

**Maxime Beauchamp**

INERIS – Coordination LCSQA – 03.44.55.61.32

[maxime.beauchamp@ineris.fr](mailto:maxime.beauchamp@ineris.fr)



*DRC-13-136099-01949A*

Le 3 septembre 2012

## **OBJET : Cartographie du NO<sub>2</sub> à l'échelle locale, Représentativité des stations, Dépassements de seuils**

Cette note fait suite au rapport LCSQA de 2010 portant sur l'application de méthodes géostatistiques pour la détermination de zones de représentativité en concentration et de dépassement de seuils<sup>1</sup>. Elle contient de nouveaux exemples d'application portant sur des campagnes de mesures NO<sub>2</sub> par tubes passifs réalisées ces dernières années par Lig'Air et Atmo Auvergne.

Ces cas d'étude vont nous permettre de préciser les modalités d'application de la méthodologie : la qualité des données d'entrée sera plus particulièrement examinée et de nouvelles perspectives pour améliorer l'intégration de la pollution de proximité dans les cartographies seront abordées.

L'utilisation croissante de la simulation numérique par les modèles urbains au sein des AASQA sera également prise en compte. Le problème de la sous-estimation de la pollution de proximité par ce type de modèle étant bien connu, on proposera des pistes d'étude et des premiers exemples de correction des sorties de modèles par la géostatistique.

Enfin, des campagnes de mesure du benzène seront exploitées brièvement en annexe, ainsi que des mesures de NO<sub>2</sub> réalisées par Madinair entre 2007 et 2011, apportant un regard nouveau sur ce qui peut être fait dans les DOM-TOM, où les modèles déterministes ne sont pas encore utilisés.

Cette note constitue un document technique destiné aux AASQA qui souhaiteraient mettre en œuvre les méthodes proposées et participer à leur amélioration.

---

<sup>1</sup> Rapport LCSQA 2010. Beauchamp M., Malherbe L., Létinois L., 2011. Application de méthodes géostatistiques pour la détermination de zones de représentativité en concentration et la cartographie des dépassements de seuils., [www.lcsqa.org](http://www.lcsqa.org).

**Destinataire : B. Bessagnet, L.Malherbe, L.Létinois**

**Copies : 1**

## REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les associations Lig'Air, Atmo Auvergne, ainsi que Madinair pour les données fournies et leur collaboration. Ils remercient également le Centre de Géosciences (équipe géostatistique) de Mines ParisTech pour son appui dans les développements méthodologiques.

## Table des matières

PARTIE 1 : CARTOGRAPHIE, GEOSTATISTIQUE ET MODELES URBAINS .....	7
1. Analyse exploratoire des données.....	7
2. Comparaison avec la modélisation ADMS.....	11
2.1 Région Centre (Orléans et Tours).....	12
2.2 Agglomération de Clermont .....	14
3. Géostatistique et spatialisation des données.....	14
3.1 Sélection des variables d'intérêt .....	14
3.2 Définition des grilles de krigeage .....	16
3.3 Estimation de la pollution de fond .....	17
3.4 Surplus de pollution lié au trafic.....	19
3.5 Evolution du modèle d'incrément de pollution lié au trafic .....	23
4. Correction des modèles urbains .....	25
4.1 Méthodologie et application .....	25
4.2 Remarques .....	35
PARTIE 2 : REPRESENTATIVITE EN CONCENTRATION ET DEPASSEMENTS DE SEUILS.....	38
1. Représentativité en concentration .....	38
1.1 Eléments théoriques .....	38
1.2 Applications .....	38
2. Depassements de seuils.....	39
2.1 Eléments théoriques .....	39
2.2 Applications .....	41
2.2.1 Modèle statistique de proximité.....	41
2.2.2 Couplage adms-tubes passifs .....	42
2.3 Scores .....	43
PARTIE 3 : annexes .....	45
ANNEXE 1 : FICHE LCSQA.....	46
Etude de la représentativité spatiale des stations de mesure et détermination des zones géographiques touchées par les dépassements de seuils .....	46
ANNEXE 2 : CARTOGRAPHIE INTEGRANT LA POLLUTION DE PROXIMITE SUR TOURS ET ORLEANS AVEC LA METHODE D'INCREMENT STATISTIQUE .....	50
ANNEXE 3 : CARTOGRAPHIE DU BENZENE .....	51
ANNEXE 4 : CAMPAGNES NO2 MADININAIR .....	53

A.4.1 Contexte et matériel .....	53
A.4.2 Exploitation des données .....	54
A.4.3 Estimation géostatistique des concentrations de fond de NO <sub>2</sub> .....	56

## Liste des Figures

Figure 1 : Répartition des mesures par tubes à diffusion passive sur Orléans en 2011 .....	8
Figure 2 : Répartition des mesures par tubes à diffusion passive sur Tours en 2011 .....	8
Figure 3 : Répartition des mesures par tubes à diffusion passive sur Clermont en 2009-2010.....	9
Figure 4 : Concentrations moyennes mensuelles de NO <sub>2</sub> sur Orléans et Tours en 2011 ..	10
Figure 5 : Interpolation des données de modélisation ADMS relatives à 2010 sur la grille de krigeage d'Orléans.....	12
Figure 6 : Interpolation des données de modélisation ADMS relatives à 2010 sur la grille de krigeage de Tours .....	12
Figure 7 : Corrélations entre les concentrations moyennes annuelles mesurées sur Orléans et Tours en 2011 et concentrations moyennes annuelles modélisées avec ADMS en 2010.....	13
Figure 8 : Interpolation des données de modélisation ADMS 2008 sur Clermont.....	14
Figure 9 : Corrélations entre les mesures réalisées sur Clermont en 2009-2010 (valeurs moyennes) et les sorties de modèles 2008.....	14
Figure 10 : Sélection des variables explicatives pour le NO <sub>2</sub> sur Orléans avec un critère de corrélation supérieur à 0.5 .....	16
Figure 11 : Sélection des variables explicatives pour le NO <sub>2</sub> sur Tours avec un critère de corrélation supérieur à 0.5 .....	16
Figure 12 : Grilles de krigeage définies pour les villes d'Orléans et Tours en 2011 (mailles de 20 m x 20 m).....	17
Figure 13 : variogramme réalisé à partir des données de fond sur Orléans en 2011 .....	18
Figure 14 : variogramme réalisé à partir des données de fond sur Tours en 2011 .....	18
Figure 15 : Pollution de fond sur Orléans en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO <sub>2</sub> ).....	18
Figure 16 : Pollution de fond sur Tours en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO <sub>2</sub> ).....	18
Figure 17 : Carte analysée de la pollution de fond sur Clermont en 2010 .....	19
Figure 18 : Sélection des variables explicatives pour le $\Delta_{TF}$ sur Orléans avec un critère de corrélation supérieur à 0.5 .....	20
Figure 19 : Sélection des variables explicatives pour le $\Delta_{TF}$ sur Tours avec un critère de corrélation supérieur à 0.5 .....	20
Figure 20 : $\Delta_{TF}$ mesuré et estimé sur les agglomérations d'Orléans et Tours .....	21
Figure 21 : Concentrations de NO <sub>2</sub> mesurées et estimées sur les sites de proximité des agglomérations d'Orléans et Tours.....	21
Figure 22 : Concentrations de NO <sub>2</sub> mesurées et estimées (tous sites) sur les agglomérations d'Orléans et Tours.....	22

Figure 23 : Modèle d'incrément de concentration le long des axes routiers et décroissance de l'incrément en transect des axes .....	23
Figure 24 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Tours en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO <sub>2</sub> ) .....	24
Figure 25 : Concentrations de NO <sub>2</sub> mesurées et estimées sur Tours .....	24
Figure 26 : Sites de proximité pour le maillage ADMS .....	26
Figure 27 : Distinction sites de fond et sites de proximité pour la grille d'estimation finale .....	26
Figure 28 : Estimations ADMS de proximité sur le domaine Orléans .....	28
Figure 29 : Estimations ADMS de proximité corrigées sur le domaine Orléans, et tubes de proximité .....	28
Figure 30 : Estimations ADMS de proximité sur le domaine Tours .....	28
Figure 31 : Estimations ADMS de proximité corrigées sur le domaine Tours, et tubes de proximité .....	28
Figure 32 : Estimations ADMS de proximité sur le domaine Clermont .....	29
Figure 33 : Estimations ADMS de proximité corrigées sur le domaine Clermont, et tubes de proximité .....	29
Figure 34 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Orléans en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO <sub>2</sub> ) .....	30
Figure 35 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Tours en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO <sub>2</sub> ) <b>Correction avec KS</b> .....	30
Figure 36 : Variogramme utilisé pour la spatialisation des données de proximité par krigeage ordinaire sur la grille de proximité de Tours en 2011 .....	32
Figure 37 : Variogramme utilisé pour la spatialisation des données de proximité par krigeage simple à moyenne nulle sur la grille de fond de Tours en 2011 .....	32
Figure 38 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Orléans en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO <sub>2</sub> ) .....	33
Figure 39 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Tours en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO <sub>2</sub> ) .....	33
Figure 40 : Variogramme utilisé pour la spatialisation des données de proximité par krigeage simple à moyenne nulle sur la grille de fond d'Orléans en 2011 .....	34
Figure 41 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Orléans en 2011 .....	34
Figure 42 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Tours en 2011 .....	34
Figure 43 : Corrélations entre les concentrations moyennes annuelles mesurées sur Orléans (gauche) et Tours (droite) en 2011 et concentrations moyennes annuelles <b>Correction avec KO<sup>prox</sup> et KS<sup>fond</sup></b> .....	35
Figure 44 : Zone de représentativité en concentration définie sur la ville d'Orléans pour la pollution de fond (34011) .....	39
Figure 45 : Zone de représentativité en concentration définie sur la ville de Tours pour la station Trafic de Pompidou (34028) .....	39
Figure 46 : Probabilité de dépassements de la valeur limite annuelle NO <sub>2</sub> sur Tours en 2011 et zones de dépassements au risque alpha =5% et beta=34% .....	42
Figure 47 : Couplage ADMS-Géostatistiques : Probabilité de dépassements de la valeur limite annuelle NO <sub>2</sub> sur Orléans en 2011 .....	42
Figure 48 : Couplage ADMS-Géostatistiques : Probabilité de dépassements de la valeur limite annuelle NO <sub>2</sub> sur Tours en 2011 .....	42

## Liste des Tableaux

Tableau 1 : Scores Modèles-Mesures obtenus avec ADMS sur Tours et Orléans .....	13
Tableau 2 : Sélection de variables testées pour le modèle de régression des concentrations de NO .....	15
Tableau 3 : Scores Modèles-Mesures obtenus avec ADMS et les modèles statistiques ...	22
Tableau 4 : Scores Modèles-Mesures obtenus avec ADMS et la correction statistique sur Tours.....	24
Tableau 5 : Résumé des données nécessaires à l'application de la méthodologie d'estimation géostatistique des niveaux de pollution .....	24
Tableau 6 : paramètres des variogrammes pour la spatialisation des données de proximité .....	32
Tableau 7 : Scores Modèles-Mesures obtenus avec ADMS, la Correction avec KS * et la Correction avec KO <sup>prox</sup> et KS <sup>fond</sup> ** .....	35
Tableau 8 : Résumé des données requises pour l'application de la méthode de correction des modèles urbains.....	36
Tableau 9 : Concentrations moyennes annuelles en NO <sub>2</sub> mesurées aux stations fixes dans les agglomérations d'Orléans et Tours en 2011 .....	39
Tableau 10 : Statistiques sur les dépassements de la valeur limite annuelle du NO <sub>2</sub> .....	44

## **PARTIE 1 : CARTOGRAPHIE, GEOSTATISTIQUE ET MODELES URBAINS**

---

Cette partie est consacrée à l'élaboration de cartes de concentration à l'échelle urbaine. Les chapitres 1 et 2 présentent les différents types de données utilisés. Le chapitre 0 reprend et développe sur de nouveaux exemples la méthodologie étudiée en 2010 (Beauchamp et al., 2011<sup>1</sup>). Le chapitre 0 montre comment cette approche géostatistique, fondée sur l'exploitation de données de campagnes, peut être combinée à la modélisation urbaine pour en améliorer les résultats.

### **1. ANALYSE EXPLORATOIRE DES DONNEES**

---

Les données utilisées dans cette étude ont été fournies par Lig'Air, en ce qui concerne les données de NO<sub>2</sub> mesurées par tubes passifs en 2011 sur les agglomérations de Tours et Orléans, et par Atmo Auvergne, en ce qui concerne les mesures de NO<sub>2</sub> effectuées en 2010 sur la ville de Clermont-Ferrand.

Des données de modélisation déterministe issues d'ADMS-Urban ont également été fournies par les deux AASQA.

La Figure 1 présente la répartition spatiale des concentrations de NO<sub>2</sub> sur Orléans mesurées lors de la campagne (moyennes annuelles sur 2011). Des sites de fond (15), de proximité automobile (29), et des transects (6) (mesures perpendiculaires aux axes routiers) ont été choisis pour l'échantillonnage<sup>2</sup>. Douze prélèvements d'un mois ont été réalisés en chaque site.

---

<sup>2</sup> Plan d'échantillonnage défini par Lig'Air, en concertation avec le LCSQA.

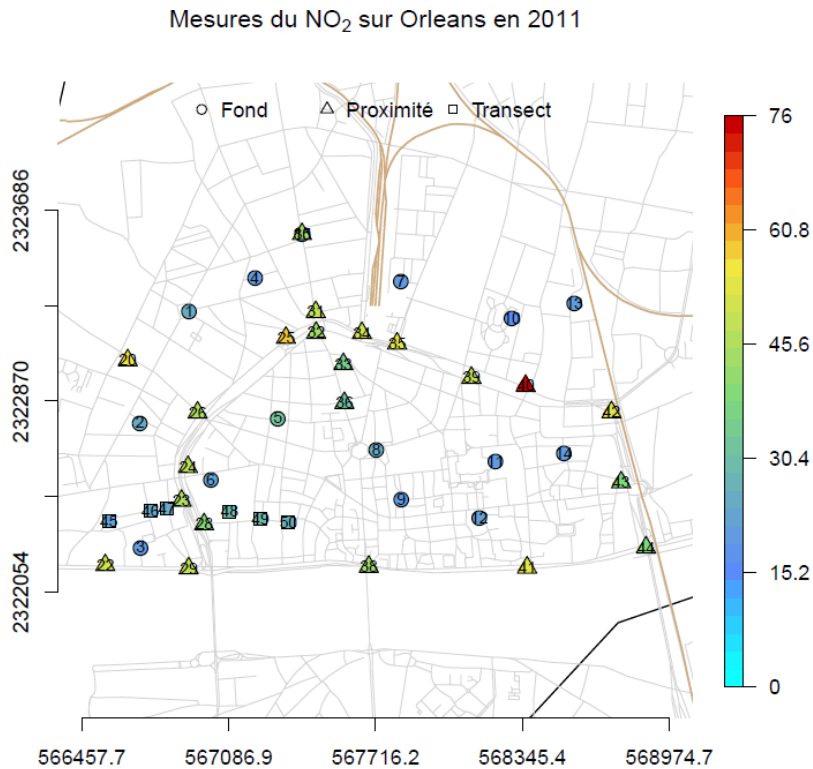


Figure 1 : Répartition des mesures par tubes à diffusion passive sur Orléans en 2011

La Figure 2 présente la répartition spatiale des concentrations de NO<sub>2</sub> sur Tours. Comme sur la ville d’Orléans, des mesures de fond (11), de proximité automobile (32), et des mesures par transects (10) ont été réalisées pendant douze mois consécutifs.

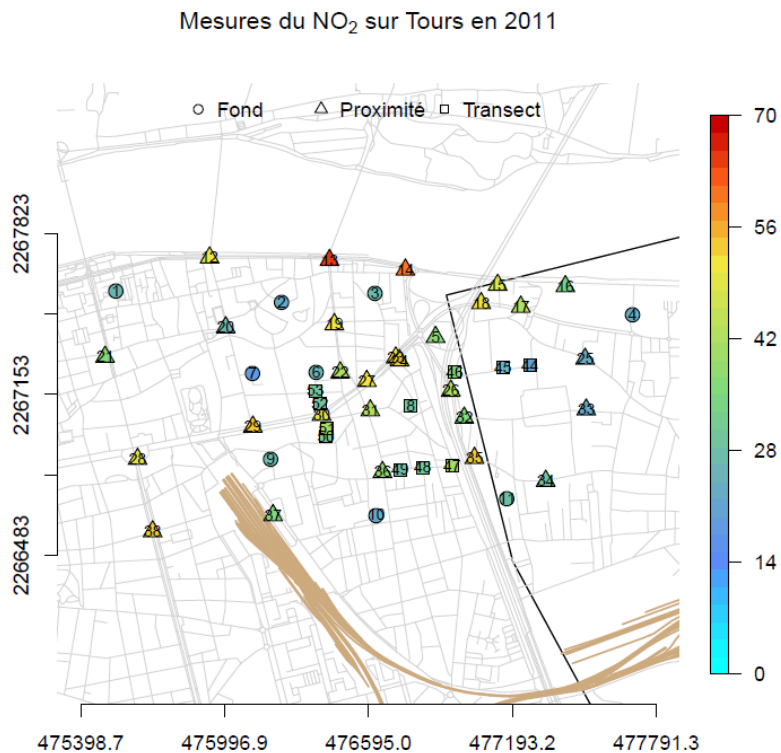


Figure 2 : Répartition des mesures par tubes à diffusion passive sur Tours en 2011



La campagne réalisée par Atmo Auvergne<sup>3</sup> a été orientée principalement sur les mesures de proximité automobile (Figure 3). Cinquante-quatre prélèvements d'une semaine ont été réalisés en chaque site entre octobre 2009 et novembre 2010.

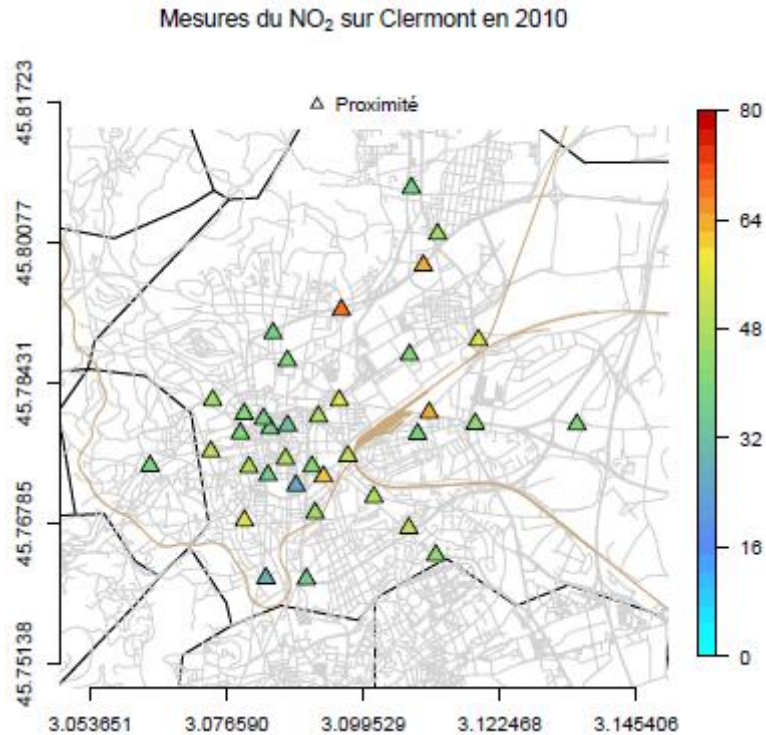


Figure 3 : Répartition des mesures par tubes à diffusion passive sur Clermont en 2009-2010

<sup>3</sup> Atmo Auvergne, 2011. Campagne de mesure du dioxyde d'azote dans l'agglomération de Clermont-Ferrand en situation de trafic. <http://www.atmoauvergne.asso.fr>.

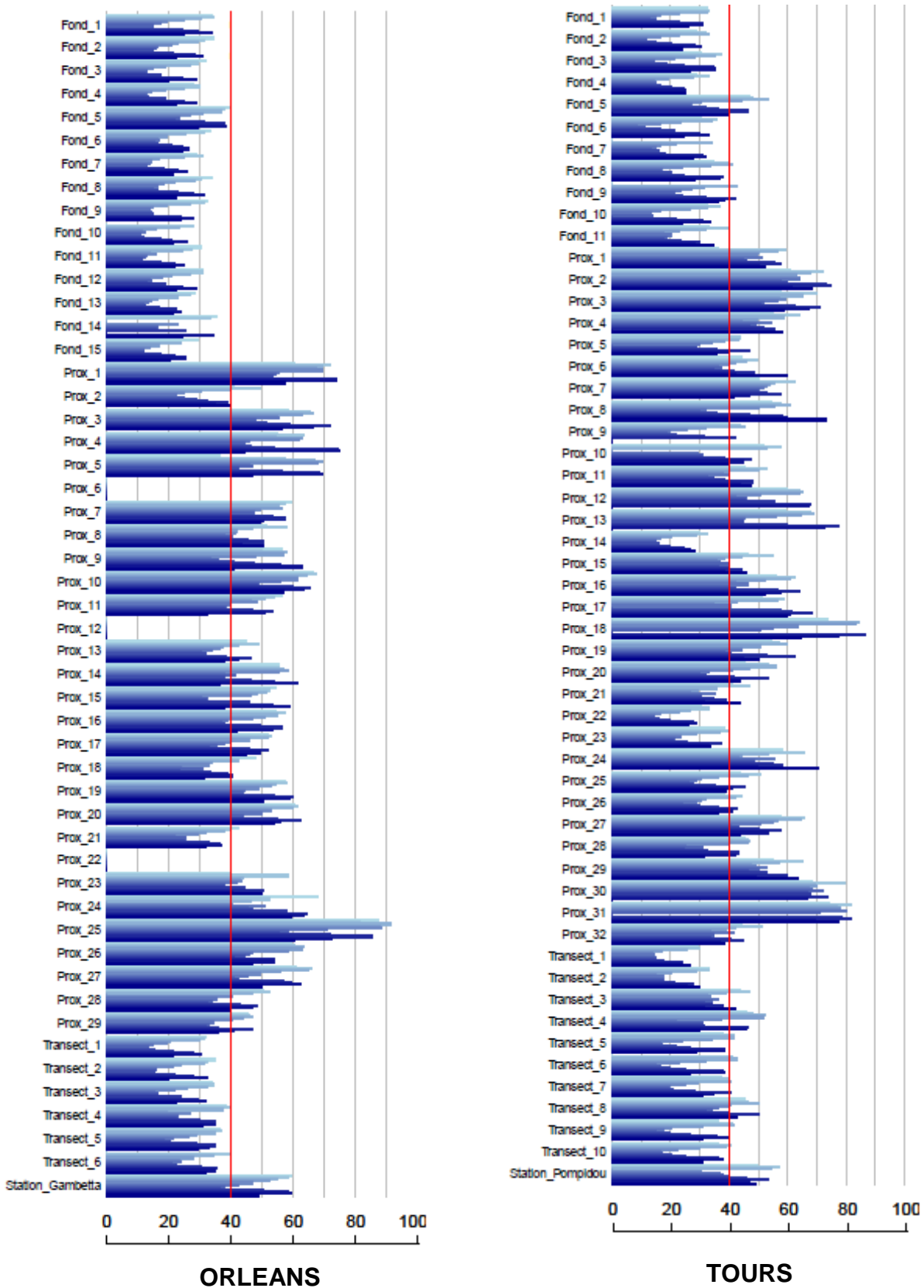


Figure 4 : Concentrations moyennes mensuelles de NO<sub>2</sub> sur Orléans et Tours en 2011  
 Pour chaque site sont représentées les 12 valeurs moyennes mensuelles mesurées en 2011

La Figure 4 présente les concentrations moyennes mensuelles 2011 en NO<sub>2</sub> sur les agglomérations de Tours et Orléans.

On observe que sur les deux villes, la plupart des sites de proximité ont des concentrations très élevées, supérieures à la valeur limite annuelle de 40µg.m<sup>-3</sup>. Les mesures de transect sont elles aussi assez fortes, et justifient la mise en place d'une méthodologie permettant de modéliser la décroissance de la pollution perpendiculairement aux axes.

Dans toute la suite, le travail portera sur les **concentrations moyennes par campagne**.

## 2. COMPARAISON AVEC LA MODELISATION ADMS

---

On cherche ici à comparer les données de modélisation ADMS aux mesures faites aux tubes.

Les données de modélisation fournies par Lig'Air portent sur les moyennes annuelles 2009 et 2010. Les années étant comparables, seuls les résultats sur 2010 sont présentés. La sortie ADMS sur Clermont est plus ancienne et remonte à 2008 ce qui introduit un biais évident dans la comparaison avec les données de la campagne de mesure 2010.

Le maillage ADMS étant relativement fin\*, on a interpolé ces sorties de modèle sur les grilles qui seront utilisées dans la suite de cette étude (maille de 20 m x 20 m), afin de faciliter les comparaisons entre modélisation déterministe et approche géostatistique. La librairie akima du logiciel R, qui interpole par triangulation, a été utilisée pour sa rapidité et sa simplicité d'utilisation. Les sorties ADMS ont également été interpolées sur les sites de mesure des tubes, afin de pouvoir étudier les corrélations entre les mesures faites en 2011, et les sorties de modèles des deux années précédentes.

---

\* Les mailles sont approximativement distantes de 50m, 250m, 500m ou 1km suivant la position des mailles par rapport aux axes routiers),

## 2.1 REGION CENTRE (ORLEANS ET TOURS)

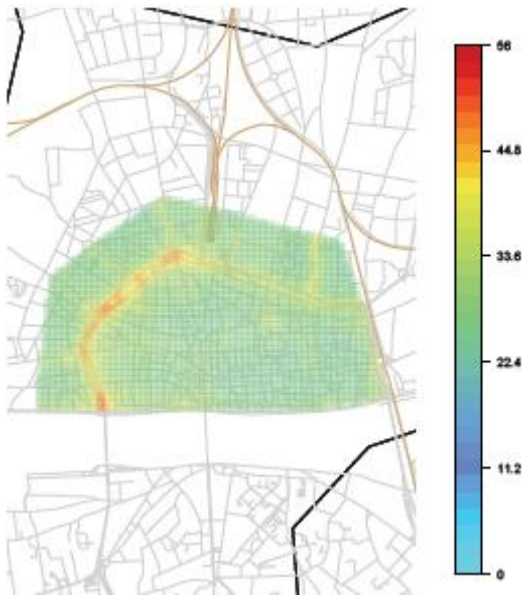


Figure 5 : Interpolation des données de modélisation ADMS relatives à 2010 sur la grille de krigeage d'Orléans

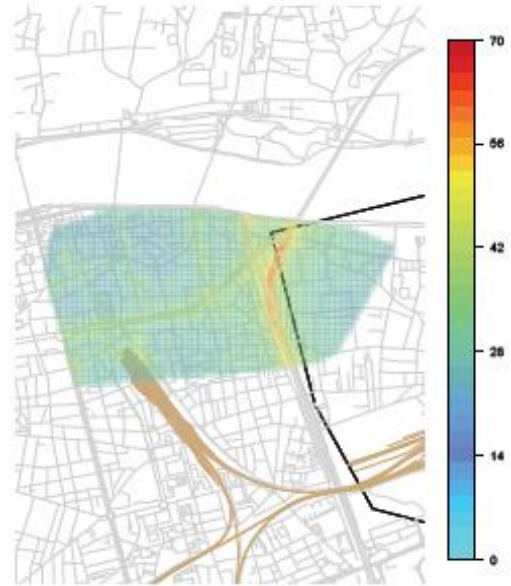


Figure 6 : Interpolation des données de modélisation ADMS relatives à 2010 sur la grille de krigeage de Tours

Les concentrations de fond (i.e les concentrations sur les sites distants de plus de 400m<sup>4</sup> d'un axe routier) modélisées sur la ville d'Orléans sont assez modérées et varient entre 20 et 25 µg.m<sup>-3</sup>. A proximité du trafic automobile, les concentrations sont sensiblement supérieures : les niveaux de pollution excèdent de manière sensible la valeur limite réglementaire, atteignant 55 µg.m<sup>-3</sup>.

Les concentrations de fond sur l'agglomération de Tours sont plus faibles que celles observées sur Orléans (entre 15 et 20 µg.m<sup>-3</sup>), mais la proximité de l'A10 à l'Est de la ville produit un incrément de pollution très élevé, avec des niveaux de concentration avoisinant 70 µg.m<sup>-3</sup>. De plus, même à proximité d'axes routiers moins importants, les concentrations de NO<sub>2</sub> modélisées affichent des niveaux supérieurs à la valeur limite annuelle.

<sup>4</sup> Ce chiffre de 400m est choisi d'après des études antérieures montrant qu'au-delà de cette distance, les axes routiers n'influencent plus les niveaux de pollution de manière certaine.

L'étude des corrélations entre les mesures réalisées en 2011 et les sorties de modèles pour 2010 font apparaître un phénomène de lissage par le modèle (Figure 7). Les concentrations modélisées sont surestimées pour les faibles niveaux de pollution et sous-estimées de manière assez prononcée pour les niveaux de pollution plus élevés, en particulier en proximité automobile. Le fait que l'estimation des concentrations sur les transects soit bonne (Figure 7) ne signifie pas que la décroissance des concentrations perpendiculairement aux axes est correctement modélisée ; les estimations de proximité étant fortement sous-estimées, cette décroissance l'est également.

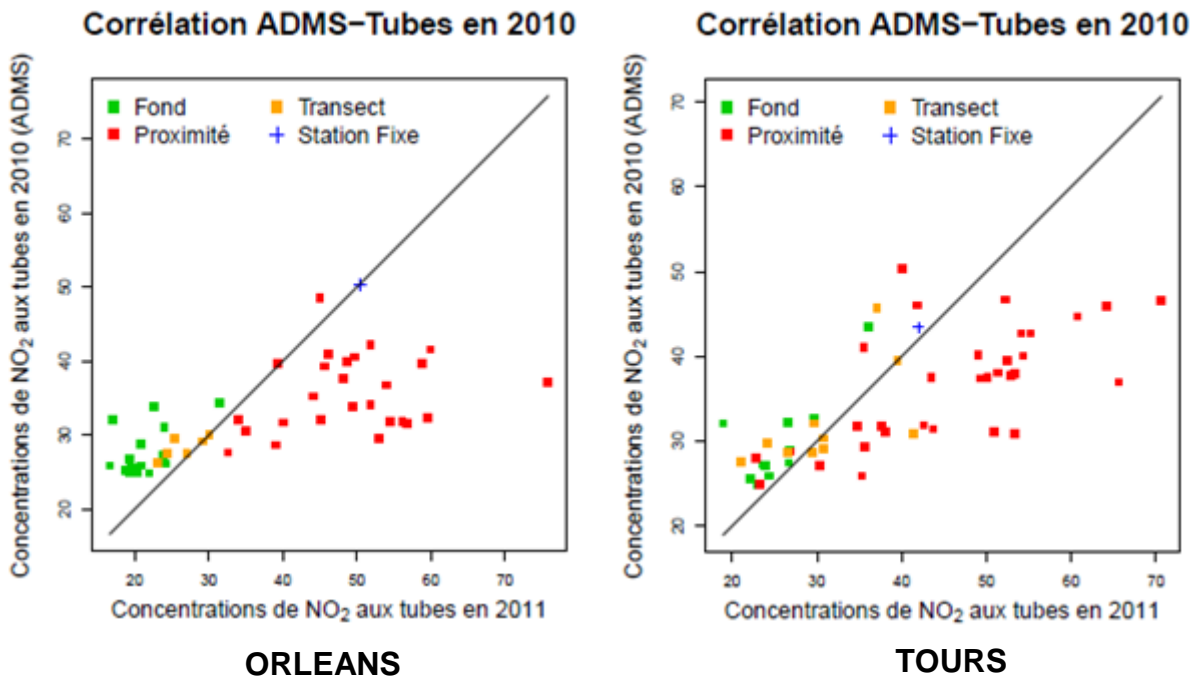


Figure 7 : Corrélations entre les concentrations moyennes annuelles mesurées sur Orléans et Tours en 2011 et concentrations moyennes annuelles modélisées avec ADMS en 2010

Ces résultats sont à nuancer car ils ne considèrent pas la question de l'exactitude métrologique des tubes à diffusion passive : en site de proximité, les tubes passifs sont moins efficaces qu'en site de fond et pour ces deux typologies, les concentrations obtenues par diffusion passive sont différentes de celles données par les analyseurs.

Tableau 1 : Scores Modèles-Mesures obtenus avec ADMS sur Tours et Orléans

	ville	RMSE	biais	corrélation
Orléans	<b>ADMS 2010</b>	12.79	4.98	0.67
Tours	<b>ADMS 2010</b>	10.46	4.43	0.71

Si la différence d'année entre le modèle et les mesures peut biaiser la comparaison, on ne peut lui imputer le lissage observé, comme l'indique l'évolution des moyennes aux stations fixes (voir Tableau 9)

## 2.2 AGGLOMERATION DE CLERMONT

La sortie ADMS\* a été interpolée sur une grille plus fine (maille de 20 m x 20 m) et sur les points d'échantillonnage. Comme précédemment, le modèle sous-estime les concentrations les plus élevées (Fig. 9). La surestimation constatée pour Tours et Orléans dans la gamme 20-30 µg/m<sup>3</sup> n'apparaît pas ici, toutes les valeurs sauf une étant supérieures à 30 µg/m<sup>3</sup>.

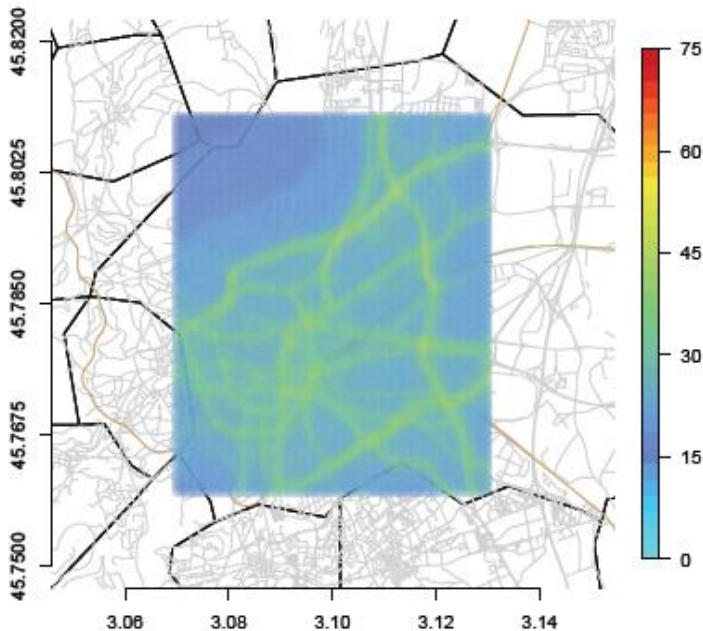


Figure 8 : Interpolation des données de modélisation ADMS 2008 sur Clermont

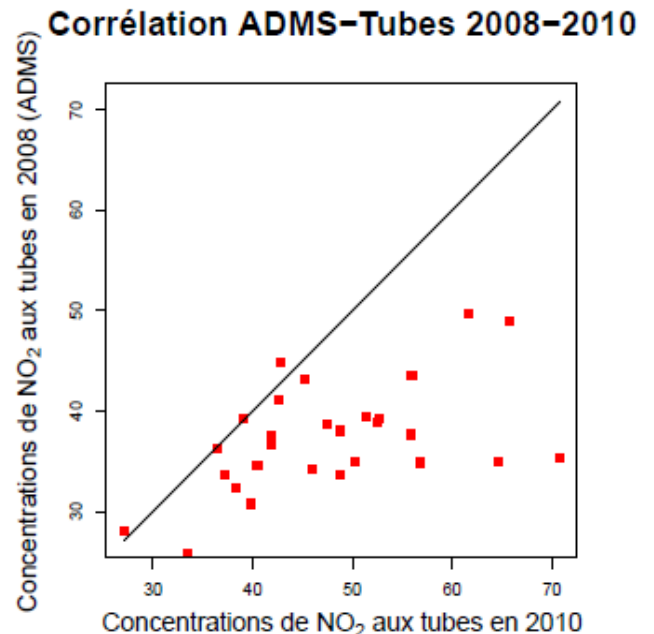


Figure 9 : Corrélations entre les mesures réalisées sur Clermont en 2009-2010 (valeurs moyennes) et les sorties de modèles 2008

## 3. GEOSTATISTIQUE ET SPATIALISATION DES DONNEES

Les campagnes de mesures du NO<sub>2</sub> par tubes à diffusion passive permettent de mettre en place des méthodes d'interpolation issues du domaine de la géostatistique, afin de prendre en compte la variabilité des concentrations sur la zone où l'on cherche à estimer les concentrations. La disponibilité de variables dites « auxiliaires », susceptibles d'expliquer les niveaux de pollution observés, permet d'améliorer l'estimation, par cokrigage ou krigeage en dérive externe. C'est cette deuxième approche qui sera utilisée dans ce rapport. Dans toute la première partie de cette section, qui porte sur la cartographie de la pollution de fond, seules les données de la région Centre sont utilisées, la ville de Clermont ne disposant pas de suffisamment de tubes de fond pour appliquer la méthodologie.

### 3.1 SELECTION DES VARIABLES D'INTERET

L'estimation par krigeage en dérive externe nécessite une étude préalable qui consiste à sélectionner les variables les mieux corrélées aux concentrations de fond du NO<sub>2</sub>, afin que

\* Tout comme sur Orléans et Tours l'espacement entre les nœuds de grille varient entre 50m et 1000m suivant la typologie des nœuds.



la relation linéaire implicitement considérée entre concentrations et variables auxiliaires soit la plus fiable possible.

Une sélection assez importante de variables a été initialement testée, comprenant des données de population rapportées à la surface ou au volume des bâtiments (on distingue alors population surfacique et population volumique), d'émissions, ainsi que les données issues de la base CORINE Land Cover<sup>5</sup> (voir Tableau 2). Différents rayons dans lesquels les variables ont été agrégées sont testés : 300m, 500m, 1km et 2km.

Les mesures de fond utilisées pour cette étude ne comprennent pas les transects, qui sont des points fortement influencés par les émissions de NO<sub>x</sub> routiers.

Tableau 2 : Sélection de variables testées pour le modèle de régression des concentrations de NO

pop_surf	pop_vol	NOx	CLC_111	CLC_112
Population surfacique	Population volumique	Emissions de NOx	Tissu urbain continu	Tissu urbain discontinu
<b>CLC_121</b>	<b>CLC_122</b>	<b>CLC_123</b>	<b>CLC_124</b>	<b>CLC_131</b>
Zones industrielles et commerciale	Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	Zones portuaires	Aéroports	Extraction de matériaux
<b>CLC_132</b>	<b>CLC_133</b>	<b>CLC_211</b>	<b>CLC_331</b>	<b>CLC_334</b>
Décharges	Chantiers	Terres arables hors périmètres d'irrigation	Plages, dunes et sable	Zones incendiées
<b>CLC_11</b>	<b>CLC_12</b>	<b>CLC_13</b>	<b>CLC_14</b>	<b>CLC_21</b>
Zones urbanisées	Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication	Mines, décharges et chantiers	Espaces verts artificialisés, non agricoles	Terres arables
<b>CLC_22</b>	<b>CLC_23</b>	<b>CLC_24</b>	<b>CLC_31</b>	<b>CLC_32</b>
Cultures permanentes	Prairies	Zones agricoles hétérogènes	Forêts	Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée
<b>CLC_33</b>	<b>CLC_41</b>	<b>CLC_42</b>	<b>CLC_51</b>	<b>CLC_52</b>
Espaces ouverts, sans ou avec peu de végétation	Zones humides intérieures	Zones humides maritimes	Eaux continentales	Eaux maritimes
<b>CLC_1</b>	<b>CLC_2</b>	<b>CLC_3</b>	<b>CLC_4</b>	<b>CLC_5</b>
Territoires artificialisés	Territoires agricoles	Forêts et milieux semi-naturels	Zones humides	Surfaces en eau

Les variables sélectionnées sont différentes d'une ville à l'autre. La population présente toujours de bonnes corrélations avec les concentrations de NO<sub>2</sub>, surtout dans des rayons assez faibles (respectivement 500m et 300m pour Orléans et Tours – voir figure 8 et 9). Les émissions de NO<sub>x</sub> ne sont bien corrélées aux concentrations de NO<sub>2</sub> que sur l'agglomération de Tours. Enfin la sélection des indices Corine Land Cover s'est de manière assez surprenante portée sur des facteurs « naturels » : les forêts et milieux naturels (**CLC3**) pour Orléans ainsi que les surfaces en eau (**CLC5**) pour Tours, où le NO<sub>2</sub> semble également lié à un indice plus attendu portant sur les zones industrielles ou commerciales et les réseaux de communication (**CLC12**). La pertinence de cette sélection

<sup>5</sup> **CORINE Land Cover** est une base de données européenne d'occupation biophysique des sols pilotée par l'Agence européenne de l'environnement : <http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>

est à remettre en cause de par le faible nombre de points de fond disponibles. C'est pourquoi on décide de ne garder que la densité de population (avec un rayon de 500m sur Orléans et 300m sur Tours), ainsi que les émissions de NO<sub>x</sub> pour la ville de Tours, variable utilisée classiquement dans ce type d'étude. ( $\mu\text{g}$ ) (nb habitants)

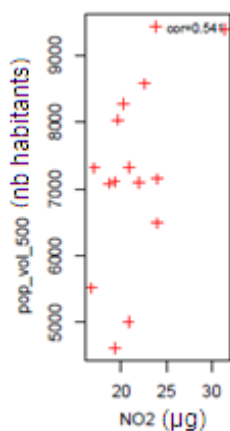


Figure 10 : Sélection des variables explicatives pour le NO<sub>2</sub> sur Orléans avec un critère de corrélation supérieur à 0.5

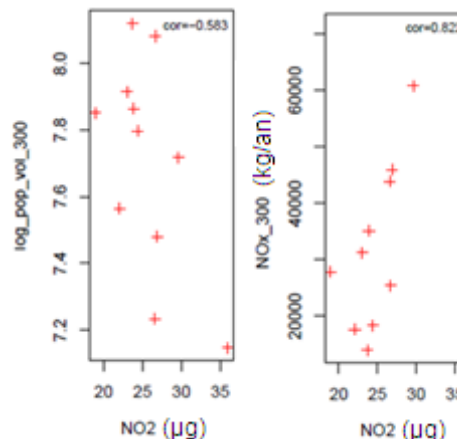


Figure 11 : Sélection des variables explicatives pour le NO<sub>2</sub> sur Tours avec un critère de corrélation supérieur à 0.5

### 3.2 DEFINITION DES GRILLES DE KRIGEAGE

Les grilles d'interpolation des concentrations de NO<sub>2</sub> sont définies en fonction de la répartition des tubes. On a volontairement exclu les sites de proximité trop éloignés des autres sites de mesure, et restreint le domaine d'estimation à l'enveloppe convexe des sites restants (la majorité des points), afin de limiter les extrapolations. Les points exclus sont les sites de proximité 1 à 4 pour Orléans et 28 à 32 pour Tours.

Cette étape n'est pas obligatoire : l'utilisation d'un maillage rectangulaire régulier convient tout à fait, la cartographie obtenue pouvant ensuite être filtrée sur les écarts-types de krigeage, qui caractérise la fiabilité de l'estimation, sous un seuil jugé raisonnable.

On présente ci-dessous les maillages construits pour les agglomérations d'Orléans et Tours (Figure 12).





Figure 12 : Grilles de krigeage définies pour les villes d'Orléans et Tours en 2011 (mailles de 20 m x 20 m)

### 3.3 ESTIMATION DE LA POLLUTION DE FOND

La méthodologie d'estimation de la pollution de fond à l'échelle locale a déjà été explicitée dans le rapport LCSQA 2010 (Beauchamp et al. 2011)<sup>6</sup>, traitant des questions de représentativité et de dépassements de valeurs limites.

On rappelle ici que les techniques d'interpolation par krigeage nécessitent l'ajustement d'une structure variographique sur un variogramme empirique calculé à partir des données.

Toutefois, le faible nombre de sites de fond disponibles (respectivement 15 et 11 sur les agglomérations d'Orléans et Tours) produisent des structures chaotiques : des structures sphériques sans effet de pépité ont donc été ajustées de manière arbitraire sur ces variogrammes (Figure 13 et Figure 14), afin de pouvoir cartographier la pollution de fond.

Ces choix ne sont pas sans conséquence. Notamment, l'effet de pépité modélisé est nul : la variance de krigeage est donc réduite, ce qui influence fortement les calculs de représentativité en concentration et de dépassement de seuil (voir partie 2).

<sup>6</sup>rapport LCSQA de 2010 : Beauchamp M., Malherbe L., Létinois L., 2011. Application de méthodes géostatistiques pour la détermination de zones de représentativité en concentration et dépassements de seuils, [www.lcsqa.org](http://www.lcsqa.org)

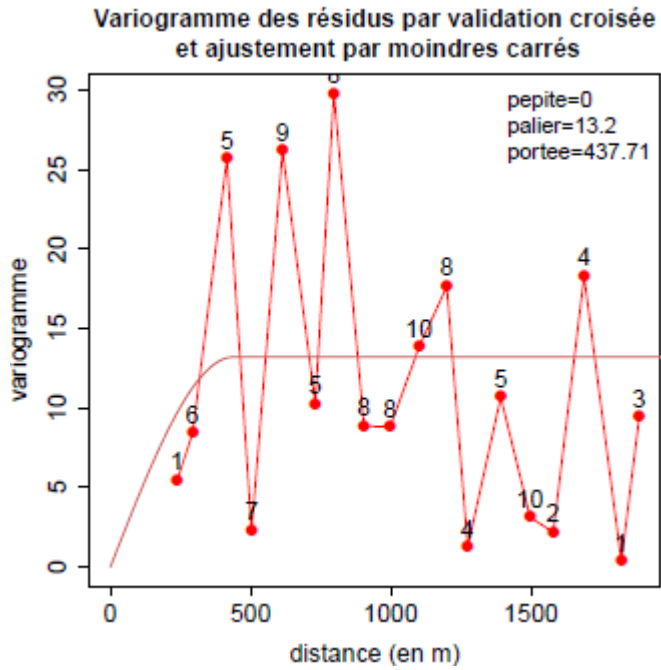


Figure 13 : variogramme réalisé à partir des données de fond sur Orléans en 2011

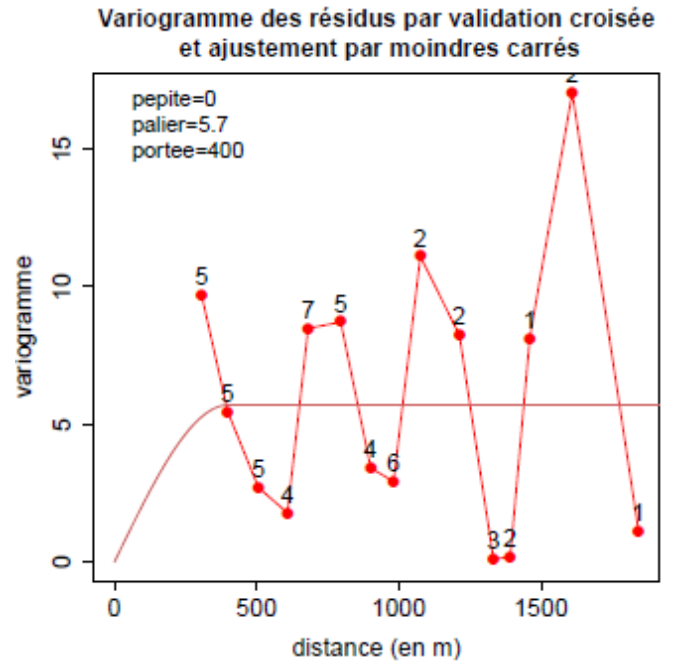


Figure 14 : variogramme réalisé à partir des données de fond sur Tours en 2011

Les concentrations de fond estimées sur Orléans et Tours peuvent être assez élevées si on les compare à la valeur limite annuelle NO<sub>2</sub> (40µg.m<sup>-3</sup>), notamment dans certaines zones à proximité des axes routiers (Figure 15 et Figure 16). Il est possible que les sites de typologie urbaine figurant dans ces zones soient tout de même soumis à l'influence du trafic.

### Estimation du NO<sub>2</sub> sur Orléans en 2011

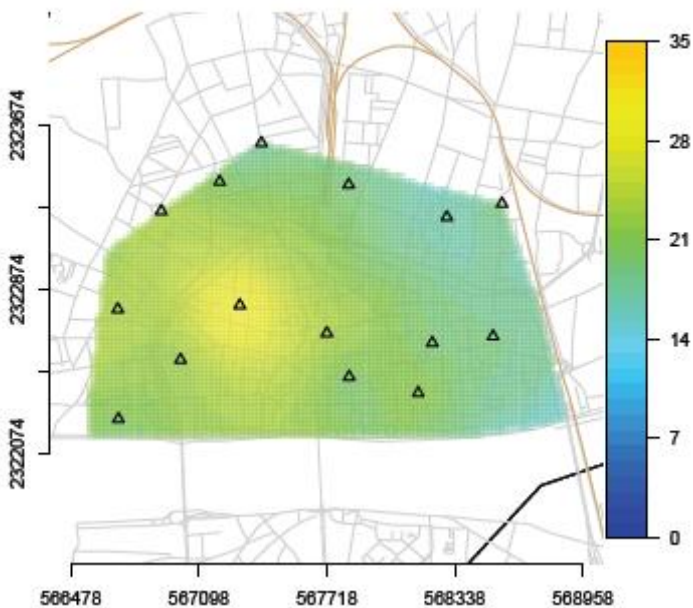


Figure 15 : Pollution de fond sur Orléans en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub>)

### Estimation du NO<sub>2</sub> sur Tours en 2011

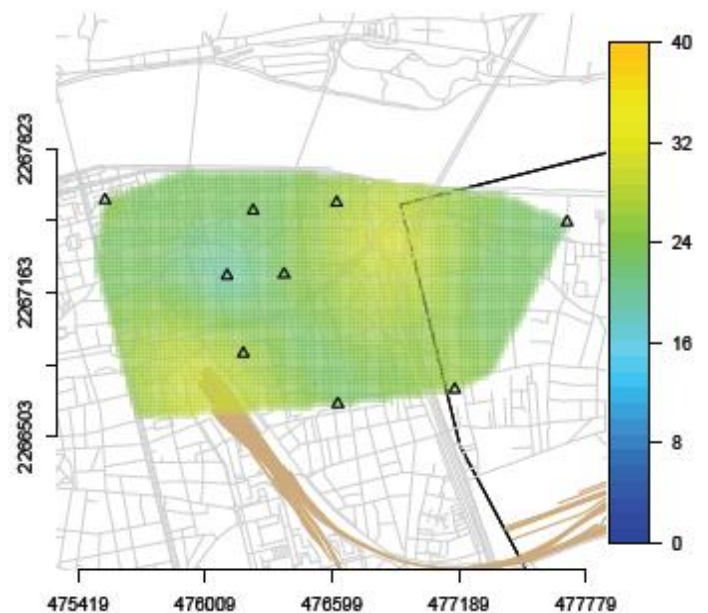


Figure 16 : Pollution de fond sur Tours en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub>)

L'échantillonnage de tubes passifs réalisé par Atmo Auvergne sur la ville de Clermont a été orienté de manière préférentielle sur les sites de proximité, ne permettant pas la construction d'une carte de pollution de fond. La faible variation des concentrations en milieu urbain autorise toutefois, en première approche, à prendre les concentrations issues des cartes analysées nationales de NO<sub>2</sub>, combinant les mesures aux stations fixes et le modèle de chimie-transport CHIMERE.

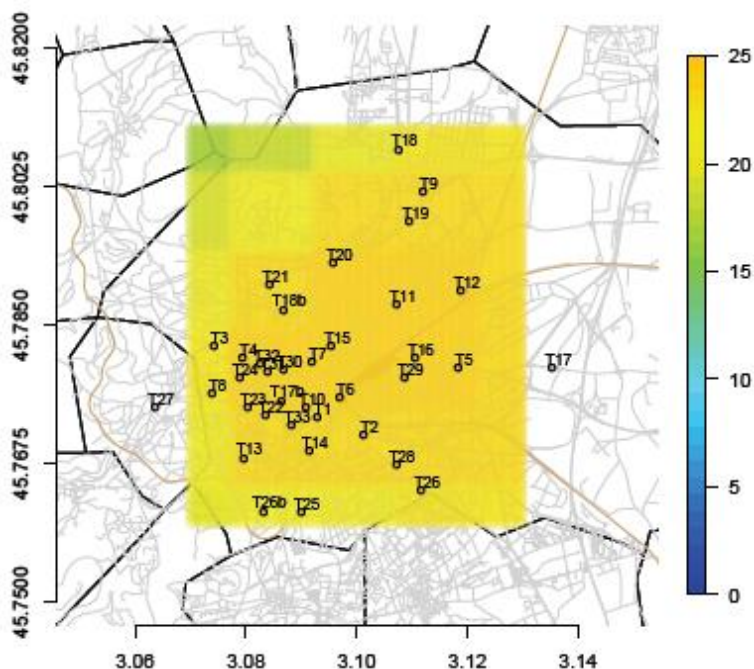
Estimation du NO<sub>2</sub> sur Clermont en 2010

Figure 17 : Carte analysée de la pollution de fond sur Clermont en 2010

### 3.4 SURPLUS DE POLLUTION LIE AU TRAFIC

La modélisation de l'incrément de pollution lié au trafic automobile se fait par le biais d'un modèle statistique (Malherbe *et al.*, 2008) qui explique ce surplus de concentration (noté  $\Delta_{TF}$ ) par différentes variables.

La difficulté de la méthodologie réside dans la mise en place de ce modèle, qui est construit sur des données comportant un grand nombre d'incertitudes : incertitude sur les concentrations mesurées aux tubes, incertitude sur les estimations des concentrations de fond par krigeage ou bien encore incertitude sur les variables explicatives.

On commence par évaluer le  $\Delta_{TF}$  dit « mesuré », en calculant les écarts de concentration mesurés sur les tubes de proximité et la concentration de fond estimée par krigeage sur ces mêmes sites.

On construit ensuite un modèle de régression linéaire pour expliquer ce  $\Delta_{TF}$ . Les variables susceptibles d'être utilisées dans le modèle sont les émissions de NO<sub>x</sub> routiers dans des rayons de 75m, 150m, 300m et 500m, ainsi que la distance par rapport à l'axe routier le plus proche. Une sélection de ces variables est faite dans un premier temps selon la qualité de la corrélation observée avec le  $\Delta_{TF}$ . Sur la ville d'Orléans, seules les émissions

de NO<sub>x</sub> dans un rayon de 75m sont conservées pour construire le modèle, alors que sur Tours la distance à l'axe est également prise en compte.

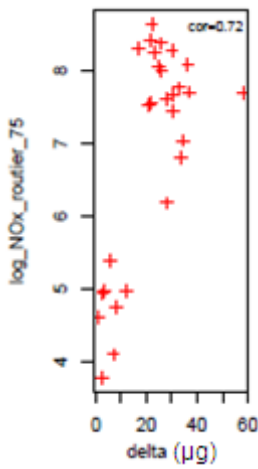


Figure 18 : Sélection des variables explicatives pour le  $\Delta_{TF}$  sur Orléans avec un critère de corrélation supérieur à 0.5

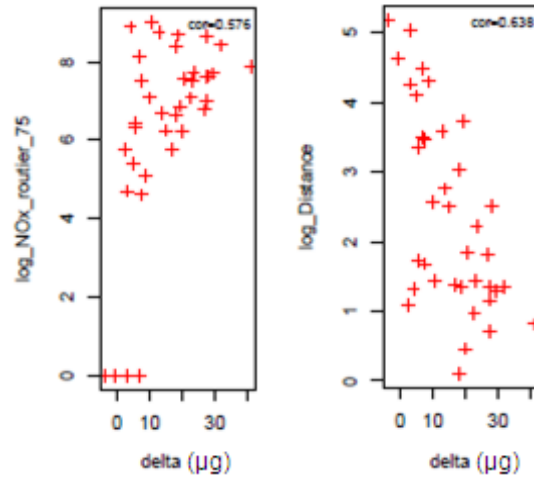


Figure 19 : Sélection des variables explicatives pour le  $\Delta_{TF}$  sur Tours avec un critère de corrélation supérieur à 0.5

On présente ci-dessous l'étude de corrélation entre le  $\Delta_{TF}$  mesuré et le  $\Delta_{TF}$  estimé par régression linéaire en validation croisée. Un phénomène de lissage prononcé apparaît : le modèle statistique ne décrit pas très précisément cet incrément de concentration. Plus particulièrement, le  $\Delta_{TF}$  observé sur les sites en transect est toujours surestimé : la décroissance des concentrations perpendiculairement aux axes n'est pas correctement prise en compte.



**ORLEANS**

**TOURS**

**Delta trafic-fond mesuré et estimé**

**Delta trafic-fond mesuré et estimé**

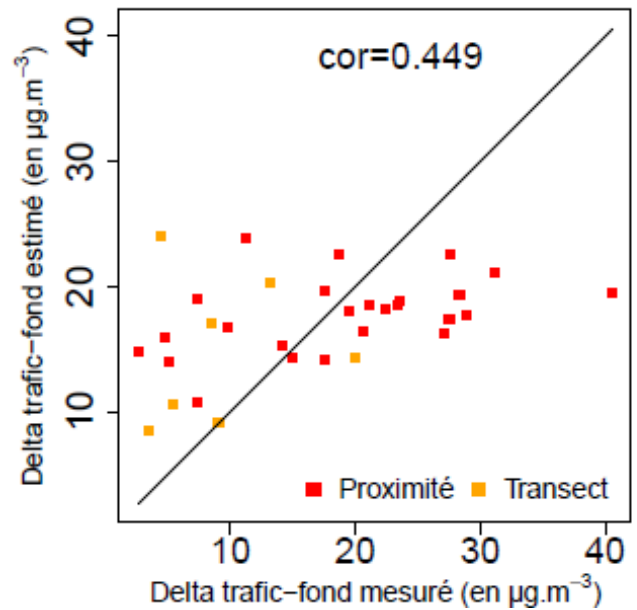
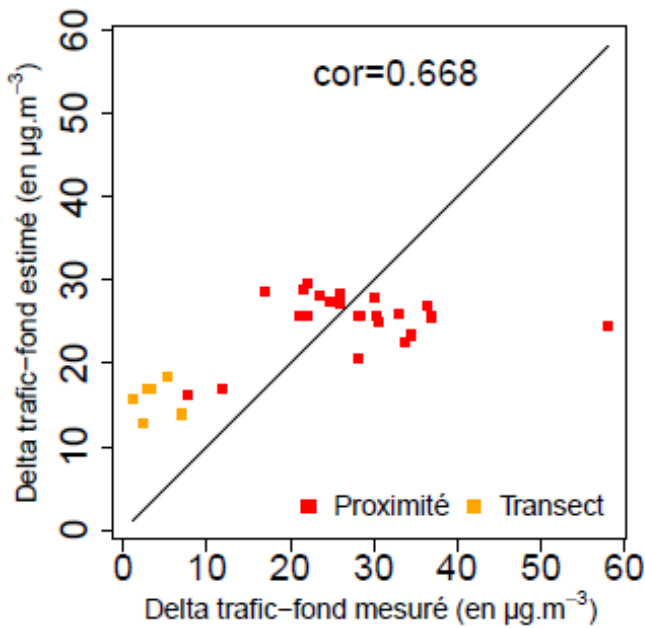


Figure 20 :  $\Delta_{TF}$  mesuré et estimé sur les agglomérations d'Orléans et Tours

**Mesure de proximité et Estimation**

**Mesure de proximité et Estimation**

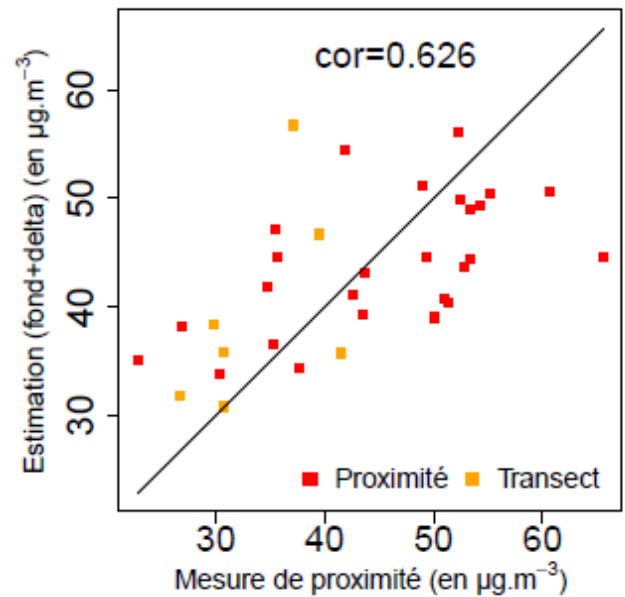
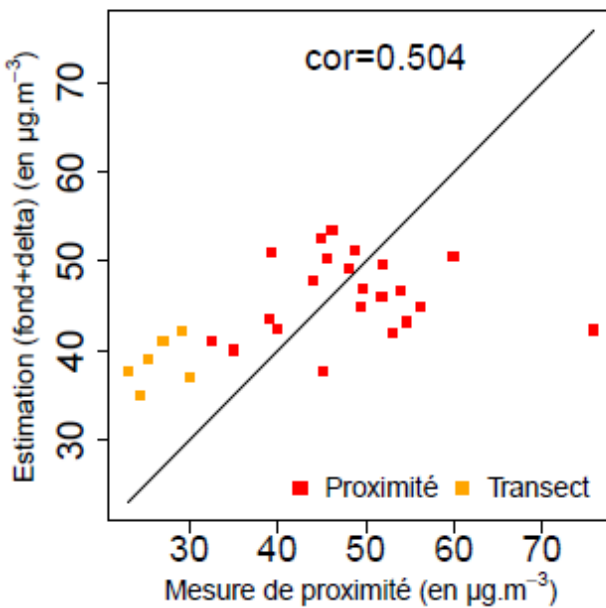


Figure 21 : Concentrations de NO<sub>2</sub> mesurées et estimées sur les sites de proximité des agglomérations d'Orléans et Tours

Sur le graphique ci-après (Figure 22), on montre le nuage de points mesure-modèle pour toutes les typologies de sites. Les concentrations de fond sont estimées par krigeage en validation croisée. Les concentrations sur les sites de proximité et les transects sont estimées en ajoutant un  $\Delta_{TF}$  estimé par validation croisée à une concentration de fond krigée.

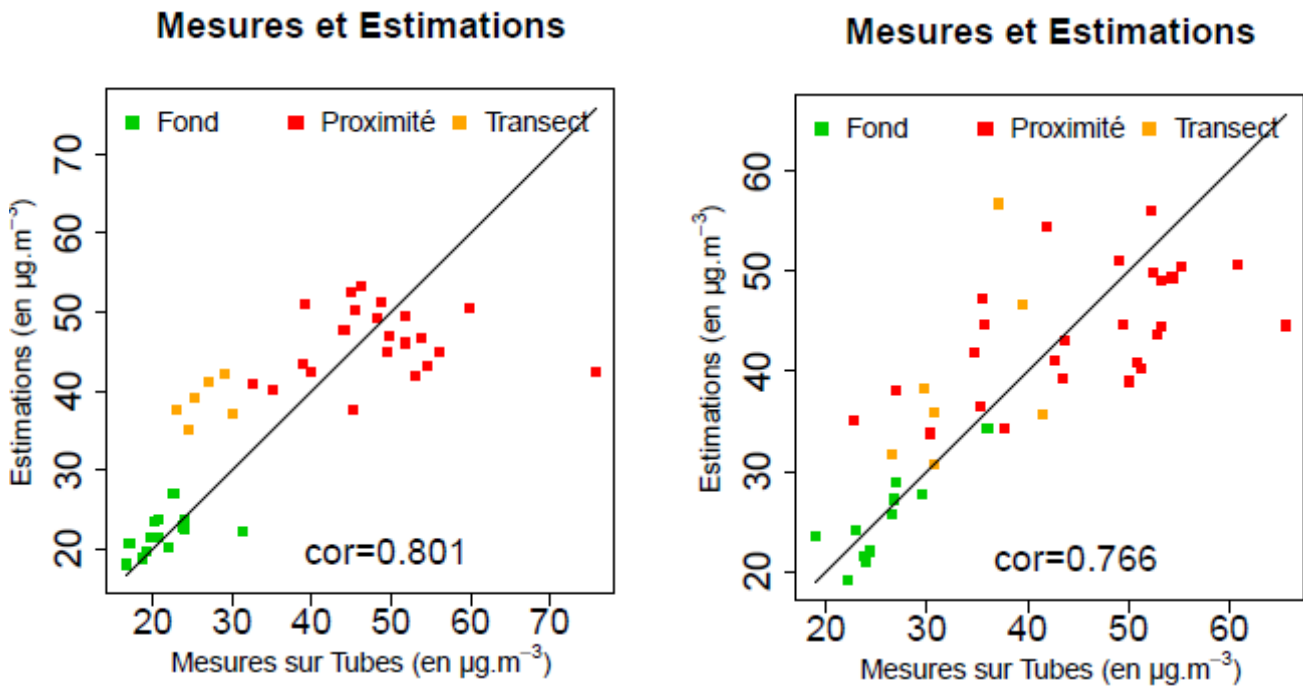


Figure 22 : Concentrations de NO<sub>2</sub> mesurées et estimées (tous sites) sur les agglomérations d'Orléans et Tours

Comme le montre le tableau 3, les scores Modèles-Mesures obtenus avec les modèles statistiques sont meilleurs que les scores obtenus avec ADMS. Néanmoins, les cartographies construites à partir des modèles statistiques ne sont pas satisfaisantes car si on applique ces modèles à l'ensemble du domaine, il apparaît que la décroissance des concentrations n'est pas correctement prise en compte. Les cartes sont, à titre de comparaison, présentées en annexe 2. On y voit clairement que pour des distances à la route proches de 100m, les concentrations n'ont que très peu diminué en comparaison de celles estimées le long des axes, ce qui ne semble pas réaliste. A défaut, il faudrait restreindre le calcul de l'incrément de pollution à certaines zones du maillage, conformes aux données d'apprentissage utilisées pour mettre en place le modèle.

Tableau 3 : Scores Modèles-Mesures obtenus avec ADMS et les modèles statistiques

	ville	RMSE	biais	corrélation
Orléans	<b>ADMS 2010</b>	12.79	-4.98	0.67
	<b>Modèle statistique 2011</b>	8.93	0.62	0.79
Tours	<b>ADMS 2010</b>	10.46	-4.43	0.71
	<b>Modèle statistique 2011</b>	8.05	0.51	0.76

### 3.5 EVOLUTION DU MODELE D'INCREMENT DE POLLUTION LIE AU TRAFIC

La construction du modèle statistique ne permet pas toujours d'obtenir un modèle fiable pour estimer les concentrations de proximité : une incertitude trop grande dans le calcul du  $\Delta_{TF}$  et les variables explicatives classiquement utilisées (émissions, population, occupation des sols) rendent parfois l'intégration de la proximité par des modèles de régression linéaires difficiles.

C'est pourquoi l'échantillonnage de la campagne de mesures est essentiel dans cette approche. Il doit permettre :

- 1- La construction d'une cartographie fiable de la pollution de fond.
- 2- Le calcul du  $\Delta_{TF}$  le long et en transect de différents axes routiers représentatifs du réseau sur l'ensemble de l'agglomération, afin de disposer d'un échantillon d'apprentissage suffisamment varié lors de la construction du modèle linéaire.

Une étude plus poussée peut néanmoins dans certains cas améliorer les cartographies. On présente ici l'approche qui a été suivie sur la ville de Tours.

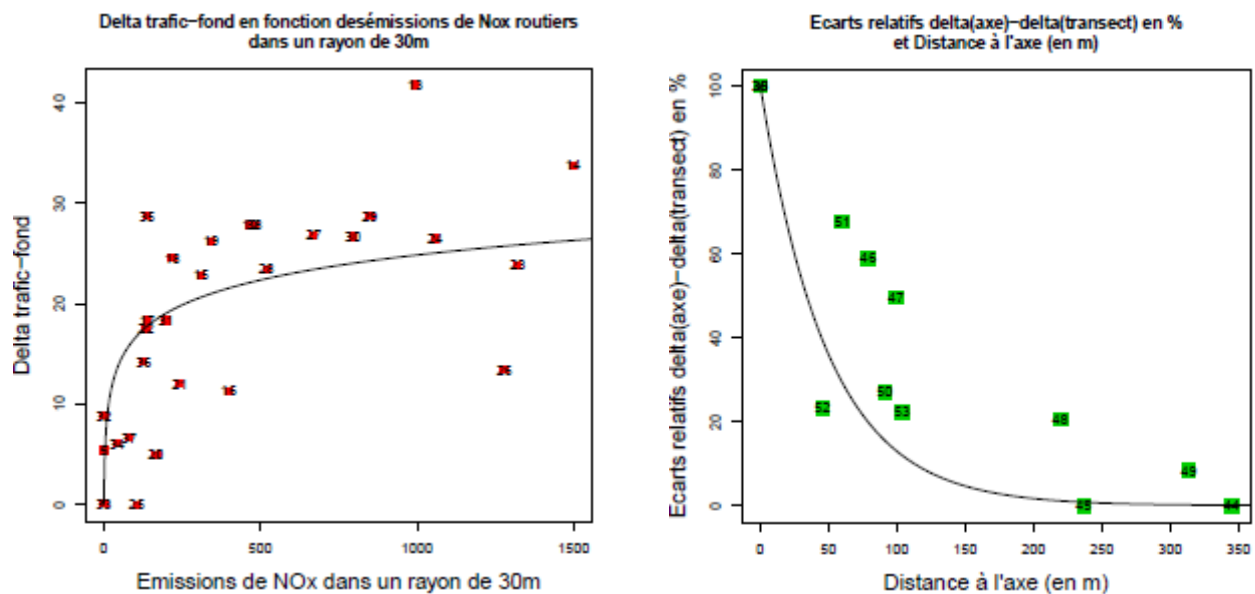


Figure 23 : Modèle d'incrément de concentration le long des axes routiers et décroissance de l'incrément en transect des axes

On s'intéresse dans un premier temps à l'incrément de concentration **le long des axes**, en observant la relation entre le  $\Delta_{TF}$  et les émissions de NO<sub>x</sub> routiers dans un cercle de faible rayon (30m). Un ajustement logarithmique est choisi pour caractériser cette relation (Figure 23 - gauche).

On observe dans un second temps la décroissance de l'incrément en fonction de la distance à l'axe routier. Une relation évidente peut être établie si l'on s'intéresse à **l'écart relatif**  $\frac{\Delta_{TF}(axe) - \Delta_{TF}(transect)}{\Delta_{TF}(axe)}$  (figure 22 - droite)

Cette méthode permet de fournir un incrément le long de tous les axes routiers du domaine. Ensuite le modèle de décroissance en transect peut être appliqué sur l'ensemble de la zone.

Dans la pratique, une maille peut subir l'influence de plusieurs axes et l'approche suivie voudrait que l'on somme tous les incréments de pollution liés à ces axes. Mais on observe

alors une surestimation des concentrations de proximité. Plusieurs raisons peuvent expliquer cette surestimation : les interactions entre les surplus de concentration, notamment pour des axes proches les uns des autres, la non-prise en compte dans le modèle de l'architecture des routes, ou bien encore l'effet de dispersion du polluant en fonction de la météo et de la direction du vent notamment : un point entre deux axes sera ainsi influencé plus fortement par un axe que par l'autre. Un échantillonnage mieux adapté à ces configurations pourrait être intéressant afin d'étudier ces phénomènes.

La Figure 24 montre la cartographie obtenue en ne sélectionnant que l'axe le plus influent pour chacune des mailles. Une sous-estimation des concentrations est alors observée dans certains cas : néanmoins, le résultat semble plus réaliste que celui obtenu avec la modélisation linéaire du  $\Delta_{TF}$ .

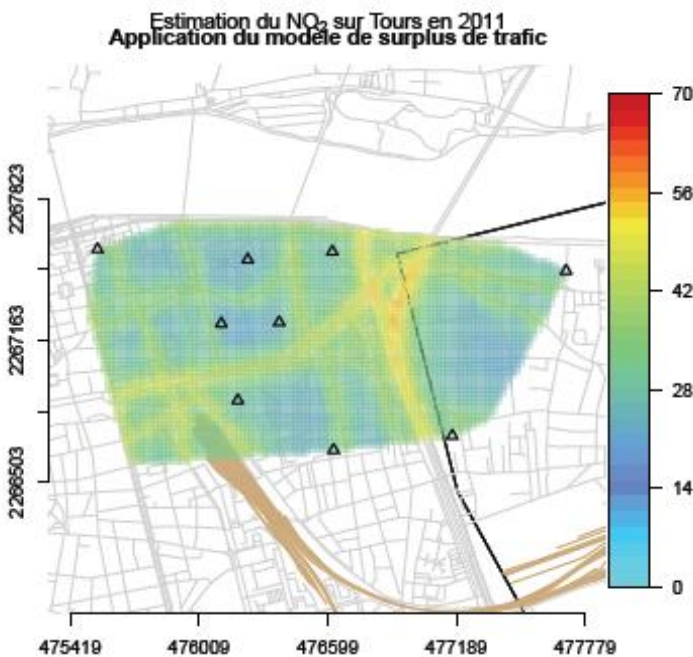


Figure 24 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Tours en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub>)

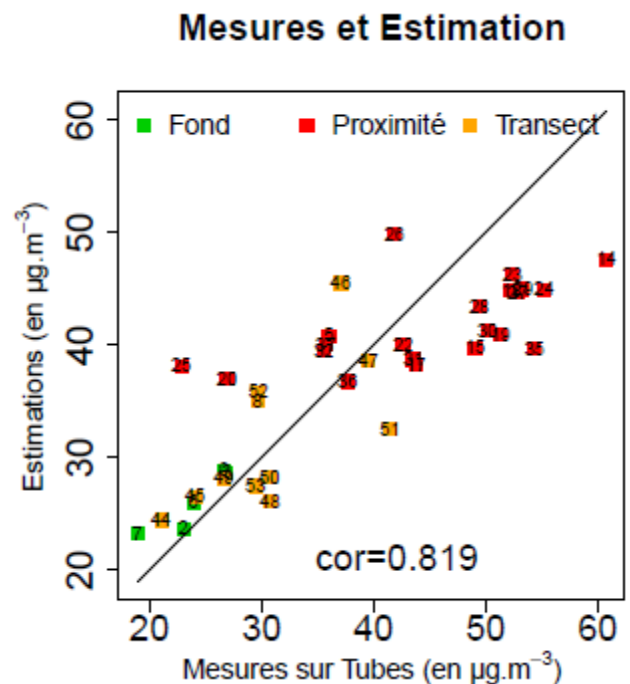


Figure 25 : Concentrations de NO<sub>2</sub> mesurées et estimées sur Tours

Tableau 4 : Scores Modèles-Mesures obtenus avec ADMS et la correction statistique sur Tours

ville	RMSE	biais	corrélation	
Tours	<b>ADMS 2010</b>	12.79	-4.98	0.67
	<b>Modèle statistique 2011</b>	7.08	-1.39	0.82

Ci-dessous, on résume les données requises pour l'application de la méthodologie.

Tableau 5 : Résumé des données nécessaires à l'application de la méthodologie d'estimation géostatistique des niveaux de pollution

**METHODOLOGIE D'ESTIMATION GEOSTATISTIQUE INTEGRANT POLLUTION**



## DE FOND ET DE PROXIMITE

**Objectif** : Construire une cartographie qui estime la pollution de fond et de proximité

**Données requises** :

- Des données de tubes passifs suffisamment nombreuses mesurant les niveaux de pollution du fond urbain, à proximité des axes routiers, et en transect de ces axes.
- Des données fines d'émission (notamment routières), de population et d'occupation des sols pour améliorer l'estimation de la pollution de fond et l'explication statistique du  $\Delta_{TF}$ . La méthode pourrait encore évoluer en intégrant des données de la BDTOPO.

## 4. CORRECTION DES MODELES URBAINS

L'utilisation croissante des modèles urbains par les AASQA pour modéliser la pollution et intégrer la proximité conduit à étendre les possibilités d'utilisation de la géostatistique. Les comparaisons réalisées au chapitre 2 montrent en effet certaines insuffisances de ces modèles qui tendent à sous-estimer les concentrations les plus élevées. Toutefois, les sorties de modèles urbains, qui intègrent des données fines d'émissions et de topographie urbaine fournissent une information utile sur la répartition spatiale de la pollution.

Si des données de modèles urbains et de campagnes sont simultanément disponibles, on cherchera donc à corriger les données de modélisation par les mesures de tubes passifs, afin de coupler les deux méthodes, déterministe et géostatistique, au sein d'une même cartographie.

De telles approches ont déjà été développées (*Jeannée et al, 2006*<sup>7</sup>), avec des variantes possibles. Dans notre cas, on restera dans l'approche qui consiste à ajouter à une cartographie de la pollution de fond un incrément de concentration lié au trafic routier. La méthodologie est décrite ci-dessous, et des exemples d'application seront discutés.

### 4.1 METHODOLOGIE ET APPLICATION

#### Etape 1

Echelle : urbaine

Polluant : NO<sub>2</sub>

**Objectif** : Cartographie de la pollution de fond

**Moyen 1** : Application du krigeage aux données d'échantillonnage.

<sup>7</sup> Jeannée et al., 2006, Cartographie de la qualité de l'air en agglomération : comment intégrer pollution de fond et pollution de proximité.

La technique de krigeage proposée est celle de la dérive externe qui permet de prendre en compte des variables auxiliaires dans l'estimation.

**Moyen 2 :** Interpolation des données de fond du modèle urbain

**Données requises :**

**Moyen 1 :**

- Données de concentration issues d'une campagne par tubes à diffusion passive : prise en compte des observations uniquement sur les sites de fond.
- Connaissance des variables auxiliaires prises en compte par le krigeage sur la grille d'estimation et aux points d'observations.

**Moyen 2 :**

- Données de fond du modèle urbain

Dans un souci de compréhension de la méthode, il est nécessaire d'expliquer comment est faite la distinction entre mailles de proximité et mailles de fond, tant pour le maillage ADMS que pour la grille d'estimation finale à 20 mètres de résolution.

Les mailles ici désignées comme mailles de fond sont celles ne figurant pas sur ou à faible distance d'un axe (5-10 mètres). Dans nos exemples, un filtre des mailles a été réalisé sous SIG pour distinguer les deux typologies. En fonction de la distance à l'axe choisi pour filtrer les mailles, certaines peuvent être classées dans la mauvaise typologie, générant des artefacts sur les cartes (Figure 41 et Figure 42). Des corrections manuelles peuvent donc être nécessaires.

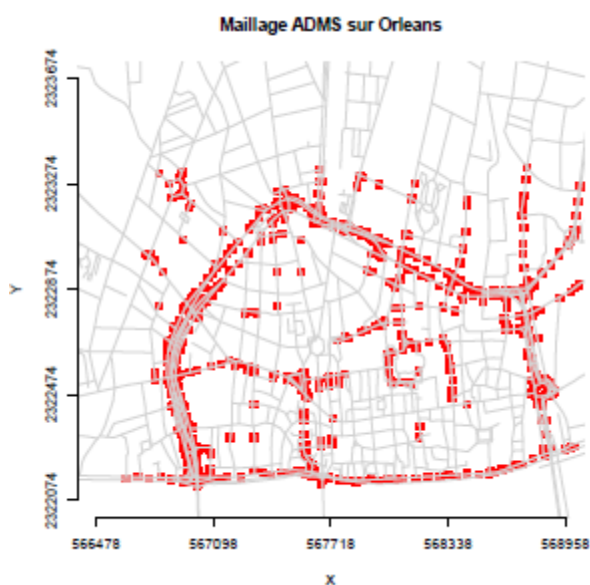


Figure 26 : Sites de proximité pour le maillage ADMS

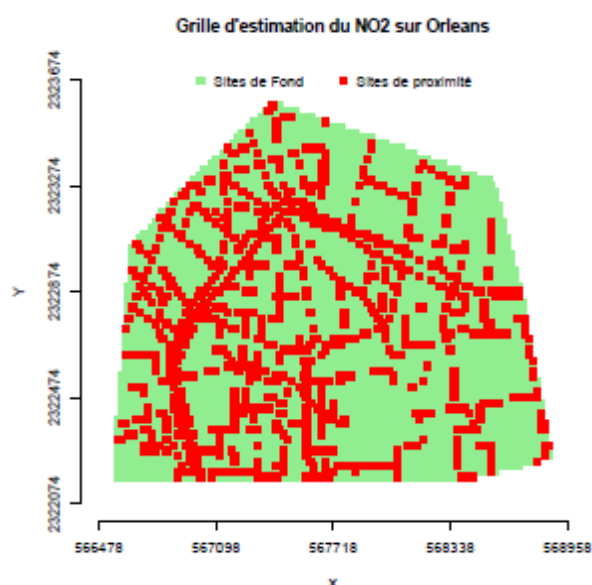


Figure 27 : Distinction sites de fond et sites de proximité pour la grille d'estimation finale

Si le krigeage à partir des tubes passifs de fond et des variables auxiliaires est choisi pour l'estimation des concentrations de fond, alors les cartographies résultantes ont été présentées dans les sections précédentes. Si, en revanche, on cherche à utiliser les données de fond du modèle urbain, alors ces dernières pourront être spatialisées par

interpolation bilinéaire si l'on juge la variabilité des concentrations de fond faible, ou par krigeage pour une procédure plus rigoureuse. Les cartographies obtenues selon la première approche dépendent de la répartition spatiale des sites de mesure, de la qualité de l'échantillonnage et des corrélations avec les variables auxiliaires. Les cartographies obtenues selon la seconde approche sont liées aux données d'entrée du modèle et en particulier à l'inventaire des émissions ; à cause du lissage déjà évoqué (cf. chapitre 2), le modèle urbain peut surestimer légèrement les niveaux de fond urbain.

<b>Etape 2</b>	Echelle : urbaine	Polluant : NO <sub>2</sub>
----------------	-------------------	----------------------------

**Objectif** : Correction des estimations du modèle urbain le long des axes

**Moyen** : Couplage des tubes de proximité et des estimations de proximité du modèle

Techniques proposées :

- Cokrigeage avec les données de tubes en variable principale et les données de modèle en variable secondaire
- Krigeage des tubes avec les données de modèle en dérive externe.

**Données requises** :

- Prise en compte des observations uniquement sur les sites de proximité.
- Prise en compte des mailles de proximité du modèle urbain.
- Les mailles de proximité du modèle urbain sont les mailles d'estimation.

Les données de proximité issues du modèle sont ensuite corrigées à l'aide des mesures de tubes placés également sur des sites de proximité. Plusieurs variantes sont possibles pour cette correction. On privilégiera dans ce qui suit un cokrigeage sur la grille de proximité du modèle urbain avec en variable principale les données de tubes et en variable secondaire les données de modèles urbains. Les données de modélisation urbaine étant disponibles exhaustivement sur la grille d'estimation, il est également possible d'utiliser un krigeage en dérive externe.

On présente ci-dessous le résultat de la correction sur les agglomérations d'Orléans, Tours et Clermont. A gauche sont présentés les résultats de la modélisation ADMS sur les mailles de proximité, et à droite, les estimations géostatistiques intégrant les données du modèle urbain sur ces mêmes mailles, ainsi que les mesures de proximité par tubes passifs.

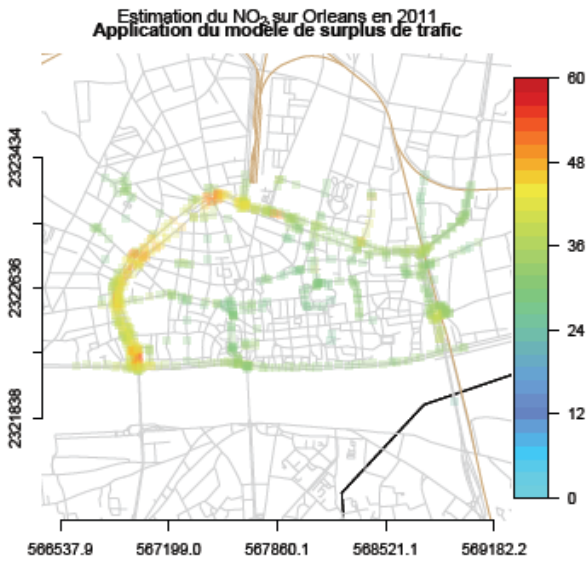


Figure 28 : Estimations ADMS de proximité sur le domaine Orléans

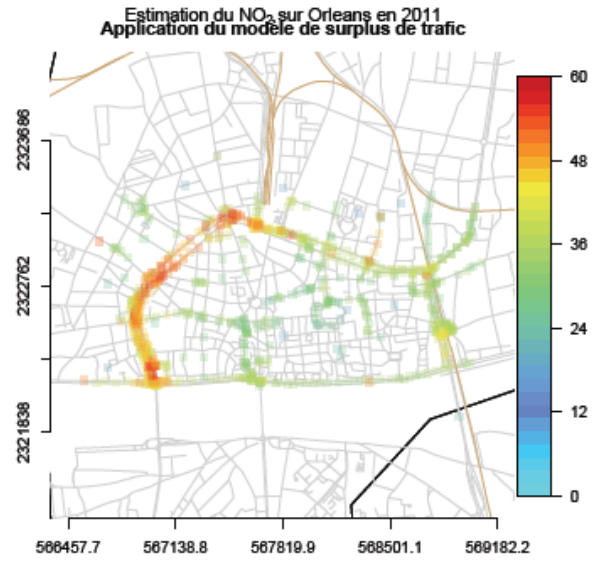


Figure 29 : Estimations ADMS de proximité corrigées sur le domaine Orléans, et tubes de proximité

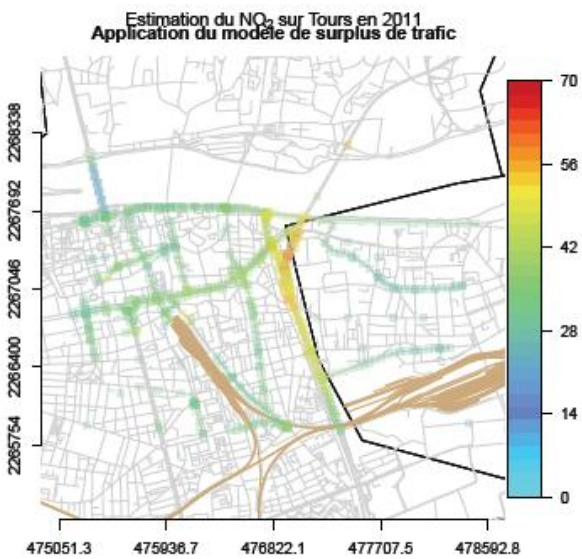


Figure 30 : Estimations ADMS de proximité sur le domaine Tours

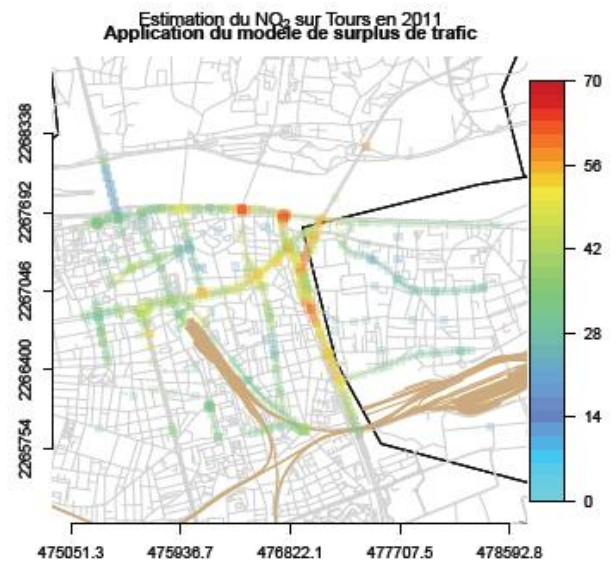


Figure 31 : Estimations ADMS de proximité corrigées sur le domaine Tours, et tubes de proximité



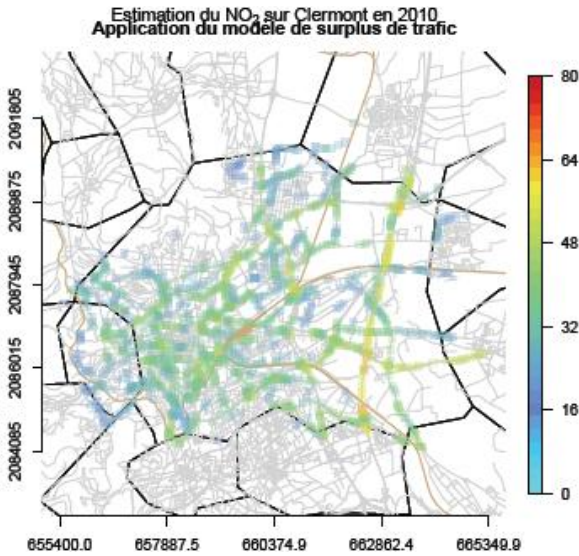


Figure 32 : Estimations ADMS de proximité sur le domaine Clermont

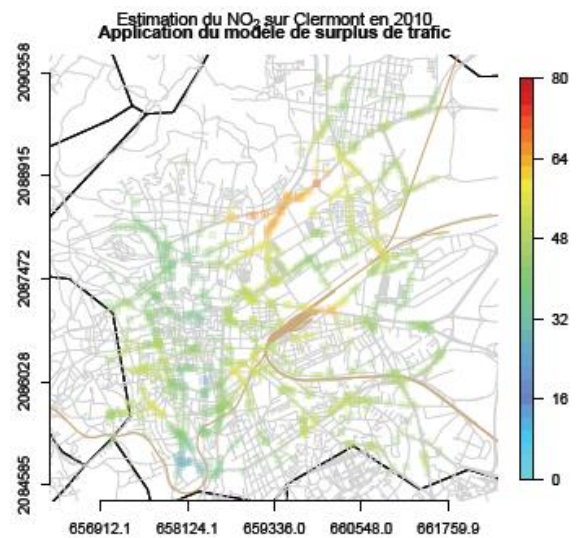


Figure 33 : Estimations ADMS de proximité corrigées sur le domaine Clermont, et tubes de proximité

<b>Etape 3</b>	Echelle : urbaine	Polluant : NO <sub>2</sub>
<b>Objectif</b> : Calcul de l'incrément de concentration le long des axes.		
<b>Moyen 1</b> : Interpolation de la grille de fond sur les mailles de proximité du modèle urbain. Calcul des différences entre les estimations de proximité en sortie de l'étape 2 et les estimations de fond en sortie de l'étape 1.		
<b>Données requises</b> :		
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Estimations de proximité (étape 2)</li> <li>- Estimations de fond (étape 1)</li> </ul>		

Les données de proximité ainsi corrigées, il est possible de calculer un incrément de concentration sur les mailles de proximité du modèle urbain. En effet, la mesure du NO<sub>2</sub> est supposée connue après correction et la quantité de pollution impartie au fond peut être simplement calculée à partir de la grille de fond (la faible variation de la pollution de fond à petite échelle rend une interpolation bilinéaire suffisante).

Ensuite, deux options ont été suivies pour spatialiser le  $\Delta_{TF}$  (étape 4 et 4 bis de la méthodologie) et la cartographie finale est obtenue après une simple sommation des cartes des niveaux de fond et de l'incrément de pollution  $\Delta_{TF}$ .

<b>Etape 4</b>	Echelle : urbaine	Polluant : NO <sub>2</sub>
----------------	-------------------	----------------------------

**Objectif :** Spatialisation de l'incrément de concentration sur la grille d'estimation finale

**Moyen :** Estimation de l'incrément sur le domaine complet  
 La technique proposée est celle du krigeage simple (à moyenne connue) avec moyenne nulle.

**Données requises :**

- Incrément de concentration (étape 3)

La technique du krigeage simple (KS) est utilisée car elle permet de fixer la moyenne globale du niveau de pollution sur le domaine. On fixera cette moyenne à zéro, car on estime qu'en s'éloignant des axes routiers, le  $\Delta_{TF}$  tend vers zéro. Cette technique est celle qui a été utilisée dans les travaux cités précédemment.

Un modèle de variogramme à faible portée est ajusté afin de modéliser la décroissance de la pollution avec l'éloignement par rapport aux axes.

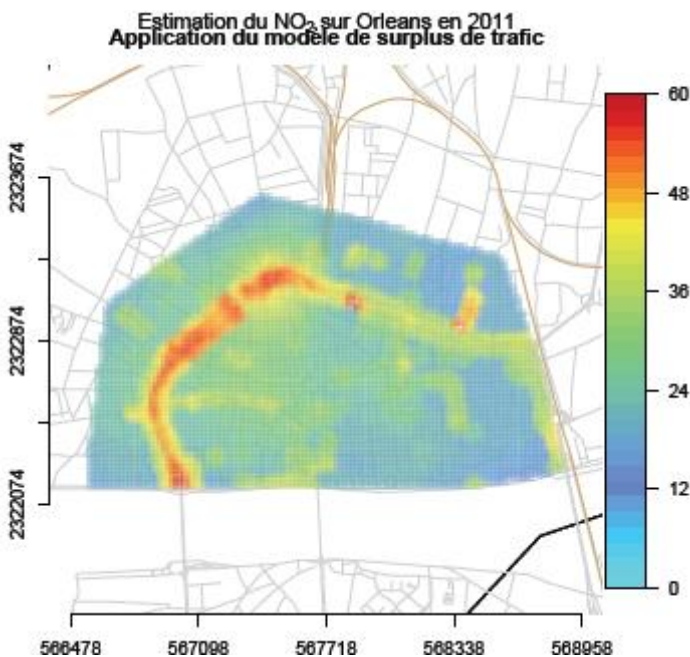


Figure 34 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Orléans en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub>)  
**Correction avec KS**

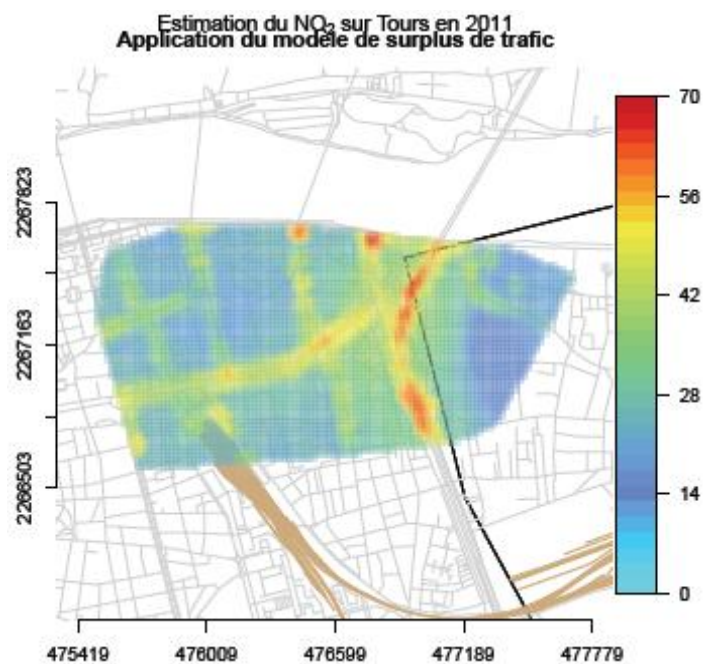


Figure 35 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Tours en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub>)  
**Correction avec KS**

On propose d'étendre cette approche dans l'étape 4-bis en spatialisant l'incrément sur les nœuds de proximité de la grille d'estimation finale par un krigeage ordinaire, une moyenne nulle n'étant pas justifiée sur ces sites. En revanche, un krigeage simple est utilisé sur le reste du domaine.

**Etape 4 BIS**

Echelle : urbaine

Polluant : NO<sub>2</sub>

**Objectif :** Spatialisation de l'incrément de concentration sur la grille d'estimation finale

**Moyen :**

**ETAPE 4-1 :** Estimation de l'incrément sur les nœuds de proximité de la grille d'estimation finale

La technique proposée est celle du krigeage ordinaire. Le variogramme utilisé est calculé sur les données de proximité ADMS corrigées.

**ETAPE 4-2 :** Estimation de l'incrément sur les nœuds de fond de la grille d'estimation finale

La technique proposée est celle du krigeage simple (à moyenne connue). Le variogramme utilisé est un variogramme partiel entre sites de proximité ADMS et tubes de fond (voir détails ci-dessous)

**Données requises :**

- Incrément de concentration (étape 3)

Un premier krigeage (ordinaire) est réalisée sur le domaine de proximité, i.e. toutes les mailles situées à une distance inférieure ou égale à 5 mètres d'un axe routier. Le variogramme expérimental (noté  $\gamma_{PP}$  pour variogramme intra-nœuds de proximité) est calculé classiquement sur les données ADMS corrigées.

On a :

$$\gamma_{PP}(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{\substack{h-\delta h < |x-y| < h+\delta h \\ x,y \in P}} [\Delta_{TF}(x) - \Delta_{TF}(y)]^2$$

$P$  étant l'ensemble des sites de proximité ADMS

Un second krigeage (simple à moyenne nulle) est réalisée sur le domaine de fond, i.e le domaine complet auquel on retranche le domaine de proximité. Le variogramme expérimental utilisé est alors partiel. On cherche à estimer la variabilité de l'incrément du  $\Delta_{TF}$  entre les nœuds de proximité et les sites de fond.

On notera ce variogramme partiel  $\gamma_{PF}$  pour variogramme entre sites de proximité et sites de fond :

$$\gamma_{PF}(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{\substack{h-\delta h < |x-y| < h+\delta h \\ x \in P, y \in F}} [\Delta_{TF}(x) - \Delta_{TF}(y)]^2$$

$P$  étant l'ensemble des nœuds de proximité ADMS

$F$  étant l'ensemble des sites de fond (traverse inclus)

Les figures ci-dessous présentent les structures variographiques  $\gamma_{PP}$  et  $\gamma_{PF}$  obtenues sur les données de Tours. Les variogrammes expérimentaux présentent une allure assez lisse et sont ajustables par des modèles pépité+sphérique ou pépité+exponentiel.

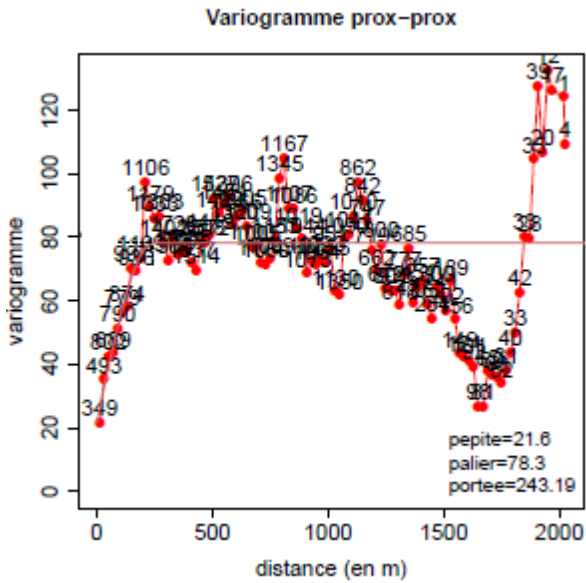


Figure 36 : Variogramme utilisé pour la spatialisation des données de proximité par krigeage ordinaire sur la grille de proximité de Tours en 2011

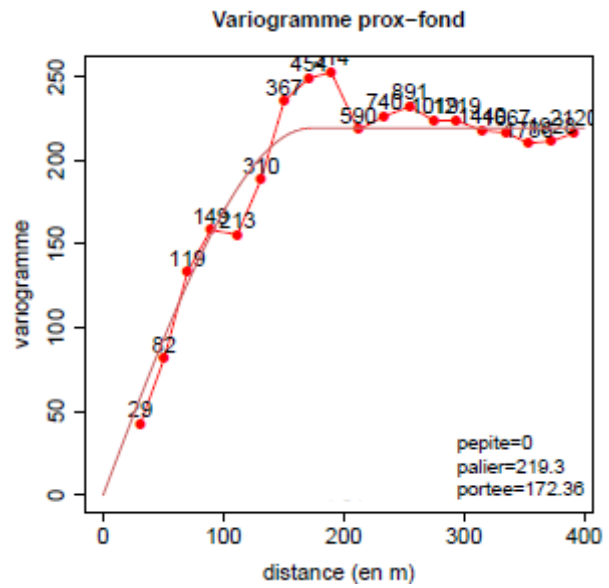


Figure 37 : Variogramme utilisé pour la spatialisation des données de proximité par krigeage simple à moyenne nulle sur la grille de fond de Tours en 2011

Des variogrammes similaires ont été obtenus sur la ville d'Orléans.

On récapitule les différents paramètres variographiques (modèle sphérique) dans le Tableau 6:

Tableau 6 : paramètres des variogrammes pour la spatialisation des données de proximité

	ville	pépite	palier	portée
Orléans	$\gamma_{PP}$	15.3	107.1	579.33
	$\gamma_{PF}$	11.4	178.6	345.93
Tours	$\gamma_{PP}$	21.6	78.3	243.19
	$\gamma_{PF}$	0	219.3	172.36

Les cartographies construites avec la correction  $KO^{prox}-KS^{fond}$  présentent des différences avec la correction KS. Elles présentent notamment moins d'artefacts et le schéma de diffusion semble mieux reproduit, de par la continuité des estimations perpendiculairement aux axes (Figure 38 et Figure 39).



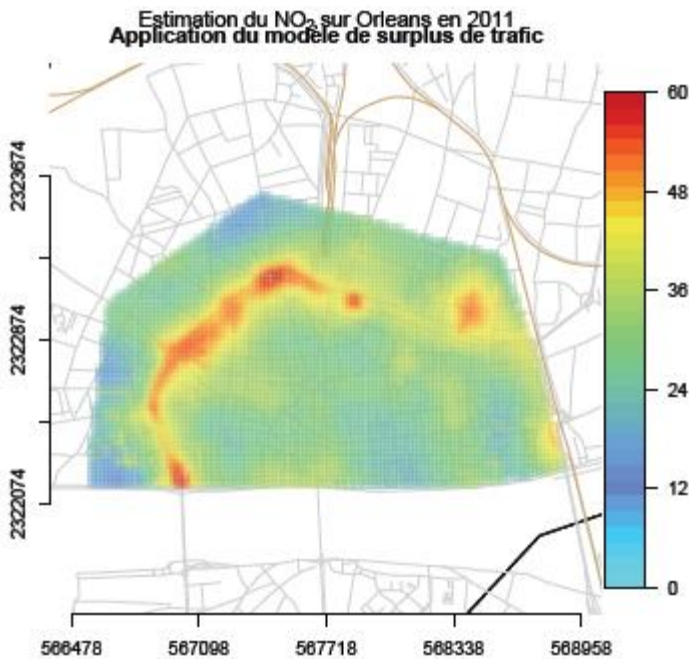


Figure 38 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Orléans en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub>)  
**Correction avec KO<sup>prox</sup> et KS<sup>fond</sup>**

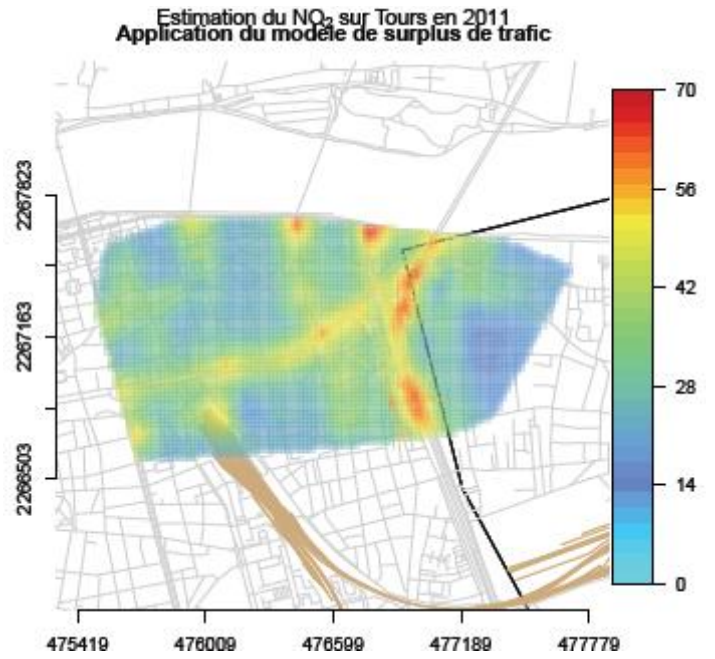


Figure 39 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Tours en 2011 (concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub>)  
**Correction avec KO<sup>prox</sup> et KS<sup>fond</sup>**

Il semblerait que la décroissance des concentrations soit dans certains cas surestimée : on le voit bien à la portée des variogrammes  $\gamma_{PF}$ , qui, en particulier sur Orléans, semble trop importante. Ce phénomène peut être expliqué de deux façons :

- Premièrement, par la non-stationnarité du processus de dispersion du NO<sub>2</sub> en proximité automobile. Or, en première approche, nous n'avons utilisé dans l'étape de spatialisation que des krigeages sans dérive. La prise en compte des émissions de NO<sub>x</sub> routiers ou de la configuration de la rue améliorerait probablement les résultats.
- Ensuite, le variogramme partiel  $\gamma_{PF}$  utilisé moyenne, pour une distance h, le carré des écarts absolus entre toutes les paires de points prox-fond distants de h. Or, un point situé en transect d'un axe routier important est principalement influencé par cet axe, et non par les axes mineurs situés à faible distance. Le variogramme partiel utilisé, qui ne tient pas compte de cette distinction, sous-estime donc la décroissance des concentrations.

Une nouvelle sélection dans les paires de points utilisées pourrait être introduite, privilégiant l'axe routier le plus important par exemple. Ainsi sur Orléans, on obtient un variogramme dont la portée est divisée par trois (345.93 contre 116.94):

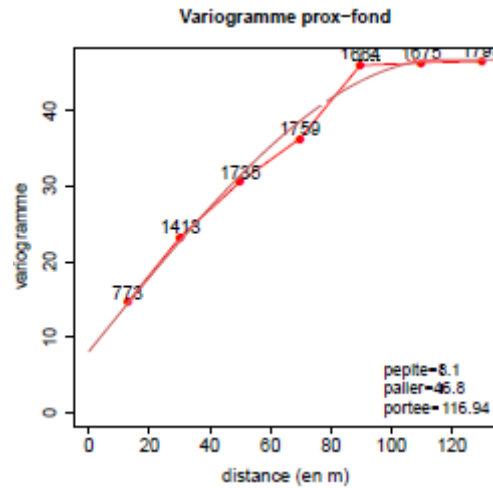


Figure 40 : Variogramme utilisé pour la spatialisaiton des données de proximité par krigeage simple à moyenne nulle sur la grille de fond d'Orléans en 2011

De cette manière, la décroissance des concentrations est mieux prise en compte perpendiculairement aux axes. Ci-après les nouvelles cartographies obtenues :

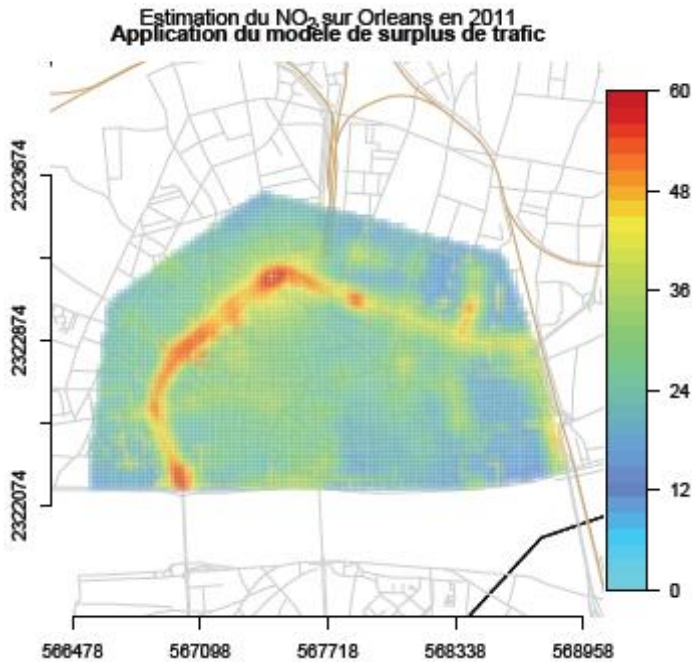


Figure 41 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Orléans en 2011

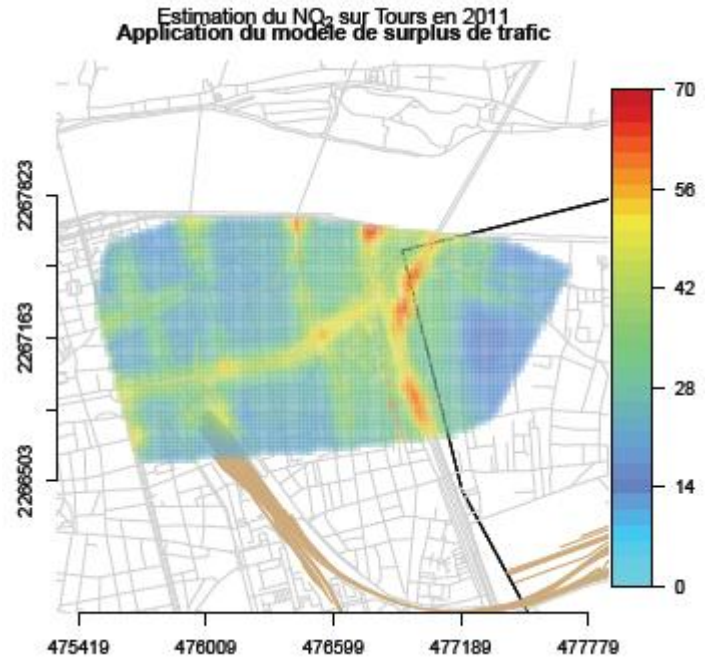


Figure 42 : Pollution intégrant le fond et la proximité sur Tours en 2011

Les nuages de points Modèles-Mesures (Figure 43) permettent de constater la bonne qualité de la modélisation.

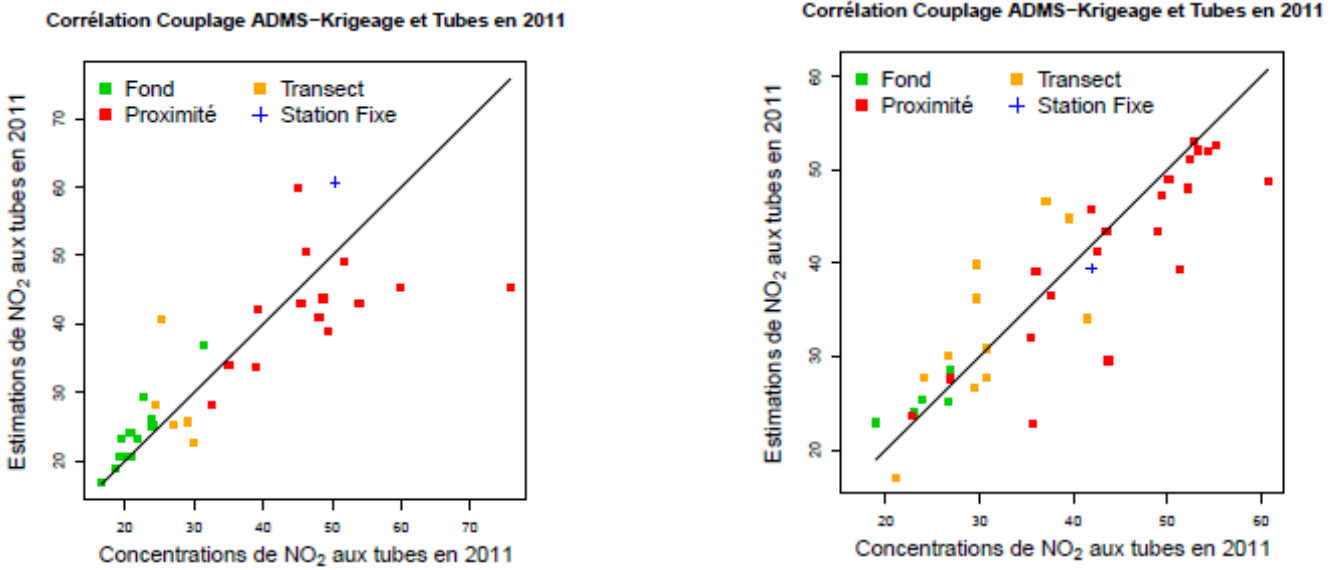


Figure 43 : Corrélations entre les concentrations moyennes annuelles mesurées sur Orléans (gauche) et Tours (droite) en 2011 et concentrations moyennes annuelles **Correction avec KO<sup>prox</sup> et KS<sup>fond</sup>**

#### 4.2 REMARQUES

La méthodologie de correction des données de modèles urbains par les campagnes de tubes passifs est prometteuse. Elle permet de construire des cartes de concentration réalistes, où les deux techniques de modélisation, géostatistique et déterministe sont utilisées. Les scores obtenus sont également bien meilleurs que ceux d'ADMS seuls:

Tableau 7 : Scores Modèles-Mesures obtenus avec ADMS, la Correction avec KS \* et la Correction avec KO<sup>prox</sup> et KS<sup>fond</sup> \*\*

	ville	RMSE	biais	corrélation
Orléans	ADMS 2010	12.79	-4.98	0.67
	Correction avec KS *	7.93	-1.61	0.85
	Correction avec KO <sup>prox</sup> et KS <sup>fond</sup> **	8.47	-0.91	0.81
Tours	ADMS 2010	10.46	-4.43	0.71
	Correction avec KS *	7.48	-1.65	0.78
	Correction avec KO <sup>prox</sup> et KS <sup>fond</sup> **	5.55	-1.14	0.88

\* spatialisé des données de proximité par krigeage simple sur le domaine complet

\*\* spatialisé des données de proximité par krigeage ordinaire sur le domaine proximité et par krigeage simple sur le domaine fond

Cependant, elle nécessite des pré-requis qu'il est important de rappeler ici :

Tableau 8 : Résumé des données requises pour l'application de la méthode de correction des modèles urbains

<b>METHODOLOGIE DE CORRECTION DES MODELES URBAINS</b>
<b>Objectif :</b> Construire une cartographie qui corrige le phénomène de lissage des modèles urbains
<b>Données requises :</b> <ul style="list-style-type: none"><li>- Des mailles ADMS suffisamment nombreuses et disposées sur l'ensemble du réseau routier à une résolution suffisamment fine.</li><li>- De nombreuses mesures de tubes en proximité pour corriger le modèle urbain.</li><li>- Des données fines d'émission et de population pour affiner la correction du modèle</li><li>- Des transects et des tubes de fond urbains non soumis à l'influence d'axe routier afin de disposer d'une cartographie de la pollution de fond et d'un <math>\Delta_{TF}</math> les plus fiables possible.</li></ul>

Cette approche souligne l'importance des campagnes de mesure par tubes passifs. Les données issues de ces campagnes permettent de corriger les modèles urbains et d'améliorer l'estimation de la pollution de proximité. La simple intégration du modèle urbain en dérive externe ou en co-variable des tubes pouvant conduire à des corrections trop élevées des niveaux de concentration, on préconise aussi d'inclure dans la correction des dérives telles que les émissions de NO<sub>x</sub> routiers. D'ailleurs, de bonnes données d'émission ainsi qu'un échantillonnage adapté des tubes passifs peuvent se révéler suffisants pour construire la cartographie dans le cas où l'AASQA ne dispose pas de modèles urbains. A ce titre, on se reportera à l'annexe 4 qui présente des résultats de campagne effectués par Madinair ces cinq dernières années.

Enfin, on notera les nombreuses perspectives sur ce type de travail. On pense notamment aux limites du krigeage :

- 1- Lors de l'étape de spatialisation du  $\Delta_{TF}$  sur la grille de fond, l'interpolation ne prend pas en compte l'additivité des émissions routières dans le cas des mailles soumises à l'influence de plusieurs axes. Cet aspect a déjà été évoqué en section 3.5 et reste à développer.
- 2- Lors de l'étape de spatialisation du  $\Delta_{TF}$  sur la grille de proximité, l'interpolation ne prend en compte la dimension de réseau de la grille. C'est pourquoi des artefacts peuvent apparaître sur des axes routiers mineurs. L'application de méthodes dérivées du krigeage, intégrant notamment la notion de graphes, pourrait alors être envisagée. De manière plus simple, une sélection restreinte des axes à prendre en compte peut être faite.

En effet, le variogramme partiel utilisé pour spatialiser les données de proximité ne s'intéresse qu'aux écarts maximaux en concentrations entre les mesures de fond et les

mailles de proximité ADMS après correction. De plus, cette approche introduit une anomalie mathématique entre le variogramme calculé ici et les équations du krigeage qui, elles, continuent de considérer tous les sites de proximité dans l'estimation.

Des modifications pourront être ainsi apportées pour optimiser les résultats. On évaluera en outre la possibilité de réduire le nombre d'étapes.

## PARTIE 2 : REPRESENTATIVITE EN CONCENTRATION ET DEPASSEMENTS DE SEUILS

---

Le cadre géostatistique qui a été développé précédemment pour construire une cartographie du NO<sub>2</sub> en moyenne annuelle sur les agglomérations d'Orléans et Tours permet d'appliquer la méthodologie mise en place par le LCSQA (Beauchamp *et al.*, 2011<sup>8</sup>) pour l'évaluation des zones de représentativité en concentration et la quantification des surfaces et population exposées aux dépassements de valeurs limites. Cette méthodologie reprend, valide et étend les différents travaux méthodologiques réalisés sur le NO<sub>2</sub> depuis quelques années (Cori, 2005, Bobbia *et al.*, 2008, Cárdenas et Malherbe, 2007).

### 1. REPRESENTATIVITE EN CONCENTRATION

---

#### 1.1 ELEMENTS THEORIQUES

On rappelle ici les principaux aspects de la méthodologie pour évaluer la zone de représentativité d'une station de mesure. On note :

$Z(x)$  : la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> au point  $x$

$Z(x_0)$  : la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> de la station située en  $x_0$

$\delta$  : l'écart maximal de concentration toléré entre le point  $x$  et la station fixe située en  $x_0$

Le point  $x$  appartient à la zone de représentativité de la station située en  $x_0$  si :

$$|Z(x) - Z(x_0)| < \delta$$

En notant  $\varepsilon$  l'erreur d'estimation,  $Z = Z^* + \varepsilon$ , la définition de l'appartenance d'un point à la zone de représentativité devient  $|Z^*(x) + \varepsilon(x) - Z(x_0)| < \delta$ , (on négligera alors l'erreur de mesure à la station).

Ainsi, une condition suffisante pour que la définition soit vérifiée est :

$$|\varepsilon(x)| < \delta - |Z^*(x) - Z(x_0)|.$$

En introduisant un risque statistique (faible) que cette inégalité ne soit pas vérifiée, et en choisissant conventionnellement  $\varepsilon(x)$  de loi normale centrée et dont l'écart-type est égal à l'écart-type de krigeage  $\sigma_K$  en  $x$ , alors le point  $x$  appartiendra à la zone de représentativité s'il vérifie  $|Z^*(x) - Z^*(x_0)| < \delta - \sigma_K(x) * q_{1-\frac{\eta_{RC}}{2}}$ . (où  $q_{1-\frac{\eta_{RC}}{2}}$  est le quantile d'ordre  $1 - \frac{\eta_{RC}}{2}$  de la distribution gaussienne).

#### 1.2 APPLICATIONS

On présente ci-dessous les concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub> mesurées aux stations fixes dans les agglomérations d'Orléans et Tours en 2011. A titre de comparaison,

---

<sup>8</sup> rapport LCSQA de 2010 : Beauchamp M., Malherbe L., Létinois L., 2011. Application de méthodes géostatistiques pour la détermination de zones de représentativité en concentration et dépassements de seuils, [www.lcsqa.org](http://www.lcsqa.org)



sont ajoutées les mesures 2009 et 2010 ainsi que l'interpolation des sorties ADMS pour ces mêmes années.

Tableau 9 : Concentrations moyennes annuelles en NO<sub>2</sub> mesurées aux stations fixes dans les agglomérations d'Orléans et Tours en 2011

ville	Code BDQA	Nom du site	Typologie	Moyenne NO2 2011	Moyenne NO2 2009	ADMS 2009	Moyenne NO2 2010	ADMS 2010
Orléans	34011	Préfecture	Urbaine	20	23	26.82	22	27.41
	34013	Gambetta	Trafic	40	44	36.24	42	36.07
Tours	34025	La Bruyère	Urbaine	17	19	22.42	22	23.68
	34028	Pompidou	Trafic	56	45	35.10	45	36.42

L'application de la méthodologie à la cartographie de la pollution de fond sur Orléans montre que la station urbaine 34011 est représentative des niveaux de concentrations observée sur la ville, à l'exception d'une zone à proximité de la station 34013, plus fortement influencée par les émissions de NO<sub>x</sub> routiers.

Sur Tours, en utilisant les données du modèle d'incrément présenté dans la section 3.5 de la partie 1, la station Pompidou sera considérée comme représentative d'une portion de l'axe routier près duquel elle est implantée.

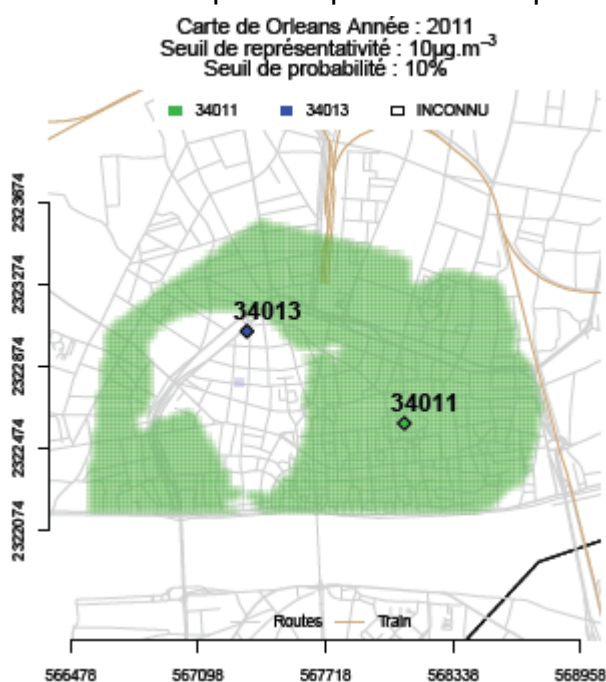


Figure 44 : Zone de représentativité en concentration définie sur la ville d'Orléans pour la pollution de fond (34011)

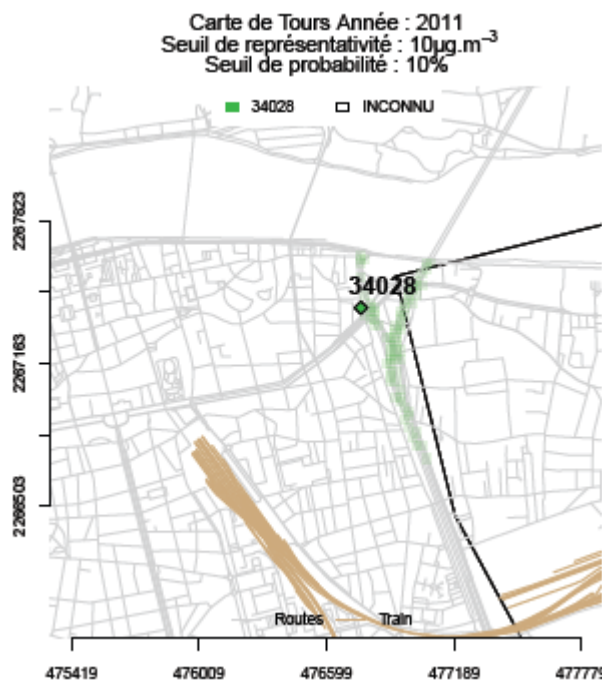


Figure 45 : Zone de représentativité en concentration définie sur la ville de Tours pour la station Trafic de Pompidou (34028)

## 2. DEPASSEMENTS DE SEUILS

### 2.1 ÉLÉMENTS THEORIQUES

On reprend ici le même cadre probabiliste que pour la notion de représentativité en concentration. Il est possible d'évaluer la probabilité que la concentration  $Z(x)$  dépasse le

seuil, indépendamment des zones de représentativité en concentration (on se reportera au rapport 2011 qui traite de la difficulté à relier ces deux notions) :

$\mathbb{P}[Z(x) > s] = \mathbb{P}\left[T > \frac{s - Z^*(x)}{\sigma_K(x)}\right] = 1 - F\left(\frac{s - Z^*(x)}{\sigma_K(x)}\right)$  où F est la fonction de répartition de la loi normale.

Si l'on introduit le risque statistique  $\eta_{DS}$ , que la concentration d'un point qui n'est pas considéré dans la zone de dépassement, dépasse en réalité le seuil, alors on obtient l'équation suivante :

$$\mathbb{P}[Z(x) > s] < \eta_{DS} \Leftrightarrow Z^*(x) < s - \sigma_K(x) * q_{1-\eta_{DS}}$$

Dans la phase appliquée de la méthodologie, on introduit deux types de risques : le risque alpha de première espèce pour évaluer les zones en non-dépassement de seuil et le risque beta de seconde espèce pour évaluer les zones en dépassement. Le risque alpha sera faible (5%) tandis que beta sera choisi plus fort (34%). On préfère considérer un point en dépassement alors qu'il ne l'est pas réellement, plutôt que de ne pas considérer un point en dépassement alors qu'il l'est.

Formellement, cela se traduit par :

**Zone de non-dépassement (avec alpha=5%) :**

$$\mathbb{P}[Z(x) > s] < \alpha \Leftrightarrow Z^*(x) < s - \sigma_K(x) * q_{1-\alpha} \Leftrightarrow Z^*(x) < s - 1.65 * \sigma_K(x)$$

**Zone de dépassement (avec beta=34%) :**

$$\mathbb{P}[Z(x) \leq s] < \beta \Leftrightarrow Z^*(x) > s - \sigma_K(x) * q_{\beta} \Leftrightarrow Z^*(x) > s + 0.41 * \sigma_K(x)$$

Les points ne vérifiant aucun des deux critères précédents seront dans une zone dite d'incertitude.

Les définitions précédentes font intervenir le terme  $\sigma_K(x)$ , correspondant à l'écart-type de krigeage en x. Il correspond généralement à l'écart-type obtenu lors de la cartographie de la pollution de fond et se pose alors la question de la gestion de l'incertitude du  $\Delta_{TF}$  estimé.

Dans le cadre du couplage ADMS-tubes passifs, on fait une hypothèse forte sur les erreurs d'estimation du surplus de pollution lié au trafic en considérant que cette erreur suit une loi gaussienne centrée en 0 et d'écart-type égal à l'écart-type du krigeage ordinaire ou simple suivant la position de la maille, noté  $\sigma_K^P$  (par opposition à l'écart-type de krigeage sur la pollution de fond obtenu par krigeage ordinaire en dérive externe noté  $\sigma_{KDE}^F$ ).

Alors, on obtient :

$$\varepsilon(x) = \sigma_{KDE}^F \cdot T + \sigma_K^P \cdot T = \sqrt{(\sigma_{KDE}^F)^2 + (\sigma_K^P)^2} \cdot T \text{ où } T \sim \mathcal{N}(0,1)$$

Et les nouveaux critères pour statuer sur les dépassements de valeurs limites peuvent s'écrire comme suit :



**Zone de non-dépassement :**

$$\mathbb{P}[Z(x) > s] < \alpha \Leftrightarrow \mathbb{P}\left[T \leq \frac{s - Z^*(x)}{\sqrt{(\sigma_{KDE}^2)^2 + (\sigma_K^P)^2}}\right] > 1 - \alpha \Leftrightarrow Z^*(x) < s - \sqrt{(\sigma_{KDE}^2)^2 + (\sigma_K^P)^2} * q_{1-\alpha}$$

**Zone de dépassement :**

$$\mathbb{P}[Z(x) \leq s] < \beta \Leftrightarrow Z^*(x) > s - \sqrt{(\sigma_{KDE}^2)^2 + (\sigma_K^P)^2} * q_\beta$$

En conséquence, le filtre conventionnel effectué sur la carte de probabilité par les risques statistiques alpha et beta fixés respectivement à 5% et 34% doit être adapté car on sait que le  $\sigma_K^P$  obtenu sur les mailles de fond est très fort lorsqu'on s'éloigne des axes, alors que l'erreur commise sur l'incrément est faible.

Dans le cadre des modèles statistiques, il n'y a pas d'écart-type de krigeage disponible pour le  $\Delta_{TF}$ . Plusieurs options sont possibles, faire confiance au modèle et ne pas tenir compte de son erreur, ou bien caler un modèle gaussien en observant la distribution des erreurs commises par le modèle en validation croisée. Si l'on note  $\sigma_p$  l'écart-type de cette distribution, alors les définitions sont équivalentes à celles obtenues pour le couplage ADMS-tubes passifs, si ce n'est que  $\sigma_p$  ne dépend plus de x.

**2.2 APPLICATIONS****2.2.1 MODELE STATISTIQUE DE PROXIMITE**

La Figure 46 illustre l'application sur Tours des critères de dépassement à la cartographie intégrant la proximité par le modèle statistique présentée en fin de section 3. On note la présence de quelques artefacts sur la carte de probabilité, dus au manque de continuité des estimations de proximité le long des axes.

La surface en dépassement est estimée à environ 0.3km<sup>2</sup>.

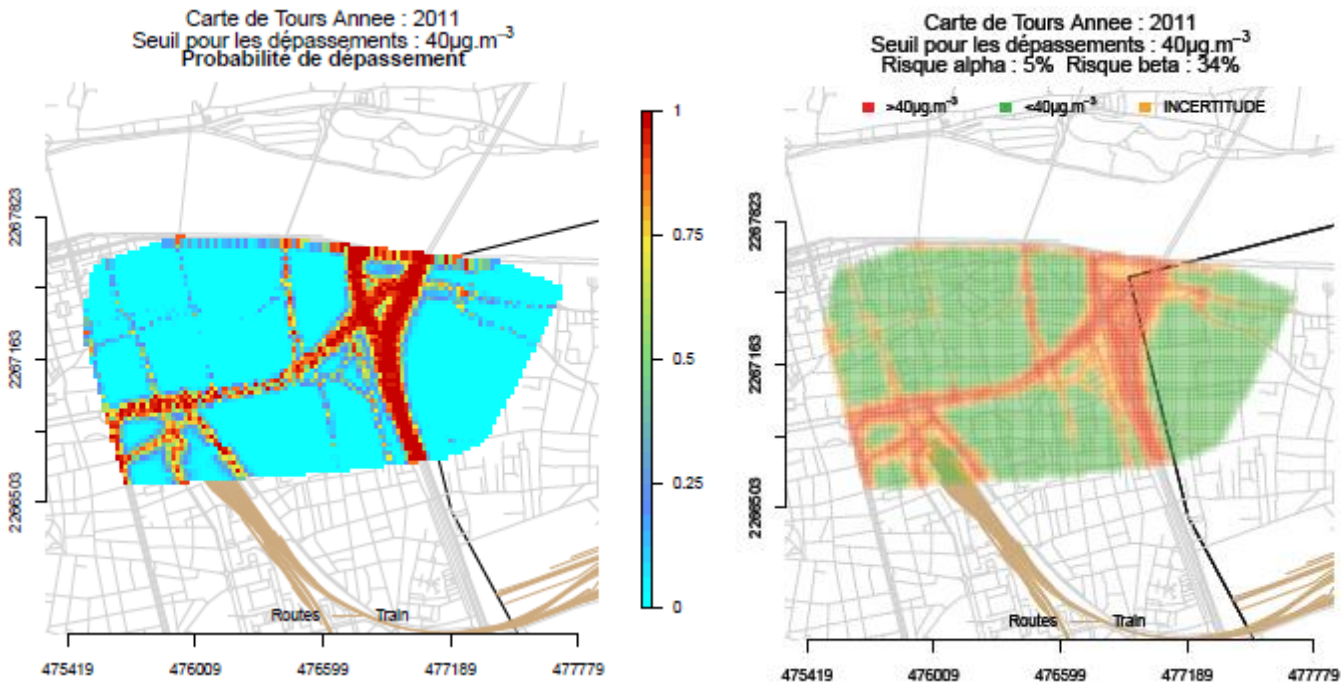


Figure 46 : Probabilité de dépassements de la valeur limite annuelle NO<sub>2</sub> sur Tours en 2011 et zones de dépassements au risque alpha =5% et beta=34%

### 2.2.2 COUPLAGE ADMS-TUBES PASSIFS

Les figures ci-dessous présentent les probabilités de dépassement issues des cartographies spatialisant les données ADMS de proximité corrigées sur Orléans et Tours en 2011.

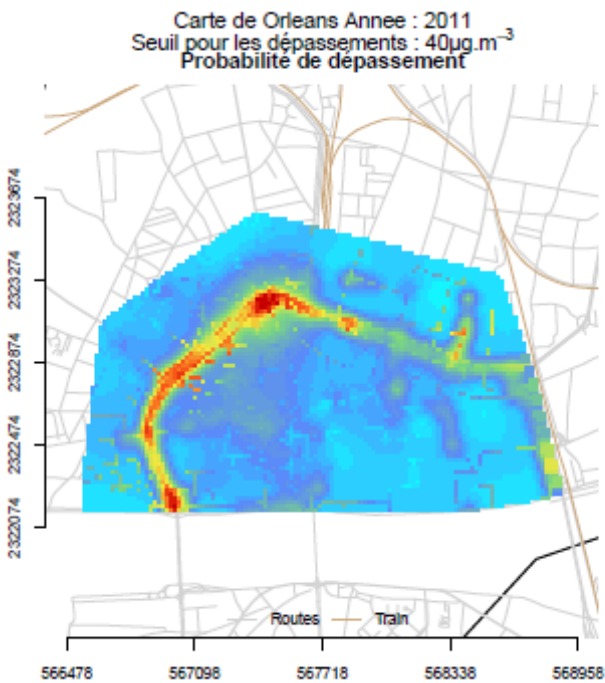


Figure 47 : Couplage ADMS-Géostatistiques : Probabilité de dépassements de la valeur limite annuelle NO<sub>2</sub> sur Orléans en 2011

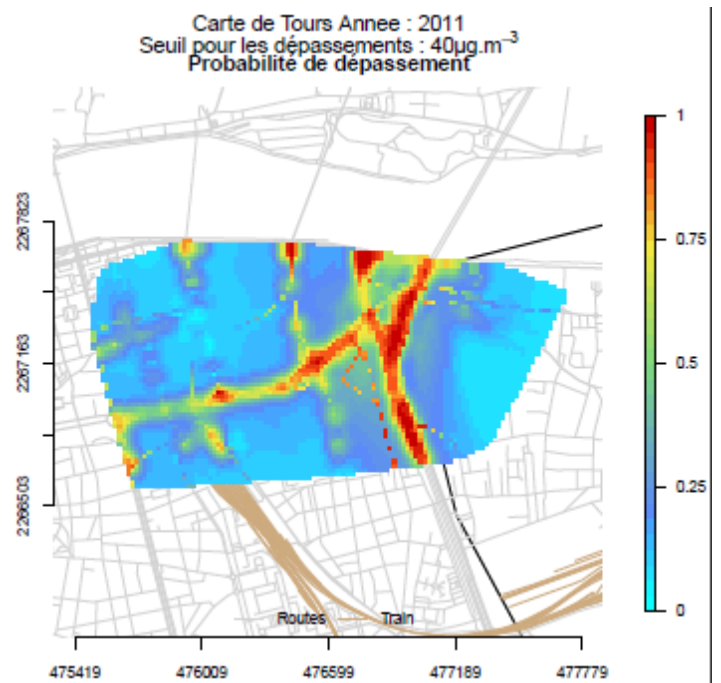


Figure 48 : Couplage ADMS-Géostatistiques : Probabilité de dépassements de la valeur limite annuelle NO<sub>2</sub> sur Tours en 2011

Certaines zones éloignées des axes montrent une probabilité de dépasser la valeur limite assez élevée, ce qui s'explique par les forts écart-types de krigeage obtenus avec cette méthode de correction (voir 2.1) : plus une maille sera éloignée des axes, plus le risque alpha de dépasser dans la zone de non-dépassement de seuil devra être augmenté, afin de ne pas avoir de trop grandes zones d'incertitude.

### 2.3 SCORES

On présente ici quelques chiffres sur les dépassements de valeur limite qui doivent être rapportées à la Commission européenne, à savoir la surface en dépassement et la population exposée, afin de montrer la grande variabilité de ces statistiques en fonction de la méthode de cartographie qui a été utilisée.

La surface en dépassement consiste simplement à multiplier le nombre de mailles en dépassement par leur superficie, à savoir 400m<sup>2</sup>.

En ce qui concerne la population exposée, différentes approches peuvent être considérées. On note  $b_i$  la population de la maille centrée en  $x_i$ .

Une première méthode est d'évaluer le nombre  $B(s) = \sum_i b_i \cdot I_{Z(x_i) \geq s}$  en appliquant un filtre à la carte de probabilité de dépassement au risque statistique  $\delta$ . On obtient la définition suivante :

$$B_{\delta}^*(s) = \sum_i b_i \cdot I_{\mathbb{P}[Z(x_i) \geq s | Z_{\alpha}] \geq \delta} \text{ avec } I_{\mathbb{P}[Z(x_i) \geq s | Z_{\alpha}] \geq \delta} = \begin{cases} 1 & \text{si } 1 - F\left(\frac{s - Z^*(x_i)}{\sigma_K(x_i)}\right) \geq \delta \\ 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

Une autre façon d'approcher ce problème est d'évaluer l'espérance de la population exposée aux dépassements. Ce chiffre est simplement donné par :

$$\mathbb{E}[B(s)] = \sum_i b_i \cdot \mathbb{P}[Z(x_i) \geq s | Z_{\alpha}]$$

La première approche fournit une estimation de la population exposée qui assure une cohérence avec les surfaces en dépassement définies précédemment. La deuxième approche ne précise pas en revanche où se situent ces dépassements, et a tendance à fournir un chiffre de population bien plus large que le précédent, puisqu'il inclut des populations localisées dans des zones plus urbanisées, et donc plus denses en habitants. Il est intéressant de noter qu'à ce sujet, la variation entre le premier calcul et le second est opposée à celle vue lors de l'étude portant sur les dépassements de fond nationaux<sup>9</sup>.

<sup>9</sup> Note LCSQA de 2011 : Beauchamp M., Malherbe L., Létinois L., 2011. Application de méthodes géostatistiques pour la détermination de dépassements de seuils à l'échelle nationale, [www.lcsqa.org](http://www.lcsqa.org)

Tableau 10 : Statistiques sur les dépassements de la valeur limite annuelle du NO<sub>2</sub>

ville		Surface en dépassement (en km <sup>2</sup> )	Population exposée aux dépassements (au risque 34% pour les modèles statistiques)	Espérance de la population exposée aux dépassements
Orléans	<b>ADMS 2010</b>	0.1056	181	*
	<b>Correction avec KS</b>	0.2024	1191	5018
	<b>Correction avec KO<sup>prox</sup> et KS<sup>fond</sup></b>	0.156	556	5481
Tours	<b>ADMS 2010</b>	0.1684	303	*
	<b>Correction avec KS</b>	0.212	692	3041
	<b>Correction avec KO<sup>prox</sup> et KS<sup>fond</sup></b>	0.2252	811	4009
	<b>Modèle statistique</b>	0.3008	1111	2058

\* non calculable, aucune probabilité de dépassement n'étant associée au résultat brut d'ADMS

## **PARTIE 3 : ANNEXES**

---

<b>Repère</b>	<b>Désignation</b>	<b>Nombre de pages</b>
Annexe 1	Fiche LCSQA	4
Annexe 2	Cartographie intégrant la pollution de proximité sur Tours et Orléans avec la méthode d'incrément statistique	1
Annexe 3	Cartographie du benzène	2
Annexe 4	Campagnes NO <sub>2</sub> Madinair	8

## ANNEXE 1 : FICHE LCSQA

### ***THEME 6 : Modélisation et traitements numériques***

---

#### **ETUDE DE LA REPRESENTATIVITE SPATIALE DES STATIONS DE MESURE ET DETERMINATION DES ZONES GEOGRA-PHIQUES TOUCHEES PAR LES DEPASSEMENTS DE SEUILS**

***Responsable de l'étude : INERIS***

#### **Contexte et Objectifs**

Cette étude a pour objet de fournir aux AASQA une méthodologie qui leur permette, à partir de données de mesure et d'autres informations complémentaires disponibles, de caractériser la représentativité spatiale de leurs stations et de déterminer l'étendue géographique des dépassements de seuils enregistrés par ces stations.

Il s'agit principalement de répondre à une demande réglementaire (Directive de 2008 sur la qualité de l'air) concernant la déclaration des dépassements des valeurs limites de concentrations de polluants. Cette disposition porte en priorité sur les concentrations de PM<sub>10</sub>, de dioxyde d'azote et de benzène. Chaque Etat membre doit qualifier et expliquer les dépassements ponctuels constatés. En particulier l'aire et la localisation des zones géographiques « réelles » concernées ainsi que la population exposée doivent être estimées, qu'il s'agisse d'un seuil de court ou de long terme.

Les AASQA sont donc régulièrement sollicitées par le Ministère en charge de l'Ecologie pour fournir les éléments quantitatifs demandés par la Commission Européenne. Mais à ce jour, aucune méthode harmonisée ne s'impose pour traiter cette question.

L'objectif de cette étude est de fournir un support méthodologique à cette activité qui constitue une priorité des pouvoirs publics compte tenu des courts délais imposés par la Commission pour le rapportage. Ce travail a été planifié sur trois ans (2009-2011). Il porte sur les PM<sub>10</sub>, le NO<sub>2</sub> et le benzène.

#### **Travaux antérieurs**

##### **PM<sub>10</sub>**

En 2009, après une consultation des AASQA concernées, une méthodologie simplifiée a été mise au point pour l'évaluation des zones géographiques touchées par les dépassements des valeurs limites de PM<sub>10</sub>. La valeur limite journalière (35 dépassements au maximum du seuil journalier de 50 µg/m<sup>3</sup>), qui se révèle la plus pénalisante, est principalement considérée. La méthodologie s'organise par typologie de site. Pour le fond, elle repose sur la réalisation préalable de cartes de concentrations moyennes journalières de PM<sub>10</sub>. Les données d'observation de la BDQA et les simulations du modèle CHIMERE sont combinées selon une méthode géostatistique de krigeage. Les dépassements de seuil sont déduits de ces résultats en tenant compte de l'incertitude



d'estimation selon une procédure révisée en 2010. Les cartes des zones de dépassement ont été établies de cette manière pour les années 2007, 2008 et 2009.

S'agissant de la proximité routière et industrielle, un arbre de décision, qui prend en compte les informations locales potentiellement disponibles, a été développé en 2009. La précision de cette méthodologie a été limitée par un manque de données d'observation. En effet, les données de campagnes sont relativement peu nombreuses, l'usage d'appareils portatifs n'étant pas encore opérationnel pour les PM<sub>10</sub>. En conséquence, une campagne de mesure des PM<sub>10</sub> en situation de proximité automobile a été organisée par le LCSQA en 2010. Elle s'est déroulée dans l'Isère, au voisinage de l'A7, en collaboration avec ATMO Rhône-Alpes qui pour ses besoins propres, effectue des mesures dans cette zone. La campagne ayant eu lieu à la fin de l'année 2010, l'exploitation des données s'est limitée à une analyse préliminaire qui nécessite d'être poursuivie.

### **NO<sub>2</sub>, benzène**

Les dépassements de la valeur limite annuelle (40 µg/m<sup>3</sup> pour le NO<sub>2</sub>, 5 µg/m<sup>3</sup> pour le benzène) sont ici considérés. Dans la majorité des cas, ils constituent un problème de petite échelle, lié à la pollution locale.

L'étude conduite en 2010 a été ciblée sur le NO<sub>2</sub>. Des cartes de concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub> (2005 à 2009) ont été préalablement réalisées sur la France à partir des données de la BDQA, de CHIMERE et de variables auxiliaires (population, inventaire national spatialisé). L'échelle de travail a été ensuite affinée grâce à des données de campagnes par échantillonnage passif conduites en milieu urbain (sites de fond et de proximité). Une méthode fondée sur des travaux antérieurs (Air Normand, Ecole des Mines, LCSQA) a été mise au point pour caractériser la représentativité spatiale des stations de mesure. Elle considère un certain nombre de critères pour estimer la représentativité quant aux valeurs de concentrations d'une part et aux dépassements de seuils d'autre part. Elle permet ainsi de délimiter des zones de dépassement. Des programmes de calcul ont été développés (macro SIG, R) pour faciliter l'application de cette méthode.

### **Travaux proposés pour 2011**

Les actions prévues pour 2011 ont pour objet d'approfondir les travaux de 2010.

#### **PM<sub>10</sub>**

A l'échelle nationale, la carte d'estimation des zones de dépassement sera réalisée pour l'année 2010. Si des variables auxiliaires adaptées à la cartographie des PM<sub>10</sub> sont mises en évidence, les cartes des années précédentes seront mises à jour. A l'échelle locale, une nouvelle campagne de mesure à proximité du trafic sera conduite dans un environnement plus urbanisé, en collaboration avec une AASQA volontaire. Le choix des techniques de mesure s'appuiera sur l'expérience acquise lors de la campagne de 2010.

Les données de ces deux campagnes seront exploitées de manière à :

- définir un nombre minimal de mesures à effectuer (type de mesure, implantation des points d'échantillonnage) pour caractériser la représentativité spatiale d'une station existante ou future ;

- proposer une méthode simple d'évaluation de cette représentativité du point de vue des niveaux de concentrations et des dépassements de seuils.

Ainsi un ajustement de la méthode déjà proposée en 2009 pourra être effectué, et sera testé sur un certain nombre de situations à déterminer en collaboration avec les AASQA.

### **NO<sub>2</sub>, benzène**

La méthodologie établie en 2010 pour le NO<sub>2</sub> sera appliquée au benzène avec des jeux de données issus de campagnes de mesure. Ceux-ci sont généralement moins denses et moins nombreux que les jeux de données relatifs au NO<sub>2</sub>. Les travaux sur le benzène réalisés en 2011 pour PREV'AIR (cf. étude PREV'AIR) pourront apporter des données complémentaires utiles à l'étude.

### **Valorisation des travaux d'étude effectués**

L'ensemble des méthodes mises au point sera décrit dans un document technique qui en précisera les données d'entrée, le principe, les conditions d'utilisation et les limites.

Les méthodes seront testées par le LCSQA, en collaboration avec des AASQA volontaires, sur un ensemble de stations qui enregistrent des dépassements des valeurs limites, afin de vérifier leur précision et leur robustesse. Elles seront notamment appliquées à des agglomérations de la région Centre et d'Auvergne ainsi qu'en Martinique, en collaboration avec LIG'AIR, ATMO Auvergne et MADININAIR. Dans ces régions, des dépassements ont été constatés pour le NO<sub>2</sub> sur des sites de proximité automobile. Ces AASQA ont réalisé ou réaliseront prochainement des campagnes par échantillonnage passif dont l'exploitation devrait permettre de mieux cerner les zones de dépassement. Ces cas d'application permettront de réajuster et d'affiner la méthodologie en fonction des contraintes locales et des variables auxiliaires propres aux différentes zones d'étude. La possibilité et la manière de combiner avec les données de campagnes l'information apportée par les inventaires d'émissions et aussi par les résultats de modèles urbains dont s'équipent de plus en plus d'AASQA seront en particulier étudiées.

La réalisation et l'exploitation des campagnes de mesure de PM<sub>10</sub> et l'exploitation des campagnes de mesure de NO<sub>2</sub> et de benzène existantes permettront de définir pour chaque polluant les spécifications d'une campagne type dont le but est d'évaluer la représentativité spatiale d'une future station préalablement à son implantation (nombre et répartition des points d'échantillonnage, type de mesure, ...), et les informations qu'il convient d'extraire de ces mesures. A la suite de cette analyse, il est proposé d'établir un cahier des charges pour la qualification de l'implantation de nouvelles stations de mesure afin de définir a priori sa zone de représentativité (aire géographique, population impactée, etc ;...) et de disposer des données techniques qui faciliteront le rapportage des données mesurées à la Commission.

Enfin ces travaux seront valorisés auprès de la Commission européenne dans le cadre du programme FAIRMODE dont une des finalités est précisément de définir, en 2012, une méthode de référence pour qualifier la représentativité des stations de mesures. Une participation du LCSQA au groupe de travail ad hoc permettra de communiquer et d'échanger entre pairs sur cette nouvelle approche qui devrait offrir un complément intéressant à celle proposée jusqu'à présent par l'UBA Austria.

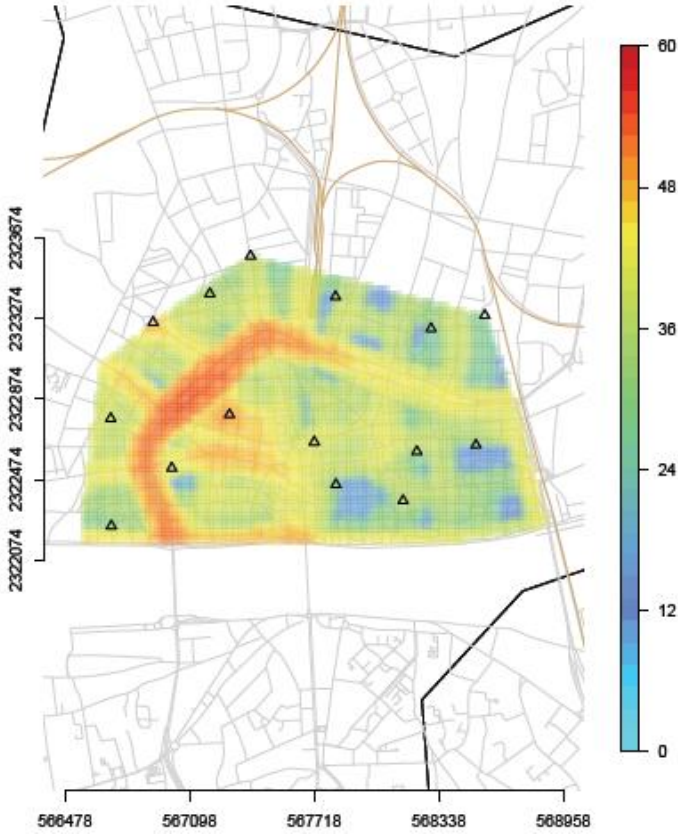
### ***Renseignements synthétiques 2011***

Titre de l'étude	<b><i>Etude de la représentativité spatiale des stations de mesure et détermination des zones géographiques touchées par les dépassements de seuils</i></b>		
Personne responsable de l'étude	Laurent Létinois, Laure Malherbe, Olivier Favez, Laura Chiappini (INERIS)		
Travaux	Pluri-annuels		
Durée des travaux pluriannuels	3 ans (2009-2011)		
Collaboration AASQA	OUI avec toutes		
Heures d'ingénieur	EMD :	INERIS : 1700	LNE :
Heures de technicien	EMD :	INERIS : 400	LNE :
Document de sortie attendu	Note méthodologique		
Lien avec le tableau de suivi CPT	Thème : Modélisation - traitements numériques 6		
Lien avec un groupe de travail			
Matériel acquis pour l'étude	Cf fiche « performance des appareils de mesure »		

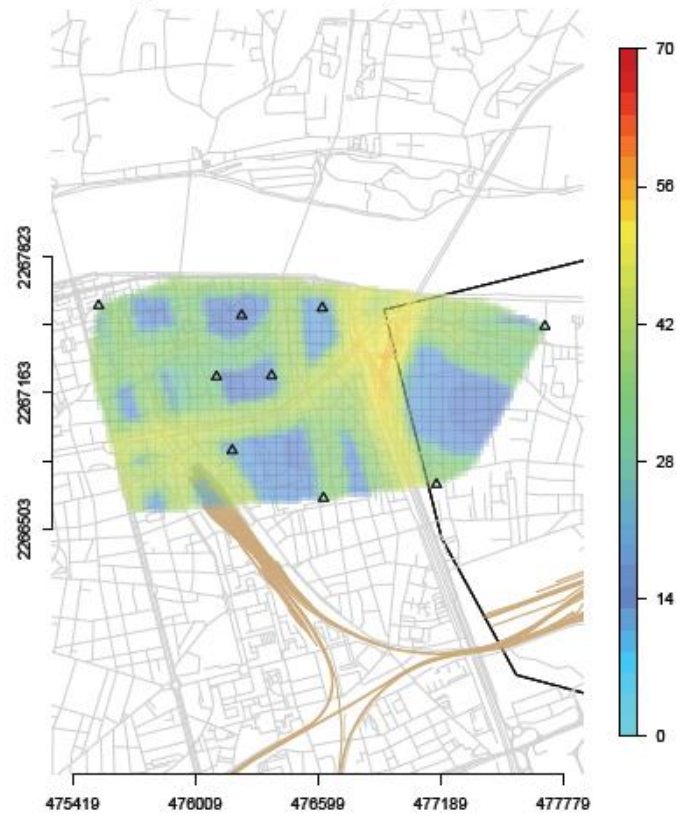
---

## ANNEXE 2 : CARTOGRAPHIE INTEGRANT LA POLLUTION DE PROXIMITE SUR TOURS ET ORLEANS AVEC LA METHODE D'INCREMENT STATISTIQUE

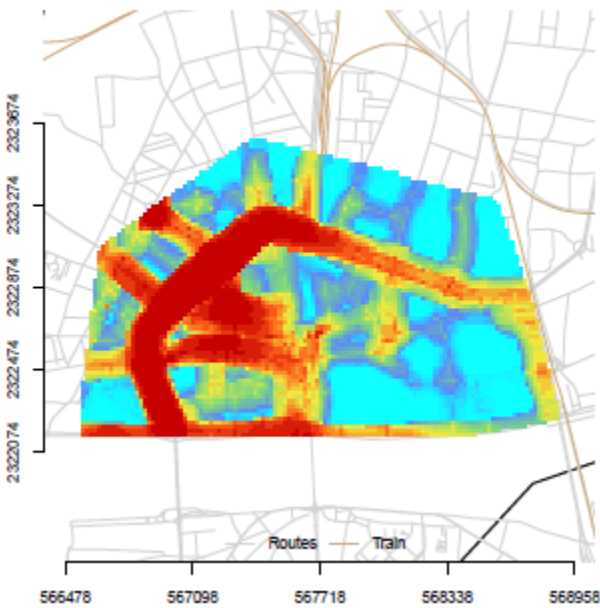
Estimation du NO<sub>2</sub> sur Orleans en 2011  
Application du modèle de surplus de trafic



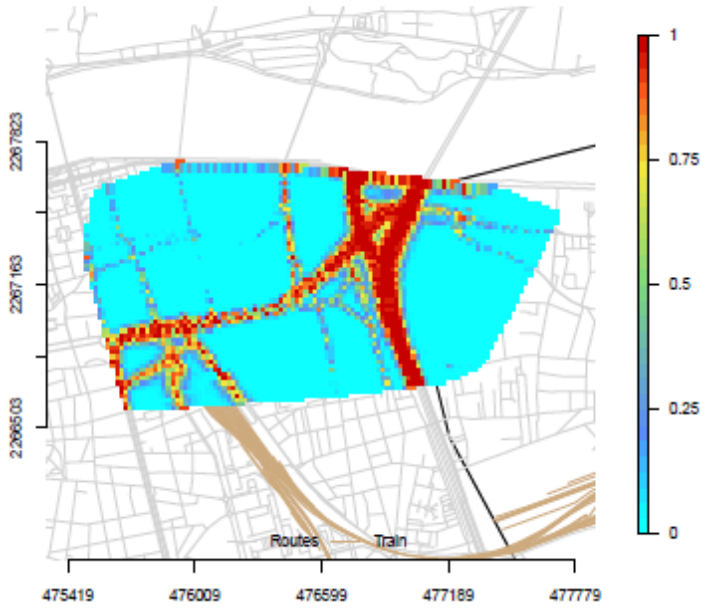
Estimation du NO<sub>2</sub> sur Tours en 2011  
Application du modèle de surplus de trafic



Carte de Orleans Année : 2011  
Seuil pour les dépassements : 40µg.m<sup>-3</sup>  
Probabilité de dépassement



Carte de Tours Année : 2011  
Seuil pour les dépassements : 40µg.m<sup>-3</sup>  
Probabilité de dépassement



### ANNEXE 3 : CARTOGRAPHIE DU BENZENE

Nous présentons à titre indicatif des résultats obtenus sur une campagne de fond du benzène, réalisée dans l'agglomération de Lille en 2003-2004.

Cette campagne a notamment été exploitée dans le cadre d'une étude précédemment conduite par T. Romary de Mines ParisTech et portant sur l'optimisation des schémas d'échantillonnage<sup>10</sup>. Le modèle de variogramme utilisé dans l'étude précédente est proche du nôtre, les résidus en validation croisée pouvant varier légèrement en fonction des ajustements choisis.

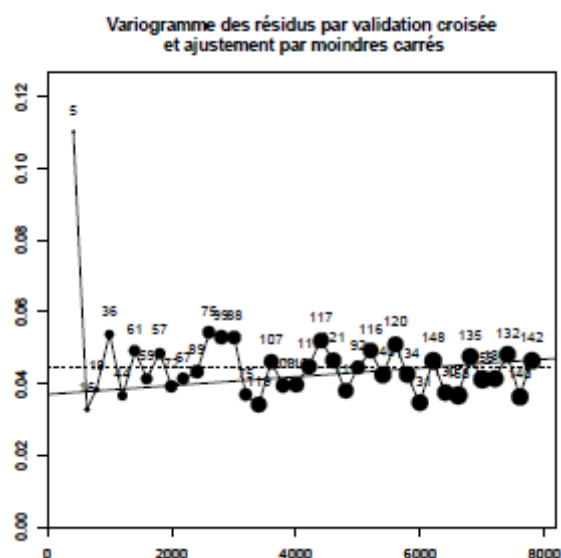


Figure a.1.1 : Variogramme des résidus en validation croisée du Benzène sur Lille en 2003

Deux principaux prédicteurs du NO<sub>2</sub> sont utilisés pour la dérive externe du krigeage : la densité de population et les données d'occupation du sol (indice *clc\_11*). Le variogramme ne présente pas de palier et peut être ajusté soit par des effets de pépite pure, soit par des modèles pépite+linéaire. On optera, comme dans l'étude portant sur l'échantillonnage, pour la deuxième option. On précise que sur Lille, un effet proportionnel peut être pris en compte (i.e. la variance du résidu augmente d'autant plus que le résidu augmente), qui confirme l'adéquation du modèle de variogramme choisi en accentuant le caractère linéaire croissant du variogramme.

Ces jeux de données illustrent bien la difficulté à appliquer la méthodologie dans des cas où les variogrammes sortent du schéma classique utilisé jusqu'alors (pépite+sphérique ou pépite+exponentiel). Les écart-types de krigeage sont forts, modifiant les seuils de représentativité et de dépassement en conséquence, et les cartographies de concentrations contiennent de nombreux artefacts (voir figure a.3.1).

<sup>10</sup> Thomas Romary, Chantal De Fouquet, Laure Malherbe, 2010. Schéma d'échantillonnage pour les campagnes de mesures de la qualité de l'air : une approche par optimisation. <http://www.lcsqa.org/rapport/2010/ineris/assistance-relative-exploitation-donnees-campagnes-realisation-cartographies-22>



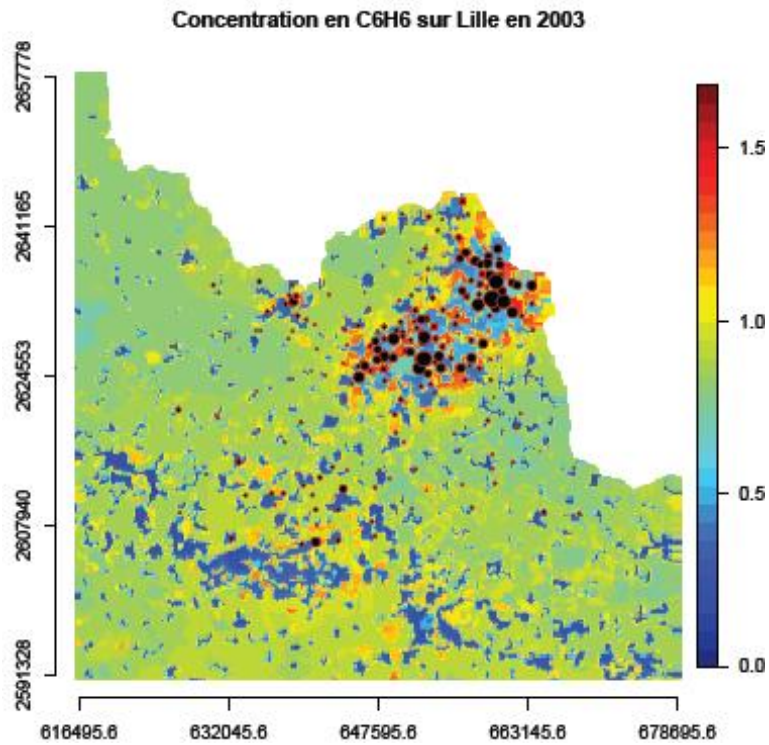


Figure a.3.1 : Pollution de fond sur Lille en 2003 (concentrations moyennes annuelles de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>)

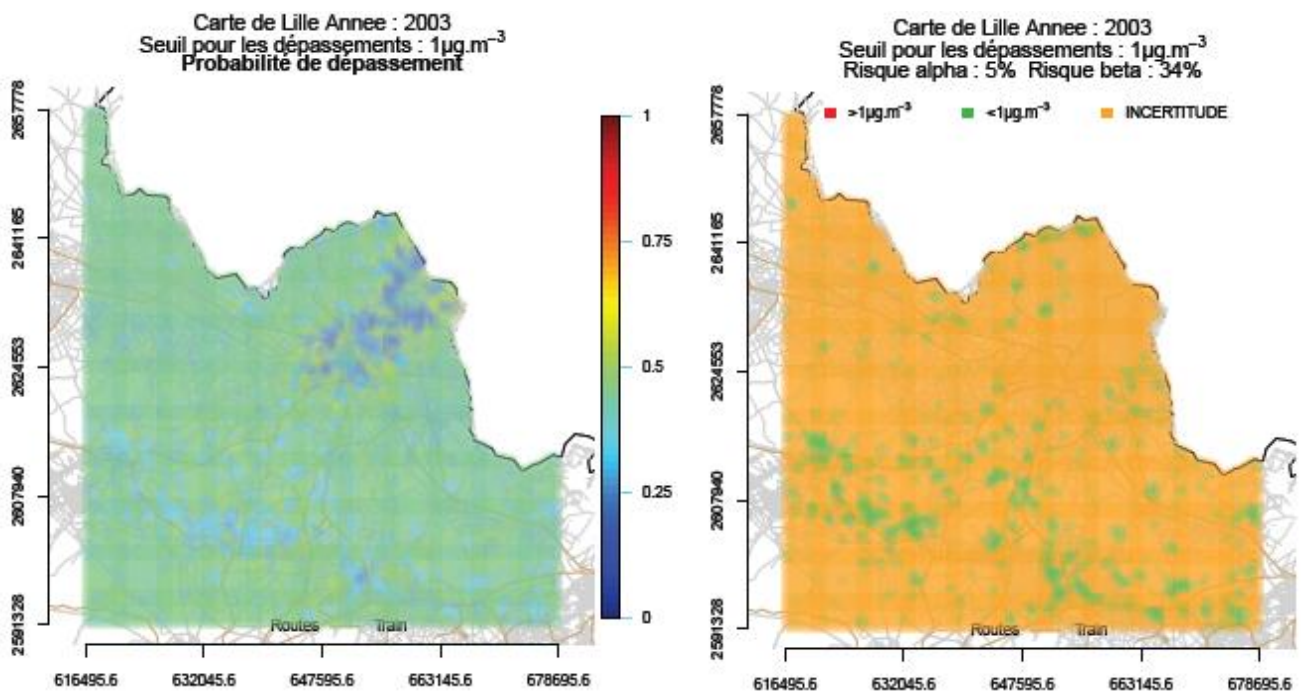


Figure a.3.2 : Probabilité de dépassements de la valeur limite annuelle C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> sur Lille en 2003 et zones de dépassements au risque alpha =5% et beta=34%



## ANNEXE 4 : CAMPAGNES NO<sub>2</sub> MADININAIR

### A.4.1 CONTEXTE ET MATERIEL

L'association en charge de la surveillance de la Qualité de l'Air en Martinique, Madinair, a réalisé depuis 2007 plusieurs campagnes de mesures sur l'île. Le profil type de ces campagnes a été d'effectuer des mesures par tubes à diffusion passive sur 4 périodes de 2 semaines généralement consécutives, ou très proches dans le temps, ce qui permet d'obtenir une moyenne de NO<sub>2</sub> suffisamment significative sur la période de la campagne.

On précise qu'en ce qui concerne la Martinique, la question des saisons est difficile à aborder. S'il existe bien en théorie une distinction entre saison sèche et saison humide susceptible de jouer un rôle dans les concentrations mesurées de NO<sub>2</sub>, il est dans les faits beaucoup plus délicat d'associer un profil temporel annuel à ces concentrations. Un simple tracé des séries temporelles pour les stations de fond urbaines entre 2007 et 2010 confirme ce constat :

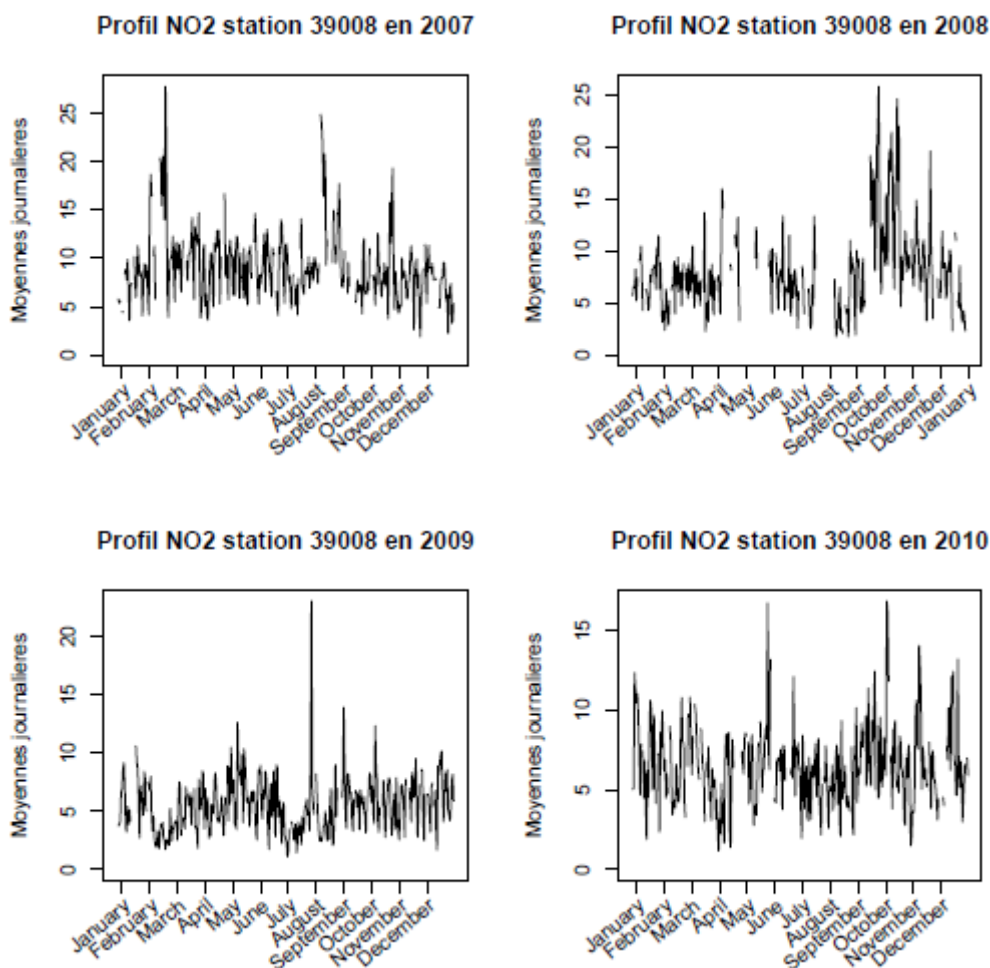


Figure a.4.1 : Séries temporelles de la station 39008 (Fond Urbaine) entre 2007 et 2010

A la vue de ces séries, il n'est pas incohérent de considérer la moyenne de ces campagnes comme étant représentative de la moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> sur les sites de mesure, ce qui pourra ouvrir des perspectives dans le traitement des données.

#### A.4.2 EXPLOITATION DES DONNEES

A l'échelle de l'AASQA, l'exploitation cartographique de ces campagnes a consisté en une simple interpolation bilinéaire des données de tubes :

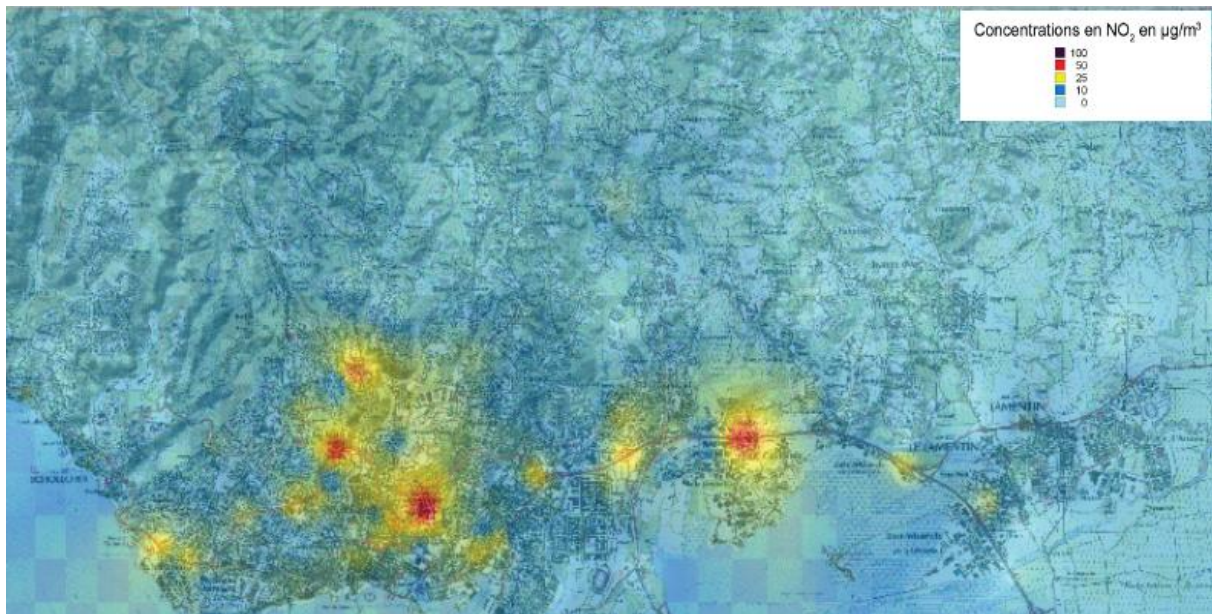


Figure a.4.2 : Cartographie réalisées par Madinair sur les campagnes Fort-de-France / Lamentin / Schoelcher entre mars et mai 2010

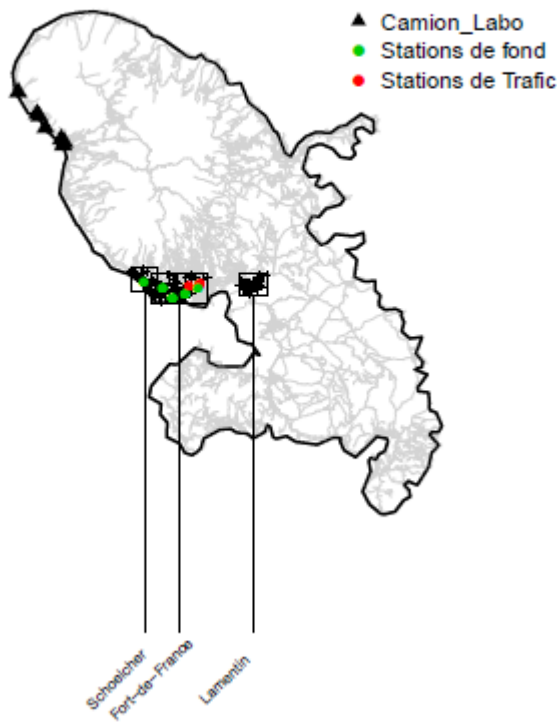
Afin de construire des cartographies plus fiables, nous allons donc chercher à appliquer des techniques de krigeage sur les mesures de fond, les mesures de trafic seront quant à elles utilisées pour mettre un place un modèle géostatistique d'incrément de la pollution sur les sites à proximité des principaux axes routiers. Cette méthodologie permettra d'éviter la présence de bulles de pollution près des sites de trafic, qui figuraient sur les cartographies précédentes, ce qui n'est pas représentatif de la réalité.

Afin de couvrir des zones géographiques plus larges que les simples domaines couverts par les campagnes, nous chercherons également à regrouper les données proches dans le temps et dans l'espace.

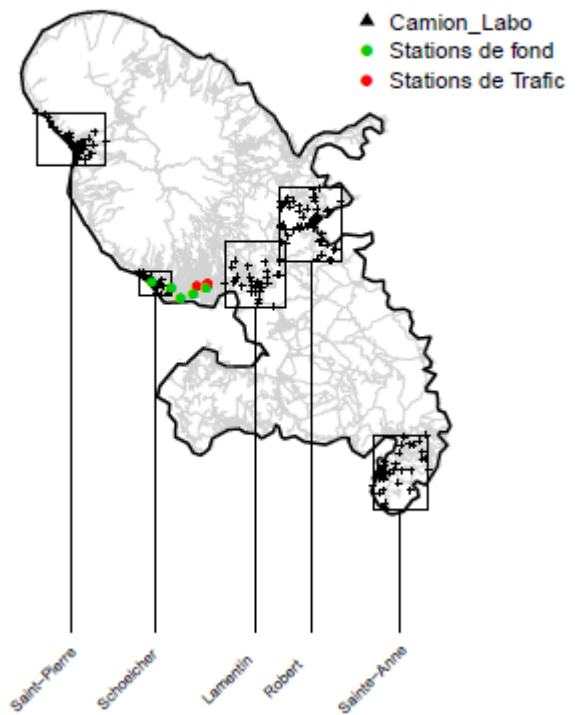
A titre d'information, des mesures issues d'unités mobiles étaient également disponibles sur certains sites, mais celles-ci n'ont jamais été réalisées dans le même temps que les campagnes.

Ci-après, une représentation spatiale des différentes campagnes réalisées entre 2007 et 2010.

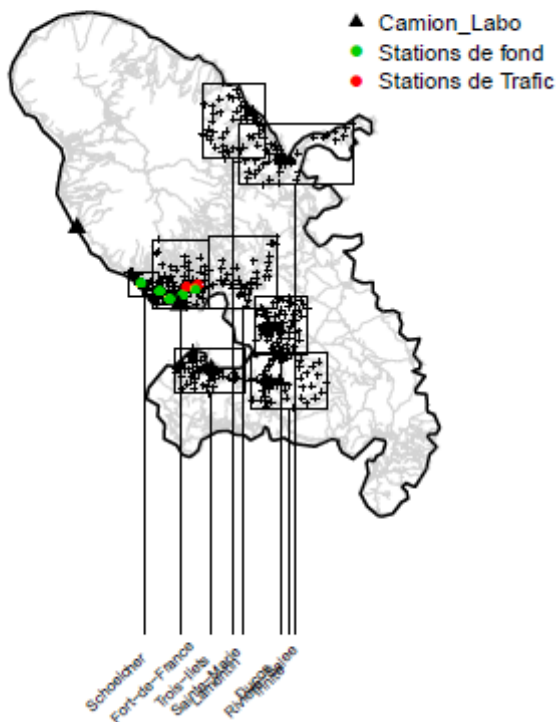
Cartographie des campagnes sur la Martinique  
2007



Cartographie des campagnes sur la Martinique  
2008



Cartographie des campagnes sur la Martinique  
2009



Cartographie des campagnes sur la Martinique  
2010

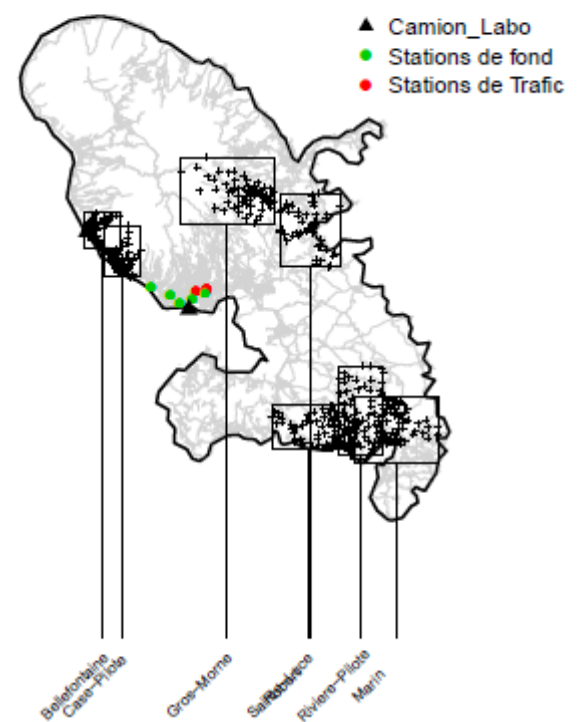


Figure a.4.3 : Cartographies des campagnes effectuées entre 2007 et 2010

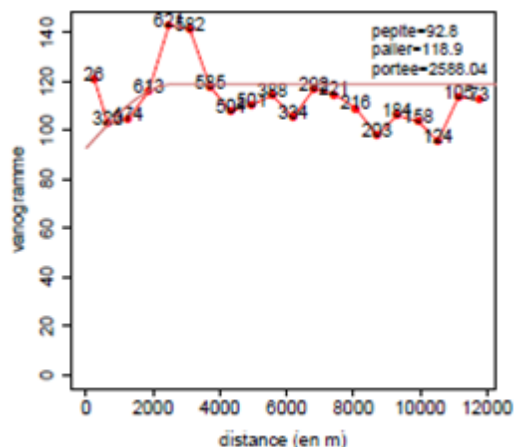
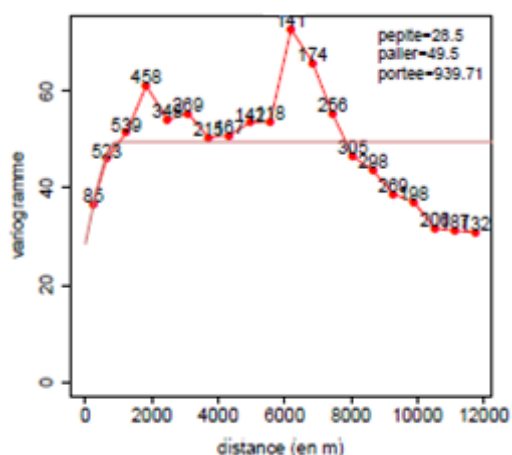
### A.4.3 ESTIMATION GEOSTATISTIQUE DES CONCENTRATIONS DE FOND DE NO<sub>2</sub>

On cherche à mettre en place des techniques de krigeage avec dérive externe sur les grilles pour estimer la distribution spatiale du NO<sub>2</sub>. Le principe est de prendre en compte dans le modèle, en plus des observations faites avec les tubes passifs sur les sites de fond, des variables auxiliaires qui présentent une corrélation forte avec les concentrations de NO<sub>2</sub> (*voir le corps de la note*).

Un traitement préalable sous SIG est donc nécessaire, afin d'extraire des bases de données les variables pour lesquelles il sera le plus judicieux d'effectuer des tests de corrélation.

Classiquement, leur pertinence s'étant confirmée lors de multiples études, on choisit dans un premier temps les variables suivantes : densité de population et émissions de NO<sub>x</sub> dans un rayon de 2000 mètres.

De manière générale, les concentrations en NO<sub>2</sub> ne sont pas très élevées en Martinique, en comparaison des niveaux observés en Métropole. Identifier les variables auxiliaires qui expliquent les concentrations peut donc être difficile. Sur la zone Fort-de-France\_Lamentin\_Schoelcher où des campagnes ont été menées en 2007 et 2009, l'étude des nuages de points pour l'année 2007 montre clairement de bonnes corrélations avec les variables classiques citées précédemment, ce qui n'est pas le cas en 2009, où un krigeage des observations a été privilégié pour la cartographie, sans inclure de dérive.





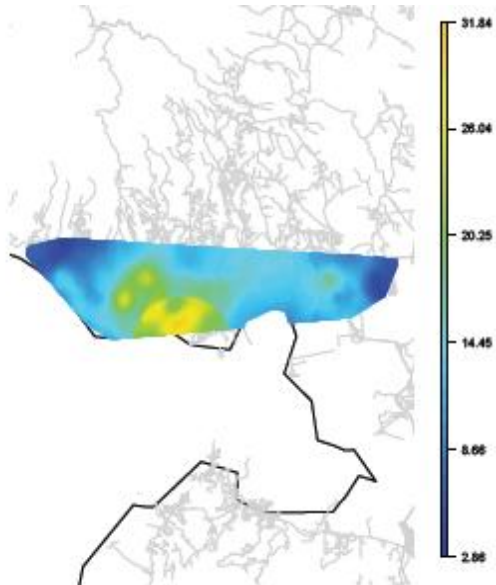


Figure a.4.4 : Sorties de krigeage sur la grille Fort-de-France\_Lamentin\_Schoelcher en 2007

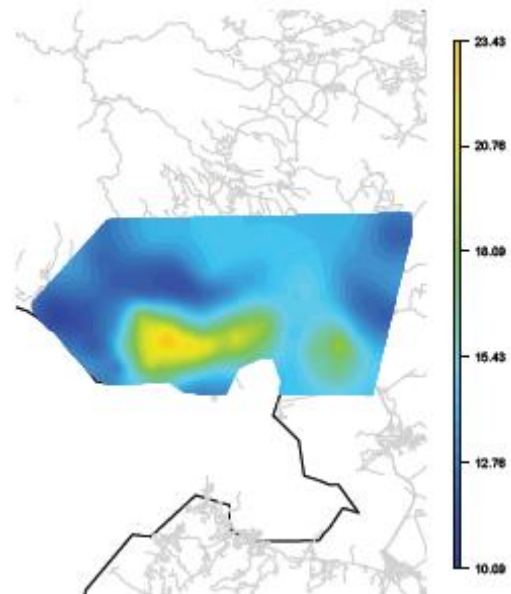


Figure a.4.5 : Sorties de krigeage sur la grille Fort-de-France\_Lamentin\_Schoelcher en 2009

En conclusion, les faibles niveaux de concentration, les incertitudes sur les mesures de tubes et sur les données d'émission et de population font que l'application de la méthodologie introduite dans le rapport LCSQA 2010 (Beauchamp et al., 2011)<sup>11</sup> n'est pas possible. Le calcul de l'incrément de pollution à partir des sites de trafic n'est pas suffisamment fiable pour mettre en place le modèle statistique.

On s'oriente alors vers l'approche de correction des modèles urbains vu dans la section 4. Une campagne par tubes passifs de grande envergure a été réalisée en 2011 sur les principaux axes routiers de la Martinique (voir figure 6), assimilable en termes de données d'entrée à celles disponibles sur les sites de proximité évalués par les modèles urbains.

L'approche suivie dans la section 4 est donc reproductible ici, la correction des données de proximité en moins.

Le point sensible est la construction d'une cartographie de la pollution de fond sur l'ensemble de la Martinique.

<sup>11</sup>rapport LCSQA de 2011 : Beauchamp M., Malherbe L., Létinois L., 2011. Application de méthodes géostatistiques pour la détermination de zones de représentativité en concentration et dépassements de seuils, [www.lcsqa.org](http://www.lcsqa.org)

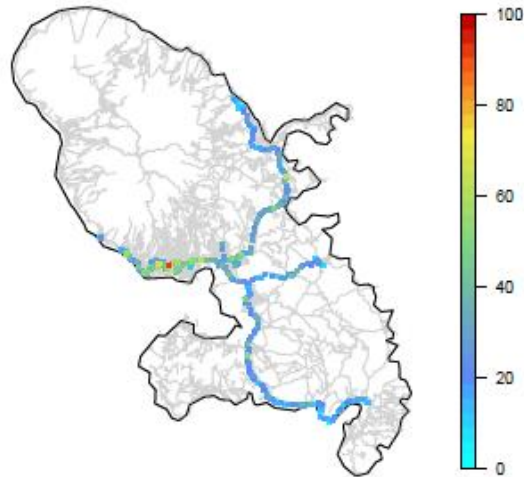


Figure a.4.6 : Campagnes par tubes passifs réalisée en 2011 sur les principaux axes routiers de la Martinique

Une étude préliminaire des niveaux de concentrations sur des sites communs à plusieurs années, ainsi que sur les stations de mesure fixes à Fort-de-France laissent à penser que les niveaux de fond du NO<sub>2</sub> n'ont que peu varié entre 2008 et 2010 (voir figure a.3.7), alors qu'ils diffèrent sensiblement de ceux de 2007.

En conséquence, plutôt que de chercher à mettre en place une modélisation spatio-temporelle des concentrations peu utile à la vue des niveaux de concentration, on regroupe en première approche toutes les campagnes des années 2008-2010 au sein d'un même jeu de données afin de spatialiser les données sur la surface la plus large possible.

Nuage de points NO<sub>2</sub> en 2008 et 2010

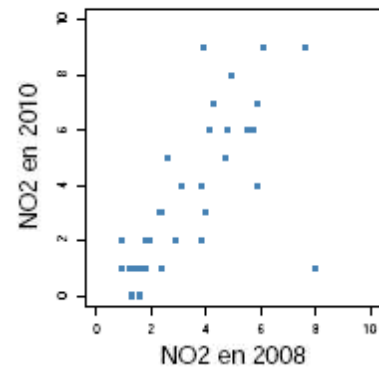


Figure a.4.7 : Nuage de point du NO<sub>2</sub> entre 2008 et 2010

On présente les résultats après krigeage de la pollution de fond et spatialisation des données de proximité.

Le nuage de points estimation-mesure présenté en figure a.4.8 (restreint aux valeurs inférieures à 60 µg.m<sup>-3</sup> car seules quelques mesures excèdent cette concentration) est raisonnable pour une modélisation comportant de nombreuses hypothèses simplificatrices.

Le nuage de point présenté en figure a.4.9 représente quant à lui les estimations obtenues sur les sites de proximité des campagnes 2008-2010, qui n'ont pas été utilisées lors de la construction de la cartographie.



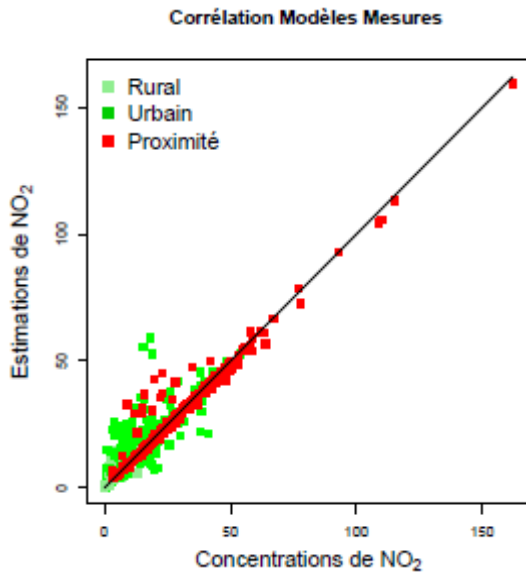


Figure a.4.8: Nuage de points Mesures-Estimations

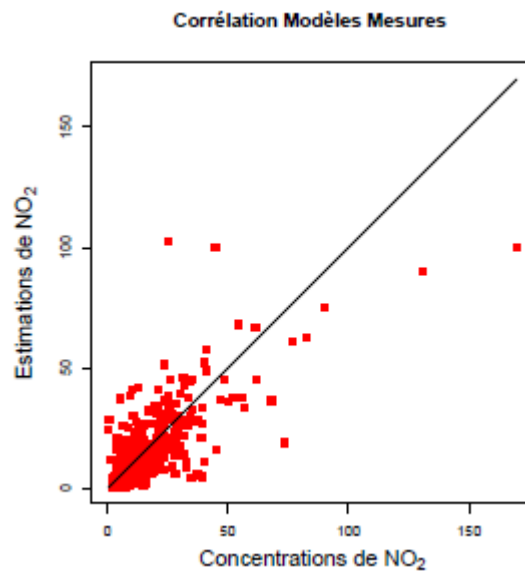


Figure a.4.9: Nuage de points Mesures-Estimations (points de validation)

Les scores associés à ces nuages sont présentés dans le Tableau a.4.1 :

Tableau a.4.1 : Scores Modèles-Mesures sur la Martinique

	ville	RMSE	biais	corrélation
Martinique	<b>Points d'apprentissage</b>	3.90	0.69	0.96
	<b>Points de validation</b>	13.35	0.92	0.71

La cartographie finale fait ressortir des concentrations fortes dans la région de Fort-de-France, avec notamment un maximum atteignant 160µg.m<sup>-3</sup> en proximité. Cette concentration n'est pas exceptionnelle pour cette région : des concentrations supérieures à 150 µg/m<sup>3</sup> ont été mesurées en plusieurs points de proximité, avec en particulier une valeur avoisinant les 170 µg.m<sup>-3</sup> en 2009 près de la Rocade de Fort-de-France.

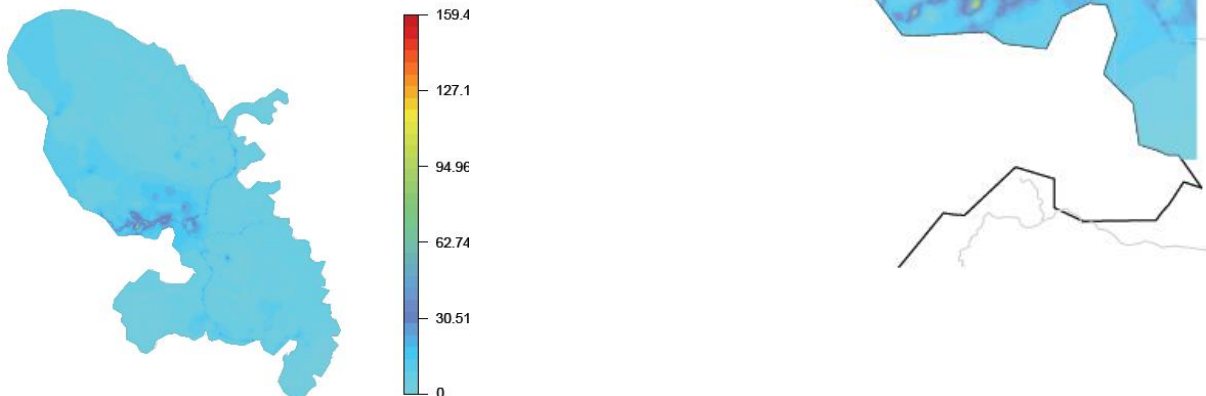


Figure a.4.9 : Cartographie intégrant la proximité sur la Martinique et zoom sur Fort-de-France. Concentrations moyennes de NO<sub>2</sub> [µg.m<sup>-3</sup>] sur la période 2007-2010.

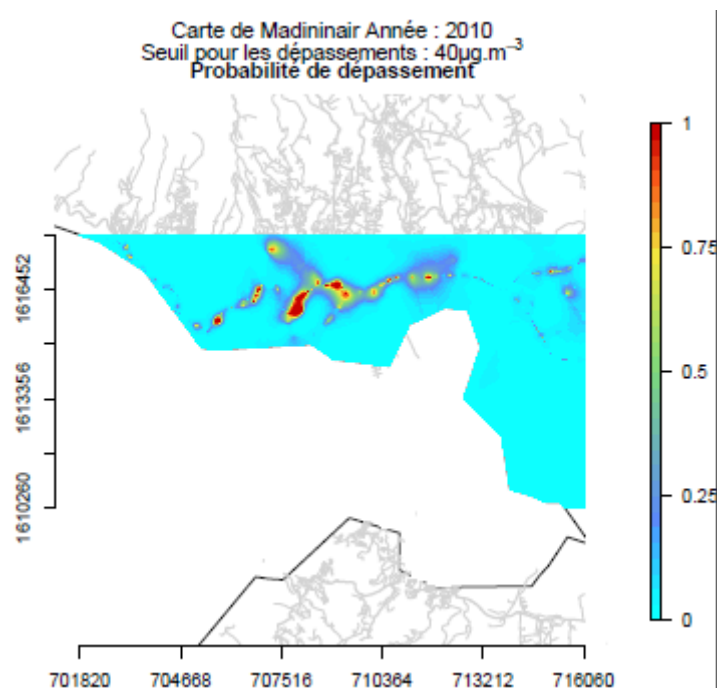


Figure a.4.10 : Probabilité de dépasser 40µg.m<sup>-3</sup> sur la région de Fort-de-France

Les zones de représentativité en concentration ont été calculées à partir des moyennes annuelles 2010 aux stations. On y distingue la zone grise de proximité, représentée par la station 39010, une zone noire rattachée à la station 39011 lorsqu'on s'éloigne des axes, puis, en s'éloignant encore plus des routes, la zone bleue (station 39007) et la zone jaune (station 39009). Enfin, de petites zones périphériques ou isolées rattachées aux stations 39001 et 39002 apparaissent, qui sont en fait couvertes par la zone de la station 39009.

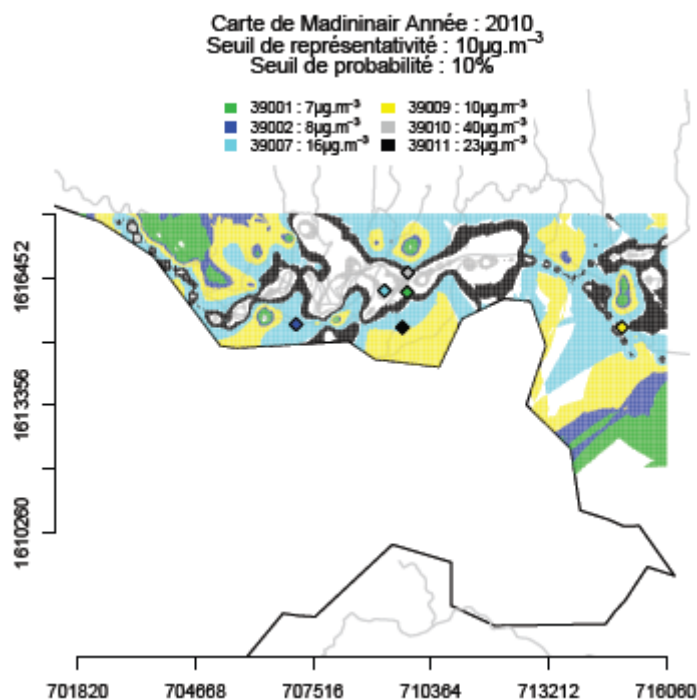


Figure a.4.11 : Zone de représentativité en concentration (delta=10µg.m<sup>-3</sup>, risque statistique=50%)