

Note technique

Travaux financés par le ministère chargé de l'environnement

ÉTUDE COMPARATIVE DES MODELES ADMS URBAN ET SIRANE SUR UN CAS TEST

Frédéric Tognet (INERIS)

SYNTHÈSE

Un travail de comparaison des simulations des modèles SIRANE et ADMS-Urban sur un cas d'étude a été mené en réponse aux interrogations des AASQA concernant les performances de ces deux modèles. Cet exercice a été conduit sur le centre-ville de l'agglomération Rouennaise. Il a été mené avec la contribution d'AIR NORMAND, qui a fourni au LCSQA les données d'émission de chacun des brins de trafic simulés, ainsi que celle du CEREMA, qui a fourni les données de circulation et le réseau routier de l'agglomération rouennaise.

Les résultats des simulations ADMS et SIRANE sont comparés aux observations de la station trafic du square Guillaume le Conquérant sur le boulevard des Belges (polluants NO₂ et PM₁₀ en valeurs horaires sur toute l'année 2012) ainsi qu'aux valeurs mesurées lors d'une campagne d'échantillonnage du NO₂ par tubes à diffusion (6 périodes de deux semaines chacune réparties sur l'année 2012).

Concernant le NO₂, Les résultats obtenus sur la station trafic sont similaires pour les deux modélisations SIRANE et ADMS. La comparaison des indicateurs de performances calculés avec l'outil DELTA TOOL du JRC donne cependant un meilleur score pour la modélisation SIRANE.

Concernant les PM₁₀, les résultats obtenus avec les modélisations SIRANE (indicateurs statistiques horaires usuels et « target plots » des concentrations en moyenne journalière) sont sensiblement meilleurs que ceux obtenus avec les modélisations ADMS Urban.

L'emplacement de la station trafic, unique point de mesure de proximité situé en bordure d'un square dégagé, ne permet cependant pas de qualifier les résultats pour une rue de type canyon.

L'intercomparaison des résultats de modélisation aux points des tubes de la campagne d'AIR NORMAND de 2012 n'a été possible que pour 6 points communs aux deux domaines de simulation (celui d'ADMS étant restreint du fait de la limitation de la Licence ADMS Lite à 300 brins trafic). Les résultats des simulations pour ces six points ne sont pas vraiment en

accord avec les mesures des tubes à diffusion. Les biais sont significatifs quel que soit le modèle, ce qui laisse supposer un biais dans les émissions. Or les émissions dans le centre-ville ne sont pas disponibles pour un nombre significatif d'axes ou de rues canyons. Ce manque de données est donc susceptible d'influencer les résultats de simulation à proximité des rues concernées.

En conclusion, les résultats de cet exercice sont légèrement plus favorables aux simulations réalisées avec SIRANE qu'à celles réalisées avec ADMS-Urban. De nouvelles comparaisons des simulations de ces deux modèles réalisées par les AASQA sur d'autres campagnes de mesures devront confirmer ou infirmer cette tendance et enrichir ainsi ce premier exercice qui reste limité du fait de l'unique station automatique de proximité disponible.

Ils montrent aussi la très grande sensibilité des modèles de petite échelle aux émissions. Par nature des phénomènes modélisés et par construction du modèle, celles-ci influencent grandement les niveaux de concentrations et leur variabilité spatiale et temporelle. Ainsi le bon usage de ces modèles est conditionné par la disponibilité d'un inventaire d'émissions de qualité et hautement résolu.

1. CONTEXTE

Les AASQA font un usage croissant de la modélisation à l'échelle de la ville et de la rue afin de cartographier les zones exposées aux dépassements de seuils, répondre aux obligations du rapportage et évaluer des plans d'action locaux. Dans ce contexte, il est indispensable d'avoir une connaissance approfondie des possibilités et limites des modèles et de la qualité des résultats produits. Cette information est importante pour le Ministère chargé de l'Environnement, qui est responsable de la mise en œuvre en France de la Directive sur la qualité de l'air (2008/50/CE) et doit être en mesure de justifier le choix de certains outils auprès de la Commission européenne. Elle l'est aussi pour les AASQA qui doivent pouvoir démontrer aux autorités locales que leurs pratiques correspondent à l'état de l'art.

Dans ce contexte, le LCSQA étudie et évalue depuis plusieurs années des modèles destinés à simuler la pollution de proximité. En 2007-2008, il a compilé l'ensemble des campagnes de mesures de proximité réalisées par les AASQA en France et qui pouvaient être utilisées comme référence pour l'évaluation de modèles. Ce travail s'est poursuivi en 2009-2010 par un recensement et une évaluation des modèles de rue sur divers cas tests ainsi qu'une étude de sensibilité des modèles. Les résultats de ces travaux sont à la disposition des AASQA dans une rubrique spécifique du site Internet du LCSQA (www.lcsqa.org/pollutionproximite). Une synthèse en est proposée dans Wroblewski et al. (2010), assortie de recommandations d'usage¹. De 2013 à 2015, afin de mieux qualifier la variabilité des modélisations, un exercice d'intercomparaison à l'aveugle sur un quartier du centre-ville de Reims (données fournies par Atmo Champagne-Ardenne) a été organisé par le LCSQA. Cinq équipes ont participé (quatre AASQA et le LCSQA) pour quatre utilisations d'ADMS-Urban et deux utilisations de SIRANE. Un bilan de cet exercice est disponible sur le site du LCSQA (Tognet, 2015)².

¹ <http://www.lcsqa.org/rapport/2010/ineris-emd/evaluation-modeles-simulation-pollution-proximite-axes-routiers-synthese-tra>

² <http://www.lcsqa.org/rapport/2015/ineris/etude-intercomparaison-modeles-qualite-air-echelle-rue-echelle-urbaine-note-tech>

L'usage accru des modèles SIRANE et ADMS-Urban par les AASQA amène à des interrogations légitimes de leur part sur la qualification des performances de ces modèles et la validité des résultats qu'ils produisent en regard des Directives. Afin d'initier un travail de comparaison des simulations de ces modèles, un exercice d'intercomparaison a été réalisé sur le centre-ville de l'agglomération de Rouen. Il a été mené avec la contribution d'AIR NORMAND qui a fourni au LCSQA les données d'émission de chacun des brins simulés ainsi que celle du CEREMA qui a fourni les données de circulation et le réseau routier de l'agglomération rouennaise. Les résultats de cette étude seront complétés par la suite avec les retours d'expérience des AASQA.

2. DEFINITION DE L'EXERCICE

L'étude d'intercomparaison des modèles ADMS-Urban et SIRANE porte sur l'échelle urbaine. Le cas d'étude proposé pour cette échelle est celui du centre-ville de **Rouen**. L'année simulée est l'année 2012 et les polluants étudiés pour cette étude sont le NO₂ et les PM₁₀, principaux polluants modélisés par les AASQA à cette échelle. Seules les sources du secteur trafic sont considérées, l'hypothèse est donc faite que la contribution des autres sources de pollution est contenue dans la pollution de fond introduite comme donnée d'entrée des modèles.

Une fois les simulations effectuées, les concentrations modélisées sont comparées aux concentrations mesurées par AIR NORMAND sur la station trafic du square Guillaume le Conquérant. Pour chacune des modélisations obtenues, des indicateurs statistiques de performance des modélisations sont calculés à l'aide des méthodologies du DELTA TOOL³. Les résultats de modélisation sont également comparés aux concentrations observées lors de la campagne de mesure de 2012 réalisée par AIR NORMAND avec des échantillonneurs de type tubes à diffusion pour le NO₂ sur 6 périodes réparties dans l'année.

3. LICENCES ET PRINCIPES DE BASE ET DES MODELES ADMS-URBAN ET SIRANE

3.1 Licence et support technique

Le modèle ADMS-Urban est développé par le CERC (Cambridge Environmental Research Consultant, McHugh *et al.*, 1997⁴) et commercialisé en France par la société NUMTECH qui fournit également le support technique et la maintenance. La licence permanente du modèle ADMS-Urban non limitée sur le nombre de brins à simuler est proposée avec le support technique au prix de base de 30 000€. La licence ADMS Urban lite® version 3.1 utilisée pour cet exercice permet la modélisation de 300 brins pour 15000€.

³ A tool to evaluate air quality model performances in regulatory applications, P. Thunis, E. Geogieva, A. Pederzoli, Environmental Modelling & Software, 38, 220-230, 2012

⁴ ADMS—urban: an air quality management system for traffic, domestic and industrial pollution C.A. McHugh, , D.J. Carruthers, H.A. Edmunds, International Journal of Environment and Pollution, Volume 8, Issue 3-6, 1997.

Le modèle SIRANE est développé par le LMFA (Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique de l'Ecole Centrale de Lyon, Soulhac *et al.*, 2011⁵). Il est commercialisé par la société Centrale Innovation. SIRANE est téléchargeable en ligne sur simple demande, la licence d'utilisation pour les organismes de recherche ou public est gratuite, une formation payante d'un jour est cependant requise pour l'utilisation du logiciel. Le support technique n'est pas compris dans cette offre. La version de SIRANE utilisée pour cette étude est la version SIRANE 2 rev112.

3.2 Principes de base des modèles ADMS-Urban et SIRANE

3.2.1 ADMS-Urban

Le modèle ADMS-Urban est un modèle de panache gaussien adapté à l'échelle urbaine. Les concentrations des espèces chimiques sont estimées par une formulation gaussienne utilisant des coefficients de dispersion. Ceux-ci dépendent de variables calculées par un pré-processeur météorologique (longueur de Monin Obukhov, vitesse de friction, flux de chaleur) à partir des données météorologiques, des données de terrain, et de paramètres fixés par l'utilisateur. Pour le calcul des concentrations dans la rue, ADMS-Urban inclut la formulation du modèle de rue canyon OSPM (Berkowicz, 2000). Le modèle n'est pas parallélisé, cependant un découpage du domaine en plusieurs zones permet de lancer plusieurs simulations en même temps.

3.2.2 SIRANE

Le principe de base du modèle SIRANE est de représenter un quartier comme un ensemble de rues connectées au niveau des intersections. La résolution du transport de polluant effectuée par SIRANE repose sur un bilan des flux de polluants rentrant et sortant de chaque tronçon ce qui permet de représenter le confinement des polluants entre les bâtiments (rue-canyon), l'échange des polluants avec l'atmosphère extérieure (au-dessus des bâtiments) et l'échange des polluants au niveau des intersections de rues. La dispersion au-dessus de la canopée urbaine est effectuée à l'aide d'une formulation gaussienne. Le modèle est parallélisé et peut être lancé sur un ordinateur disposant de plusieurs processeurs, ou un cluster de machines.

4. SPECIFICATIONS DE L'INTERCOMPARAISON DES MODELES SUR LE CENTRE-VILLE DE ROUEN

Cette partie décrit les caractéristiques techniques de l'exercice et liste les données d'entrée utilisées.

⁵ The model SIRANE for atmospheric urban pollutant dispersion; part I, presentation of the model, Lionel Soulhac, Pietro Salizzoni*, F.-X. Cierco, Richard Perkins, Atmospheric Environment 45, 7379-7395, 2011.

4.1 Caractéristiques du domaine modélisé

Du fait de la licence ADMS-Urban lite® détenue par le LCSQA, le domaine ADMS-Urban est limité à la prise en compte de 300 tronçons routiers. Le domaine et les tronçons routiers représentés dans les modèles sont présentés en Figure 1.

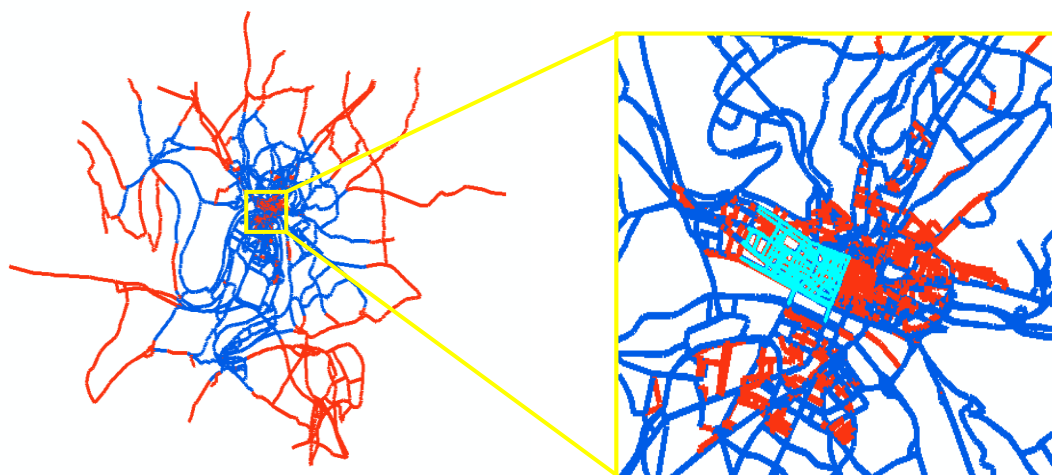


Figure 1 : Représentation des tronçons routiers du centre-ville de Rouen. Les tronçons pris en compte dans SIRANE uniquement sont représentés en bleu (~7000 tronçons sur la figure de gauche), les tronçons pris en compte à la fois dans ADMS-Urban et SIRANE sont représentés en bleu turquoise (300 tronçons sur la figure de droite). Les tronçons représentés en rouge n'ont pas d'émissions disponibles pour la modélisation (AIR NORMAND).

Le réseau de rues utilisé pour les modélisations est celui fourni par AIR NORMAND. Il est caractérisé par la longueur des tronçons, leur largeur et la hauteur des bâtiments. Idéalement, une étape d'amélioration de la prise en compte de la variabilité dans la morphologie des rues aurait pu permettre d'évaluer de manière plus réaliste le volume des tronçons et d'améliorer ainsi les résultats de modélisations. Ceci est d'autant plus vrai pour le modèle SIRANE qui représente les rues comme un réseau de tronçons connectés dans lesquels circulent les polluants. Cependant, le modèle ADMS Urban étant limité par le nombre de tronçon à simuler, le LCSQA a préféré conserver en l'état le réseau fourni par Air Normand.

4.2 Données météorologiques

Les données météorologiques utilisées ont été fournies par AIR NORMAND, elles sont issues de la station météorologique Météo France située sur l'aérodrome de Rouen-Vallée de Seine. Les paramètres classiques de vent, température, nébulosité, précipitation sont utilisés à une fréquence horaire dans les modélisations ADMS-Urban et SIRANE.

Cette station présente une différence d'altitude de 100 mètres avec le centre-ville de Rouen, il s'agit cependant de la seule station météorologique située à moins de 50km du site, et par conséquent de la station la plus représentative des conditions météorologiques régnant sur le domaine modélisé.

4.3 Emissions issues du trafic routier

Les émissions par tronçon du réseau trafic présenté au paragraphe 4.1 ont été calculées à une fréquence horaire par AIR NORMAND pour toute l'année 2012 à l'aide de données de comptage issues du CEREMA. Ces émissions sont utilisées directement en entrée des modèles ADMS-Urban et SIRANE.

4.4 Observations disponibles : stations automatiques de fond, station trafic et campagne de mesure par tubes à diffusion

4.4.1 Pollution de fond

Les modélisations réalisées avec ADMS et SIRANE prennent en compte les contributions des sources extérieures aux domaines et des sources autres que le trafic routier sous la forme d'une donnée d'entrée représentant la pollution du fond urbain.

Plusieurs stations automatiques sont disponibles pour représenter cette pollution de fond au sein du domaine modélisé pour l'année 2012. Elles sont présentées en Figure 2.

Les données de la station Palais de Justice sont à priori plus représentatives de la pollution de fond puisque cette station est incluse au centre des deux domaines de simulation SIRANE et ADMS. Les premiers tests de modélisation démontrent effectivement que les résultats de modélisation sont plus proches des observations lorsque la station Palais de Justice est utilisée pour alimenter les modèles de dispersion. **Les données de la station Palais de Justice sont donc retenues pour l'intercomparaison des simulations.**

4.4.2 Station trafic

La station trafic utilisée pour la comparaison des concentrations modélisées aux concentrations mesurées est localisée dans l'hypercentre de Rouen en bordure du square Guillaume le Conquérant sur le boulevard des Belges.

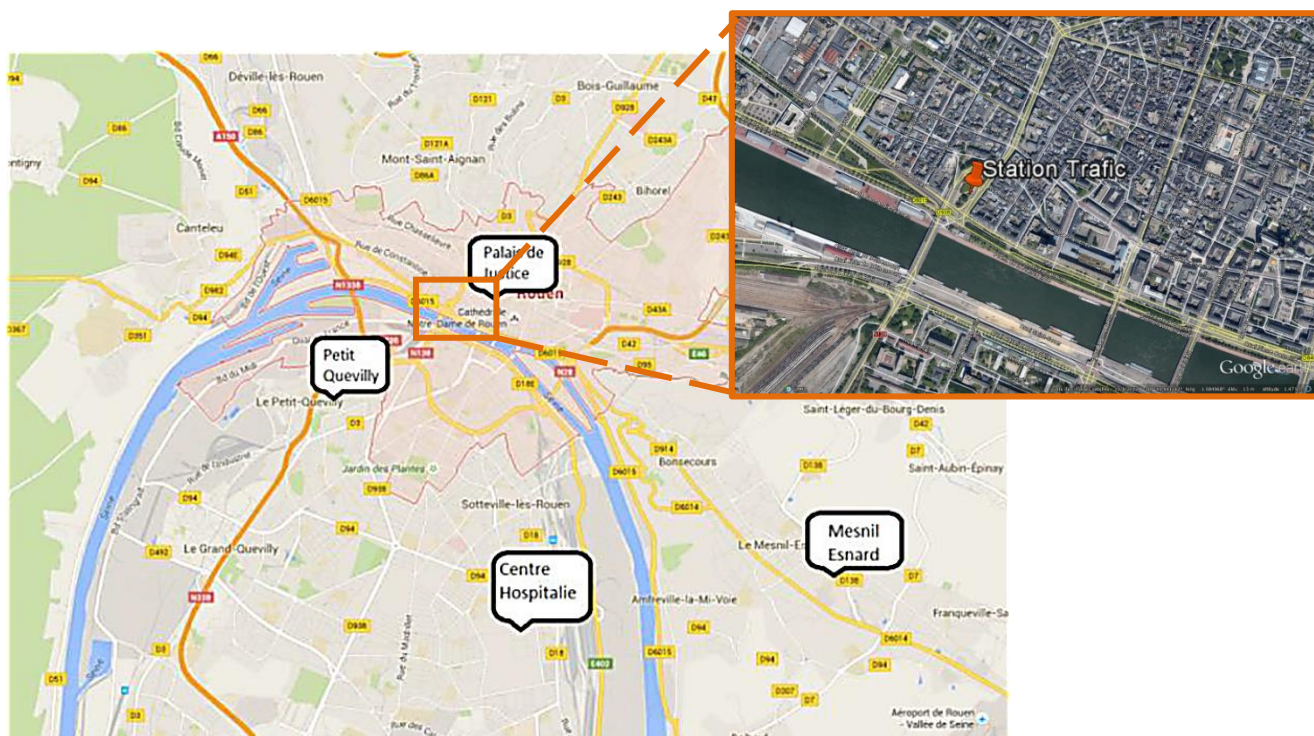


Figure 2 : Localisation des stations automatiques de fond et de la station trafic.

4.4.3 Campagne de mesure par tubes

Air Normand a également mené une campagne de mesure par tubes à diffusion passive sur toute l'année 2012. La localisation de ces tubes est décrite en Figure 3. Les mesures par tubes ont été réalisées sur six périodes de 15 jours consécutifs réparties le long de l'année et présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1 : Définition des périodes d'échantillonnage au cours de l'année 2012.

Période P1	Période P2	Période P3	Période P4	Période P5	Période P6
9 au 23 février 2012	3 au 17 avril 2012	12 au 26 juin 2012	7 au 21 août 2012	9 au 23 octobre 2012	4 au 18 décembre 2012

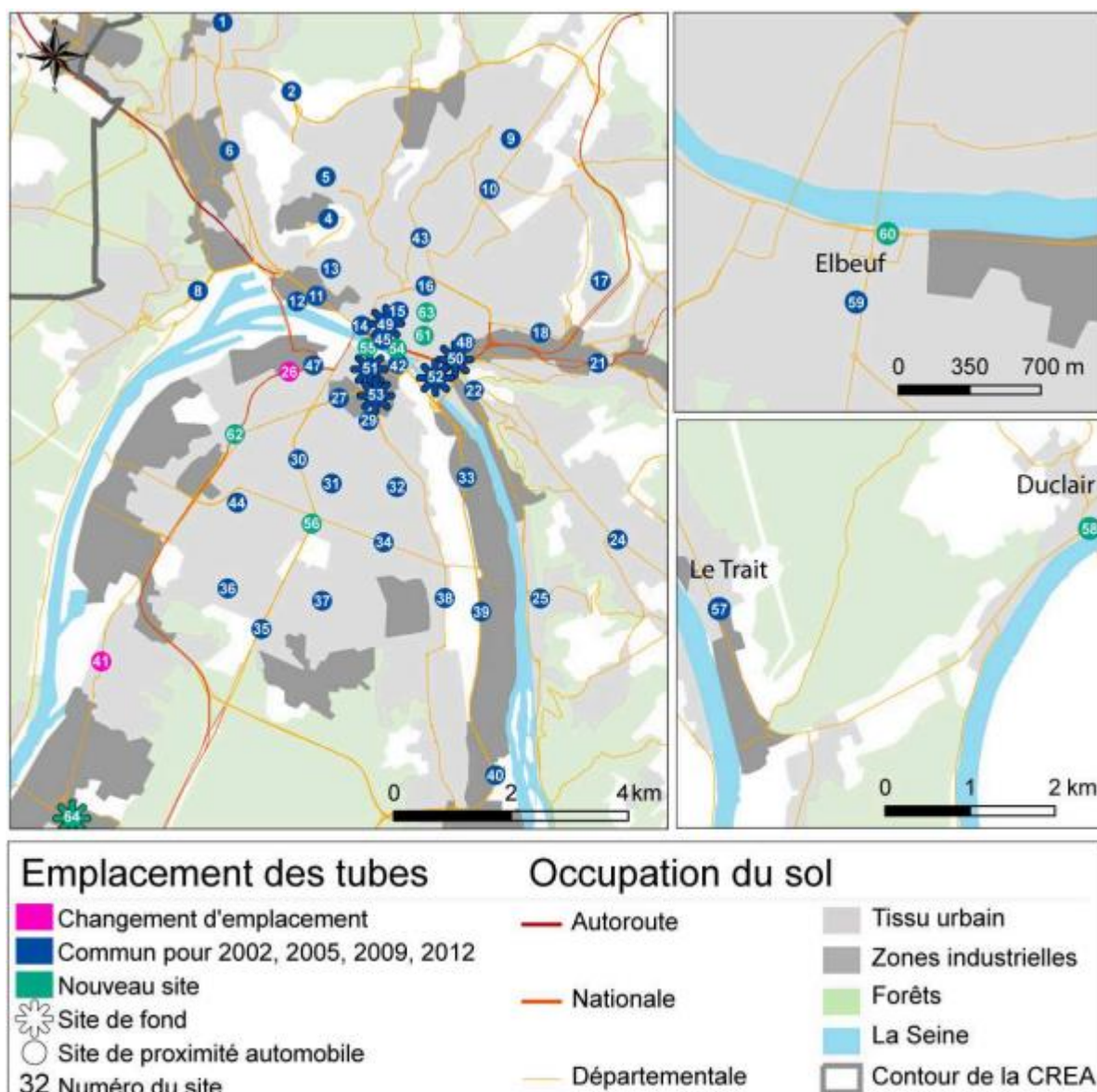


Figure 3 : Emplacement des tubes sur l'agglomération de Rouen lors de la campagne 2012 (document Air Normand).

5. RESULTATS POUR LE NO_2 ET POUR LES PM_{10} AU POINT DE LA STATION TRAFIC

Dans un premier temps, les concentrations modélisées sont comparées aux concentrations mesurées au point de la station trafic. Cette station permet en effet une comparaison à une fréquence horaire, ce qui n'est pas le cas des tubes à diffusion qui intègrent les concentrations mesurées sur des périodes de deux semaines. La page suivante présente les nuages de corrélation entre données modélisées et données mesurées pour les deux modèles ainsi que la valeur des indicateurs statistiques calculés pour l'ensemble de l'année 2012. La signification de ces indicateurs est précisée dans une notice explicative disponible sur la page du LCSQA consacrée à la pollution de proximité (<http://www.lcsqa.org/pollution-proximite>).

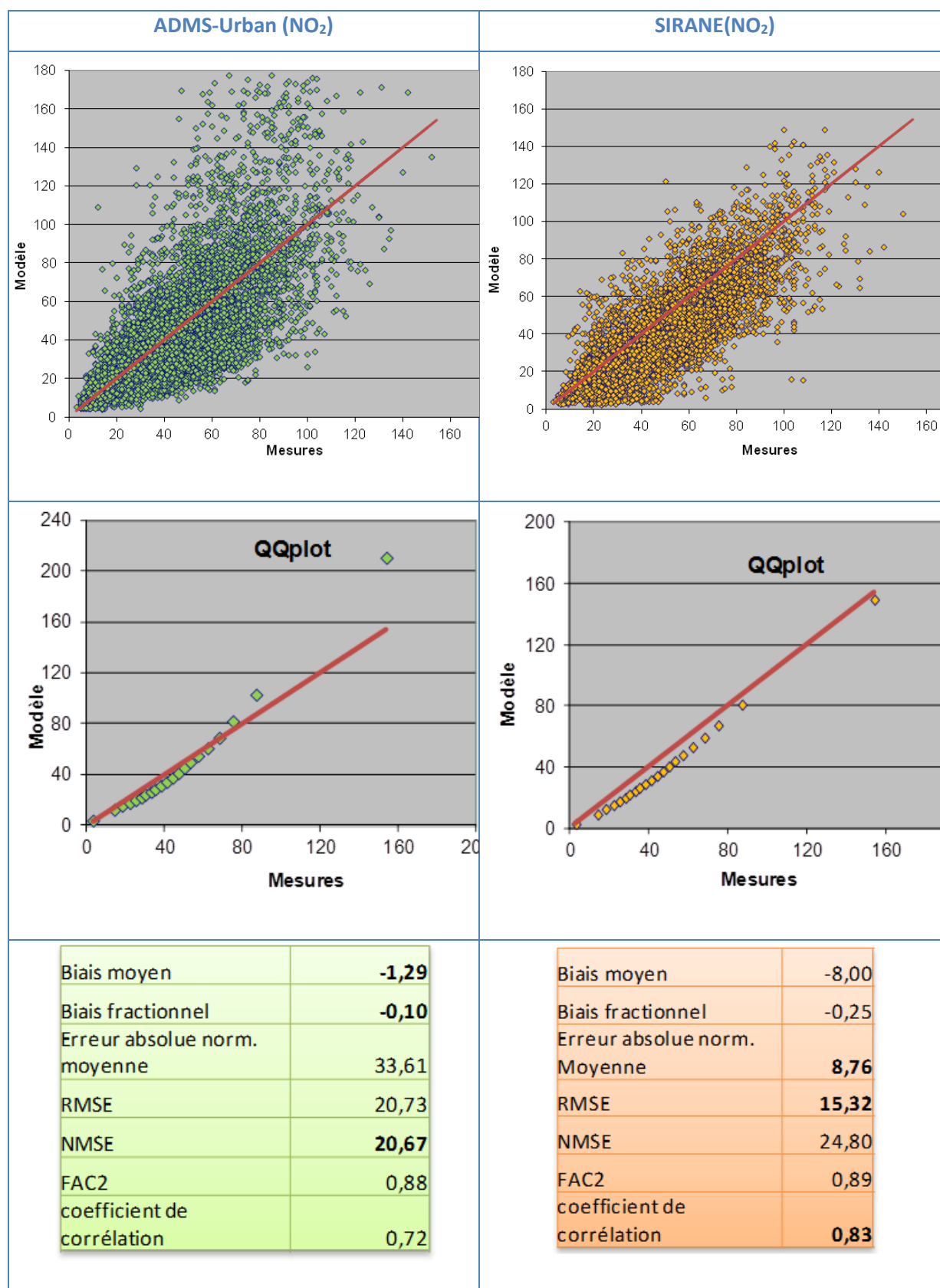


Figure 4 : Comparaison des concentrations en NO₂ (µg/m³) modélisées et mesurées au point de la station trafic

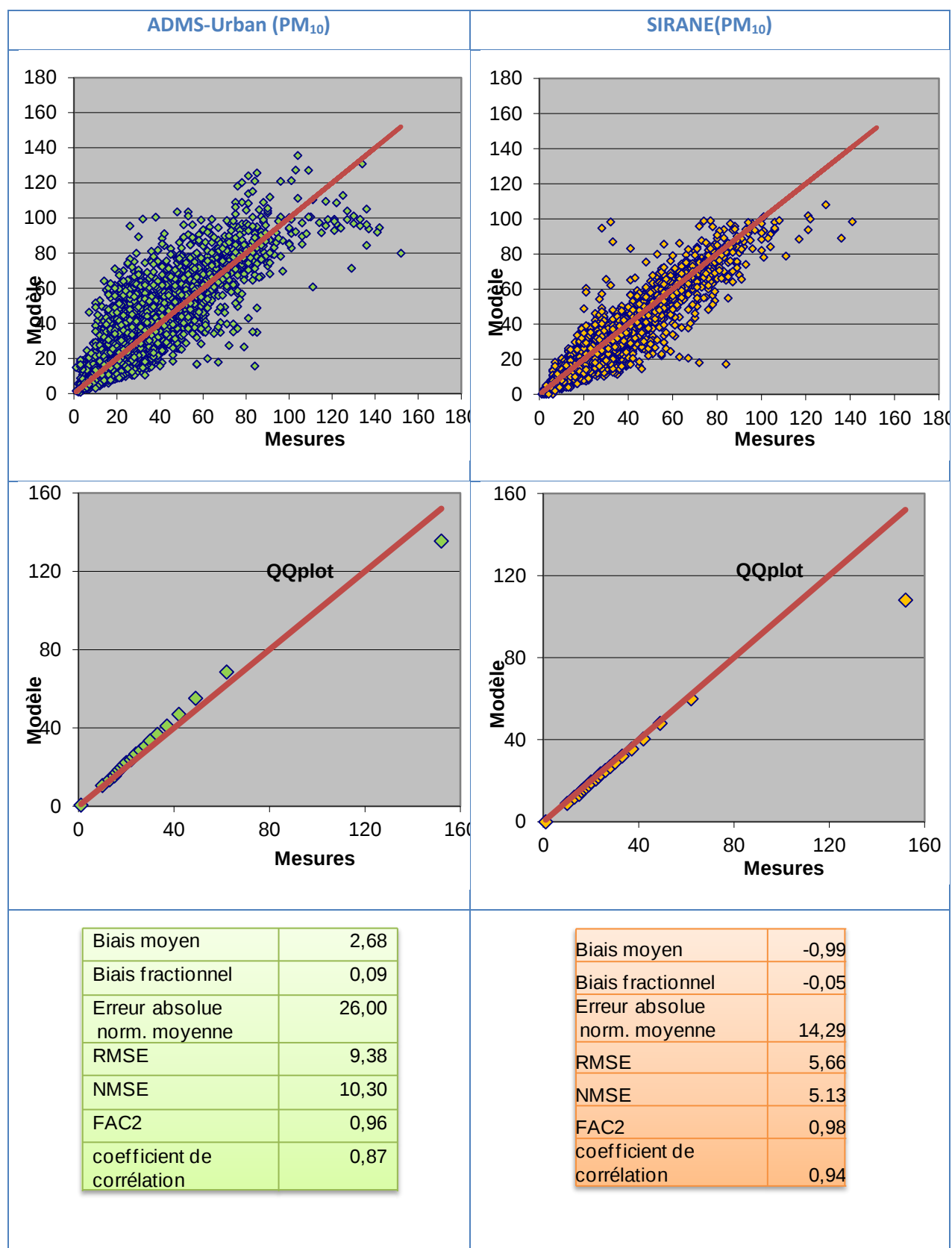


Figure 5 : Comparaison des concentrations en PM₁₀ (µg/m³) modélisées et mesurées au point de la station trafic

5.1 Analyse des performances des simulations à l'aide des indicateurs statistiques classiques au point de la station trafic

L'analyse des indicateurs statistiques calculés pour les deux modèles et les deux polluants au niveau de la station trafic montre que les performances des modélisations sont comparables. Quelques remarques sur le comportement des modèles peuvent être faites :

5.1.1 Concernant le NO₂

- Si le biais moyen est légèrement négatif ($-1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), la modélisation réalisée avec ADMS Urban surestime assez nettement une partie des valeurs comprises dans la gamme des moyennes et fortes valeurs de concentration (cf le QQplot et les valeurs hautes en NO₂ du nuage de points de la Figure 4 : Comparaison des concentrations en NO₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) modélisées et mesurées au point de la station trafic). Ces surestimations du modèle ADMS Urban apparaissent spécifiquement lors des saisons d'automne et d'hiver qui sont des saisons propices aux fortes concentrations en NO₂.
- Pour cette étude, on observe une tendance générale du modèle SIRANE à sous-estimer les concentrations mesurées (biais moyen de $-8\mu\text{g}/\text{m}^3$).
- La dispersion des résultats par rapport aux mesures (indiquée par l'erreur absolue moyenne normalisée) est plus faible pour SIRANE, ce qui est confirmé par la RMSE qui est fréquemment utilisée comme indicateur de la précision du modèle. L'indicateur statistique FAC2 qui est une mesure de la capacité du modèle de simuler des valeurs relativement proches des mesures (d'un facteur compris entre 0,5 et 2) est équivalent pour les deux modèles.
- Les concentrations modélisées avec SIRANE sont mieux corrélées avec les mesures que les concentrations modélisées avec ADMS-Urban. ($R=0.83$ pour SIRANE contre 0.72 pour ADMS Urban)

5.1.2 Concernant les PM₁₀

- La modélisation réalisée avec ADMS Urban surestime légèrement les faibles et moyennes concentrations en PM₁₀ alors que les fortes concentrations sont sous-estimées allant ainsi à l'encontre de la tendance obtenue pour le NO₂. Le biais moyen résultant est de $+2.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- SIRANE estime fidèlement les moyennes et faibles concentrations en PM₁₀, cependant la gamme des fortes concentrations est nettement sous-estimée par le modèle. Le biais moyen résultant reste limité à $-0.99 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- La dispersion des résultats par rapport aux mesures de PM₁₀ (indiquée par l'erreur absolue moyenne normalisée) est également plus faible pour SIRANE, ce qui est confirmé par la RMSE. L'indicateur statistique FAC2 qui est une mesure de la capacité du modèle de simuler des valeurs relativement proches des mesures (d'un facteur compris entre 0,5 et 2) est meilleur pour les simulations SIRANE.

- Les concentrations en PM₁₀ modélisées avec SIRANE sont davantage corrélées avec les mesures que les concentrations modélisées avec ADMS Urban (R=0.94 pour SIRANE contre 0.87 pour ADMS Urban).

5.2 Analyse des performances des simulations à l'aide du « target plot » (DELTA TOOL) au point de la station trafic

Le « target plot » est utilisé afin d'évaluer la performance de modélisation conformément aux recommandations effectuées dans le cadre de FAIRMODE et reprises par le groupe de pré-normalisation du CEN : WG 43 model quality objectives.

Le target plot est obtenu en calculant l'indicateur statistique $\frac{RMSE}{2RMS_U}$ (dénommé T) qui se décompose ainsi :

$$T^2 = \frac{RMSE^2}{(2RMS_U)^2} = \underbrace{\frac{BIAS^2}{(2RMS_U)^2}}_{\text{Ordonnée du target plot}} + \underbrace{\frac{(\sigma_M - \sigma_O)^2}{(2RMS_U)^2} + \frac{2\sigma_O\sigma_M(1-R)}{(2RMS_U)^2}}_{\text{Abscisse du target plot}}$$

La valeur de T permet d'évaluer si l'objectif de qualité, dénommé MQO, est atteint.

On a alors :

T < 1 : Objectif vérifié. Pas de différence importante entre mesure et modèle.

T < 0.5 : Objectif vérifié. Les valeurs modélisées se situent dans l'incertitude de mesure.

T > 1 : Différence importante entre mesure et modélisation.

La version en ligne du DELTA TOOL disponible sur le site du LCSQA⁶ est utilisée pour calculer les target plots pour les deux simulations ADMS et SIRANE au point de la station trafic.

⁶ <http://www.lcsqa.org/delta-tool-outil-evaluation-modelisations>

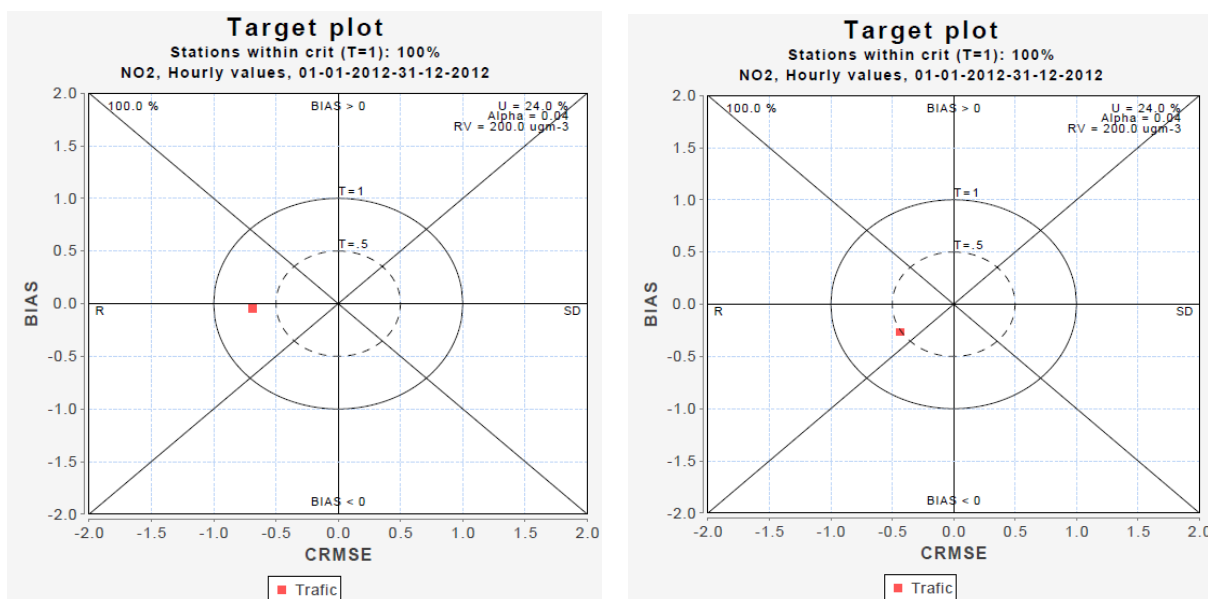


Figure 6 : Target plot des simulations ADMS (à gauche) et SIRANE (à droite) pour le point de la station trafic. Résultats pour le NO₂ obtenus à partir des concentrations horaires.

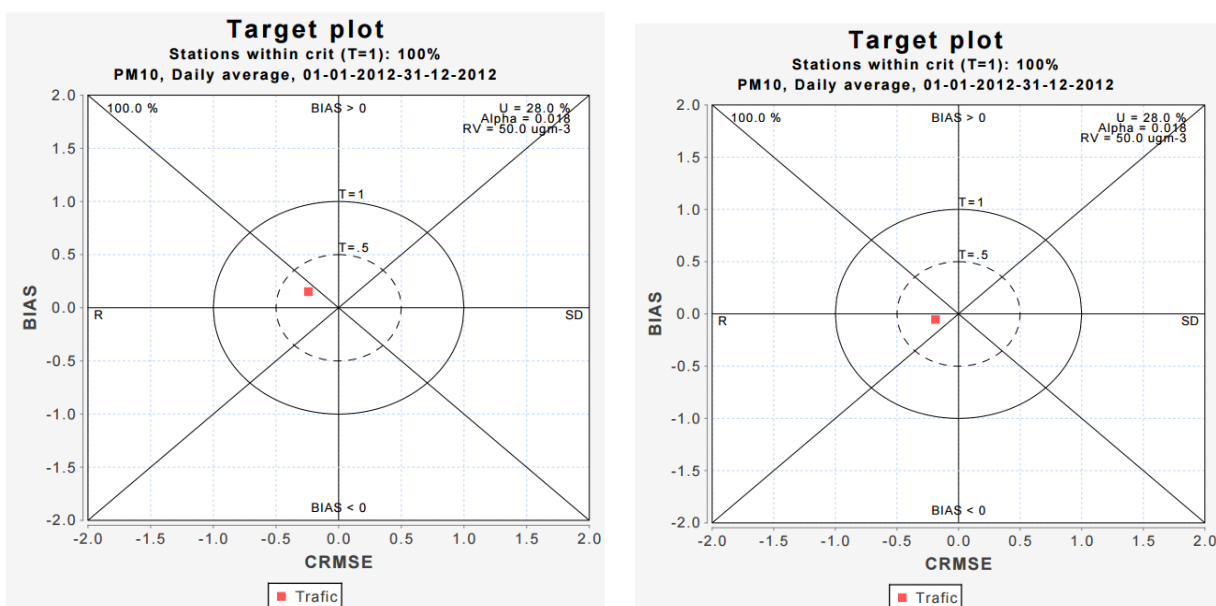


Figure 7 : Target plot des simulations ADMS (à gauche) et SIRANE (à droite) pour le point de la station trafic. Résultats obtenus pour les PM₁₀ à partir des résultats de concentrations en moyenne journalière.

Si les résultats des modélisations pour le NO₂ vérifient le MQO ($T < 1$) pour les deux simulations ADMS et SIRANE, seuls les résultats du modèle SIRANE vérifient également le critère ($T \leq 0.5$).

Concernant les PM₁₀, le MQO ($T < 1$) est également vérifié pour les résultats des deux modélisations. Le target plot montre des résultats sensiblement meilleurs pour les modélisations SIRANE ce qui s'explique notamment par de meilleurs scores sur les indicateurs statistiques de biais et de corrélation.

5.3 Analyse des performances des simulations aux points des tubes

Comme indiqué sur le rapport d'étude n° 11_16_13 d'AIR NORMAND, l'échantillonnage passif est une mesure indicative qui est sujette aux incertitudes d'origine métrologique, d'analyse en laboratoire ou de préparation des tubes. La mesure effectuée au moyen des échantillonneurs passifs peut être en outre perturbée du fait de turbulences occasionnées par le passage des véhicules. Le débit de diffusion théorique s'en trouve modifié, une correction est donc réalisée sur les données, elle est obtenue grâce à une série de comparaisons avec les appareils automatiques pris comme référence. **Les valeurs mesurées et validées par AIR NORMAND sont utilisées par le LCSQA pour cette évaluation sans aucune correction supplémentaire ou « redressement ».**

Les résultats des modélisations sont comparés aux points des tubes localisés à l'intérieur du plus petit des deux domaines de simulations (celui du domaine ADMS indiqué par des tronçons en bleu turquoise sur la partie droite de la figure1), soit au total, 6 tubes à diffusion passive. Les résultats sont présentés pour chacun des tubes et pour les 6 périodes définies au paragraphe 4.4.3, un tableau récapitulatif des indicateurs statistiques usuels accompagne ces résultats.

5.3.1 Boulevard des Belges

Périodes	P1	P2	P3	P4	P5	P6	MOY
ADMS	71	40	26	28	52	56	45
SIRANE	57	35	23	21	40	50	38
MESURES	67	49	46	37	51	62	52

SCORES		ADMS	SIRANE
Biais moyen		-6,59	-14,29
Biais fractionnel		-0,18	-0,36
Erreur absolue norm. moyenne		17,58	29,50
RMSE		10,23	14,96
NMSE		8,05	17,81
FAC2		1,00	0,83
Coefficient de corrélation		0,92	0,96

5.3.2 Rue Jeanne d'Arc

	Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$						
Périodes	P1	P2	P3	P4	P5	P6	MOY
ADMS	58	33	20	21	40	47	36
SIRANE	50	30	19	18	35	43	32
MESURES	65	53	47	28	53	67	52

SCORES		ADMS	SIRANE
Biais moyen		-15,98	-19,71
Biais fractionnel		-0,39	-0,50
Erreur absolue norm. moyenne		31,56	38,80
RMSE		17,60	20,64
NMSE		23,07	31,92
FAC2		0,83	0,83
Coefficient de corrélation		0,85	0,88

5.3.3 Quai du Havre

	Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$						
Périodes	P1	P2	P3	P4	P5	P6	MOY
ADMS	67	37	24	24	47	52	42
SIRANE	55	33	22	21	39	48	36
MESURES	80	53	62	61	64	70	65

SCORES		ADMS	SIRANE
Biais moyen		-23,03	-28,79
Biais fractionnel		-0,48	-0,61
Erreur absolue norm. moyenne		36,55	45,10
RMSE		25,12	29,95
NMSE		36,23	54,12
FAC2		0,67	0,67
Coefficient de corrélation		0,79	0,76

5.3.4 Place de la Pucelle

	Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$						
Périodes	P1	P2	P3	P4	P5	P6	MOY
ADMS	57	32	19	19	38	46	35
SIRANE	51	30	19	18	35	43	32
MESURES	45	27	20		36	40	34

SCORES		ADMS	SIRANE
Biais moyen		4,66	1,73
Biais fractionnel		0,11	0.04
Erreur absolue norm. moyenne		13,86	8.17
RMSE		6,38	3.19
NMSE		2,15	0.71
FAC2		1,00	1.00
Coefficient de corrélation		0,98	0.98

5.3.5 Quai Bas rive droite

	Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$						
Périodes	P1	P2	P3	P4	P5	P6	MOY
ADMS	55	31	18	18	35	44	34
SIRANE	54	33	21	20	37	45	35
MESURES	52	45	30	27	47	50	42

SCORES		ADMS	SIRANE
Biais moyen		-8,12	-6.87
Biais fractionnel		-0,26	-0.21
Erreur absolue norm. moyenne		24,25	19.51
RMSE		9,94	8.26
NMSE		10,70	6.56
FAC2		1,00	1.00
coefficient de corrélation		0,92	0.94

5.3.6 Quai Bas rive gauche

	Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$						
Périodes	P1	P2	P3	P4	P5	P6	MOY
ADMS	56	32	19	20	37	46	35
SIRANE	53	32	21	19	37	45	34
MESURES	66	46	46	32	39	44	46

SCORES		ADMS	SIRANE
Biais moyen		-10,62	-11.08
Biais fractionnel		-0,31	-0.31
Erreur absolue norm. moyenne		25,40	25.57
RMSE		14,17	14.05
NMSE		21,20	18.80
FAC2		0,83	0.83
Coefficient de corrélation		0,71	0.72

L'analyse de ces résultats montre que les concentrations modélisées sous-estiment de manière systématique et importante les concentrations mesurées par les tubes. Fait exception le tube positionné sur la place de la Pucelle où la configuration ouverte semble moins bien prise en compte par les modèles qui surestiment alors les concentrations.

Le biais systématique est plus important pour les simulations SIRANE. L'indicateur de corrélation sur les six périodes est satisfaisant pour les deux modèles. Les indicateurs de précision/dispersion (RMSE, NMSE, FAC2) ne peuvent être considérés comme significatifs vu le faible nombre de points considérés (6 périodes).

6. CONCLUSION

Cette comparaison des modélisations ADMS-Urban / SIRANE montre des résultats similaires pour le polluant NO₂ pour les deux modélisations lorsque la comparaison est faite sur la station trafic au niveau du square Guillaume le Conquérant sur le boulevard des Belges (valeurs horaires sur toute l'année 2012). Malgré un biais négatif plus marqué pour SIRANE, la comparaison des indicateurs de performance et des résultats de l'outil DELTA TOOL du JRC donne un meilleur score pour la modélisation SIRANE.

Concernant les PM₁₀, les indicateurs statistiques pour les modélisations effectuées avec le modèle SIRANE montrent une meilleure adéquation avec les observations que les modélisations réalisées avec ADMS Urban. L'utilisation du target plot qui utilise des concentrations en moyennes journalières pour ce polluant confirment également cette tendance.

L'emplacement de la station trafic, unique point de mesure de proximité situé en bordure d'un square dégagé, ne permet cependant pas de qualifier les résultats pour une rue de type canyon.

L'intercomparaison des résultats de modélisations en NO₂ aux points de mesures des tubes de la campagne d'AIR NORMAND de 2012 n'a été possible que pour 6 tubes communs aux deux domaines de simulation. Les résultats des simulations pour ces six points ne sont pas vraiment en accord avec les mesures des tubes à diffusion. Les biais, généralement négatifs (à l'exception d'un point), sont significatifs quel que soit le modèle, ce qui laisse supposer un biais dans les émissions. Or les données d'émissions dans le centre-ville sont indisponibles pour une quantité non négligeable d'axes ou de rues canyons. Ce manque de données est donc susceptible d'affecter les résultats de simulation pour les rues à proximité de cette zone.

En conclusion, la comparaison des résultats de modélisation relativement aux mesures est légèrement plus favorable aux simulations réalisées avec SIRANE qu'à celles qui ont été réalisées avec ADMS-Urban. De nouvelles comparaisons des simulations de ces deux modèles réalisées par les AASQA sur d'autres campagnes de mesures devront confirmer ou infirmer cette tendance et enrichir ainsi ce premier exercice qui reste limité du fait de l'unique station automatique de proximité disponible.

7. MISE A JOUR DE LA BASE BIBLIOGRAPHIQUE DES MODELES URBAINS DE LA QUALITE DE L'AIR DU LCSQA

Une veille bibliographique a permis de mettre à jour la base bibliographique du LCSQA concernant les modèles de proximité.

Outre la prochaine mise à jour des fiches techniques des modèles SIRANE et ADMS-Urban sur le site du LCSQA, les modèles SEUS et SLAM sont décrits ici.

SEUS (Semi-Empirical Urban Street)

Présentation

SEUS (2014) est un modèle mathématique simple, semi-empirique, qui permet d'estimer la concentration des polluants dans les rues canyons à partir du débit d'émission des polluants dans la rue, de la largeur du canyon, de la concentration de fond et d'une variable définie par Kastner-Klein et al. (2003) comme la vitesse de dispersion dépendant de la combinaison des mouvements turbulents liés au vent et de ceux induits par la circulation automobile dans la rue.

Formulation

La concentration C dans la rue est donnée par l'expression suivante :

$$C = E \cdot U_s^{-1} \cdot W^{-1} + C_b \quad (1)$$

Où C est la concentration dans la rue canyon, E le débit d'émission par unité de longueur, W est la largeur du canyon, C_b est concentration de fond du polluant considéré et u_s est la vitesse de dispersion donnée par Kastner-Klein et al. (2003) :

$$U_s = (\sigma_u^2 + \sigma_v^2)^{1/2} = (a \cdot U^2 + b \cdot V^2)^{1/2} \quad (2)$$

Où $\sigma_u^2 = a \cdot U^2$ est la variance de la vitesse du vent et $\sigma_v^2 = b \cdot V^2$ est la variance de la vitesse induite par le trafic, U est la vitesse du vent, V est la vitesse du trafic, a et b sont des nombres empiriques sans dimension. Le paramètre a dépend entre autres paramètres de la géométrie de la rue, de la direction du vent et de la position du point récepteur. La hauteur des bâtiments dans la rue est implicitement contenue dans l'équation (1) via ce paramètre. Les formulations empiriques des paramètres a et b sont issues d'expériences in situ réalisées pour quatre rues canyons européennes (Mazzeo and Venegas, 2010, Mazzeo and Venegas, 2011 and Mazzeo et al., 2012) : Göttinger Strasse (Hannover, Allemagne), Schildhornstrasse (Berlin, Allemagne), Jagtvej (Copenhague, Danemark) and Hornsgatan (Stockholm, Suède) .

Le modèle SEUS incorpore également un module analytique de chimie afin de prendre en compte de façon simplifiée les interactions entre NO , NO_2 et O_3 à partir des formulations du modèles OSPM.

Validation

La sensibilité des concentrations aux variations de l'amplitude de chaque variable incluse dans l'équation (2) est étudiée en utilisant la méthodologie de propagation d'erreurs. Il apparaît que la sensibilité des concentrations estimées par rapport aux paramètres (U,V,a, b) varie en avec la direction du vent. Les variations relatives des paramètres a et b ont la plus faible influence sur les concentrations en comparaison avec les autres variables.

Le modèle SEUS a été validé sur l'avenue Cardoba à Buenos Aires (rue canyon) pour les polluants NO₂ et NO_x.

L'évaluation statistique des résultats montre qu'il y a un bon accord entre les concentrations horaires modélisées et observées (Venegas *et al.*, 2014). L'accord entre les valeurs modélisées et observées a également été analysé en fonction de la vitesse et la direction du vent. Le modèle montre une meilleure performance pour les vitesses de vent > 2 m.s⁻¹ que pour les faibles vents et pour les situations sous le vent. Il n'y a pas de différences significatives entre les résultats du modèle proposé et ceux du modèle OSPM.

Paramètres

- Géométrie de la rue : largeur (m), hauteur (m) des bâtiments
- Données météorologiques : vitesse et direction du vent (m/s), rayonnement global (W/m²), 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 (µg/m³) : NO_x, NO₂, O₃, PM, CO

Références

Le modèle SEUS a été développé par le Conseil national de la recherche scientifique et technique à Buenos Aires, Argentine (CONICET) et présenté dans Venegas *et al.* (2014).

(contact : lvnegas@fra.utn.edu.ar)

N.A. Mazzeo, L.E. Venegas, Air pollution dispersion inside a street canyon of Göttinger Strasse (Hannover, Germany): new results of the analysis of full scale data, *Int. J. Environ. Pollut.*, 40 (2010), pp. 195–209.

N.A. Mazzeo, L.E. Venegas, Study of natural and traffic-producing turbulences analysing full-scale data from four street canyons, *Int. J. Environ. Pollut.*, 47 (2011), pp. 290–301.

N.A. Mazzeo, L.E. Venegas, Hourly NO_x concentrations and wind direction in the vicinity of a street intersection, *Int. J. Environ. Pollut.*, 48 (2012), pp. 96–104.

Venegas, L.E., Mazzeo, N.A., Dezzutti, M.C., A simple model for calculating air pollution within street canyons, *Atmospheric Environment* (2014), doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.01.005.

P. Kastner-Klein, E. Fedorovich, M. Ketzel, R. Berkowicz, R.E. Britter, The modelling of turbulence from traffic in urban dispersion models – part II. Evaluation against laboratory and full-scale concentration measurements in street canyons, *Environ. Fluid Mech.*, 3 (2003), pp. 145–172.

SLAM

Présentation

SLAM (Safety Lagrangian Atmospheric Model) est un logiciel de modélisation lagrangienne de la dispersion atmosphérique qui est particulièrement adapté aux problématiques d'impact industriel et de modélisation urbaine. SLAM permet le calcul de concentration de polluants à partir de champs de vent 3D pré-calculés avec un outil CFD. SLAM ne permet pas la modélisation de la chimie gazeuse ou particulaire des polluants.

Formulation

Le modèle SLAM est un modèle de dispersion dont la finalité est de modéliser le transport de polluants dans l'atmosphère en fonction des conditions météorologiques. De ce fait, le modèle est constitué de deux modules principaux, le premier consacré au traitement des données météorologiques et à l'extraction du champ de vent de la base de données et le second à la dispersion des polluants. Ces deux modules ne sont pas indépendants puisque le second utilise les données calculées par le premier.

Le logiciel SLAM permet de réaliser un calcul de dispersion lagrangien tout en s'appuyant sur un champ de vent CFD.

Comme l'illustre la figure ci-dessous (Figure 8), lorsque l'utilisateur fournit dans les données d'entrée les conditions météorologiques pour lesquelles il souhaite réaliser un calcul de dispersion, le logiciel SLAM va chercher automatiquement le champ de vent 3D (dans la base de données CFD préalablement constituée) qui correspond à cet état de l'atmosphère.

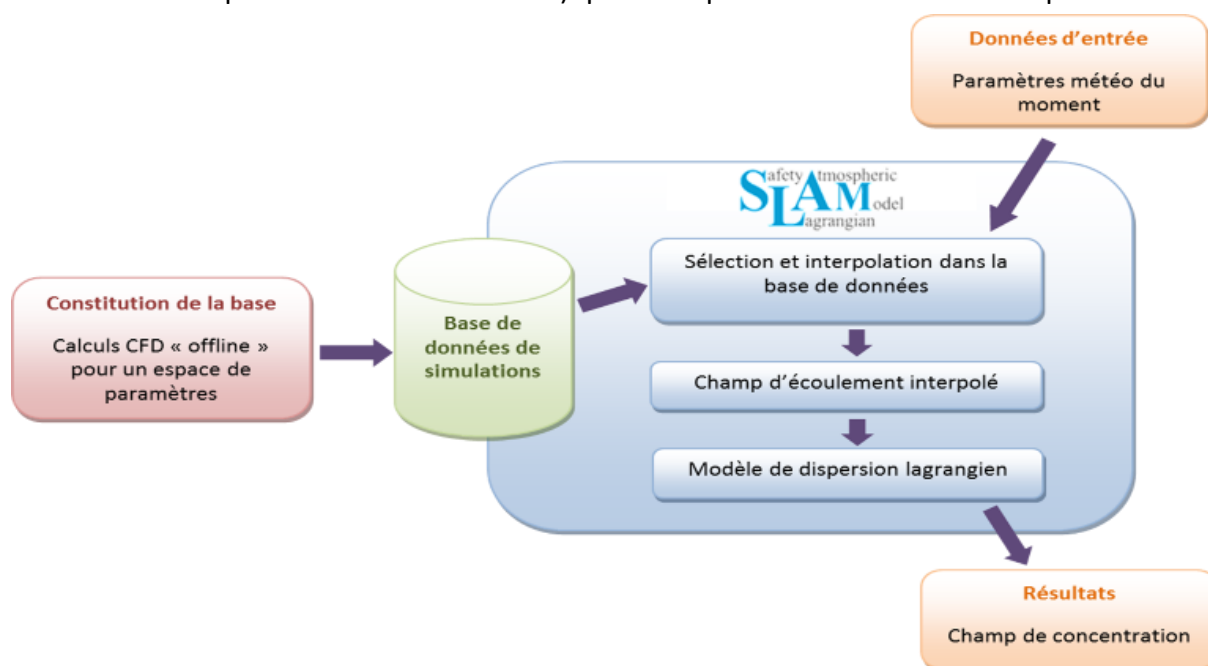


Figure 8 : Schéma de fonctionnement du modèle SLAM

Paramètres

SLAM s'appuie sur des modèles théoriques permettant de simuler les caractéristiques suivantes :

- Prise en compte de sources ponctuelles, surfaciques, volumiques.
- Emissions variables dans le temps
- Modélisation des effets de sur-hauteur (vitesse et température d'éjection)
- Prise en compte des dépôts

Références :

SLAM est développé depuis 6 ans par l'équipe AIR - Atmosphere, Impact & Risk du Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique de l'Ecole Centrale de Lyon, avec le soutien initial du groupe TOTAL.

Le logiciel SLAM est un code de calcul développé en langage C. Il est disponible sous différents systèmes d'exploitation (Windows, Linux).

Marro, M., Salizzoni, P., Cierco, FX., Korsakissok, I., Danzi, E.,Soulhac, L., 2013. Plume rise and spread in buoyant releases from elevated sources in the lower atmosphere. Environ Fluid Mech.

Vendel, F., Lamaison, G., Soulhac, L., Volta, P., Donnat, L., Duclaux, O., et Puel, C., 2010. Modeling diabatic atmospheric boundary layer using a RANS CFD code with k- epsilon or Reynolds-stress turbulence closure, 13th Int. Conf. on Harmo. within Atmos. Disp. Modell. for Regul. Purposes, Paris France.

Vendel, F., Soulhac, L., Mejean, P., Donnat, L., Duclaux; O., 2011 : Validation of the Safety Lagrangian Atmospheric Model (SLAM) against a wind tunnel experiment over an industrial complex area. 14th Int. Conf. on Harmo, within Atmos. Disp. Modell. for Regul. Purposes, Kos Grèce.