4.2.4 RESULTATS OBTENUS AVEC SIRANE

En cours de test.

#### 4.2.5 RESULTATS OBTENUS AVEC STREET

##### **Données d'entrée** (Configuration de référence)

Orientation de la rue : 120°

Type de rue : S4BG (4 voies, bâtiments mitoyens, H/L=1/2)

Emissions moyennes de NO<sub>x</sub> : 40388 g/km/jour

NO<sub>2</sub> fond, centile 98 : 56,5 µg/m<sup>3</sup>

NO<sub>x</sub> fond, moyenne annuelle : 38,7 µg/m<sup>3</sup>

Direction de vent : O-E

Vitesse de vent (m/s) : 3 m/s

## Résultats numériques

Tableau 13 – Résultats obtenus avec STREET pour le site de Schildhornstrasse

	NO2 P98 Mesure	NO2 P98 STREET	Ecart relatif (%)	NOx moy Mesure	NOx moy STREET	Ecart relatif (%)
<b>S0</b>	118	100	-15.3	250	114	-54.4

Par rapport aux variantes testées (cf. annexe 1), la configuration de référence décrit le mieux la situation simulée. Le modèle STREET sous-estime la concentration moyenne annuelle de NOx, avec un écart de 54%, et sous-estime plus légèrement le centile 98 du NO<sub>2</sub>, avec un écart de seulement 15%.

### 4.3 SITE DE GÖTTINGER STRASSE (HANOVRE)

Ce cas test est extrait du programme européen TRAPOS (<http://www2.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/trapos/datadoc.htm>).

Le site retenu est situé à Hanovre (Allemagne). Il s'agit d'une **rue canyon** de quatre voies de circulation soumise à un trafic journalier intense de 30 000 veh/jour. La rue est large de 25 m. La hauteur des bâtiments est de 20 m.

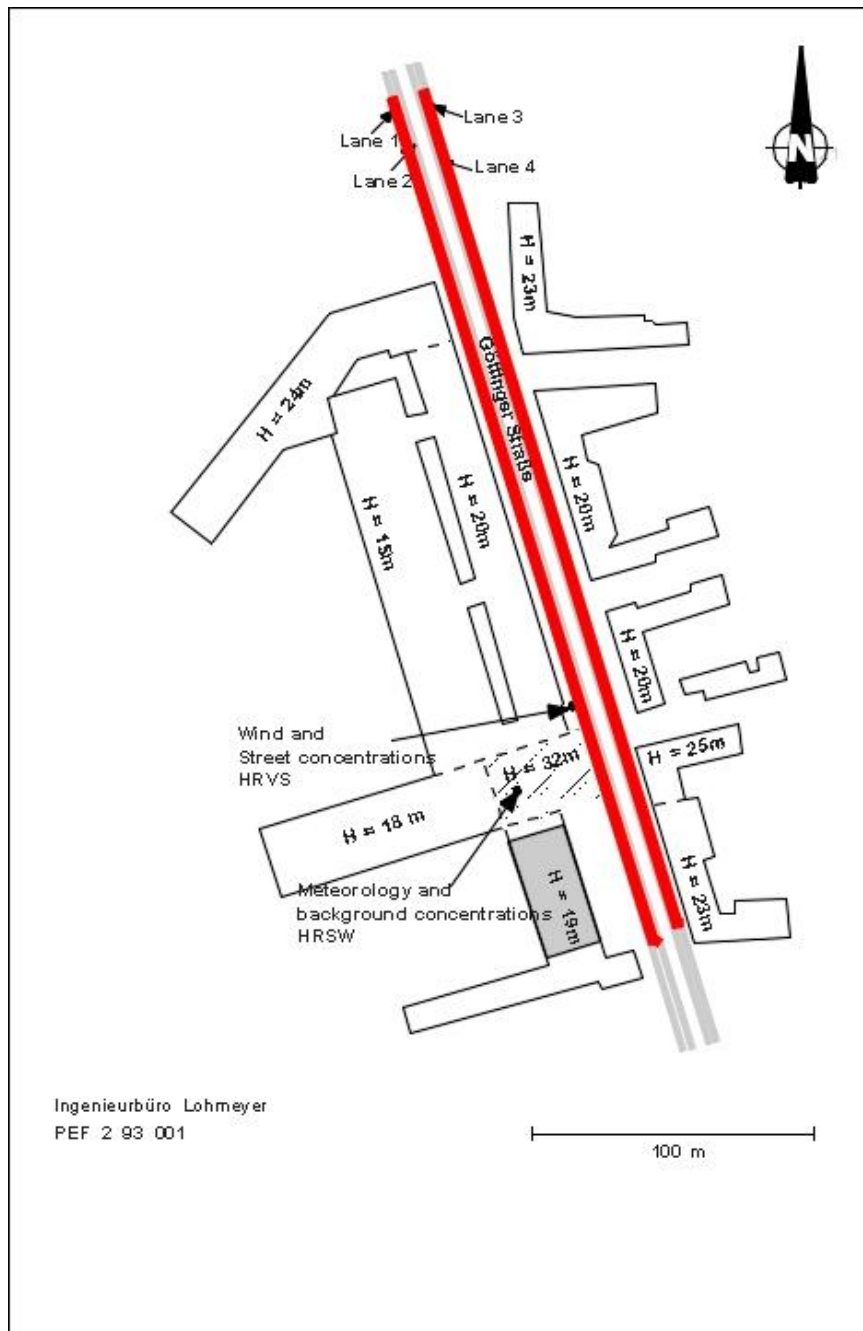


Figure 20 : Orientation de la rue

La rue est orientée avec un angle de  $163^\circ$  sur un axe nord-sud (Figure n°6 et 7)



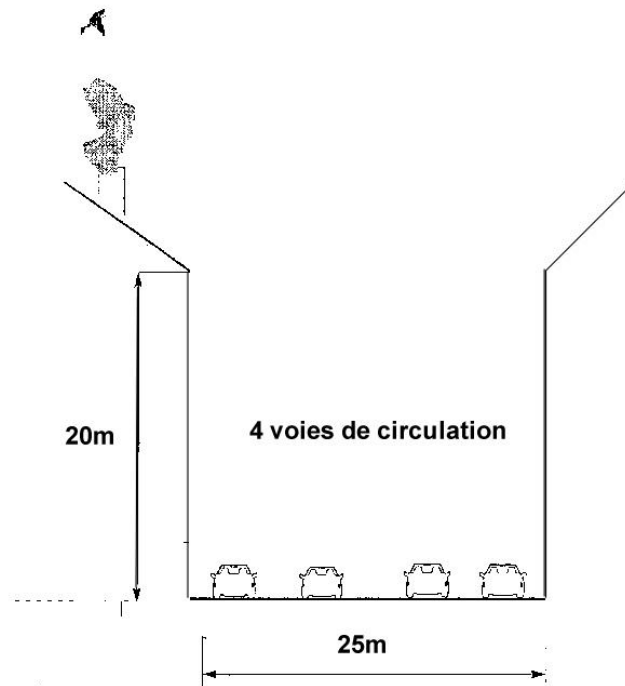


Figure 21 : Configuration de la rue canyon Göttinger

Les données utilisées pour la simulation portent sur une année de mesure sur la période de janvier 1995 à décembre 1995. Les mesures ont été réalisées par analyseurs automatiques sur le côté de la rue. Durant la même période, le trafic automobile a été compté. Les polluants mesurés sont les NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, CO, benzène, toluène et xylène. Cependant les calculs que nous avons réalisés portent exclusivement sur l'exploitation des données de NO<sub>x</sub> et de NO<sub>2</sub>.

Des mesures de pollution urbaine de fond ont été obtenues sur le site au sommet d'un bâtiment de 32m de hauteur. Les données météorologiques proviennent d'une station de mesure positionnée à une hauteur de 10 m au dessus des toits de la rue et d'un site situé à quelques kilomètres (température, radiation).

Les données météorologiques comprennent, selon un pas horaire :

- la vitesse et direction de vent,
- le rayonnement net,
- la température.

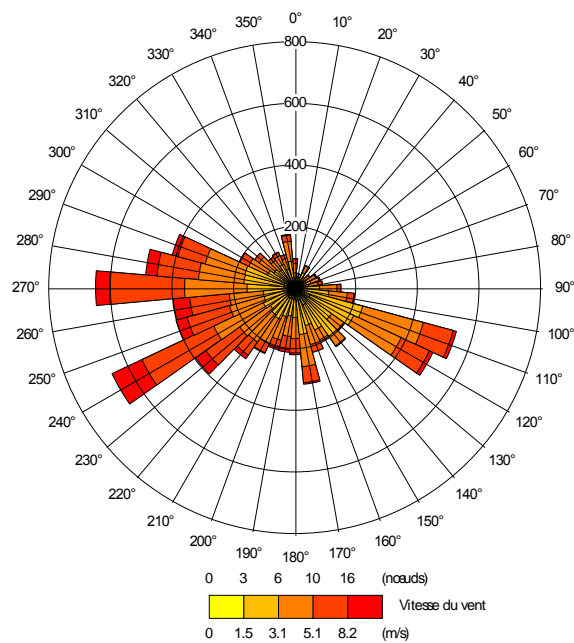


Figure 22 - Campagne de Göttinger Strasse. Rose des vents sur l'année 1995.

Les concentrations en polluants sont fournies en moyennes horaires, elles comprennent la mesure de la concentration urbaine de fond et la mesure dans la rue canyon.

Les données de trafic comprennent le nombre de véhicules circulant par heure au cœur de la rue déclinés en deux catégories : véhicule long et véhicule court. Les données sont fournies pour trois types de jour : jour semaine, samedi et dimanche.

Les émissions ont été calculées à partir des données COPERT II (données en vigueur au moment de la réalisation du programme TRAPOS) pour les véhicules correspondants aux différentes classes rencontrées : voiture légère (VL) essence et diesel, véhicule utilitaire (VU) essence et diesel, poids lourd (PL) diesel et bus.

Le nombre de véhicules comptés est ensuite réparti en fonction des différentes motorisations et normalisations suivant le Tableau 14.

Tableau 14 : répartition du parc roulant (Göttinger Strasse)

<b>VL</b>			
Essence	ECE	EURO	89.3%
Essence < 1.4l	9.63 %	24.91%	
1.4l < Essence < 2l	6.47 %	47.8 %	
Essence > 2l	0.82 %	10.36 %	
Diesel			10.7 %
Diesel < 2l		85.18 %	
Diesel > 2l		14.82 %	
<b>VU</b>			
	Conventionnel	Euro	
Essence	25.05 %	75.95 %	17.5 %
Diesel	25.05 %	75.95 %	82.5 %
<b>PL</b>	Conventionnel	Euro	
	21.25%	78.75%	
<b>Bus</b>			
	Conventionnel	Euro	
	25.74 %	74.26 %	

L'appellation ECE (resp. EURO) concerne les émissions des véhicules à essence produits avant 1992 (resp. après 1992).

L'appellation *Conventionnel* (resp. EURO) concerne les émissions des véhicules diesel produits avant 1992 (resp. après 1992).

Les simulations ont été conduites en continu à partir des informations recueillies dans la base de données référençant la manipulation. Aucune donnée complémentaire n'a été utilisée.

#### 4.3.1 RESULTATS OBTENUS AVEC OSPM (OPERATIONAL STREET POLLUTION MODEL)

##### **Données d'entrées**

Orientation de la rue : 160°

Hauteur du bâti : 20m

Largeur des voies : 25m

Emissions de NOx en moyenne horaire

Concentrations de fond en moyenne horaire

Données de vent, température, rayonnement net en moyenne horaire

Hauteur de mélange : 1000 m

Tableau 15 et Tableau 16 : résultats de la simulation Göttinger Strasse avec OSPM. NOx.

	Mesure NOx	OSPM NOx	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	14.57	4.05	-72
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1827.73	2548.76	39
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	303.25	480.09	58
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	743.05	1517.97	104
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	55.20	22.80	-59
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	223.75	468.99	110

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	176.84
Biais fractionné [-]	0.13
Erreur absolue norm. [%]	185.35
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	513.39
coefficient de corrélation [-]	0.18

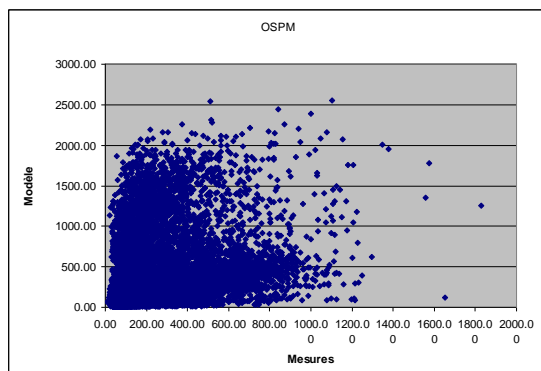


Figure 23 : comparaison mesure/modèle

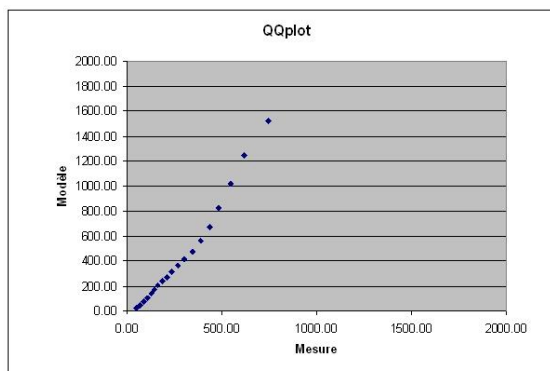


Figure 24: diagramme QQplot mesure/modèle

Le modèle OSPM surestime fortement la concentration moyenne annuelle de NOx dans la rue, avec un écart de 58% par rapport à la moyenne mesurée. On note une surestimation de la majorité des valeurs horaires. La dispersion entre les concentrations simulées et mesurées est grande. La configuration de rue ressemblant à celle du premier cas test (Schildhornstrasse), différentes causes peuvent être invoquées pour expliquer la moindre qualité de ces simulations, comme une moins bonne évaluation des émissions et des conditions météorologiques.

Tableau 17 et Tableau 18 : résultats de la simulation Göttinger Strasse avec OSPM. NO<sub>2</sub>.

	Mesure NO <sub>2</sub>	OSPM NO <sub>2</sub>	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	11	5.02	-54
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	209.5	178.54	-15
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	63.55	48.09	-24
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	106.5	101.13	-5.0
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	27.5	20.46	-26
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	24.69	34.99	42

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-10.13
Biais fractionné [-]	-0.35
Erreur absolue norm. [%]	46.39
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	58.74
coefficient de corrélation [-]	0.54

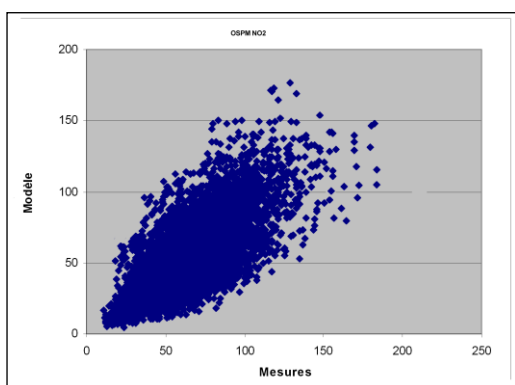


Figure 25 : comparaison mesure/modèle

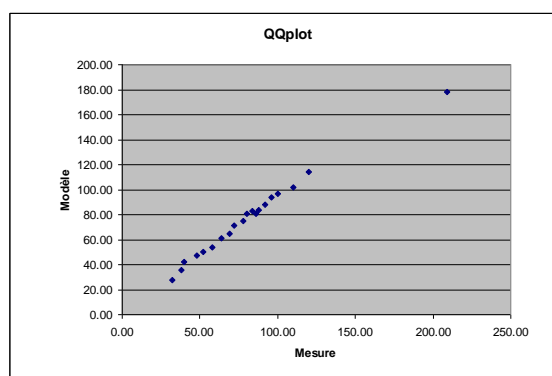


Figure 26: diagramme QQplot mesure/modèle

Les résultats obtenus pour le NO<sub>2</sub> sont nettement plus satisfaisants que pour les NO<sub>x</sub>. Le modèle OSPM simule correctement la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> dans la rue, avec un écart de 24% par rapport à la moyenne mesurée. Celui-ci est comparable à l'écart constaté pour Schildhornstrasse. Le modèle reproduit assez bien la distribution des concentrations, avec une légère tendance à la sous-estimation.

## 4.3.2 RESULTATS OBTENUS AVEC CALINE4

### Données d'entrées

Orientation de la rue : 160°

Largeur des voies : 25m

Emissions de NOx en moyenne horaire

Concentrations de fond en moyenne horaire

Données de vent, température en moyenne horaire

Hypothèse sur la stabilité atmosphérique : classe neutre

### Résultats numériques

Tableau 19 et Tableau 20 : résultats de la simulation Göttinger Strasse avec CALINE4. NOx.

	Mesure NOx	CALINE4 NOx	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	14.57	5.02	-66
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1827.73	760.00	-58
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	303.25	126.32	-58
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	743.05	235.23	-68
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	55.2	18.42	-67
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	223.75	257.23	15

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-170.12
Biais fractionné [-]	-0.78
Erreur absolue norm. [%]	71.02
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	285.09
coefficient de corrélation [-]	0.41

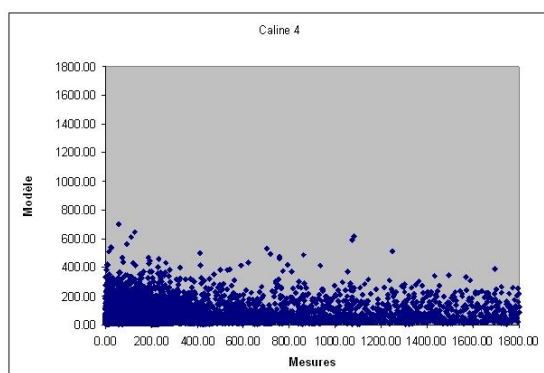


Figure 27 : comparaison mesure/modèle

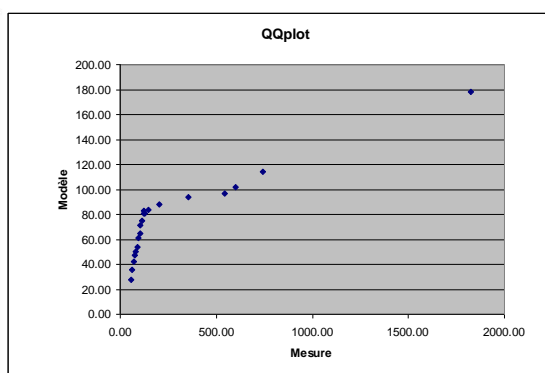


Figure 28: diagramme QQplot mesure/modèle

Pour les NOx comme pour le NO<sub>2</sub>, le modèle CALINE4 sous-estime nettement les concentrations annuelles dans la rue. La dispersion entre les données modélisées et mesurées est grande. La non prise en compte du bâti par le modèle apparaît clairement dans la mauvaise qualité des résultats.

### 4.3.3 RESULTATS OBTENUS AVEC ADMS –URBAN

#### **Données d'entrées**

Orientation de la rue : 160°

Hauteur du bâti : 20m

Largeur des voies : 25m

Emissions de NOx en moyenne horaire

Concentrations de fond en moyenne horaire

Données de vent, température en moyenne horaire

Hypothèse sur la stabilité atmosphérique : forcée par la nébulosité

Hypothèse sur la nébulosité (paramètre requis par le module de chimie) : égale à 3

#### **Résultats numériques**

Tableau 21 et Tableau 22 : résultats de la simulation Göttinger Strasse avec ADMS-Urban. NOx.

	Mesure NOx	ADMS-Urban NOx	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	14.57	9.16	-37
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1827.73	847.43	-54
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	305.05	139.61	-54
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	743.67	332.14	-55
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	54.43	30.28	-44
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	14.57	9.16	-37

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-165.44
Biais fractionné [-]	-0.66
Erreur absolue norm. [%]	51.86
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	238.59
coefficient de corrélation [-]	0.69

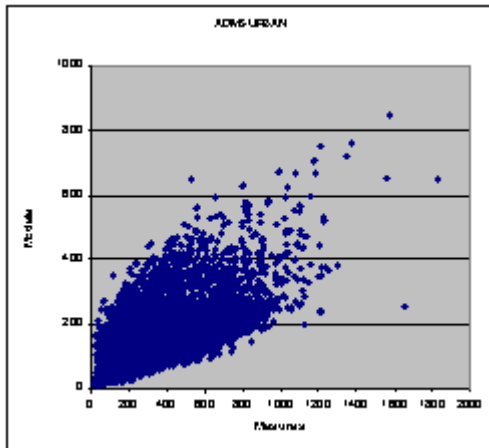


Figure 29 : comparaison mesure/modèle

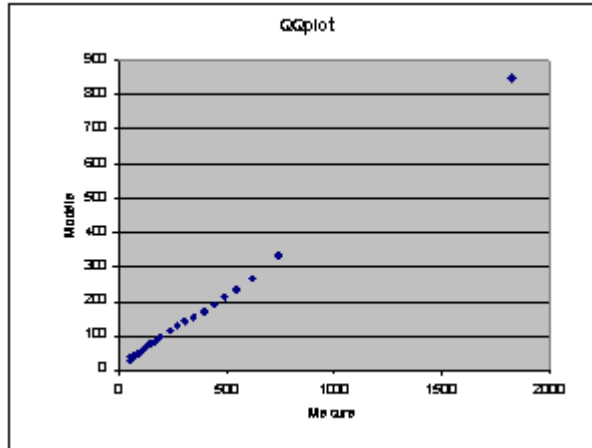


Figure 30: diagramme QQplot mesure/modèle

Comme dans le cas précédent, et contrairement à OSPM, le modèle sous-estime fortement les concentrations de NO<sub>x</sub>.

Tableau 23 et Tableau 24 : résultats de la simulation Göttinger Strasse avec ADMS-Urban. NO<sub>2</sub>.

	Mesure NO <sub>2</sub>	ADMS-Urban NO <sub>2</sub>	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [µg/m <sup>3</sup> ]	11	4.86	-56
Maximum [µg/m <sup>3</sup> ]	209.5	184.01	-12
Moyenne [µg/m <sup>3</sup> ]	63.55	53.82	-15
P95 [µg/m <sup>3</sup> ]	106.5	102.09	-4.1
P5 [µg/m <sup>3</sup> ]	27.5	17.46	-37
Ecart-type [µg/m <sup>3</sup> ]	24.69	26.33	6.6

Biais moyen [µg/m <sup>3</sup> ]	-9.74
Biais fractionné [-]	-0.21
Erreur absolue norm. [%]	26.07
RMSE [µg/m <sup>3</sup> ]	20.90
coefficient de corrélation [-]	0.74



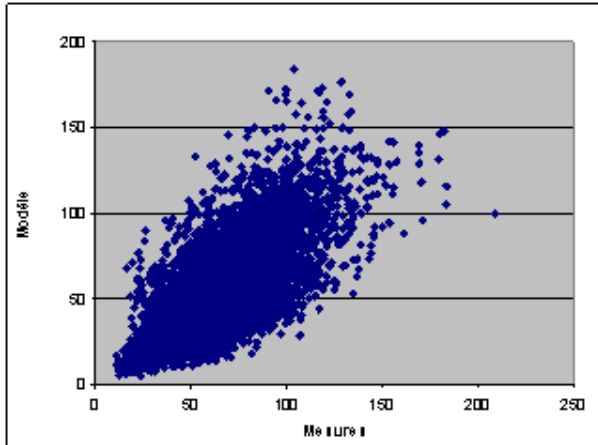


Figure 31 : comparaison mesure/modèle

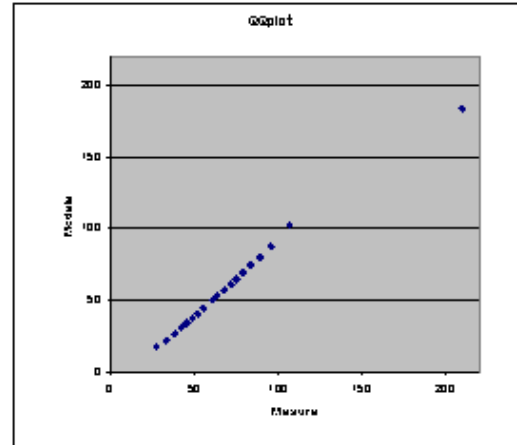


Figure 32: diagramme QQplot mesure/modèle

Le modèle ADMS-Urban simule correctement la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> dans la rue, avec un écart de 15% par rapport à la moyenne mesurée. Il est assez bien corrélé à la mesure horaire qu'il sous-estime légèrement.

#### 4.3.4 RESULTATS OBTENUS AVEC SIRANE

En cours de test.

#### 4.3.5 RESULTATS OBTENUS AVEC STREET

Nous ne présentons que les résultats concernant le cas de référence. Les résultats obtenus pour les variantes sont fournis dans l'annexe 1.

##### **Données d'entrée**

Orientation de la rue : 160°

Type de rue : S4DS (4 voies, bâtiments hauts et immeubles à courte distance, H/L=1/1)

Emissions moyennes de NO<sub>x</sub> : 41333 g/km/jour

NO<sub>2</sub> fond, P98 : 75,0 µg/m<sup>3</sup>

NO<sub>x</sub> fond, moyenne annuelle : 48,6 µg/m<sup>3</sup>

Direction de vent : O-E

Vitesse de vent : 3 m/s

## Résultats numériques

Tableau 25 – Résultats obtenus avec STREET pour le site de Göttinger Strasse

	NO2 P98 Mesure	NO2 P98 STREET	Ecart relatif (%)	NOx moy Mesure	NOx moy STREET	Ecart relatif (%)
<b>G0</b>	<b>121.5</b>	103	-15.2	<b>302.8</b>	128	-57.7

Les résultats sont similaires à ceux du cas précédents. Par rapport à la variante testée (cf. annexe 1), la configuration de référence décrit le mieux la situation simulée. Le modèle STREET sous-estime la concentration moyenne annuelle de NOx, avec un écart de 58%, et sous-estime plus légèrement le centile 98 du NO<sub>2</sub>, avec un écart de seulement 15%.

### 4.4 SITE JAGTVEJ (COPENHAGUE)

Ce cas test est extrait du programme européen TRAPOS (<http://www2.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/trapos/datadoc.htm>).

Le site retenu est situé à Copenhague (Danemark). Il s'agit d'une **rue canyon** de quatre voies de circulation soumise à un trafic journalier intense de 22 000 veh/jour. La rue est large de 25 m. La hauteur des bâtiments est de 18 m.

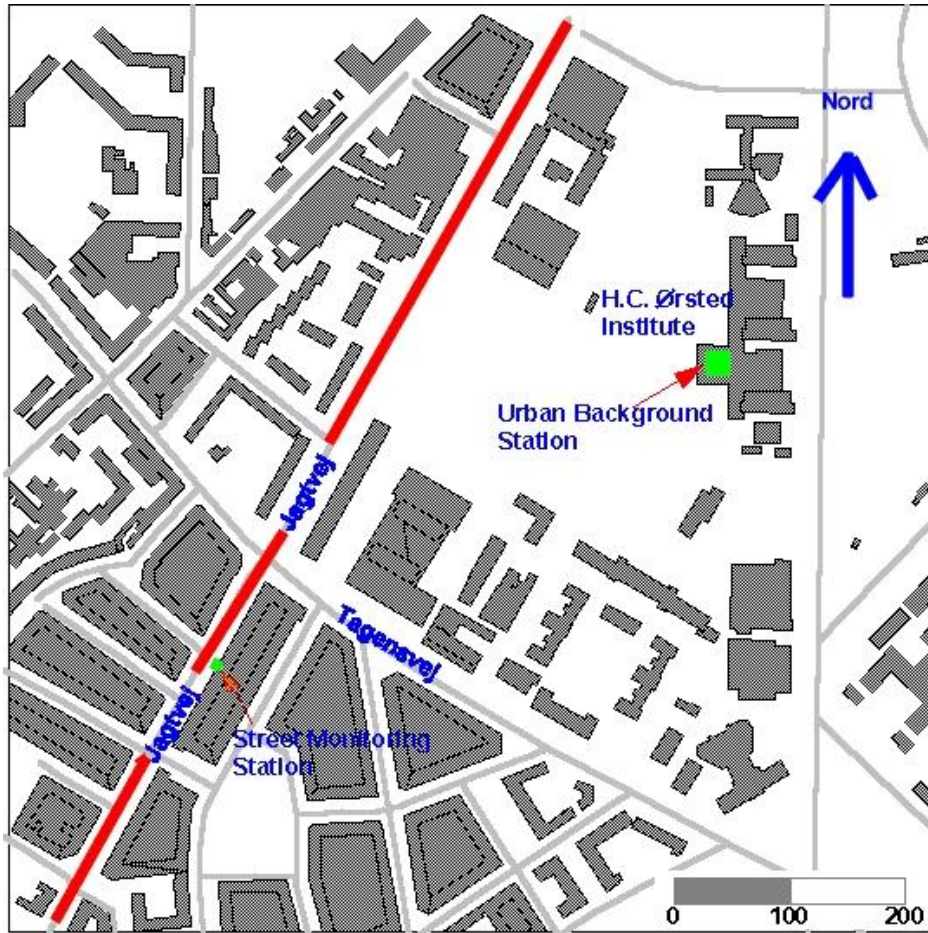


Figure 33 : Orientation de la rue

La rue est orientée avec un angle de 30° sur un axe nord-sud (Figure n°9 et 10)

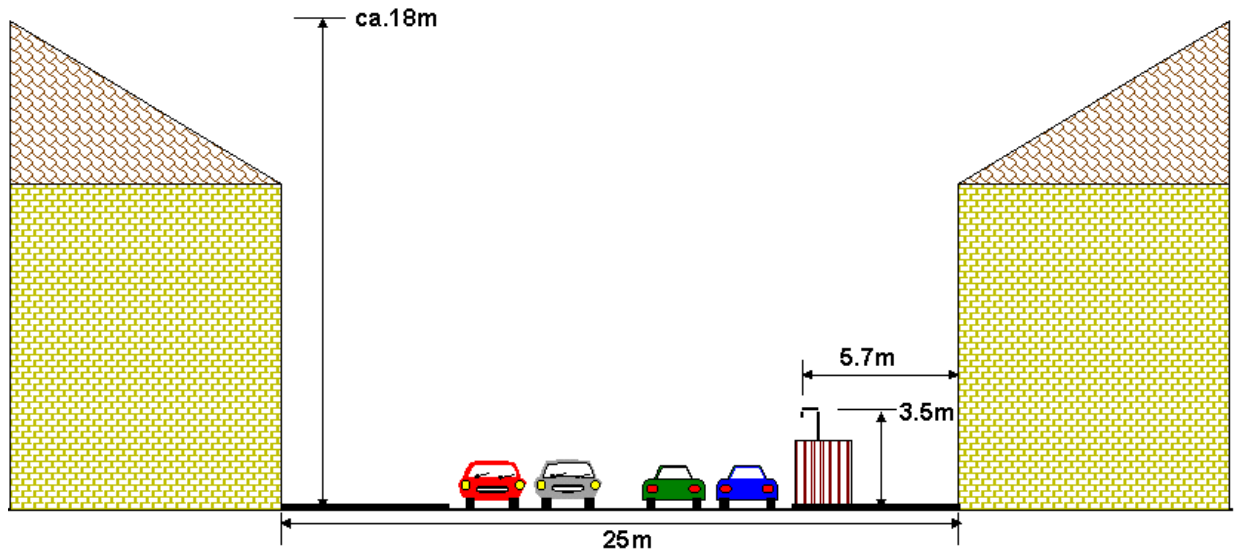


Figure 34 : Configuration de la rue canyon Jagtvej

Les données utilisées pour la simulation portent sur une année de mesure sur la période de janvier 1995 à décembre 1995. Les mesures ont été réalisées par analyseurs automatiques sur un côté de la rue. Durant la même période, le trafic automobile a été compté. Les polluants mesurés sont les NOx, NO<sub>2</sub>, CO, Ozone. Cependant les calculs que nous avons réalisés portent exclusivement sur l'exploitation des données de NOx et de NO<sub>2</sub>.

Des mesures de pollution urbaine de fond ont été obtenues sur le site au sommet d'un bâtiment de 20 de hauteur. Les données météorologiques proviennent d'une station de mesure positionnée sur un toit de 10 m situé à quelques kilomètres.

Les données météorologiques comprennent, selon un pas horaire :

- la vitesse et direction de vent,
- le rayonnement solaire global,
- la température.

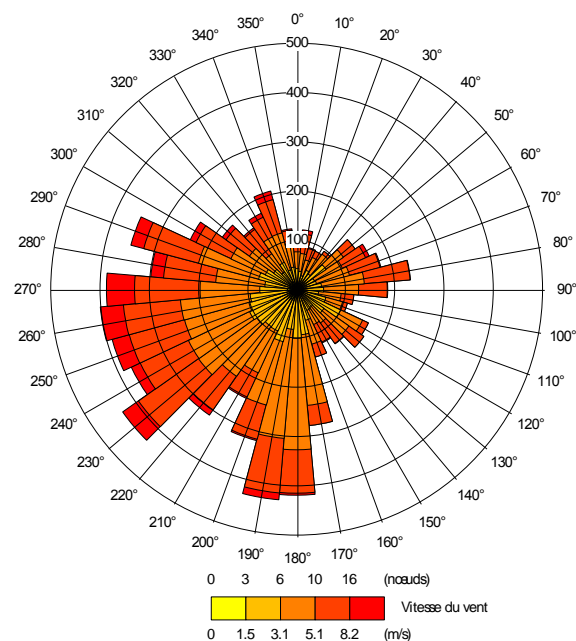


Figure 35 : Campagne de Jagtvej. Rose des vents sur l'année 1995.

Les concentrations en polluants sont fournies en moyennes horaires, elles comprennent la mesure de la concentration urbaine de fond et la mesure dans la rue canyon.

Les données de trafic comprennent le nombre de véhicules circulant par heure au cœur de la rue déclinés en quatre catégories : véhicule léger, véhicule utilitaire, poids lourd et bus. Les données sont fournies pour trois types de jour : jour semaine, samedi et dimanche.

Les émissions ont été calculées à partir des données COPERT II (données en vigueur au moment de la réalisation du programme TRAPOS) pour les véhicules correspondants aux différentes classes rencontrées : voiture légère (VL) essence et diesel, véhicule utilitaires (VU) essences et diesel, poids lourd (PL) diesel et bus.

Le nombre de véhicules comptés est ensuite réparti en fonction des différentes motorisations et normalisations suivant le Tableau 26.

Tableau 26 : répartition du parc roulant (rue Jagtvej)

<b>VL</b>			
Essence	ECE	EURO	89.3%
Essence < 1.4l	9.63 %	24.91%	
1.4l < Essence < 2l	6.47 %	47.8 %	
Essence > 2l	0.82 %	10.36 %	
Diesel			10.7 %
Diesel < 2l		85.18 %	
Diesel > 2l		14.82 %	
<b>VU</b>			
	Conventionnel	Euro	
Essence	25.05 %	75.95 %	17.5 %
Diesel	25.05 %	75.95 %	82.5 %
<b>PL</b>	Conventionnel	Euro	
	21.25%	78.75%	
<b>Bus</b>			
	Conventionnel	Euro	
	25.74 %	74.26 %	

L'appellation ECE (resp. EURO) concerne les émissions des véhicules à essence produits avant 1992 (resp. après 1992).

L'appellation *Conventionnel* (resp. EURO) concerne les émissions des véhicules diesel produits avant 1992 (resp. après 1992).

Les simulations ont été conduites en continu à partir des informations recueillies dans la base de données référençant la manipulation. Aucune donnée complémentaire n'a été utilisée.

#### 4.4.1 RESULTATS OBTENUS AVEC OSPM (OPERATIONAL STREET POLLUTION MODEL)

##### Données d'entrées

Orientation de la rue : 30°

Hauteur du bâti : 18m

Largeur des voies : 25m

Emissions de NOx en moyenne horaire

Concentrations de fond en moyenne horaire

Données de vent, température, rayonnement global en moyenne horaire

Hauteur de mélange : 1000 m

##### Résultats numériques

Tableau 27 et Tableau 28 : résultats de la simulation Jagtvej avec OSPM. NOx.

	Mesure NOx	OSPM NOx	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	2.75	0.81	-71
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	705.78	446.58	-37
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	86.66	86.02	-0.7
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	240.74	229.29	-4.8
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	10.70	7.81	-27
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	78.89	72.76	-7.8

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-0.64
Biais fractionné [-]	-0.01
Erreur absolue norm. [%]	101.57
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	76.68
coefficient de corrélation [-]	0.49

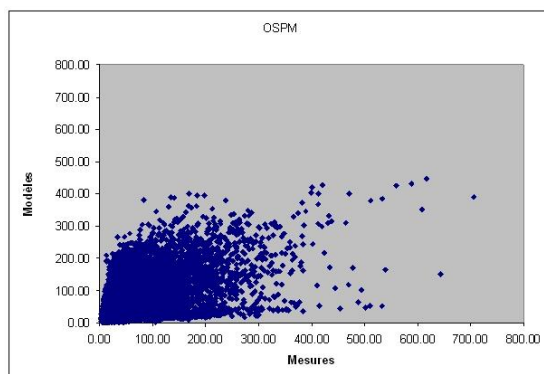


Figure 36 : comparaison mesure/modèle

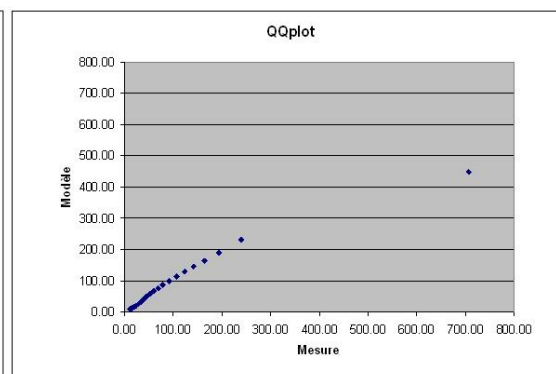


Figure 37: diagramme QQplot mesure/modèle

Le modèle OSPM simule correctement la concentration moyenne annuelle de NO<sub>x</sub> dans la rue, avec un écart moyen de 1% par rapport à la moyenne mesurée. Toutefois, ce faible écart doit être considéré avec beaucoup de précaution, compte tenu de la dispersion du nuage modèle/mesure. Il traduit essentiellement le fait que ce dernier est à peu près symétrique par rapport à la bissectrice.

Tableau 29 et Tableau 30 : résultats de la simulation Jagtvej avec OSPM. NO<sub>2</sub>.

	Mesure NO <sub>2</sub>	OSPM NO <sub>2</sub>	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1.02	0.81	-21
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	130.08	86.23	-34
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	27.92	20.45	-27
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	50.91	22.65	-56
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	7.89	4.81	-39
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	14.15	16.45	16

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-10.64
Biais fractionné [-]	-0.54
Erreur absolue norm. [%]	101.57
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	65.68
coefficient de corrélation [-]	0.52

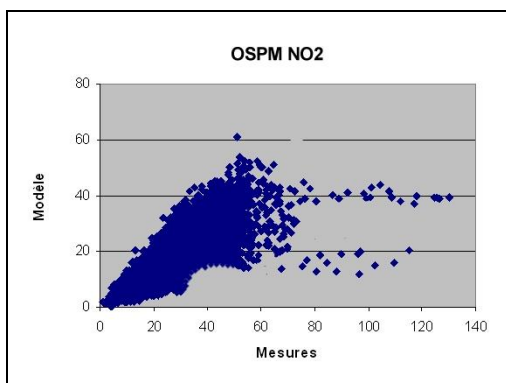


Figure 38 : comparaison mesure/modèle

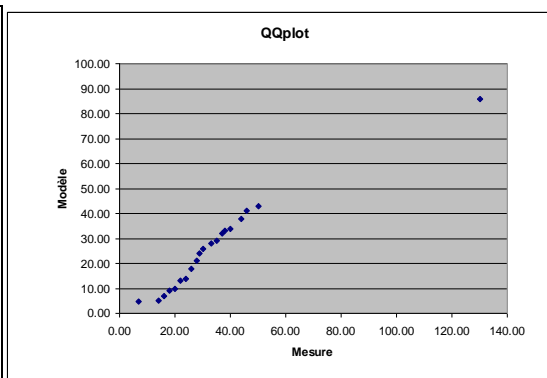


Figure 39: diagramme QQplot mesure/modèle

Le modèle OSPM simule correctement la concentration annuelle de NO<sub>2</sub> dans la rue, avec un écart de 27% par rapport à la moyenne mesurée. Le modèle sous-estime quasi-systématiquement les concentrations, avec un écart important sur les plus fortes valeurs.

## 4.4.2 RESULTATS OBTENUS AVEC CALINE4

### Données d'entrées

Orientation de la rue : 30°

Largeur des voies : 25m

Emissions de NOx en moyenne horaire

Concentrations de fond en moyenne horaire

Données de vent, température en moyenne horaire

Hypothèse sur la stabilité atmosphérique : classe neutre

### Résultats numériques

Tableau 31 et Tableau 32 : résultats de la simulation Jagtvej avec CALINE4. NOx.

	Mesure NOx	CALINE4 NOx	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	2.75	0.08	-97
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	705.78	456.23	-35
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	86.66	41.47	-52
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	240.74	178.12	-26
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	10.70	5.61	-48
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	78.89	121.34	54

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-555.71
Biais fractionné [-]	-0.84
Erreur absolue norm. [%]	1477.29
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	998.62
coefficient de corrélation [-]	0.06

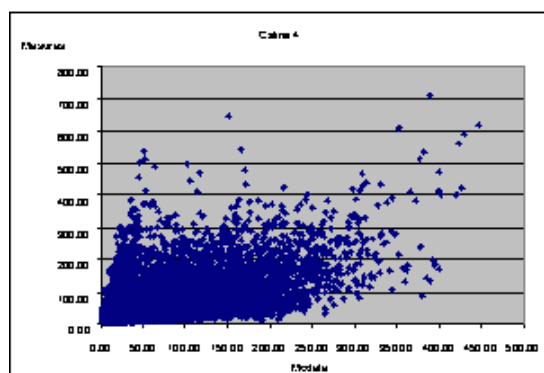


Figure 40 : comparaison mesure/modèle

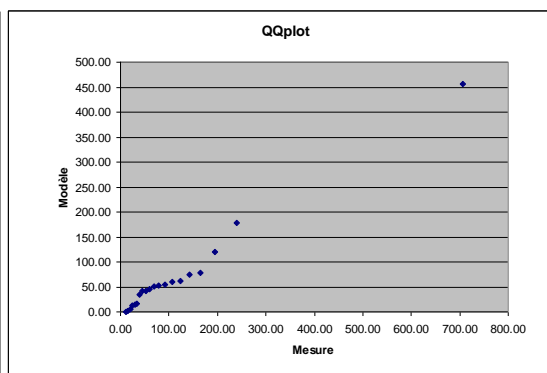


Figure 41: diagramme QQplot mesure/modèle



Le modèle CALINE4 simule assez mal la concentration annuelle de NOx dans la rue, avec un écart moyen de 52% par rapport à la moyenne mesurée. Pour les NOx comme pour le NO<sub>2</sub>, il sous-estime les concentrations de façon importante, ce qui est conforme au fait qu'il ne prend pas en compte le bâti. La dispersion entre les concentrations modélisées et mesurées est grande.

#### 4.4.3 RESULTATS OBTENUS AVEC ADMS –URBAN

##### **Données d'entrées**

Orientation de la rue : 30°

Hauteur du bâti : 18m

Largeur des voies : 25m.

Emissions de NOx en moyenne horaire

Concentrations de fond en moyenne horaire

Données de vent, température en moyenne horaire

Hypothèse sur la stabilité atmosphérique : forcée par la nébulosité

Hypothèse sur la nébulosité (paramètre requis par le module de chimie) : égale à 3

##### **Résultats numériques**

Tableau 33 et Tableau 34 : résultats de la simulation Jagtvej avec ADMS-Urban. NOx.

	Mesure NOx	ADMS-Urban NOx	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	2.75	1.27	-54
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	705.78	307.98	-56
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	86.47	33.60	-61
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	241.50	86.21	-64
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	10.66	6.52	-39
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	78.93	28.15	-64

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-41.98
Biais fractionné [-]	-0.74
Erreur absolue norm. [%]	51.83
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	79.10
coefficient de corrélation [-]	0.80

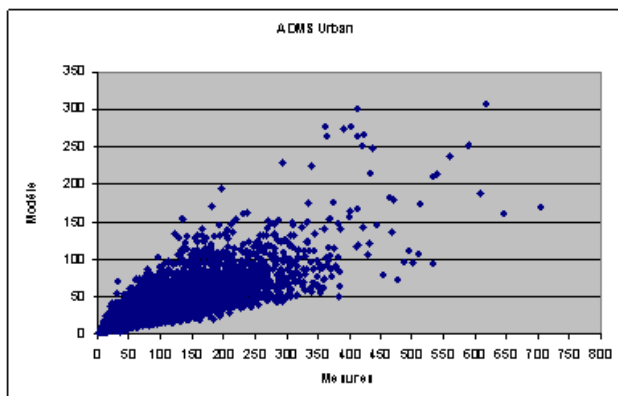


Figure 42 : comparaison mesure/modèle

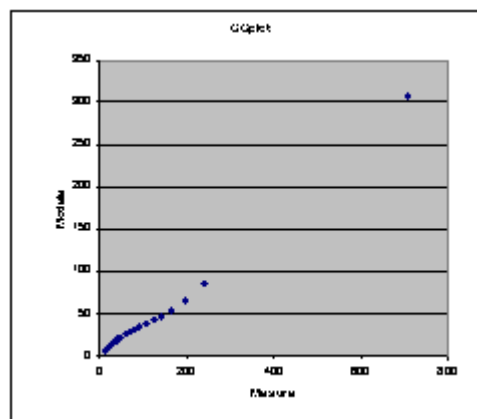


Figure 43: diagramme QQplot mesure/modèle

Le modèle ADMS-Urban est relativement bien corrélé aux mesures de NO<sub>x</sub> mais comme on l'a observé, il sous-estime la plupart des valeurs.

Tableau 35 et Tableau 36 : résultats de la simulation Jagtvej avec ADMS-Urban. NO<sub>2</sub>.

	Mesure NO <sub>2</sub>	ADMS-Urban NO <sub>2</sub>	Ecart relatif (%) (Modèle-mesure)/mesure
Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1.02	0.18	-82
Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	130.08	60.83	-53
Moyenne [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	27.92	18.06	-35
P95 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	50.91	36.24	-29
P5 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	7.89	4.68	-41
Ecart-type [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	14.15	9.75	-31

Biais moyen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-9.86
Biais fractionné [-]	-0.44
Erreur absolue norm. [%]	34.44
RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	13.66
coefficient de corrélation [-]	0.75

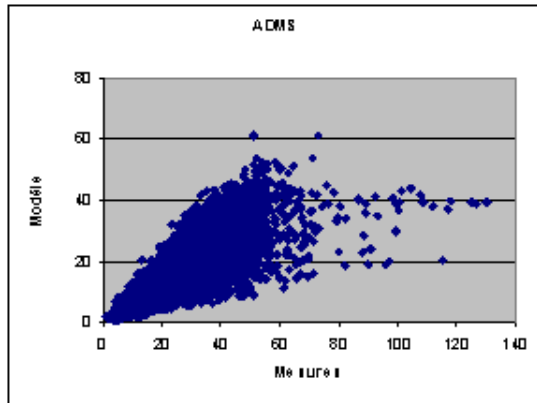


Figure 44 : comparaison mesure/modèle

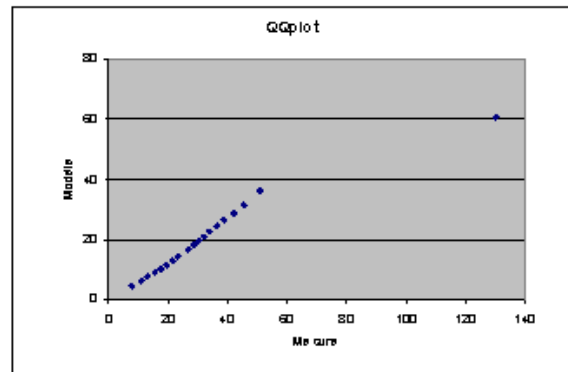


Figure 45: diagramme QQplot mesure/modèle

Le modèle ADMS-Urban est assez bien corrélé à la mesure horaire qu'il sous-estime généralement. La dispersion entre modèle et mesure augmente avec la concentration.

#### 4.4.4 RESULTATS OBTENUS AVEC SIRANE

En cours de test.

#### 4.4.5 RESULTATS OBTENUS AVEC STREET

Nous ne présentons que les résultats concernant le cas de référence. Les résultats obtenus pour les variantes sont fournis dans l'annexe 1.

##### **Données d'entrée**

Orientation de la rue : 30°

Type de rue : S4DH (voies, bâtiments hauts alignés à moyenne distance, H/L=1/1,5)

Emissions moyennes de NOx : 17331 g/km/jour

NO2 fond, P98 : 36,8 µg/m<sup>3</sup>

NOx fond, moyenne annuelle : 20,8 µg/m<sup>3</sup>

Direction de vent : SO-NE

Vitesse de vent : 3 m/s

## Résultats numériques

Tableau 37 – Résultats obtenus avec STREET pour le site de Göttinger Strasse

	<b>NO2 P98 Mesure</b>	<b>NO2 P98 STREET</b>	<b>Ecart relatif (%)</b>	<b>NOx moy Mesure</b>	<b>NOx moy STREET</b>	<b>Ecart relatif (%)</b>
<b>J0</b>	58.7	59	0.5	86.5	44	-49.1

Les différentes configurations testées fournissent des résultats strictement identiques pour le NO<sub>2</sub>. En ce qui concerne les NO<sub>x</sub>, la variante n°1 a un léger avantage. Comme dans les cas précédents, le modèle STREET sous-estime la concentration moyenne annuelle de NO<sub>x</sub>, avec un écart ici égal à 49%. Le centile 98 du NO<sub>2</sub> est bien estimé.

### 4.5 RESULTATS COMPLEMENTAIRES : SERIES TEMPORELLES

Les séries des concentrations horaires simulées par OSPM et ADMS-Urban ont été comparées aux séries temporelles des concentrations mesurées et des émissions estimées.

La Figure 46 présente quelques extraits de ces séries.

Sur certains jours les modèles simulent de manière satisfaisante l'évolution des concentrations mesurées et parviennent à reproduire certains pics (on peut voir là l'effet de la météorologie) ; pour d'autres jours cependant, les concentrations modélisées s'écartent notablement des mesures.

L'imprécision des données qui ont permis de calculer les émissions de NO<sub>x</sub> peuvent expliquer en grande partie ces divergences, qu'il s'agisse des données de trafic (données théoriques, qui ne rendent pas compte des variations réelles du trafic automobile) ou des facteurs d'émission. Notons qu'OSPM semble suivre de plus près qu'ADMS-Urban le profil temporel théorique des émissions ; c'est plus particulièrement vrai pour les heures de la nuit pendant lesquelles la concentration simulée par OSPM chute de façon plus systématique qu'avec ADMS-Urban.

Les incertitudes sur certaines variables météorologiques (nébulosité, rayonnement), les hypothèses simplificatrices utilisées dans le module de chimie et le décalage spatial entre le point de calcul et la station de mesure de proximité peuvent être aussi responsables des écarts modèle-mesure.

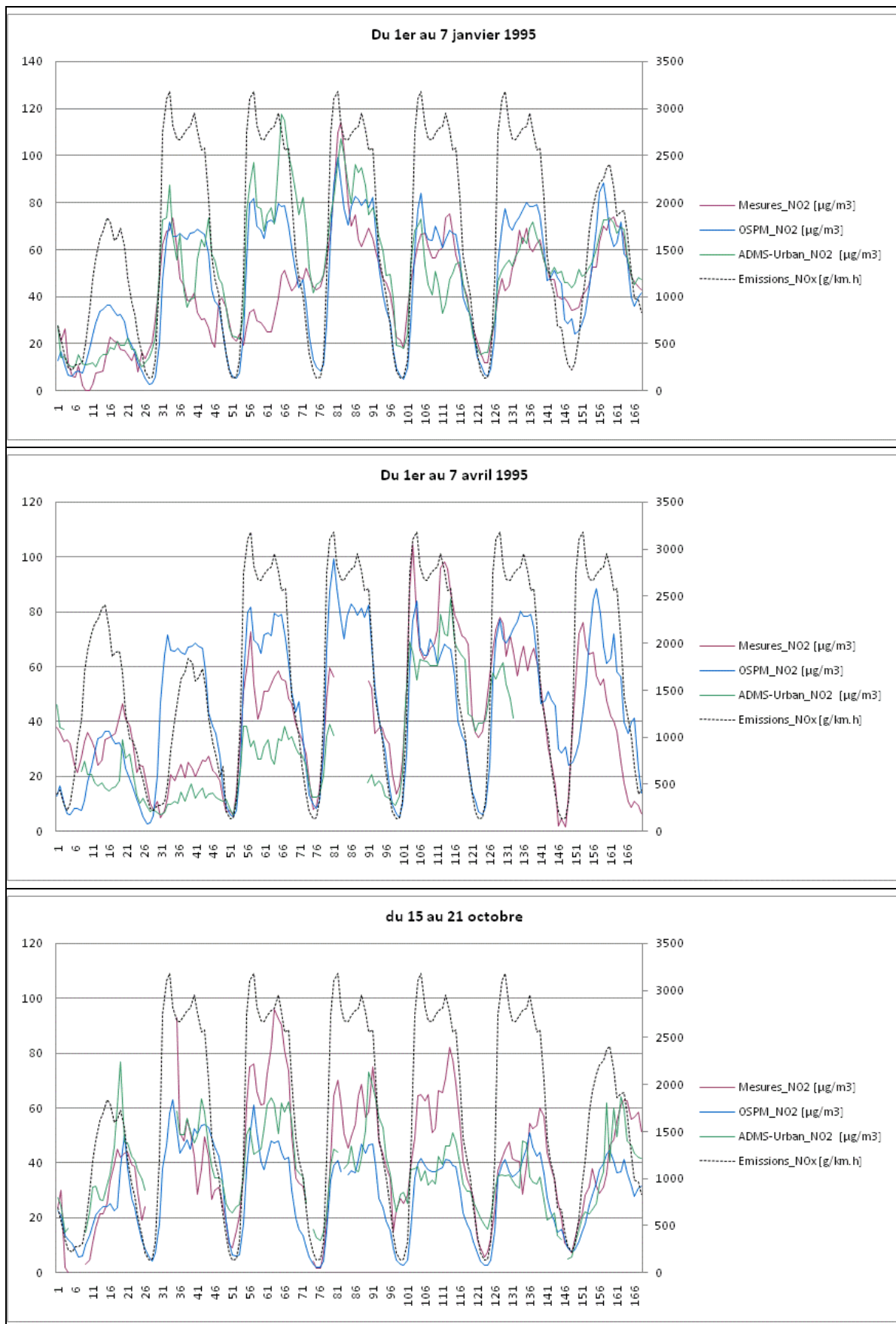


Figure 46 : Séries des concentrations horaires de  $\text{NO}_2$  modélisées et mesurée et des émissions horaires de  $\text{NO}_x$  estimées. Exemple de trois périodes hebdomadaires sur le site de Schildhornstrasse. En abscisse : les heures.

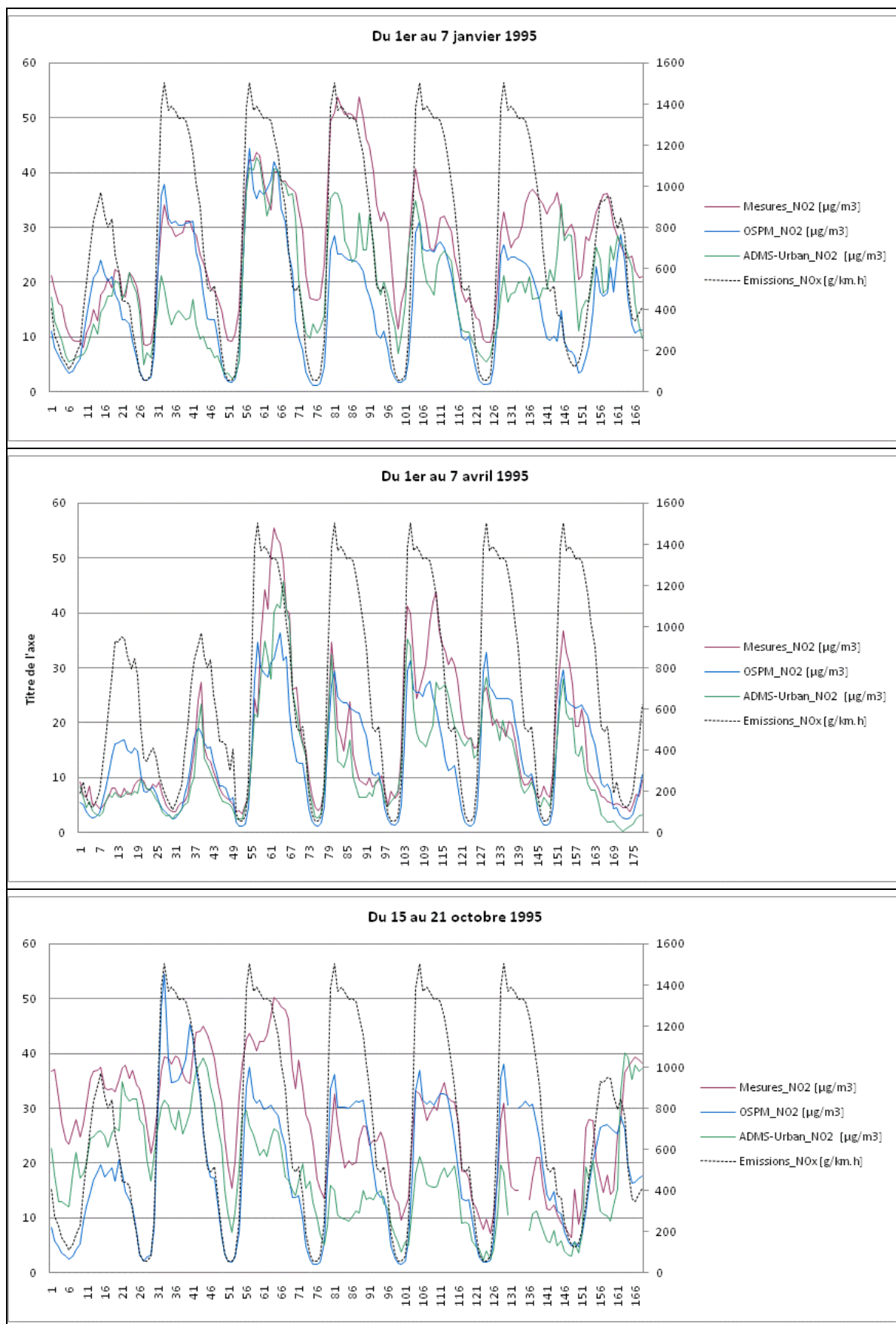


Figure 47 : Séries des concentrations horaires de NO<sub>2</sub> modélisées et mesurée et des émissions horaires de NO<sub>x</sub> estimées. Exemple de trois périodes hebdomadaires sur le site de Jagtvej.

## 4.6 BILAN DES TESTS

Afin d'offrir un aperçu d'ensemble des tests réalisés, le tableau ci-après récapitule quelques-unes des statistiques d'erreur obtenues pour chaque rue canyon et chaque modèle.

Tableau 38 – Moyennes annuelles modélisées pour les trois rues canyon et écart par rapport aux moyennes mesurées.

Polluant – Rue canyon	Mesure	OSPM	CALINE4	ADMS-Urban	STREET
NOx – Schild.	Ecart sur la moyenne annuelle	+30%	-38%	-49%	-54%
	Biais fractionné	0.32	-0.45	-0.51	/
	RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	138	285	199	/
NOx – Goett.	Ecart sur la moyenne annuelle	+58%	-58%	-54%	-58%
	Biais fractionné	0.13	-0.78	-0.66	/
	RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	513	285	239	/
NOx – Jagt.	Ecart sur la moyenne annuelle	-0.0%	-52%	-61%	-49%
	Biais fractionné	-0.01	-0.84	-0.74	/
	RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	77	256	79	/
NO <sub>2</sub> – Schild.	Ecart sur la moyenne annuelle	-22%	-39%	-9%	Non modélisée (-15% sur le P98)
	Biais fractionné	-0.12	-0.41	-0.07	/
	RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	38	275	20	/
NO <sub>2</sub> – Goett.	Ecart sur la moyenne annuelle	-24%	-62%	-15%	Non modélisée (-15% sur le P98)
	Biais fractionné	-0.35	-0.74	-0.21	
	RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	59	295	21	
NO <sub>2</sub> – Jagt.	Ecart sur la moyenne annuelle	-27%	-49%	-35%	Non modélisée (0.5% sur le P98)
	Biais fractionné	-0.54	-0.83	-0.44	/
	RMSE [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	66	273	14	/

Les mauvais résultats de CALINE4 – initialement développé pour l'étude d'axes ouverts - montrent qu'on ne peut extrapoler les modèles à des situations pour lesquelles ils n'ont pas été conçus.

Les commentaires suivants ne portent que sur OSPM, ADMS-Urban et STREET.

### *Comparaison avec la mesure*

Quelle que soit la rue étudiée, les différents modèles ne parviennent pas à reproduire correctement les concentrations de NO<sub>x</sub>. Sauf OSPM, ils tendent à sous-estimer les concentrations (biais négatif). En outre, ils se révèlent imprécis : la dispersion entre les données horaires simulées et mesurées est grande. Les moyennes annuelles modélisées diffèrent de 30% à 60% des moyennes annuelles expérimentales. Un cas fait exception : Jagtvej, simulé par OSPM ; si pour ce cas particulier, la moyenne annuelle est correctement approchée, en revanche, la précision sur les données horaires est relativement faible et comparable à celle d'ADMS Urban.

Ces résultats pourraient notamment s'expliquer par :

- l'imprécision sur les émissions de NO<sub>x</sub>, elle-même liée à l'imprécision des données de trafic et des facteurs d'émission;
- l'hypothèse simplificatrice sur les conditions de stabilité : l'effet de la stabilité a été mis en évidence sur ADMS Urban. Ce point devra être approfondi avec d'autres campagnes pour lesquelles une estimation horaire de la stabilité sera possible.
- la variabilité temporelle des NO<sub>x</sub>, supérieure à celle du NO<sub>2</sub>, et par suite, moins aisée à simuler (à titre d'information, sur les sites de Schildhornstrasse, Göttinger Strasse et Jagtvej, le rapport écart-type/moyenne des concentrations mesurées est respectivement de 90%, 80% et 74% pour les NO<sub>x</sub> et de 40%, 52% et 39% pour le NO<sub>2</sub>).

La qualité des résultats s'améliore sensiblement pour le NO<sub>2</sub>. Le biais est réduit, ainsi que la dispersion modèle-mesure. L'objectif de qualité réglementaire, qui impose une erreur sur la moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> inférieure à 30%, est respecté pour cinq des six tests. La moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> est sous-estimée de 22% à 27% par OSPM et de 9% à 35% par ADMS-Urban (pour ce dernier cas, il faut noter une grande proportion de données manquantes).

Malgré cette amélioration, les séries des concentrations horaires de NO<sub>2</sub> modélisées et mesurées montrent des divergences parfois marquées dont on cherchera à identifier les causes (incertitudes sur les données d'émissions, hypothèses faites sur la météorologie, simplifications opérées par les modèles).

En ce qui concerne STREET, la valeur du centile 98 estimée pour le NO<sub>2</sub> s'accorde de manière satisfaisante avec le centile 98 mesuré et cette estimation se révèle assez peu sensible à une variation de la vitesse ou de la direction de vent. En revanche, elle est plus sensible au choix de la configuration de rue.



## Remarques sur les modèles

Si OSPM et ADMS-Urban se distinguent entre eux dans l'estimation des NOx, pour le NO<sub>2</sub>, ils sont en meilleur accord. Les statistiques d'erreur sont généralement plus favorables à ADMS-Urban (biais plus petit, erreur normalisée et erreur quadratique plus faibles). Avec ADMS-Urban, les résultats de la comparaison modèle-mesure conduite respectivement pour les NOx et le NO<sub>2</sub> sont cohérents : les statistiques d'erreur ont même signe, les nuages de corrélation concentrations simulées – concentrations mesurées ont même allure. Avec OSPM, les résultats associés aux NOx et au NO<sub>2</sub> n'ont pas cette même cohérence. Il conviendra d'en comprendre la raison. On examinera notamment le rôle joué par la chimie.

## 5. FICHES SUR LES MODELES

### 5.1 OSPM (OPERATIONAL STREET POLLUTION MODEL)

#### Présentation

Le modèle OSPM est un modèle analytique de qualité de l'air à l'échelle de la rue. Il est fondé sur des considérations physiques simples mais rigoureuses caractérisant l'écoulement dans une rue canyon. La concentration est représentée comme la somme de deux contributions : la contribution directe du panache émis par le trafic, et une contribution de recirculation due à l'entraînement des polluants par le tourbillon à l'intérieur de la rue.

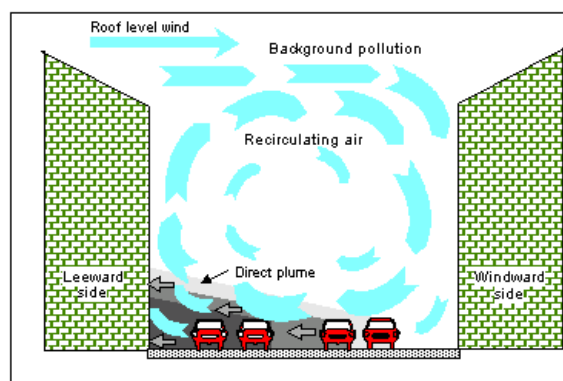


Fig. : définition de la boîte de calcul dans OSPM

OSPM incorpore un module analytique de chimie afin de prendre en compte de façon simplifiée les interactions entre NO, NO<sub>2</sub> et O<sub>3</sub>.

D'un point de vue temporel, OSPM peut être mis en œuvre pour des pas de calcul de l'ordre de l'heure.

#### Formulation

Les émissions sont traitées comme des sources linéiques perpendiculaires à la direction du vent au niveau de la rue. Elles sont supposées se distribuer uniformément dans la rue.

La contribution directe de ces émissions est calculée selon un modèle de panache gaussien.

La concentration de recirculation est calculée à l'aide d'un modèle de boîte appliqué à une zone trapézoïdale dans laquelle s'étend le tourbillon (Figure )

La turbulence est décrite comme la résultante de deux composantes : une partie fonction de la vitesse de vent et une partie liée au mouvement des véhicules.

### Paramètres

- Géométrie de la rue : largeur (m), hauteur (m) des bâtiments de part et d'autre de la rue (H1 et H2), longueur (m)
- Données météorologiques : vitesse et direction du vent (m/s), rayonnement global ( $W/m^2$ ), hauteur de mélange (m), humidité relative (%)
- Données de trafic : nombre de véhicules par type et par heure et vitesse moyenne. Facteurs d'émission associés.
- Concentrations de fond des polluants ( $\mu g/m^3$ ) : NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, PM, CO

### Références

Le modèle OSPM a été développé par le NERI (National Environmental Research Institute, Department of Atmospheric Environment).

Il est distribué, sous format Windows, sous le nom de WINOSPM directement par le NERI.

(contact : Mathias Ketzel, <http://www.dmu.dk/International/Air/Models/OSPM/>)

Berkowicz R., 1999. Case Study of Traffic Pollution in Urban Streets in the Framework of AOPII. Application of the Operational Street Pollution Model (OSPM) for two streets in Milan and Berlin", Rapport final. *NERI*, 1999.

Kukkonen J., Valkonen E., Walden J., Koskentalo T., Aarnio P., Karppinen A., Berkowicz R., Kartastenpää R., 2001. A measurement campaign in a street canyon in Helsinki and comparison of results with predictions of the OSPM model. *Atmospheric Environment*, Volume 35, Issue 2, Pages 231-243.

Kukkonen J., Partanen L., Karppinen A., Walden J., Kartastenpää R., Aarnio P., Koskentalo T., Berkowicz R., 2003. Evaluation of the OSPM model combined with an urban background model against the data measured in 1997 in Runeberg Street, Helsinki. *Atmospheric Environment*, Volume 37, Issue 8, Pages 1101-1112.

Solazzo E., Vardoulakis S., Cai X., 2007. Evaluation of traffic-producing turbulence schemes within Operational Street Pollution Models using roadside measurements. *Atmospheric Environment*, Volume 41, Issue 26, Pages 5357-5370.

Assael M.J., Delaki M., Kakosimos K.E., 2008. Applying the OSPM model to the calculation of PM<sub>10</sub> concentration levels in the historical centre of the city of Thessaloniki. *Atmospheric Environment*, Volume 42, Issue 1, Pages 65-77.

## 5.2 CALINE4

### Présentation

CALINE est un modèle de dispersion linéique développé par l'état américain de Californie. Il a été conçu pour évaluer la concentration moyenne de monoxyde de carbone (CO) provenant de la circulation automobile le long d'axes routiers inter-cités. De fait il ne prend pas en compte le bâti

Le traitement passif du polluant et la possibilité d'entrer ses propres facteurs d'émission permettent d'utiliser CALINE4 pour simuler la dispersion d'autres polluants que le CO.

CALINE4 inclut un module analytique optionnel de chimie afin de prendre en compte de façon simplifiée les interactions entre NO, NO<sub>2</sub> et O<sub>3</sub>. (Kenty et al., 2007.)

D'un point de vue temporel, CALINE4 peut être mis en œuvre pour des pas de calcul de l'ordre de l'heure.

### Formulation

Les émissions sont traitées comme des sources linéiques perpendiculaires à la direction du vent au niveau de la rue. Elles sont supposées se distribuer uniformément dans la rue. La concentration est calculée le long de l'axe étudié selon un modèle de panache gaussien.

### Paramètres

- Géométrie et caractéristiques planes de la rue : largeur et longueur
- Données météorologiques : vitesse, direction du vent, écart type de la direction du vent, température, stabilité atmosphérique, hauteur de mélange
- Données de trafic : nombre horaire de véhicules avec le facteur d'émission correspondant
- Concentration de fond du polluant

### Références

Le modèle CALINE 4 est disponible sur le site de l'US EPA, ou sous forme interfacée auprès de Lakes Environmental ([www.lakes-environmental.com](http://www.lakes-environmental.com)).

CALINE4 – a dispersion model for predicting air pollution concentrations near roadways “. State of California Department of Transportation rev 1989.

Benson, P.E., 1992. A Review of the Development and Application of the CALINE3 and CALINE4 Models. Atmospheric Environment 26B (3), 379–390.

Yura E.A., Kear T., Niemeier D., 2007. Using CALINE dispersion to assess vehicular PM2.5 emissions. Atmospheric Environment, 41, 8747–8757.

Kenty K.L., Poor N.D., Kronmiller K.G., McClenny W., King C., Atkeson T., Scott Campbell S.W., 2007. Application of CALINE4 to roadside NO/NO2 transformations. Atmospheric Environment, 41, 4270–4280

## 5.3 ADMS URBAN

### Présentation

ADMS-Urban est un modèle de qualité de l'air à l'échelle de la ville et de l'agglomération. Il inclut le modèle de dispersion ADMS pour modéliser la pollution de fond et un module fondé sur la formulation du modèle OSPM pour traiter les effets locaux de type « street canyon ».

Plusieurs types de sources peuvent être modélisés :

- Sources de type ROAD (représentant les tronçons routiers modélisés)
- Sources de type GRID (représentant le cadastre des émissions de fond à prendre en compte)
- Source industrielles classiques regroupées en catégories de sources ponctuelles, linéiques surfaciques ou volumiques.

ADMS-Urban permet l'intégration d'inventaires d'émissions ; il permet aussi d'estimer les émissions du trafic routier à partir de la méthodologie anglaise proposée par le Design Manual for Roads and Bridges (DMRB, 1999 ou 2003, NAEI), qui utilise les données de trafic propres à chaque tronçon (base de données DETR, 1999) : TMJA, type de véhicules, vitesse moyenne, et fait appel aux informations du NAEI (National Atmospheric Emissions Inventory).

ADMS-Urban intègre un module de photochimie afin de tenir compte des interactions entre NO, NO2 et O3.

D'un point de vue temporel, ADMS-Urban peut être mis en œuvre pour des pas de calcul de l'ordre de l'heure.

### Formulation

Sur un tronçon de rue, les émissions du trafic sont supposées se distribuer uniformément.

ADMS-Urban effectue les calculs individuellement pour chaque source, puis il fait la somme des contributions de chacune.

La concentration au dessus de la rue est calculée avec le modèle gaussien ADMS à partir d'un inventaire d'émissions et additionnée de la concentration de fond en bordure du domaine. Dans le cas d'une rue simple modélisée avec un fond connu, seule cette donnée de fond est utilisée.

ADMS-Urban utilise des profils de similarité de la couche limite atmosphérique afin de représenter la turbulence et la hauteur de couche limite. Les paramètres météorologiques permettant de décrire les conditions de dispersion sont ainsi évalués par un pré-processeur météorologique à l'aide d'un certain nombre de grandeurs basiques telles que le vent, la température, l'humidité relative ou la nébulosité.

Le moteur de dispersion ADMS simule la dispersion des polluants selon une formulation gaussienne (fondée sur des coefficients de dispersion), la simulation des conditions fortement instables faisant l'objet d'un traitement spécifique. Les coefficients de dispersion sont calculés analytiquement en fonction des paramètres météorologiques tels que la longueur de Monin-Obukov, la vitesse de friction et les flux de chaleur.

La concentration au niveau de la rue est calculée selon la formulation d'OSPM (voir fiche OSPM) en prenant l'hypothèse suivante : même hauteur du bâti de chaque côté de la rue.

Les interactions entre NO, NO<sub>2</sub> et O<sub>3</sub> sont décrites par le modèle de Venkatram et al(1994), les COV étant représentés par une espèce générique. ADMS-Urban propose également un modèle de corrélation simple NO<sub>x</sub>/NO<sub>2</sub> (Middleton, 1996).

## Paramètres

- Géométrie de la rue : largeur (m), hauteur (m) des bâtiments (une seule hauteur par tronçon), longueur (m),
- Données météorologiques : vitesse et direction du vent (m/s), nébulosité (Octas) ou flux de chaleur sensible au sol (W/m<sup>2</sup>) (différent du rayonnement global), hauteur de la couche limite (m), température, humidité relative (%)...
- Données d'émission : directement en g/km/s ou en utilisant la méthodologie DMRB 1999 ou 2003 qui nécessite un nombre de véhicules par type et par heure ainsi que leur vitesse moyenne et les facteurs d'émission associés.
- Concentrations de fond des polluants (µg/m<sup>3</sup>) : NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, PM, CO, SO<sub>2</sub>. Cette concentration doit être interprétée comme la concentration transportée de l'extérieur du domaine modélisée vers l'intérieur.

## Références

Le modèle ADMS-Urban est développé par le CERC ([www.cerc.co.uk](http://www.cerc.co.uk)). Il est distribué en France par la société NUMTECH ([www.numtech.fr](http://www.numtech.fr))

Un ensemble de références techniques ou de validation sont disponibles sur le site du CERC : [www.cerc.co.uk](http://www.cerc.co.uk).

DMRB 1999 ou 2003 : Highways Agency Design Manual for Roads and Bridges

DETR, 1999. DfT transport statistics

National Atmospheric Emissions Inventory (NAEI),  
<http://www.naei.org.uk/emissions/index.php>

DfT, 2003. Guide to Producing Regional Transport Strategies

Derwen R.g. and Middleton, D.R., 1996. An empirical function for the ratio NO<sub>2</sub>:NO<sub>x</sub>. Clean Air 26, 206-224.

Venkatram, A., Karamchandani, P., Pai, P. and Golstein R., 1994. The development and Application of a simplified Ozone Modelling System. Atmospheric Environment 28, 3365-3678.

## 5.4 SIRANE

### Présentation

Le modèle SIRANE est un modèle de dispersion atmosphérique en milieu urbain à l'échelle d'un quartier (échelle de l'ordre du kilomètre). Il sert à décrire les concentrations de polluants dans des zones constituées essentiellement de rues bordées de bâtiments. Il couvre une échelle spatiale située entre l'échelle de la rue, où l'on s'intéresse plutôt à la répartition des polluants à l'intérieur même de cette rue, et l'échelle de l'agglomération, où il n'est plus possible de modéliser explicitement l'effet de chaque bâtiment. Il est donc plutôt adapté à la cartographie de la pollution à l'échelle d'un quartier.

Le modèle SIRANE traite différents types d'émissions à l'aide de sources linéiques (représentant par exemple une voie de circulation) et de sources ponctuelles (par exemple une source industrielle).

Il permet de simuler le transport des polluants au-dessus des toits et des polluants issus de sources ponctuelles, les phénomènes de rue-canyon (confinement des polluants entre les bâtiments) et l'échange des polluants au niveau des carrefours.

Il inclut un module de chimie afin de prendre en compte de façon simplifiée les interactions entre NO, NO<sub>2</sub> et O<sub>3</sub>.

D'un point de vue temporel, SIRANE peut être mis en œuvre pour des pas de calcul de l'ordre de l'heure.

### Formulation

Le principe de base du modèle SIRANE est de représenter un quartier comme un ensemble de rues connectées au niveau des intersections (cf. Figure 1). Chaque rue est décrite comme une cavité de section rectangulaire, caractérisée par une largeur  $W$ , une hauteur  $H$  et une rugosité  $z_{0, \text{bat}}$ . Dans le modèle, les propriétés de chaque tronçon de rue sont supposées uniformes sur toute sa longueur. Lorsque les propriétés d'une rue réelle ne sont pas uniformes entre deux carrefours, on peut la décomposer en deux (ou plusieurs) tronçons uniformes reliés entre eux par un nœud, qui correspond à une intersection fictive. La résolution du transport de polluant effectuée par SIRANE repose sur un bilan des flux de polluants rentrant et sortant de chaque tronçon (illustration en Figure 2).

Figure 1 : Modèle de réseau de rues, SIRANE représente le réseau par un ensemble de tronçons interconnectés.

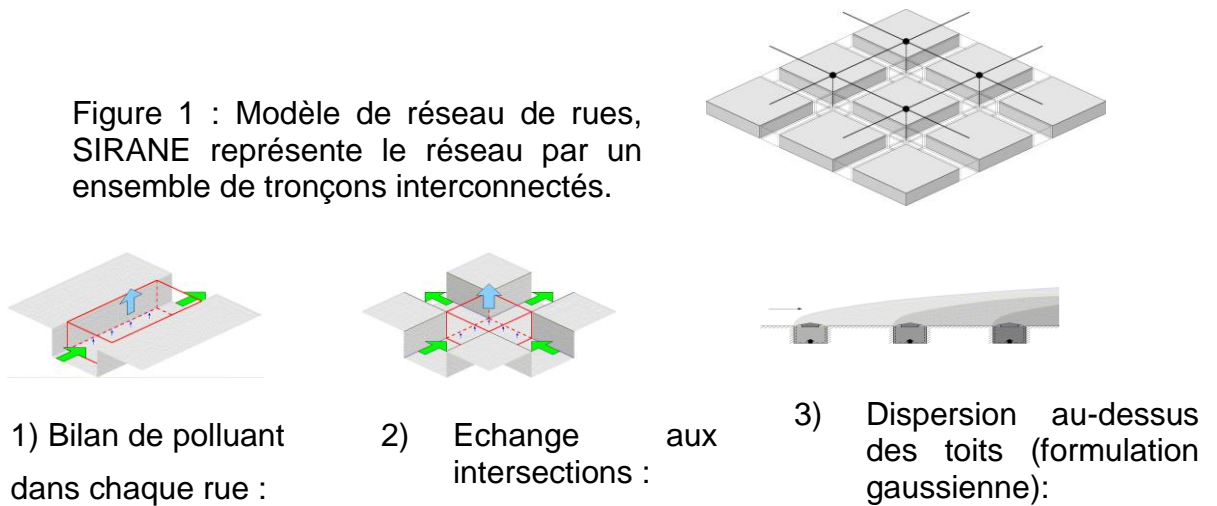


Figure 2 : Principe de résolution du transport de polluant

### Paramètres

L'ensemble des paramètres d'entrée est décrit par la figure 3.

Plusieurs fichiers textes sont requis lors l'exécution de SIRANE. Ces fichiers permettent la description :

- des nœuds définissant les rues,
- des rues et de leur géométrie,
- des autres sources,
- de l'évolution temporelle des émissions
- de la pollution de fond
- des paramètres météorologiques

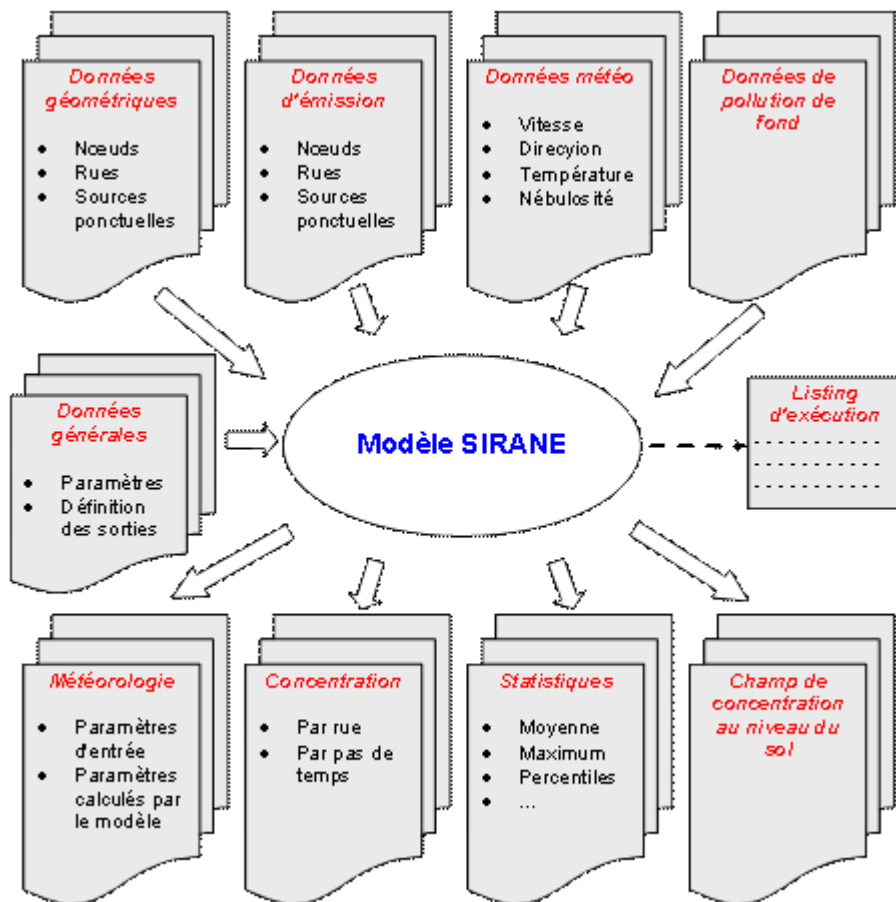


Figure 3 : Schéma de fonctionnement du modèle SIRANE

## Références

Le modèle SIRANE est développé au Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique de l'Ecole Centrale de Lyon qui en assure également la distribution. Les travaux de recherche qui ont conduit au développement de ce modèle ont été réalisés dans le cadre de la thèse de doctorat de L. Soulhac (2000). Il a été validé par comparaison avec des simulations numériques plus détaillées et des expériences de terrain (Soulhac, 2003).

Soulhac, 2000. Modélisation de la dispersion atmosphérique à l'intérieur de la canopée urbaine. Thèse de doctorat, Ecole Centrale de Lyon.

L. Soulhac, C. Puel, O. Duclaux, Richard J. Perkins (2003). Simulations of atmospheric pollution in Greater Lyon: an example of the use of nested models. *Atmospheric Environment*. **37**, 5147–5156.



## 5.5 STREET

### Présentation

Le modèle STREET est un modèle paramétrique utilisé pour évaluer les concentrations des principaux polluants gazeux et particulaires émis par le trafic automobile dans la rue. Il repose sur une base de données de simulations numériques réalisées avec le modèle eulérien tridimensionnel MISKAM.

Cette base de données comprend plus de 100000 valeurs de concentration calculées dans un grand nombre de configurations à partir d'émissions normalisées. Elle représente au total 98 types de rues, carrefours et intersections et 30 situations météorologiques définies par 5 directions et 6 vitesses de vent.

Les résultats de MISKAM stockés dans STREET sont représentatifs d'une moyenne annuelle ou, dans le cas particulier du NO<sub>2</sub>, du centile 98. Ces statistiques annuelles sont issues du module statistique dont est doté MISKAM. Pour une configuration (rue, vent) et un polluant déterminés, la valeur contenue dans la base de STREET correspond au maximum spatial des concentrations calculées par MISKAM dans un domaine maillé d'environ 200 m x 200 m x 50 m, qui vérifie les critères suivants : la maille associée est située au niveau des piétons, en bord de voie et à au moins 2 m des bâtiments.

D'un point de vue temporel, STREET est donc réservé à des calculs selon un pas de temps annuel ; il ne convient pas à des pas de temps plus fins.

### Formulation

Le modèle STREET n'effectue aucun calcul de dispersion. Il recherche dans la base de données la concentration maximale normalisée correspondant aux configurations géométriques et météorologiques indiquées par l'utilisateur et ajuste linéairement cette concentration en fonction du débit d'émissions. Le résultat est assorti d'un intervalle de confiance.

### Paramètres

Les paramètres d'entrée sont :

- l'orientation de la rue et sa description (type de rue, nombre de voies, type de bâti, rapport hauteur/largeur) : une configuration à choisir parmi les 98 proposées
- les émissions du trafic : elles sont calculées par STREET, à partir des caractéristiques du trafic (nature, nombre et vitesse moyenne des véhicules) et d'une base de facteurs d'émission tirée du logiciel IMPACT 2 de l'ADEME (COPERT III). La version 5.2 du logiciel permet également de prendre en compte les émissions de PM10 dues à l'abrasion des pneus.  
Avec la version 5.2 de STREET, l'utilisateur peut aussi fournir directement au modèle des données d'émission.
- la vitesse et la direction de vent

- la concentration de fond :
  - polluants autres que le NO<sub>2</sub> : la donnée introduite est une concentration moyenne annuelle,
  - NO<sub>2</sub> : moyenne, médiane et/ou centile 98 peuvent être introduits dans le modèle mais la valeur de fond effectivement utilisée par Street est le centile 98 sur l'année.
- pour le NO<sub>2</sub>, les relations liant entre eux le centile 98, la médiane et la moyenne annuelle. Ces relations doivent être établies sur un historique pluriannuel propre à la zone d'étude. Street applique les mêmes relations aux concentrations de fond et de proximité.

## Références

STREET a été développé par la société TÜV Ecoplan Umwelt GmbH et adapté au parc roulant français par la société TARGETING en collaboration avec KTT (Kunz Technologie Transfer). Il est distribué en France par la société OXALIS Ecomobilité.

De nombreux rapports d'études ayant fait appel à STREET sont téléchargeables sur les sites Internet des AASQA. Des comparaisons modèle-mesure ont été notamment effectuées dans les études suivantes :

[http://www.atmo-alsace.net/pdf/rapport\\_validation\\_streetV3.pdf](http://www.atmo-alsace.net/pdf/rapport_validation_streetV3.pdf)

[http://www.airparif.asso.fr/modelisation/pdf/resultats\\_streetv4.pdf](http://www.airparif.asso.fr/modelisation/pdf/resultats_streetv4.pdf)

## 6. CONCLUSION

Une architecture informatique a été mise en place sur le site Internet du LCSQA afin de pouvoir accueillir les contenus suivants :

- Données sur les campagnes de mesure de proximité ;
- Données sur les modèles ;
- Outils de validation des modèles.

Les deux premières années de travail ont permis de rassembler et produire les données suivantes :

- Campagnes : base d'informations détaillées sur les campagnes de mesure susceptibles d'être exploitées par modélisation ;
- Modèles : fiches synthétiques ; résultats de tests sur trois campagnes de mesure
- Outils de validation : sélection de critères de comparaison modèle-mesure et fichier de calcul associé (feuille Excel).

Ces informations sont en cours d'intégration dans la base Internet. En particulier, les fichiers numériques associés aux campagnes seront intégrés au fur et à mesure de leur réception.

Une première série de modélisations a été réalisée sur trois rues canyon instrumentées dans le cadre du programme européen TRAPOS. Les jeux de données exploités sont constitués d'une année de mesures horaires de concentration (fond et de proximité) et de météorologie, et d'informations sur le trafic (profils journaliers et hebdomadaires par classe de véhicule). Les émissions horaires de NOx ont été estimées à l'aide de ces données et de facteurs d'émission tirés de COPERT II. Les modèles OSPM, CALINE4, et ADMS-Urban ont été appliqués afin de simuler les concentrations horaires de NOx et de NO<sub>2</sub> dans la rue (le modèle SIRANE est en cours d'utilisation). Des statistiques annuelles de concentration ont été également estimées par STREET.

La mauvaise qualité des résultats obtenus par CALINE4 (NOx et NO<sub>2</sub>) s'explique par le fait que le modèle a été utilisé hors de son champ d'application.

Pour les autres modèles, quelle que soit la rue canyon considérée, la modélisation des concentrations horaires et annuelles de NOx se révèle biaisée et peu précise. L'imprécision des données d'entrée (émissions, hypothèse simplificatrice sur la stabilité, position du point récepteur par rapport au capteur) peut contribuer à ce résultat. L'estimation des concentrations de NO<sub>2</sub> est plus satisfaisante ; l'écart entre les moyennes modélisées et mesurées est généralement négatif mais dans la quasi-totalité des tests, il est inférieur à 30% en moyenne annuelle.

D'autre part, sur certains jours, les séries temporelles des concentrations horaires de NO<sub>2</sub> révèlent des divergences importantes entre les modèles et la mesure, dont il conviendra de rechercher la cause. Ainsi plusieurs points méritent encore d'être approfondis, notamment le rôle des facteurs d'émission utilisés, l'effet de la stabilité atmosphérique, qui n'a été que partiellement examiné et l'influence des paramètres d'entrée des modules de chimie.

L'année 2009 sera également consacrée à la mise à jour de la base de données et à la poursuite des tests sur de nouveaux jeux de données, en particulier ceux des AASQA. De plus, ces travaux seront mis en perspective par rapport à l'initiative européenne FAIRMODE, lancée par la Commission (DG ENV). Ce projet a pour but de mettre en place un réseau de développeurs et d'utilisateurs de modèles de la qualité de l'air afin de définir des règles d'utilisation et des recommandations scientifiques et techniques, en vue de l'application des outils de modélisation à la surveillance de la qualité de l'air. L'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) et le Centre Commun de Recherche (JRC-Ispra) coordonnent le réseau.

## 7. LISTE DES ANNEXES

<b>Repère</b>	<b>Désignation</b>	<b>Nombre de pages</b>
Annexe 1	Résultats du modèle STREET pour les variantes dans les trois cas d'étude	3
Annexe 2	Résultats du modèle ADMS-Urban pour une hypothèse de stratification atmosphérique stable. Cas de Schildhornstrasse.	2

## **ANNEXE 1**

### **Résultats du modèle STREET pour les variantes dans les trois cas d'étude**



Pour chaque test :

- L'orientation et le type de rue ont été déterminés d'après les vues en plan et en coupe.
- Le secteur de vent sélectionné (NS, EO, SO-SE, SO-NE ou SE-NO) est celui qui contient les vents dominants.
- Parmi les valeurs proposées par Street (2m/s, 2,5m/s, 3m/s, 3,5 m/s, 4m/s), la vitesse de vent choisie est celle qui s'approche au mieux de la vitesse moyenne dans le secteur des vents dominants.
- Le niveau de fond de NO<sub>2</sub> est le centile 98 des concentrations de NO<sub>2</sub> mesurées sur la station de fond. Le niveau de fond de NO<sub>x</sub> est la concentration moyenne annuelle de NO<sub>x</sub> mesurée sur la station de fond.
- La donnée d'émission est la moyenne annuelle des émissions de NO<sub>x</sub> ; elle est calculée à partir des profils hebdomadaires et journaliers des émissions calculées (Le module de calcul des émissions inclus dans STREET n'a pas été utilisé).

Pour chaque rue étudiée, nous avons ainsi défini une configuration de référence qui nous semble approcher au mieux la réalité. Les résultats associés sont commentés dans le corps du rapport.

Le choix des données d'entrée n'est cependant pas toujours immédiat. En particulier, des hésitations sont possibles :

- lorsqu'on a une connaissance incomplète du bâti ou que les géométries de rue proposées par STREET ne décrivent pas exactement la géométrie réelle,
- lorsqu'il faut réduire à une seule direction de vent plusieurs secteurs de vents dominants.

Il a donc été jugé opportun de définir un certain nombre de variantes. Une variante correspond à une modification de la configuration de rue, de la direction et/ou de la vitesse de vent. Le nombre de variantes dépend du cas test considéré et des incertitudes propres à ce cas.

## SCHILDHORN STRASSE

### Cas testés

	Référence S0	Variante S1	Variante S2	Variante S3	Variante S4	Variante S5
Type de rue	S4BG	S4BG	S4BS	S4BS	S4DH	S4DH
Direction de vent	O-E	O-E	O-E	O-E	O-E	O-E
Vitesse de vent (m/s)	3 m/s	3,5 m/s	3 m/s	3,5 m/s	3 m/s	3,5 m/s

S4BG : 4 voies, bâtiments mitoyens, H/L=1/2

S4BS : 4 voies, bâtiments à courte distance les uns des autres, H/L=1/2

S4DH : 4 voies, bâtiments hauts alignés à moyenne distance, H/L=1/1,5

### Résultats numériques

Tableau 39 – Résultats obtenus avec STREET pour le site de Schildhornstrasse

	<b>NO2 P98 Mesure</b>	<b>NO2 P98 STREET</b>	<b>Δ (%)</b>	<b>NOx moy Mesure</b>	<b>NOx moy STREET</b>	<b>Δ (%)</b>
<b>S0</b>	118	100	-15.3	250	114	-54.4
<b>S1</b>	118	99	-16.1	250	107	-57.2
<b>S2</b>	118	94	-20.3	250	107	-57.2
<b>S3</b>	118	93	-21.2	250	100	-60
<b>S4</b>	118	83	-29.7	250	92	-63.2
<b>S5</b>	118	81	-31.4	250	87	-65.2

### GOETTINGER STRASSE

#### Données d'entrée

Orientation de la rue : 160°

Emissions moyennes de NOx : 41333 g/km/jour

NO2 fond, P98 : 75,0 µg/m<sup>3</sup>

NOx fond, moyenne annuelle : 48,6 µg/m<sup>3</sup>

	<b>Référence G0</b>	<b>Variante G1</b>
<b>Type de rue</b>	S4DS	S4DH
<b>Direction de vent</b>	O-E	O-E
<b>Vitesse de vent</b>	3 m/s	3 m/s

S4DS : 4 voies, bâtiments hauts et immeubles à courte distance, H/L=1/1

S4DH : 4 voies, bâtiments hauts alignés à moyenne distance, H/L=1/1,5



## Résultats numériques

Tableau 40 – Résultats obtenus avec STREET pour le site de Göttinger Strasse

	<b>NO2 P98 Mesure</b>	<b>NO2 P98 STREET</b>	<b>Δ (%)</b>	<b>NOx moy Mesure</b>	<b>NOx moy STREET</b>	<b>Δ (%)</b>
<b>G0</b>	121.5	103	-15.2	302.8	128	-57.7
<b>G1</b>	121.5	95	-21.8	302.8	99	-67.3

## JAGTVEJ

### Données d'entrée

Orientation de la rue : 30°

Emissions moyennes de NOx : 17331 g/km/jour

NO2 fond, P98 : 36,8 µg/m<sup>3</sup>

NOx fond, moyenne annuelle : 20,8 µg/m<sup>3</sup>

	<b>Référence J0</b>	<b>Variante J1</b>	<b>Variante J2</b>
<b>Type de rue</b>	S4DH	S4DH	S4DH
<b>Direction de vent</b>	SO-NE	S-N	O-E
<b>Vitesse de vent</b>	3 m/s	2,5 m/s	3,5 m/s

S4DH : 4 voies, bâtiments hauts alignés à moyenne distance, H/L=1/1,5

## Résultats numériques

Tableau 41 – Résultats obtenus avec STREET pour le site de Jagtvej

	<b>NO2 P98 Mesure</b>	<b>NO2 P98 STREET</b>	<b>Δ (%)</b>	<b>NOx moy Mesure</b>	<b>NOx moy STREET</b>	<b>Δ (%)</b>
<b>J0</b>	58.7	59	0.5	86.5	44	-49.1
<b>J1</b>	58.7	59	0.5	86.5	49	-43.4
<b>J2</b>	58.7	58	-1.2	86.5	40	-53.8



## **ANNEXE 2**

**Résultats du modèle ADMS-Urban pour une hypothèse de stratification atmosphérique stable. Cas de Schildhornstrasse.**



Tableau 42 et Tableau 43 : résultats de la simulation Göttinger Strasse avec ADMS-Urban. NOx.

	Mesure	Modèle	Ecart relatif
Minimum	3.50	9.47	1.71
Maximum	1263.00	890.71	-0.29
Moyenne	260.99	178.15	-0.32
P95	679.00	333.31	-0.51
P5	34.00	35.94	0.06
Ecart type	204.53	98.01	-0.52

Biais moyen		-82.84
Biais fractionné		-0.22
Erreur absolue norm.		50.06
RMSE		168.24
coefficient de corrélation	de	0.75

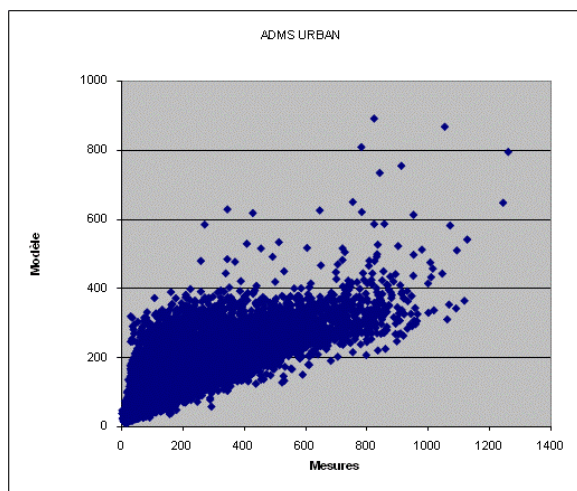


Figure 48 : comparaison mesure/modèle

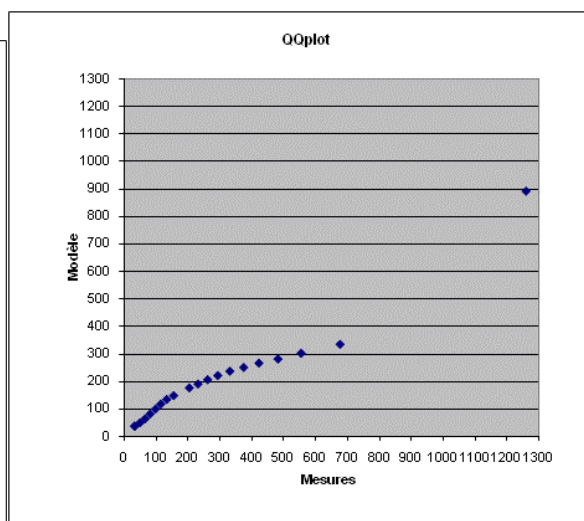


Figure 49: diagramme QQplot mesure/modèle

Tableau 44 et Tableau 45 : résultats de la simulation Göttinger Strasse avec ADMS-Urban. NO<sub>2</sub>.

	Mesure	Modèle	Ecart relatif
Minimum	1.00	5.09	4.09
Maximum	172.50	172.26	0.00
Moyenne	53.93	64.08	0.19
P95	104.00	113.43	0.09
P5	14.00	21.45	0.53
Ecart type	27.85	28.21	0.01

Biais moyen		10.15
Biais fractionné		0.21
Erreur absolue norm.		49.52
RMSE		23.22
coefficient de corrélation	de	0.72

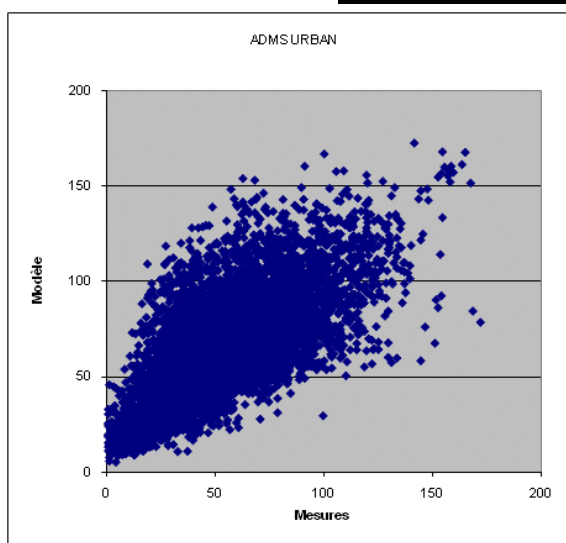


Figure 50 : comparaison mesure/modèle

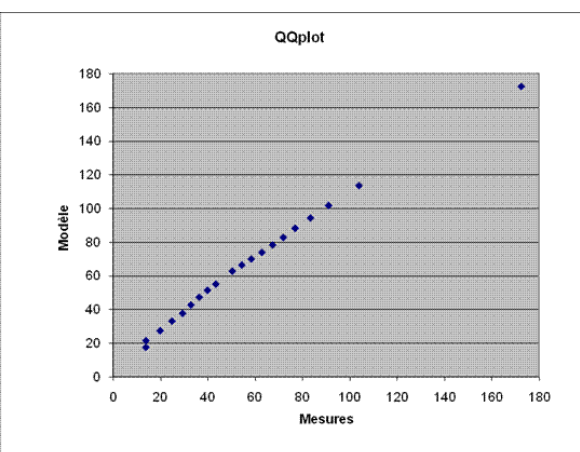


Figure 51: diagramme QQplot mesure/modèle