



Cartographie des concentrations annuelles en 2005

Etude de la qualité de l'air

➔ DIOXYDE D'AZOTE ET BENZENE EN RHÔNE-ALPES

RAPPORT TECHNIQUE

Novembre 2006



Coordonnées des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air en Rhône-Alpes

AIR-APS (L'Air de l'Ain et des Pays de Savoie)

430, rue de la belle eau ZI des Landiers Nord 73000 CHAMBÉRY
Tél. : 04 79 69 05 43 - Fax : 04 79 62 64 59 - E-mail : air-aps@atmo-rhonealpes.org

AMPASEL (Association de Mesures de la Pollution Atmosphérique de Saint-Étienne et du Département de la Loire)

2, rue Chanoine Ploton 42000 SAINT ÉTIENNE
Tél. : 04 77 91 18 80 - Fax : 04 77 91 18 84 - E-mail : ampasel@atmo-rhonealpes.org

ASCOPARG (Association pour la Contrôle et la Prévention de l'Air dans la Région Grenobloise)

44 avenue Marcelin Berthelot 38100 GRENOBLE
Tél. : 04 38 49 92 20 - Fax : 04 38 49 08 80 - E-mail : contact@atmo-rhonealpes.org

ASQUADRA (Association pour la surveillance de la qualité de l'Air en Drôme et Ardèche)

80 avenue Victor Hugo 26000 VALENCE
Tél. : 04 75 41 36 36 - Fax : 04 75 40 77 65 - E-mail : asquadra@atmo-rhonealpes.org

COPARLY (Comité pour le contrôle de la Pollution Atmosphérique dans le Rhône et la région Lyonnaise)

Rue des Frères Lumière – Parc d'Affaires Roosevelt - 69120 VAULX-EN-VELIN
Tél. : 04 72 14 54 20 - Fax : 04 72 14 54 21 - E-mail : contact@atmo-rhonealpes.org

SUP'Air (Association de Surveillance de la Pollution de l'Air du Nord-Isère)

22 rue Avit Nicolas – BP 345 – 38150 SALAISE-SUR-SANNE
Tél. : 04 74 86 67 80 - Fax : 04 38 49 08 80 - E-mail : contact@atmo-rhonealpes.org

Site Internet : www.atmo-rhonealpes.org

Cette étude a reçu le soutien financier de la **Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales de Rhône-Alpes** (DRASS)

107, rue Servient - 69418 LYON Cedex 03
Tél : 04 72 34 74 26 - Fax : 04 78 95 18 77
www.rhone-alpes.sante.gouv.fr

SOMMAIRE

SOMMAIRE	2
TABLE DES FIGURES	4
TABLE DES TABLEAUX	6
INTRODUCTION	7
CHAPITRE I – PRESENTATION DE L'ETUDE	8
I Les polluants étudiés	8
I.1 Le dioxyde d'azote (NO ₂)	8
I.1.a Définition, origine	8
I.1.b Les effets sur la santé	9
I.1.c Les effets sur l'environnement.....	9
I.1.d Valeurs réglementaires.....	10
I.2 Le benzène (C ₆ H ₆)	11
I.2.a Définition, origine	11
I.2.b Les effets sur la santé	11
I.2.c Les effets sur l'environnement.....	11
I.2.d Valeurs réglementaires.....	12
II Les mesures	12
II.1 Choix de l'échantillonnage spatial et temporel.....	12
II.1.a Echantillonnage temporel	12
II.1.b Echantillonnage spatial.....	13
II.2 Choix du matériel de mesure	16
II.2.a Dioxyde d'azote	16
II.2.b Benzène.....	16
II.3 Les stations fixes et laboratoires mobiles	17
II.4 Choix des sites	17
CHAPITRE II : TRAITEMENT DES DONNEES BRUTES	18
I Validation des résultats bruts des tubes.....	18
II Correction et/ou standardisation des résultats	19
II.1 Cas du dioxyde d'azote	19
II.2 Cas du benzène	20
III Validité de la méthode de mesure par tubes passifs par rapport aux analyseurs	20
III.1 Cas du dioxyde d'azote	20
III.2 Cas du benzène	23
IV Estimation de la moyenne annuelle.....	24
IV.1 Validation de l'échantillonnage temporel.....	24
IV.1.a Cas du dioxyde d'azote	24
IV.1.b Cas du benzène	24
IV.2 Calcul de la moyenne annuelle pour les sites où au moins une campagne est manquante	25
CHAPITRE III : EXPLOITATION GEOSTATISTIQUE	29
I Le dioxyde d'azote	29
I.1 Histogramme des moyennes annuelles de dioxyde d'azote.....	29
I.2 Krigeage ordinaire	29
I.2.a Analyse variographique des données et variogramme expérimental	29
I.2.b Modèle de variogramme.....	30
I.2.c Choix du voisinage de krigeage	31
I.2.d Résultats.....	32
I.3 Le cokrigeage colocalisé.....	33
I.3.a Etude des variables auxiliaires.....	33
I.3.b Variogrammes expérimentaux et ajustement des modèles de variogramme	35
I.3.c Résultats.....	38
I.4 Cartographie de la moyenne du NO ₂ à partir des stations fixes	40
II Le benzène	42
II.1 Histogramme des moyennes annuelles de benzène	42
II.2 Krigeage ordinaire	42
II.2.a Analyse variographique des données et variogramme expérimental	42
II.2.b Modèle de variogramme.....	43
II.2.c Résultats.....	44

II.3	Le cokrigage colocalisé	45
II.3.a	Etude des variables auxiliaires	45
II.3.b	Variogrammes expérimentaux et ajustement des modèles de variogramme	50
II.3.c	Résultats	51
CHAPITRE IV	: SIMULATIONS	52
I	Le dioxyde d'azote	53
I.1	Transformation de la variable en variable gaussienne	53
I.2	Analyse variographique	54
I.3	Paramètres des simulations	56
I.4	Analyse des résultats	56
I.4.a	Cartes de probabilités de dépassement des seuils réglementaires	56
I.4.b	Cartes d'intervalle de confiance	58
I.4.c	Calcul de surface et de population exposées	58
I.4.d	Conclusion et limites	60
II	Le benzène	61
II.1	Mise en œuvre des simulations	61
II.2	Analyse des résultats	63
II.2.a	Cartes de probabilité de dépassement de seuil	63
II.2.b	Cartes d'intervalle de confiance	63
II.2.c	Calcul de surface et population exposées	64
II.2.d	Conclusion et limites	65
III	Validation du travail géostatistique	66
III.1	Cas du dioxyde d'azote	66
III.2	Cas du benzène	68
CHAPITRE V	: SYNTHÈSE DES RESULTATS	69
I	Dioxyde d'azote : Niveaux annuels et exposition de la population	69
I.1	A l'échelle de la région Rhône-Alpes	69
I.2	A l'échelle des zones de surveillance	69
I.3	A l'échelle des communes	71
II	Benzène : Niveaux annuels et exposition de la population	73
II.1	A l'échelle de la Région Rhône-Alpes	73
II.2	A l'échelle des zones de surveillance	73
II.3	A l'échelle des communes	74
CONCLUSIONS et PERSPECTIVES	76
LISTE DES ANNEXES	78

TABLE DES FIGURES

Figure 1 : Répartition des émissions de NO _x par secteur d'activité sur la région Rhône-Alpes (2003)	8
Figure 2 : Cadastre des émissions de NO _x en Rhône-Alpes (2003)	9
Figure 3 : Répartition des émissions de benzène par secteur d'activité en France (2004)	11
Figure 4: Plan d'échantillonnage	14
Figure 5 : Implantation des sites de mesure	15
Figures 6 et 7 : Dispositifs de mesure pour le NO ₂	16
Figure 8 : Dispositif de mesure pour le benzène	16
Figure 9 : Quelques sites de mesure	17
Figure 10 : Nuages de corrélation entre les campagnes 1 et 2 pour le NO ₂ (à gauche)	18
Figure 11 : Comparaison des concentrations analyseurs-tubes pour chaque campagne	22
Figure 12 : Comparaison des concentrations en benzène (en µg.m ⁻³) obtenues avec les analyseurs avec celles obtenues avec les tubes passifs	23
Figure 13 : Comparaison de la moyenne des 6 périodes avec la moyenne annuelle pour le dioxyde d'azote	24
Figure 14 : Comparaison de la moyenne des 6 périodes avec la moyenne annuelle pour le benzène sur les trois sites validés	25
Figure 15 : Comparaison de la moyenne des 6 périodes avec la moyenne sur les périodes 1, 2, 3, 4 et 5 pour le dioxyde d'azote	25
Figure 16 Concentration annuelle mesurée de dioxyde d'azote	27
Figure 17 Concentration annuelle de benzène mesurée	28
Figure 18 : Histogramme des moyennes annuelles de NO ₂ aux points de mesure en 2005	29
Figure 19 : Variogramme expérimental de la moyenne annuelle de NO ₂	30
Figure 20 : Variogramme expérimental de la moyenne annuelle de NO ₂ avec tous les points (en bleu) et en supprimant les points appartenant aux mailles resserrées en zone rurale (en rouge)	30
Figure 21 : Modèle de variogramme pour le dioxyde d'azote	31
Figure 22 : Cartographie de la moyenne annuelle de dioxyde d'azote obtenue par krigeage ordinaire avec visualisation des sites de mesure	32
Figure 23 : Cartographie de la moyenne annuelle de dioxyde d'azote obtenue par krigeage ordinaire	32
Figure 24 : Ecart-type de krigeage de la moyenne annuelle (krigeage ordinaire)	33
Figure 25 : Cadastre des émissions de NO _x sans grandes sources ponctuelles lissé sur 2km (à gauche) et non lissé (à droite)	33
Figure 26 : Carte de la variable explicative	34
Figure 27 : Nuage de corrélation entre la moyenne annuelle de NO ₂ en 2005 et la variable explicative	34
Figure 28 : Variogrammes expérimentaux simples et croisé de la moyenne annuelle de NO ₂ et de la variable explicative (ln(1+cadastreNO _x))	35
Figure 29 : Graphiques correspondant à la validation croisée	36
Figure 30 : Graphiques correspondant à la validation croisée avec le modèle de cokrigeage colocalisé	37
Figure 31 : Moyenne annuelle de NO ₂ obtenue par cokrigeage colocalisé	38
Figure 32 : Ecart-type de la moyenne annuelle de NO ₂ obtenue par cokrigeage colocalisé	38
Figure 33 : Cartographie de la moyenne annuelle 2005 du NO ₂ établie à partir des stations fixes	40
Figure 34 : Différence entre la carte établie à partir des mesures par tubes en 2005 et la carte établie uniquement à partir des mesures des stations fixes en 2005 (en µg.m ⁻³)	40
Figure 35 : Cartographie de la moyenne annuelle 2004 du NO ₂ établie à partir des stations fixes	41
Figure 36 : Différence en µg.m ⁻³ entre les résultats des mesures par laboratoire mobile et la cartographie du NO ₂ en 2004 en ces points	41
Figure 37 : Implantation des stations fixes utilisées pour la cartographie (+) et des laboratoires mobiles en 2004(●)	41
Figure 38 : Histogramme de la moyenne annuelle de benzène aux points de mesure	42
Figure 39 : Variogramme expérimental de la moyenne annuelle du benzène (pas de calcul de 5000m)	43
Figure 40 : Variogramme expérimental de la moyenne annuelle du benzène (pas de calcul de 10 000m)	43
Figure 41 : Modèle de variogramme pour le benzène	44
Figure 42 : Cartographie de la moyenne annuelle de benzène obtenue par krigeage ordinaire	44
Figure 43 : Ecart-type de krigeage de la moyenne annuelle de benzène (krigeage ordinaire)	45
Figure 44 : Nuages de corrélation entre la variable à estimer et les variables explicatives	46
Figure 45 : Validation croisée avec le cadastre des NO _x comme covariable	48
Figure 46 : Validation croisée avec le cadastre des COV sans sources biogéniques ni grandes sources industrielles comme covariable	49
Figure 47 : Variogrammes simples et croisé de la moyenne annuelle de benzène et du cadastre des COV sans sources biogéniques ni grandes sources ponctuelles	50
Figure 48 : Moyenne annuelle du benzène établie par cokrigeage colocalisé	51

Figure 49 : Ecart type de krigeage de la moyenne annuelle du benzène	51
Figure 50 Représentation de la différence entre krigeage et simulations	52
Figure 51: Courbe d'anamorphose gaussienne	54
Figure 52 : Variogrammes expérimentaux simples et croisé et modèles de variogramme	55
Figure 53 : Probabilité de dépassement du seuil de 40 µg.m ⁻³ de NO ₂ en moyenne annuelle	56
Figure 54 : Probabilité de dépassement du seuil de 30 µg.m ⁻³ de NO ₂ en moyenne annuelle	57
Figure 55 : Percentiles 2,5 et 97,5 de la moyenne annuelle de NO ₂	58
Figure 56 : Répartition de la population	58
Figure 57 : Distributions de probabilité	59
Figure 58 : Population et surface exposées par tranche de concentration	60
Figure 59 : Courbe d'anamorphose (en bleu)	61
Figure 60 : Ajustement des variogrammes simples et croisé de la variable à estimer et de la variable explicative	62
Figure 61 : Probabilité de dépassement de 1,5 µg.m ⁻³ pour la moyenne annuelle de benzène	63
Figure 62 : Percentiles 2,5 et 97,5 de la moyenne annuelle du benzène	64
Figure 63 : Distribution de probabilité	64
Figure 64 : Population et surface exposées par tranche de concentration	65
Figure 65 : Implantation des sites de mesure inclus dans l'étude (+) et non inclus dans l'étude (.)	66
Figure 66 : Comparaison des résultats obtenus par différentes méthodes pour des sites de mesure non inclus dans l'étude	67
Figure 67 : Comparaison des résultats obtenus pour le benzène par différentes méthodes pour des sites de mesure non inclus dans l'étude	68
Figure 68 : Zones de surveillance en Rhône-Alpes	70
Figure 69 : Concentrations annuelles de NO ₂ moyennes par zone	70
Figure 70 : Moyenne annuelle de dioxyde d'azote 2005 par commune	71
Figure 71 : Concentrations annuelles de benzène moyennes par zone	73
Figure 72 : Moyenne annuelle de benzène 2005 par commune	74

TABLE DES TABLEAUX

<i>Tableau 1 : Valeurs réglementaires pour le NO₂</i>	10
<i>Tableau 2 : Valeurs recommandées par le CSHPF et l'OMS pour le NO₂</i>	10
<i>Tableau 3 : Valeurs réglementaires pour le benzène</i>	12
<i>Tableau 4 : Valeurs recommandées par le CSHPF et l'OMS pour le benzène</i>	12
<i>Tableau 5 : Comparaison des écarts entre la moyenne sur les périodes échantillonnées et la moyenne annuelle réelle</i>	13
<i>Tableau 6 : Nombre de couples analyseurs-tubes par campagne et par réseau</i>	20
<i>Tableau 7 : Incertitude élargie sur la concentration en NO₂ d'un tube</i>	21
<i>Tableau 8 : Nombre de couples analyseurs/tubes par campagne et par réseau</i>	23
<i>Tableau 9 : Récapitulatif des données disponibles</i>	25
<i>Tableau 10 : Statistiques de la variable brute et de la variable pondérée pour le NO₂</i>	53
<i>Tableau 11 : Statistiques de la variable brute et de la variable pondérée pour le NO₂</i>	53
<i>Tableau 12 : Moyennes annuelles de NO₂ obtenues par différentes techniques</i>	66
<i>Tableau 13 : Moyennes annuelles de benzène obtenues par différentes techniques</i>	68

INTRODUCTION

La loi sur l'air du 30 décembre 1996 (Code de l'environnement Livre II Titre II) reconnaît à chacun le droit de respirer un air qui ne nuise pas à sa santé. Ce principe est assorti de l'obligation du concours de l'état et des collectivités territoriales pour « l'exercice du droit à l'information sur la qualité de l'air et ses effets sur la santé et l'environnement ».

En Rhône-Alpes, la surveillance de la qualité de l'air ambiant est assurée par six associations agréées par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (AASQA) : AIR-APS, AMPASEL, ASCOPARG, ASQUADRA, COPARLY et SUP'AIR.

La surveillance de la qualité de l'air est fondée sur trois méthodes complémentaires : la première s'appuie sur un réseau de stations fixes de mesure fournissant quotidiennement des mesures de polluants réglementés. **La seconde** complète le dispositif pour les zones non couvertes, par des campagnes de mesures ponctuelles combinées parfois à des cartographies géostatistiques. La présente étude intervient donc dans le cadre de ce second mode de surveillance. **La troisième méthode** fait intervenir des modélisations de concentrations et un suivi des émissions de polluants.

Depuis la fin de l'année 2005, les AASQA de la région ont établi, conformément à la réglementation française, un plan de surveillance de la qualité de l'air (PSQA¹) qui fixe la stratégie à mettre en place en matière de surveillance de la qualité de l'air. Ce dernier intègre les cartographies de polluants.

De même, le Plan Régional de la Qualité de l'Air (2001), mis en place par le Préfet de Région, requiert une surveillance qui puisse établir des cartographies annuelles de polluants réglementés sur l'ensemble du territoire de la région.

Une première cartographie régionale de l'ozone estival ayant été réalisée en 2002, les AASQA ont poursuivi depuis 2004 sur l'étude de deux autres polluants avec pour but :

- la réalisation d'une cartographie des concentrations annuelles en benzène et en dioxyde d'azote sur l'année 2005.
- un calcul de la population potentiellement exposée à des dépassements de seuils réglementaires annuels ; les données obtenues devant être ensuite mises à disposition dans le but d'une évaluation d'impact sanitaire.

Dans un premier temps, la présente étude s'appuie sur les travaux préliminaires sur le dioxyde d'azote et le benzène réalisés en 2002 sur les territoires du Rhône et de l'Isère en période hivernale qui ont permis d'effectuer en 2004 une optimisation des plans d'échantillonnage de ces polluants. En 2005, se sont déroulées les mesures du benzène et du dioxyde d'azote, qui ont servi en 2006 pour les travaux de cartographies géostatistiques.

Le présent rapport de l'étude est ainsi constitué de cinq parties :

- La présentation générale de l'étude,
- Le processus de traitement des données mesurées avant leur exploitation,
- L'exploitation géostatistique des résultats et l'estimation des moyennes annuelles,
- La technique de simulation des dépassements de seuil,
- La synthèse des résultats.

Il convient de noter que ces travaux ont pu être réalisés grâce au soutien de la **Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales de Rhône-Alpes** (DRASS) qui a financé 50 % du coût global de l'étude (soit une contribution de 150 000 €).

¹ PSQA Rhône-Alpes consultable sur www.atmo-rhonealpes.org, rubrique « publications » puis cliquer sur « Atmo Rhone-Alpes ».

CHAPITRE I – PRESENTATION DE L'ETUDE

I Les polluants étudiés

I.1 Le dioxyde d'azote (NO₂)

I.1.a Définition, origine

Les oxydes d'azote sont essentiellement formés par oxydation de l'azote atmosphérique (N₂) lors des combustions (à haute température) de carburants et combustibles fossiles.

Le monoxyde d'azote, gaz incolore et inodore, est principalement émis par les véhicules à moteur thermique et se transforme rapidement par oxydation en **dioxyde d'azote**, gaz roux et odorant à forte concentration. La réaction est favorisée par le rayonnement Ultra Violet.

Le transport routier est le plus important émetteur de NO_x en Rhône Alpes avec environ 54% des émissions ; l'industrie manufacturière et la transformation d'énergie ne représentent que 17% des émissions. Bien que l'équipement des automobiles par des pots catalytiques depuis 1993 favorise une diminution des émissions d'oxydes d'azote, les concentrations dans l'air ne diminuent guère compte tenu de l'âge du parc automobile et de l'augmentation constante du trafic.

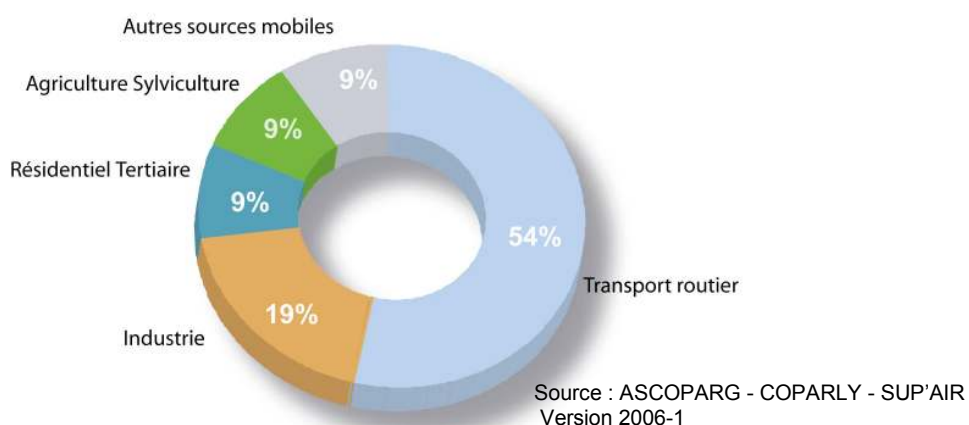


Figure 1 : Répartition des émissions de NO_x par secteur d'activité sur la région Rhône-Alpes (2003)

Les oxydes d'azote, avec les composés organiques volatils, interviennent dans le processus de formation de la pollution photo-oxydante et de l'ozone dans la basse atmosphère.

Le cadastre des émissions de NO_x (cf. Figure 2) montre que celles-ci sont concentrées dans les secteurs urbains et fait aussi apparaître la part importante du trafic automobile dans les émissions.

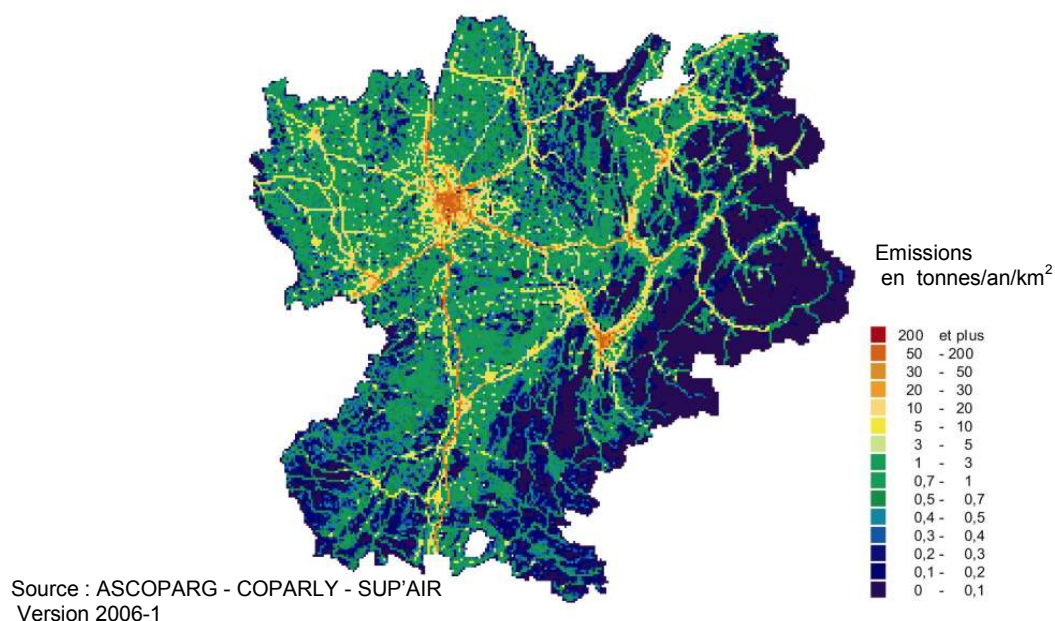


Figure 2 : Cadastre des émissions de NOx en Rhône-Alpes (2003)

1.1.b Les effets sur la santé

Le dioxyde d'azote pénètre dans les fines ramifications de l'appareil respiratoire et fragilise la muqueuse pulmonaire face aux agressions infectieuses.

Cependant, suivant la durée et le type d'exposition, les effets peuvent être différents.

On distingue en effet :

- « l'exposition chronique » qui augmente le risque d'apparition de maladies respiratoires. A faible concentration, les oxydes d'azote peuvent provoquer une irritation des voies aériennes supérieures et des yeux. Des études ont montré que le dioxyde d'azote apparaissait comme l'indicateur de pollution présentant l'impact le plus élevé sur la maladie asthmatique des adultes en augmentant la fréquence et la gravité des crises.
- « l'exposition aiguë » dont un « effet allergisant » a été mise en évidence pour des concentrations situées entre 400 et 500 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sur une durée d'exposition d'un quart d'heure.

1.1.c Les effets sur l'environnement

Les oxydes d'azote contribuent également au phénomène du dépérissement forestier (« pluies acides »).

1.1.d Valeurs réglementaires

Le Tableau 1 résume les valeurs réglementaires en application à ce jour.

DECRET FRANÇAIS 2002-213 du 15 février 2002											
Valeurs réglementaires pour le dioxyde d'azote (NO ₂) et les NOx											
Type de seuil	Type de moyenne	Période et statistique pour le calcul	Date d'application	Valeurs à respecter et dépassements autorisés avant la date d'application (en µg.m ⁻³)							
				2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Objectif de qualité	Moyenne annuelle	Année civile	19/07/2001	40							
Valeur limite	Moyenne horaire	Centile 99,8 des moyennes horaires sur l'année civile	01/01/2010	270	260	250	240	230	220	210	200
Valeur limite	Moyenne annuelle	Année civile	01/01/2010	54	52	50	48	46	44	42	40
Valeur limite	Moyenne annuelle en oxydes d'azote	Année civile	19/07/2001	30 (NO ₂ + NO en équivalent NO ₂)							
Seuil d'information	Moyenne horaire	Conditions de déclenchement selon arrêté préfectoral	19/07/2001	200							
Seuil d'alerte	Moyenne horaire	Conditions de déclenchement selon arrêté préfectoral	19/07/2001	400 ou 200 ²							

Tableau 1 : Valeurs réglementaires pour le NO₂

A titre d'information, ci-dessous les valeurs de recommandations du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) et de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), concernant les risques liés à l'exposition au NO₂ pour la santé humaine.

Type de seuil	Valeurs recommandées par le CSHPF (en µg.m ⁻³)		Valeurs recommandées par l'OMS (en µg.m ⁻³)	
	Valeur en µg.m ⁻³	Type de moyenne	Valeur en µg.m ⁻³	Type de moyenne
Objectif de qualité	50	Moyenne annuelle	40	Moyenne annuelle
Seuil d'information	250	Moyenne horaire	200	Moyenne horaire
Seuil d'alerte	400	Moyenne horaire		

Tableau 2 : Valeurs recommandées par le CSHPF et l'OMS pour le NO₂

² Si la procédure d'information et de recommandations pour le dioxyde d'azote a été déclenchée la veille et le jour même, et que les prévisions font craindre un risque fort de dépassement du seuil de 200 µg.m⁻³ le lendemain.

I.2 Le benzène (C₆H₆)

I.2.a Définition, origine

Il fait partie de la famille des Composés Organiques Volatils (COV) qui regroupe toutes les molécules formées d'atomes d'hydrogène et de carbone (hydrocarbures) comme le benzène (C₆H₆) et le toluène (C₇H₈), mais également celles dont les atomes d'hydrogène sont remplacés par d'autres atomes comme l'azote, le chlore, le soufre, ou l'oxygène comme par exemple les aldéhydes (R-CHO).

Les emplois du benzène sont multiples. Il est largement utilisé dans l'industrie comme intermédiaire de synthèse dans la fabrication de styrène, phénol, élastomères, résines, colorants, pesticides, produits pharmaceutiques, détergents.... Il entre dans la composition des carburants, grâce à ses propriétés antidétonantes susceptibles d'améliorer l'indice d'octane, de solvants et de diluants industriels. Il peut être occasionnellement utilisé comme solvant d'extraction mais seulement en circuit fermé.

En 2004, les émissions nationales de benzène s'élevaient à 45 500 t³, ce qui représentait 3,4 % des émissions totales de Composés Organiques Volatils Non Méthaniques (COVNM) en France métropolitaine. La principale source d'émission est le résidentiel tertiaire avec 64% des émissions nationales de benzène, suivi du transport routier avec 24% des émissions.

Les composés organiques volatils contribuent, au même titre que les oxydes d'azote, aux processus de **formation d'ozone** en tant que **précurseurs**.

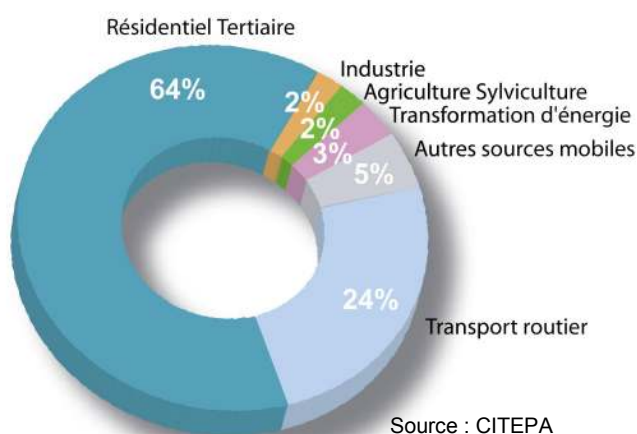


Figure 3 : Répartition des émissions de benzène par secteur d'activité en France (2004)

I.2.b Les effets sur la santé

Selon l'OMS, le benzène est une substance pour laquelle « il n'existe pas de seuil de sécurité absolue en deçà duquel il n'y aurait pas de risques ».

Les informations issues de la littérature (études épidémiologiques et toxicologiques) ne laissent pas de doute quant à la dangerosité du benzène. C'est un cancérogène pour l'homme entraînant l'apparition de leucémies (prolifération anormale des globules blancs et de leurs cellules souches). Il est classé depuis 1987 dans le groupe 1 (cancérogène prouvé chez l'homme) par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) et dans la classe C1 par la Commission des Communautés Européennes. Enfin, comme beaucoup de substances génotoxiques⁴, le benzène semble diminuer les défenses immunitaires, ce qui peut être néfaste à long terme.

I.2.c Les effets sur l'environnement

Le benzène peut causer la mort ou la réduction du rythme de croissance de la végétation. Il peut causer des dommages aux membranes des feuilles dans diverses cultures agricoles.

³ CITEPA (2006)

⁴ Propriété d'un agent dangereux pour la santé qui exprime la capacité d'altérer de manière directe le matériel génétique.

1.2.d Valeurs réglementaires

Le Tableau 3 résume les valeurs réglementaires en application à ce jour.

DECRET FRANÇAIS 2002-213 du 15 février 2002											
Valeurs réglementaires pour le benzène											
Type de seuil	Type de seuil	Période et statistique pour le calcul	Date d'application	Valeurs à respecter et dépassements autorisés avant la date d'application (en µg.m ⁻³)							
				2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Objectif de qualité	Moyenne annuelle	Année civile	19/07/2001	2							
Valeur limite	Moyenne annuelle	Année civile	01/01/2010	10	10	10	9	8	7	6	5

Tableau 3 : Valeurs réglementaires pour le benzène

A titre d'information, ci-dessous les valeurs de recommandations du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) et de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) concernant les risques liés à l'exposition au benzène pour la santé humaine.

Type de seuil	Valeurs recommandées par le CSHPF		Valeurs recommandées par l'OMS (en µg.m ⁻³)
	Valeur à respecter en µg.m ⁻³	Type de moyenne	
Objectif de qualité	2	Moyenne annuelle	Risque, pour une exposition à des teneurs moyennes de 1 µg.m⁻³ sur toute une vie (24h/24), d'induire un décès supplémentaire par cancer, leucémie, ... : 6.10 ⁻⁶ (6 cas sur 1 million)
Valeurs limites	10	Moyenne annuelle	
	25	Moyenne journalière	

Tableau 4 : Valeurs recommandées par le CSHPF et l'OMS pour le benzène

II Les mesures

II.1 Choix de l'échantillonnage spatial et temporel

II.1.a Echantillonnage temporel

L'objectif principal de l'étude est d'estimer la moyenne annuelle des deux polluants concernés sur la région Rhône-Alpes. Selon la directive du 22 avril 1999, les mesures doivent être réparties également dans l'année avec un minimum de **8 semaines de mesures** (soit 14% de l'année) pour être considérées comme représentatives et permettre une comparaison avec les valeurs réglementaires. Afin de déterminer la durée et le nombre de périodes de mesures nécessaires, des analyses statistiques sur l'historique des mesures des stations fixes de la Région Rhône-Alpes ont été réalisées au préalable (700 tests réalisés sur 12 échantillonnages différents).

Sur l'ensemble des sites urbains et ruraux testés, la moyenne annuelle réelle a été comparée à la moyenne annuelle estimée à partir de l'échantillonnage temporel choisi. Les écarts relatifs moyens et maximaux sont synthétisés dans le Tableau 5.

Echantillonnage en nb de périodes*nb de semaines	écart moyen Max	écart moyen Min	écart moyen	écart max (%)	Typologie station
4*2	16%	7%	10%	90%	rurale
4*3	14%	5%	9%	61%	rurale
4*4	10%	4%	7%	35%	rurale
2*4	20%	7%	13%	67%	rurale
2*5	19%	6%	11%	64%	rurale
2*6	20%	6%	13%	69%	rurale
1*8	36%	9%	22%	90%	fond urbain
2*4+2*2	13%	5%	9%	52%	rurale
6*2	13%	4%	7%	40%	rurale
8*2	10%	4%	6%	35%	rurale
6*1	15%	5%	9%	68%	rurale
8*1	12%	5%	8%	48%	rurale

Tableau 5 : Comparaison des écarts entre la moyenne sur les périodes échantillonnées et la moyenne annuelle réelle

La durée d'exposition des échantillonneurs passifs en zone dite « de fond » ne peut excéder deux semaines. Un échantillonnage temporel de 4x4 semaines aurait donc nécessité 8 campagnes de mesures par tubes passifs.

L'échantillonnage de 4x2 semaines, échantillonnage minimum selon les directives de 1999 et 2000, permet de réduire considérablement le coût de l'étude mais les écarts à la moyenne réelle peuvent être élevés (écarts relatifs maximum à la moyenne réelle proche de 50% en zone urbaine et de 90% en zone rurale).

L'échantillonnage de 6 x 2 semaines est retenu comme le meilleur compromis pour estimer la moyenne annuelle. En effet, sur les 700 tests effectués (sites ruraux et urbains de la région Rhône-Alpes), l'écart relatif moyen à la moyenne réelle est de 7% (écarts relatifs maximums proches de 30% en zone urbaine et de 40% en zone rurale). L'échantillonnage de 8 x 2 semaines n'est pas retenu compte tenu du faible gain sur la qualité de l'estimation en regard du surcoût associé.

Conformément à la directive de 1999, les campagnes de mesures ont été également réparties dans l'année selon le calendrier suivant :

- Période 1 : du 1^{er} au 16 février 2005
- Période 2 : du 22 mars au 5 avril 2005
- Période 3 : du 21 juin au 5 juillet 2005
- Période 4 : du 9 au 23 août 2005
- Période 5 : du 4 au 18 octobre 2005
- Période 6 : du 29 novembre au 13 décembre 2005

II.1.b Echantillonnage spatial

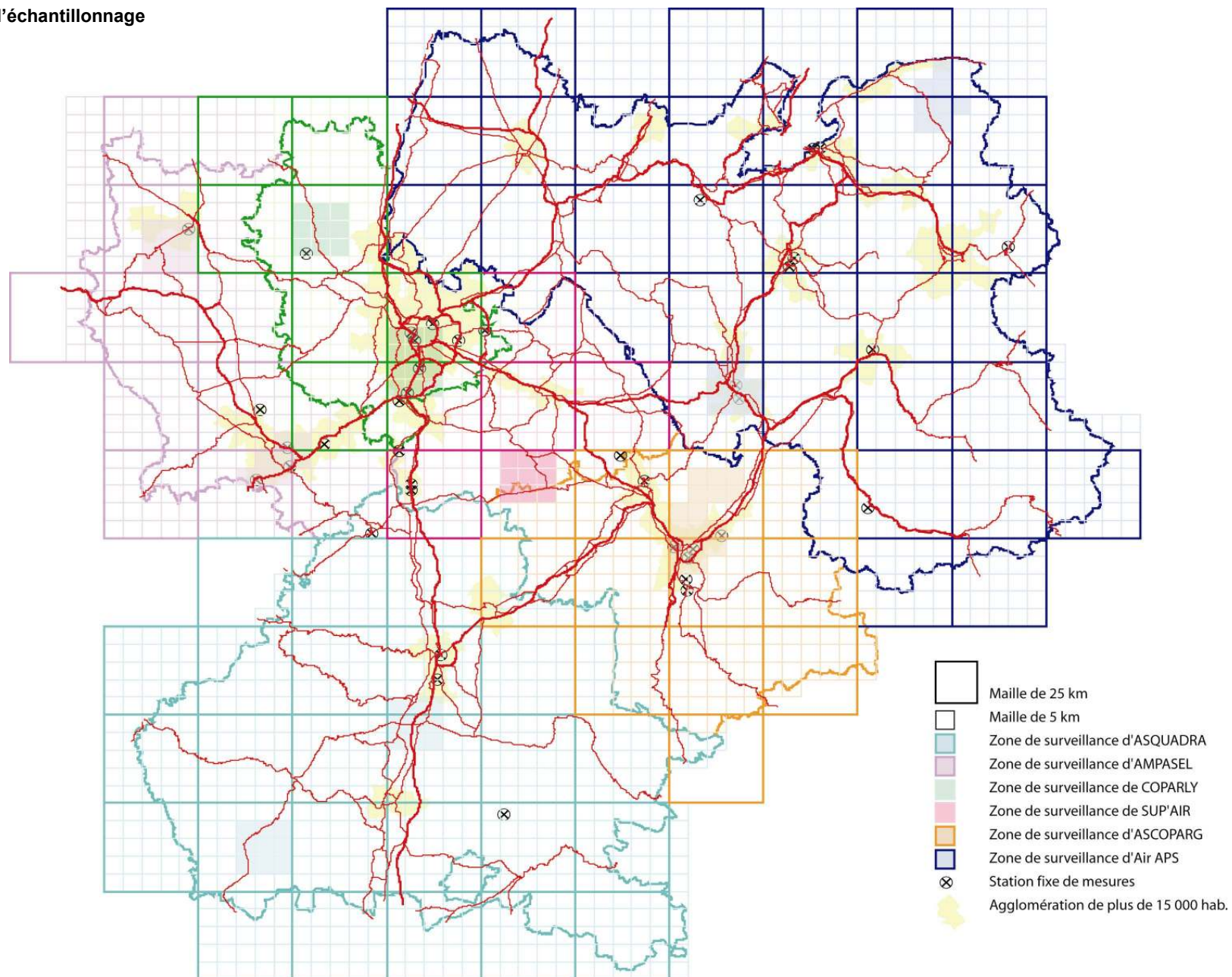
Le plan d'échantillonnage a été élaboré en utilisant les résultats de l'étude préalable réalisée par les réseaux ASCOPARG, SUP'AIR et COPARLY sur le Rhône, l'Isère et la côte de l'Ain durant l'hiver 2002⁵. Le plan d'échantillonnage finalement retenu est :

- Un maillage régulier de 25 km x 25 km
- Plusieurs resserrements locaux à 5 km x 5 km sur des zones représentant tous les niveaux de concentration (zones urbaines, zones rurales de plaine et zones rurales de montagne).

Le nombre de sites de mesures du dioxyde d'azote et du benzène s'élève ainsi à 255.

⁵ ASCOPARG, COPARLY, SUP'AIR (2002) Cartographie du dioxyde d'azote et du benzène – étude préliminaire de janvier – février 2002. Disponible sur www.atmo-rhonealpes.org

Figure 4 : Plan d'échantillonnage



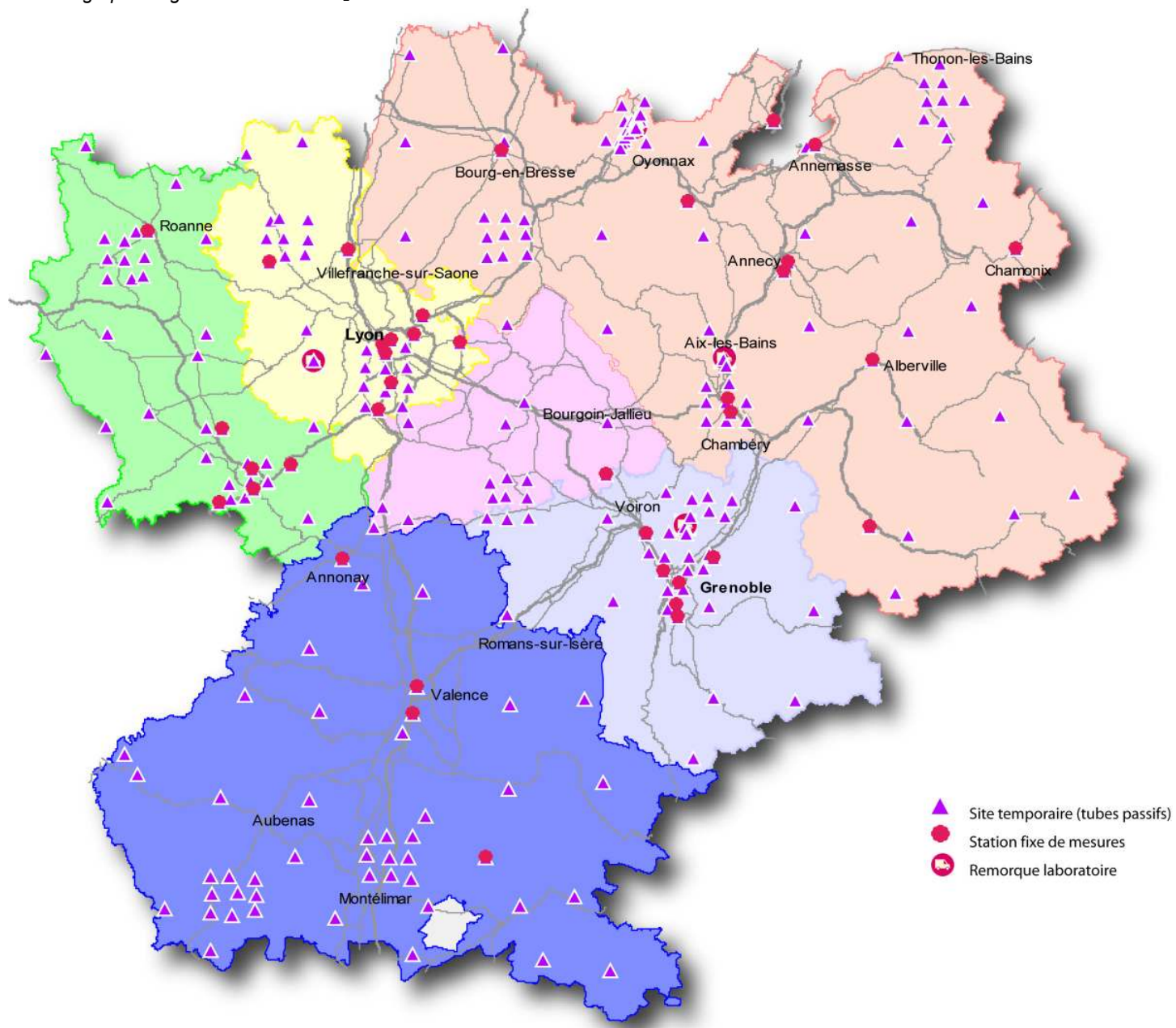


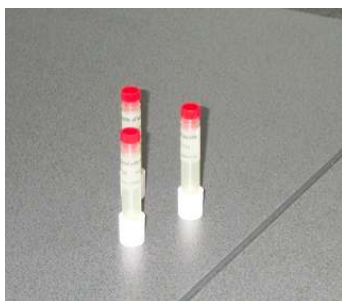
Figure 5 : Implantation des sites de mesure

II.2 Choix du matériel de mesure

La méthode retenue pour les deux types de polluants est la **mesure par tubes à diffusion passive**. Cette méthode est la plus adaptée pour réaliser une cartographie de la pollution à l'échelle de la région. En effet, les tubes à diffusion passive permettent de limiter les coûts tout en autorisant l'installation de nombreux sites de mesures avec une incertitude de mesures acceptable (cf. chap III) . Par définition, l'échantillonnage passif est basé sur le transfert de matière d'une zone à une autre sans mouvement actif de l'air. Le contact de l'air à analyser avec le milieu réactif est dans ce cas induit par convection naturelle et diffusion (Loi de Fick).

II.2.a Dioxyde d'azote

Les tubes utilisés sont fournis et analysés par PASSAM, laboratoire d'analyse basé en Suisse. Le tube passif est constitué d'un tube inerte de propylène de 7,4 cm de long pour un diamètre de 9,5 mm. Les molécules de dioxyde d'azote migrent le long du tube jusqu'à un absorbant, la triéthanolamine. La quantité absorbée est proportionnelle à la concentration dans l'environnement. Cette quantité est extraite puis déterminée par colorimétrie à 540 nm selon la méthode de Salzmann.



Tubes NO₂



Boite de protection

Figures 6 et 7 : Dispositifs de mesure pour le NO₂

Pour les protéger des intempéries et minimiser l'influence du vent, les tubes NO₂ sont placés dans une boîte de protection.

II.2.b Benzène

Les tubes utilisés sont de marque Radiello®, ils sont analysés par la Fondation Salvatore MAUGERI, laboratoire de recherche italien.

Ces tubes sont constitués d'une cartouche de charbon graphité de 60 mm de long et de 4,8 mm de diamètre et d'un corps diffusif. Contrairement aux tubes NO₂, la géométrie de l'échantillonneur est radiale : le parcours diffusif s'effectue de l'extérieur en direction de l'axe plutôt que le long de l'axe.

Le benzène est adsorbé sur la cartouche ; après désorption thermique, il est quantifié par chromatographie.

Les tubes sont protégés des intempéries par un abri de protection commercialisé par Radiello®.



Figure 8 : Dispositif de mesure pour le benzène

II.3 Stations fixes et laboratoires mobiles

En plus du maillage défini pour les emplacements des tubes, certaines stations fixes de mesure de la qualité de l'air ont été équipées, en parallèle de leurs analyseurs automatiques, de tubes passifs. Ce dispositif permet d'évaluer l'incertitude liée à la méthode de mesure par tubes passifs. Cette étape est décrite dans le chapitre II.

Le nombre de stations fixes équipées d'analyseurs de dioxyde d'azote inclus dans l'étude est de 38, celui des laboratoires mobiles est de 7. Pour le benzène, seulement 4 stations fixes et un laboratoire mobile ont été inclus dans l'étude.

II.4 Choix des sites

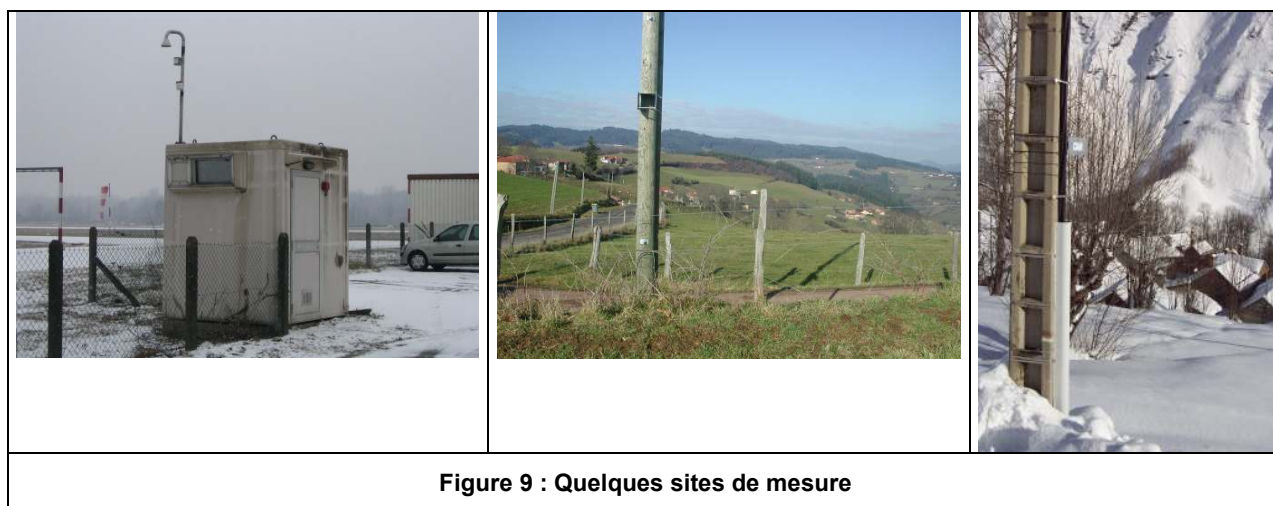
L'ensemble des sites choisis sont des sites de « fond ».

La pollution mesurée doit en effet correspondre à une pollution de fond. Cela signifie que la valeur mesurée doit être représentative de la pollution d'un secteur et ne doit pas être immédiatement influencée par une source proche ou un puits de pollution très localisé.

Des recommandations ont été publiées par le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air et l'ADEME dont les grands points sont présentés ci-dessous :

- ✓ Le support sur lequel est placée la boîte appartient à la liste suivante : poteau EDF ou France Telecom, lampadaire, pylône, croix, poteau de grillage, poteau de clôture,...
- ✓ Sont à éviter les poteaux enduits de goudron et les lampadaires trop puissants qui peuvent modifier localement les concentrations de polluants.
- ✓ La hauteur à laquelle est placée la boîte doit être comprise entre 2,5 et 3 mètres.

En zone urbaine, les sites retenus sont éloignés des principaux axes de circulation, ils peuvent être placés dans des espaces verts ou des zones résidentielles, par exemple.



CHAPITRE II : TRAITEMENT DES DONNEES BRUTES

Cette partie est consacrée au traitement des données avant l'exploitation géostatistique des résultats. Ce traitement est constitué de plusieurs étapes :

- ✓ la validation des données brutes
- ✓ la correction et/ou standardisation des données à 20°C
- ✓ l'évaluation de l'incertitude de la méthode de mesure
- ✓ l'estimation de la moyenne annuelle

I Validation des résultats bruts des tubes

Les résultats bruts fournis par les laboratoires d'analyse font l'objet d'une validation afin de détecter les valeurs aberrantes. La validation a été effectuée par l'intermédiaire du logiciel de géostatistique ISATIS®.

Chaque site de l'étude était équipé d'un tube benzène et de deux tubes NO₂. Par ailleurs, des stations fixes de la région mesurant le NO₂ ou le benzène étaient équipées du type de tube correspondant pour permettre la comparaison analyseurs/tubes.

Différents **nuages de corrélation** ont été tracés, afin de détecter des valeurs suspectes:

- ✓ entre les 2 valeurs de concentration en NO₂ pour un même site pour chaque campagne,
- ✓ entre la concentration moyenne en NO₂ et la concentration en benzène pour chaque campagne,
- ✓ entre les concentrations moyennes en NO₂ de deux campagnes différentes,
- ✓ entre les concentrations en benzène de deux campagnes différentes.

D'une manière générale, les corrélations concernant les concentrations en NO₂ sont meilleures que celles concernant le benzène.

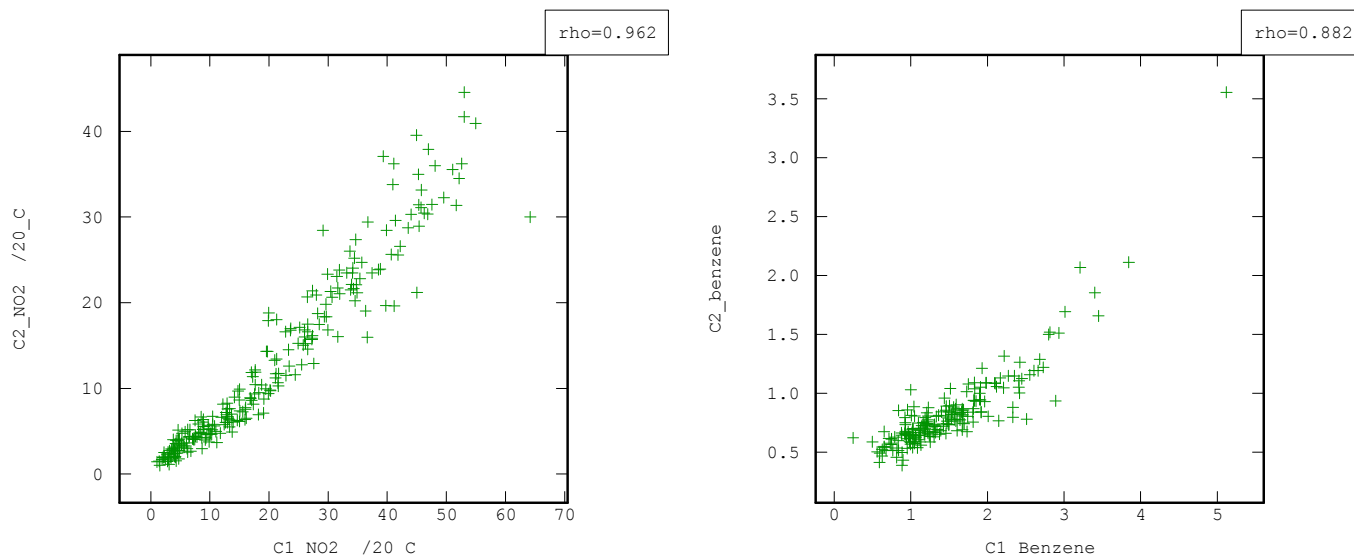


Figure 10 : Nuages de corrélation entre les campagnes 1 et 2 pour le NO₂ (à gauche) et le benzène (à droite)

Pour chaque polluant et chaque campagne, la **nuée variographique**⁶ est tracée afin de détecter les fortes variations à petite distance et de mettre en évidence des valeurs aberrantes sur les zones d'échantillonnage resserré.

⁶ La nuée variographique représente pour chaque couple de points le carré de la différence des valeurs de concentration en ces points en fonction de la distance qui les sépare.

La synthèse des observations de tous les nuages, des commentaires associés aux mesures lors de la pose/ramassage ou de l'analyse en laboratoire et de la nuée variographique permet d'invalider certains résultats.

Au total, 8 résultats de concentration en NO₂ (dont 3 paires, les 2 valeurs d'un même site) sont invalidés et 19 résultats de benzène. Pour 9 des résultats de benzène invalidés, le laboratoire d'analyse avait mentionné « échantillon mouillé ».

II Correction et/ou standardisation des résultats

Conformément aux exigences réglementaires, les résultats des mesures réalisées en routine par les réseaux de la qualité de l'air sont fournis à une température de 20°C. Ce n'est pas le cas, en revanche, des analyses réalisées par les deux laboratoires dans le cadre de l'étude.

Il faut donc standardiser les concentrations afin d'avoir des résultats à 20°C, comparables aux valeurs réglementaires.

II.1 Cas du dioxyde d'azote

Les résultats sont fournis à 9°C et ne sont pas exploitables directement. Avant de réaliser la standardisation des valeurs, une correction du débit d'échantillonnage et de la température doit être réalisée de la manière suivante.

Le guide « Echantillonneurs passifs pour le dioxyde d'azote »⁷ préconise d'utiliser un débit d'échantillonnage calculé par l'Ecole des Mines de Douai (EMD) à 21,1°C plutôt que le débit utilisé par PASSAM. La pression n'intervient pas. Une première correction donne donc :

$$C_{21,1^{\circ}\text{C}} = C_{9^{\circ}\text{C}} \times \frac{Q_{9^{\circ}\text{C}}}{Q_{21,1^{\circ}\text{C}}} \quad (1)$$

où $C_{21,1^{\circ}\text{C}}$ = concentration à 21,1°C
 $C_{9^{\circ}\text{C}}$ = concentration à 9°C fournie par PASSAM
 $Q_{9^{\circ}\text{C}}$ = débit d'échantillonnage utilisé par PASSAM (0,8536 ml/mn)
 $Q_{21,1^{\circ}\text{C}}$ = débit d'échantillonnage calculé par l'EMD (0,947 ml/mn)

Par ailleurs, afin de prendre en compte la température sur le site (différente de 21,1°C), la concentration doit être corrigée selon une deuxième formule :

$$C_{T_{\text{site}}} = C_{21,1^{\circ}\text{C}} \times \left(\frac{273,15 + 21,1}{273,15 + T_{\text{site}}} \right)^{\frac{3}{2}} \quad (2)$$

où T_{site} = température moyenne sur le site pendant la période de mesures, estimée à partir de la station Météo France la plus proche
 $C_{T_{\text{site}}}$ = concentration à la température du site

Enfin, la standardisation à 20°C s'effectue selon la formule :

$$C_{20^{\circ}\text{C}} = C_{T_{\text{site}}} \times \left(\frac{273,15 + T_{\text{site}}}{273,15 + 20} \right) \quad (3)$$

$C_{20^{\circ}\text{C}}$ = concentration standardisée à 20°C

⁷ ADEME, LCSQA, Fédération ATMO (2002) Echantillonneurs passifs pour le dioxyde d'azote, Ademe Editions, Paris.

II.2 Cas du benzène

Le débit d'échantillonnage utilisé est un débit à 25°C. Toutefois, le laboratoire fournit les concentrations corrigées en température (influence de la température sur le site prise en compte en utilisant la formule (2)). Les résultats fournis ne nécessitent donc que la standardisation à 20°C à l'aide de la formule (3).

III Validité de la méthode de mesure par tubes passifs par rapport aux analyseurs

La technique de mesure par tubes à diffusion passive est moins coûteuse qu'une mesure en continu avec des analyseurs automatiques, toutefois elle est a priori moins fiable. Afin d'en vérifier la validité, plusieurs sites ont été équipés en parallèle de mesures par tubes passifs et de mesures par analyseurs. Les couples de résultats obtenus permettent d'étudier la possibilité de corriger les valeurs des tubes en fonction des résultats obtenus sur les analyseurs pour le même site.

Le dioxyde d'azote et le benzène sont étudiés séparément.

III.1 Cas du dioxyde d'azote

Un nombre important de stations fixes de surveillance de la qualité de l'air ont été incluses dans l'étude et équipées de mesures par tubes passifs, à raison de deux tubes par campagne (cf. Tableau 6).

	ASCOPARG	COPARLY	SUP'AIR	ASQUADRA	AMPASEL	AIR-APS	Total
Campagne 1	14	14	6	8	12	24	78
Campagne 2	12	10	6	10	12	28	78
Campagne 3	12	10	4	4	8	28	66
Campagne 4	16	12	4	8	12	20	72
Campagne 5	13	14	6	8	14	24	79
Campagne 6	14	14	4	8	8	18	66
TOTAL	81	74	30	46	68	144	441

Tableau 6 : Nombre de couples analyseurs-tubes par campagne et par réseau

Le nombre élevé de couples (Valeur analyseur ; Valeur tube) permet d'appliquer la norme ISO 13752 : « Evaluation de l'incertitude d'une méthode de mesurage par rapport à une méthode de référence ». L'application de la norme permet de détecter si la méthode de mesure par tubes passifs présente des erreurs systématiques et/ou aléatoires par rapport à la méthode de référence (mesure par analyseurs). Les valeurs obtenues par la méthode de référence sont considérées comme des valeurs vraies. La norme permet d'obtenir également une incertitude sur la valeur obtenue par la méthode des tubes passifs.

Remarque préalable :

Les valeurs analyseurs sont calculées à partir des moyennes des valeurs horaires sur la période d'exposition des tubes (arrondie à l'heure la plus proche). Seules les valeurs correspondant à un taux de fonctionnement supérieur à 95% sont conservées.

La comparaison des deux méthodes de mesure est effectuée pour chaque campagne de manière indépendante. Le nombre de couples par campagne est au minimum de 66, ce qui est suffisant pour appliquer la norme.

Quelle que soit la campagne, l'écart-type est constant, l'incertitude de la méthode des tubes passifs est donc indépendante de la valeur du tube. A l'aide d'un test statistique, pour chaque campagne, on détermine si les coefficients b_0 et b_1 de la droite de régression $y = b_0 + b_1x$ sont significativement différents de 0 et 1 (où y représente la variable « Valeur tube » et x représente la variable « Valeur analyseur »).

Les coefficients de corrélation entre la méthode des analyseurs et la méthode des tubes passifs sont bons (supérieurs à 0,9). Pour les campagnes 3, 4 et 5, les coefficients b_0 et/ou b_1 sont significativement différents de leur valeur idéale (cf. Figure 11).

Les valeurs des tubes obtenues pendant ces 3 campagnes sont corrigées selon la formule $y_{\text{cor}} = x = f^{-1}(y)$ où y_{cor} est la valeur corrigée du tube.

On obtient :

- Campagne 3 : $y_{\text{cor}} = (y - 2,2452) / 1,0082$
- Campagne 4 : $y_{\text{cor}} = (y - 1,4136) / 1,0947$
- Campagne 5 : $y_{\text{cor}} = (y - 1,7455) / 0,971$

Calcul des incertitudes :

Pour les campagnes 1, 2 et 6, l'incertitude élargie sur une valeur est égale à $U = 2\sqrt{(s^2)}$. L'écart-type est constant (indépendant de la valeur de x), l'incertitude élargie U est donc constante quelle que soit la valeur de y pour les campagnes 1, 2 et 6.

Pour les campagnes 3, 4 et 5, l'incertitude élargie sur la valeur corrigée est égale à

$$U = 2\sqrt{(s^2 + s_{\Delta y}^2)}$$

$s_{\Delta y}^2$ ⁸ est négligeable devant s^2 , l'incertitude élargie sur ces campagnes est donc environ constante également.

	Campagne 1	Campagne 2	Campagne 3	Campagne 4	Campagne 5	Campagne 6
Incertitude élargie (en $\mu\text{g.m}^{-3}$)	5,2	4,8	3,0	3,3	6,1	4,3

Tableau 7 : Incertitude élargie sur la concentration en NO₂ d'un tube

Par ailleurs, selon la loi de propagation de l'incertitude,

si $C = \sum_{i=1}^n C_i$ alors $U(C) = 2\sqrt{\frac{1}{n^2} \left(\sum_{i=1}^n (U_{C_i})^2 \right)}$ où U_{C_i} est l'incertitude sur la valeur C_i .

Cette formule est utilisée pour calculer l'incertitude sur la concentration en NO₂ d'un site et sur la moyenne annuelle.

⇒ **L'incertitude sur la moyenne annuelle de NO₂ est d'environ 5 $\mu\text{g.m}^{-3}$.**

⁸ $s_{\Delta y}^2$ est la variance de l'erreur systématique, s^2 est la variance de la méthode des y

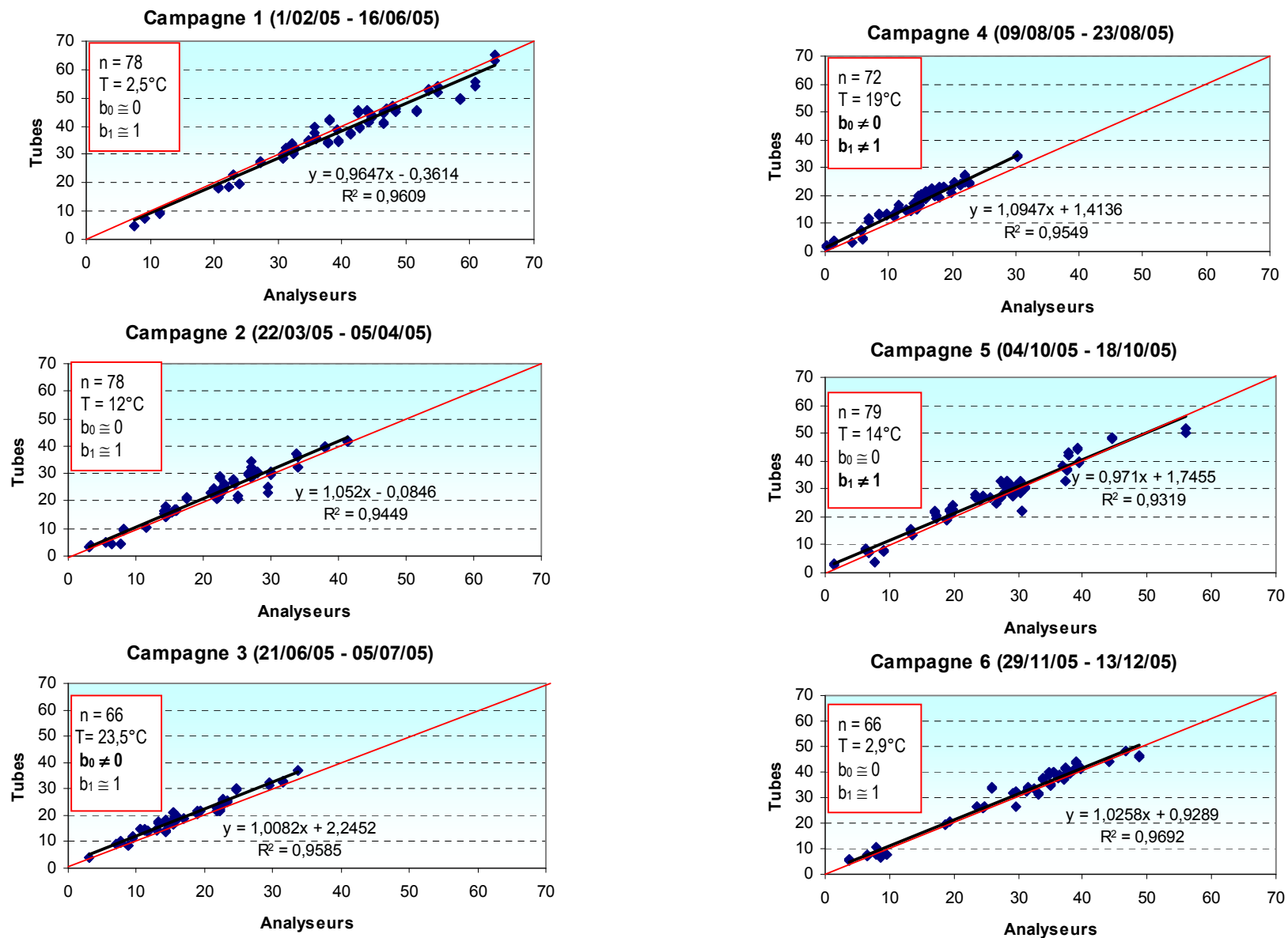


Figure 11 : Comparaison des concentrations analyseurs-tubes pour chaque campagne

(n : nombre de couples, T = température moyenne pendant la campagne, b₀ : ordonnée à l'origine de la droite de régression, b₁ : coefficient directeur de la droite de régression)

III.2 Cas du benzène

Actuellement, peu de stations fixes mesurent le benzène de manière continue. Par ailleurs, sur les quatre stations fixes mesurant le benzène, une seule est une station mesurant la pollution de fond. Le nombre de couples analyseurs/tubes étant très faible, toutes les stations fixes mesurant le benzène sont utilisées pour effectuer la comparaison.

	ASCOPARG	COPARLY	SUP'AIR	ASQUADRA	AMPASEL	AIR-APS	Total
Campagne 1	2	2	0	0	0	0	4
Campagne 2	2	2	0	0	0	0	4
Campagne 3	2	2	0	0	0	1	5
Campagne 4	2	2	0	0	0	1	5
Campagne 5	2	2	0	0	0	1	5
Campagne 6	2	2	0	0	0	1	5
TOTAL	12	12	0	0	0	4	28

Tableau 8 : Nombre de couples analyseurs/tubes par campagne et par réseau

Comme pour le dioxyde d'azote, les valeurs des tubes invalidées et les valeurs analyseurs correspondant à un taux de fonctionnement inférieur à 95% sont supprimées. Il reste 16 couples pour effectuer les comparaisons, ce nombre est trop faible pour appliquer la norme ISO 13752.

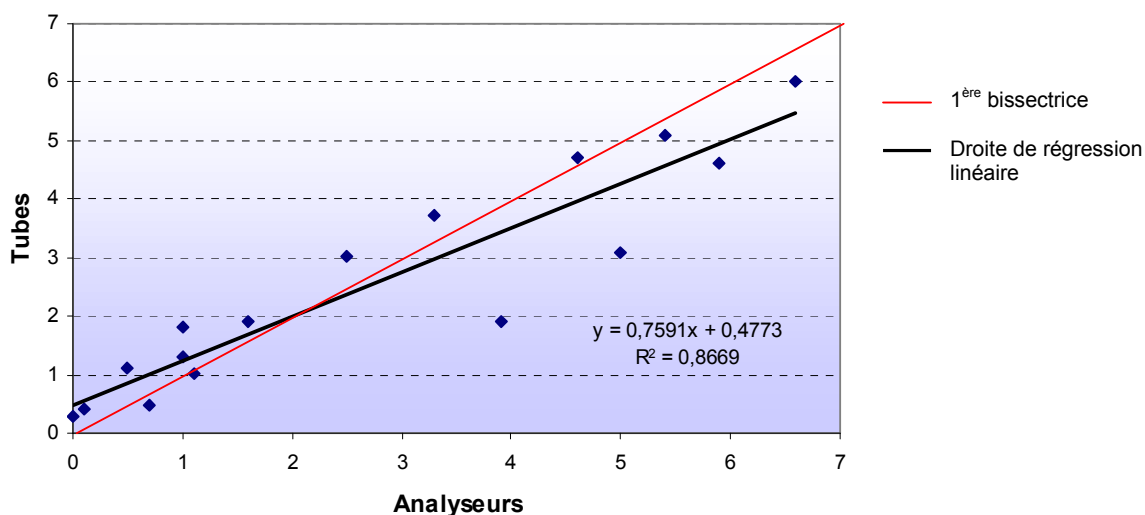


Figure 12 : Comparaison des concentrations en benzène (en µg.m⁻³) obtenues avec les analyseurs avec celles obtenues avec les tubes passifs

Le nombre de couples ne permet pas de calculer une correction. Sur cet échantillon, les mesures par tubes surestiment plutôt les mesures par analyseur dans les valeurs faibles alors qu'elles les sous-estiment dans les valeurs plus fortes.

Lors de la campagne régionale en Rhône-Alpes, la très grande majorité des valeurs se situent dans les valeurs faibles de cet échantillon. Les valeurs annuelles seraient donc a priori légèrement sur-estimées.

IV Estimation de la moyenne annuelle

IV.1 Validation de l'échantillonnage temporel

Un échantillonnage temporel a été réalisé dans le but de limiter le coût de l'étude. Le choix de cet échantillonnage a été exposé dans le paragraphe II.1 du chapitre I. Toutefois, il convient de vérifier a posteriori que cet échantillonnage est bien représentatif de la moyenne annuelle 2005.

Pour cela, les données des analyseurs automatiques sont utilisées et les résultats montrent que l'échantillonnage temporel peut être validé. Les conditions météorologiques pendant les périodes de mesures ont donc été représentatives de l'année 2005.

IV.1.a Cas du dioxyde d'azote

Pour ce polluant, les mesures par analyseur étaient disponibles sur 45 sites. La comparaison de la moyenne des 6 périodes par rapport à la moyenne annuelle est effectuée pour les sites qui présentent un taux de fonctionnement (par période et annuel) supérieur à 95%. 17 stations respectent ces conditions.

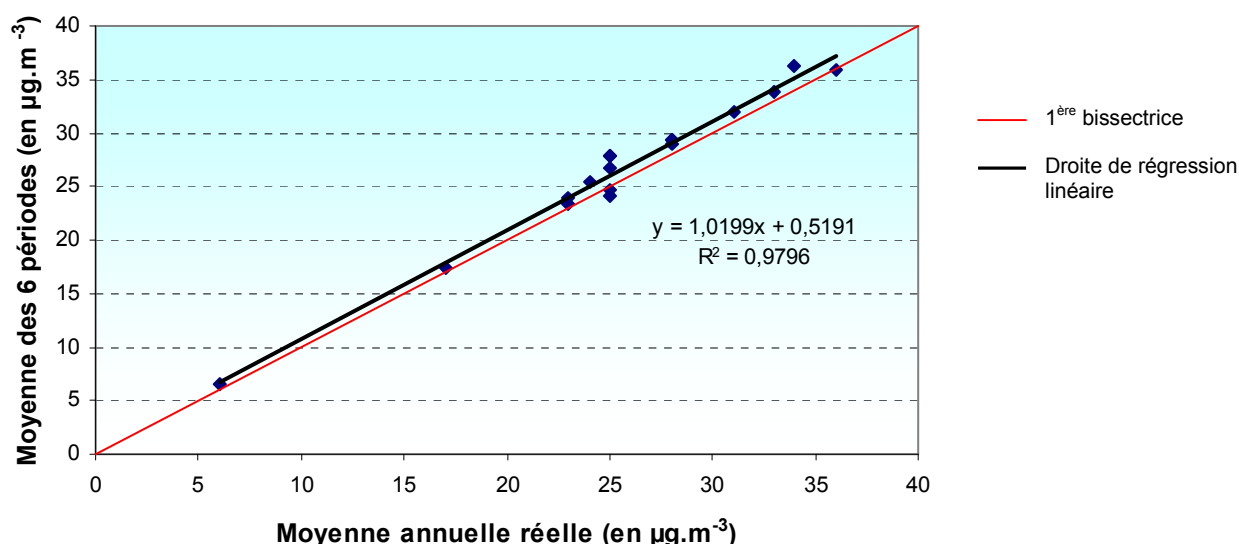


Figure 13 : Comparaison de la moyenne des 6 périodes avec la moyenne annuelle pour le dioxyde d'azote

La moyenne des 6 périodes semble légèrement surestimer la moyenne annuelle 2005. L'écart étant faible, la moyenne annuelle sera simplement calculée à partir de la moyenne arithmétique des 6 périodes.

IV.1.b Cas du benzène

Pour le benzène, seulement quatre sites étaient équipés d'analyseurs automatiques pendant l'année 2005.

L'échantillonnage temporel est bon hormis pour le site de Feyzin-Stade (site industriel dans l'agglomération de Lyon), qui présente des pointes élevées pendant la campagne de février.

La figure 14 présente la comparaison de la moyenne des six périodes à la moyenne annuelle pour les trois sites restants (Feyzin Stade retiré).

La moyenne annuelle 2005 sera simplement estimée à partir la moyenne arithmétique des 6 campagnes de mesures.

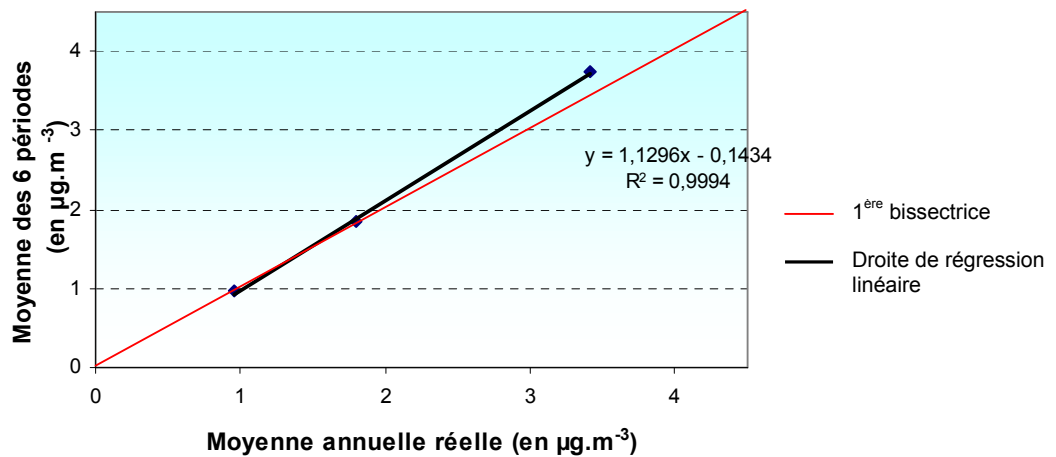


Figure 14 : Comparaison de la moyenne des 6 périodes avec la moyenne annuelle pour le benzène sur les trois sites validés

IV.2 Calcul de la moyenne annuelle pour les sites où au moins une campagne est manquante

Le paragraphe précédent montre que la moyenne des 6 périodes est un bon estimateur de la moyenne annuelle 2005. Toutefois, pour certains sites, les données d'une, voire plusieurs, campagnes sont manquantes (données invalidées, site inaccessible) (cf. Tableau 9).

Polluant	Nb total de sites	Nb de sites où toutes les campagnes sont valides	Nb de sites où il manque une campagne	Nb de sites où il manque 2 campagnes	Nb de sites où il manque 3 campagnes
NO ₂	255	239	13	3	0
Benzène	225	178	38	8	1

Tableau 9 : Récapitulatif des données disponibles

Prendre la moyenne arithmétique des périodes restantes ne constitue pas un bon estimateur de la moyenne annuelle. Etant donné le nombre élevé de sites où aucune campagne ne manque par rapport au nombre total de sites, la moyenne des 6 périodes est reconstituée à l'aide de la régression linéaire obtenue avec les autres sites. Par exemple, la Figure 15 présente le nuage de corrélation entre la moyenne des 6 périodes et la moyenne des périodes 1, 2, 3, 4 et 5.

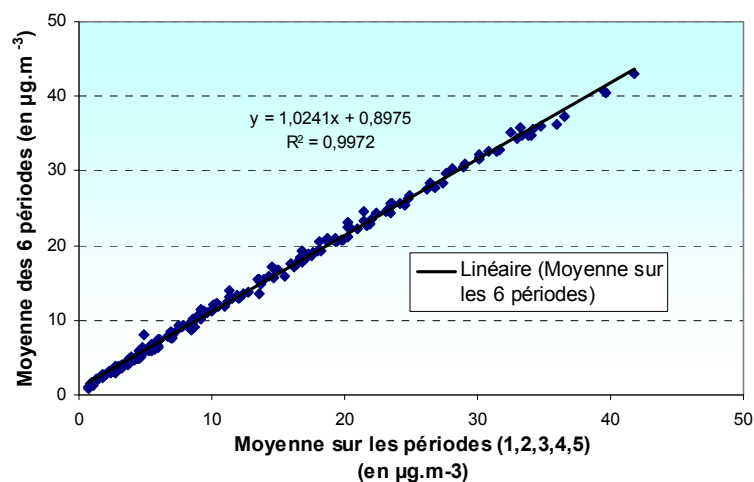


Figure 15 : Comparaison de la moyenne des 6 périodes avec la moyenne sur les périodes 1, 2, 3, 4 et 5 pour le dioxyde d'azote

La régression linéaire entre les deux séries est bonne. Ainsi pour les sites pour lesquels la campagne 6 est manquante, la moyenne annuelle est calculée par la formule suivante :

$$\text{Moyenne annuelle 2005} = \text{moyenne des 6 périodes} = 1,0241 \times \text{moyenne des périodes 1,2,3,4,5} + 0,8975$$

Cette méthode permet d'estimer correctement la moyenne annuelle même pour les sites qui ont une ou plusieurs campagnes manquantes car :

- ✓ le nombre de sites où des données sont manquantes est faible en regard du nombre total de sites,
- ✓ les coefficients de régression sont très bons (min (R²)=0,9433).

Les figures 16 et 17 représentent les valeurs de la moyenne annuelle sur chaque site de mesure, respectivement pour le dioxyde d'azote et le benzène.

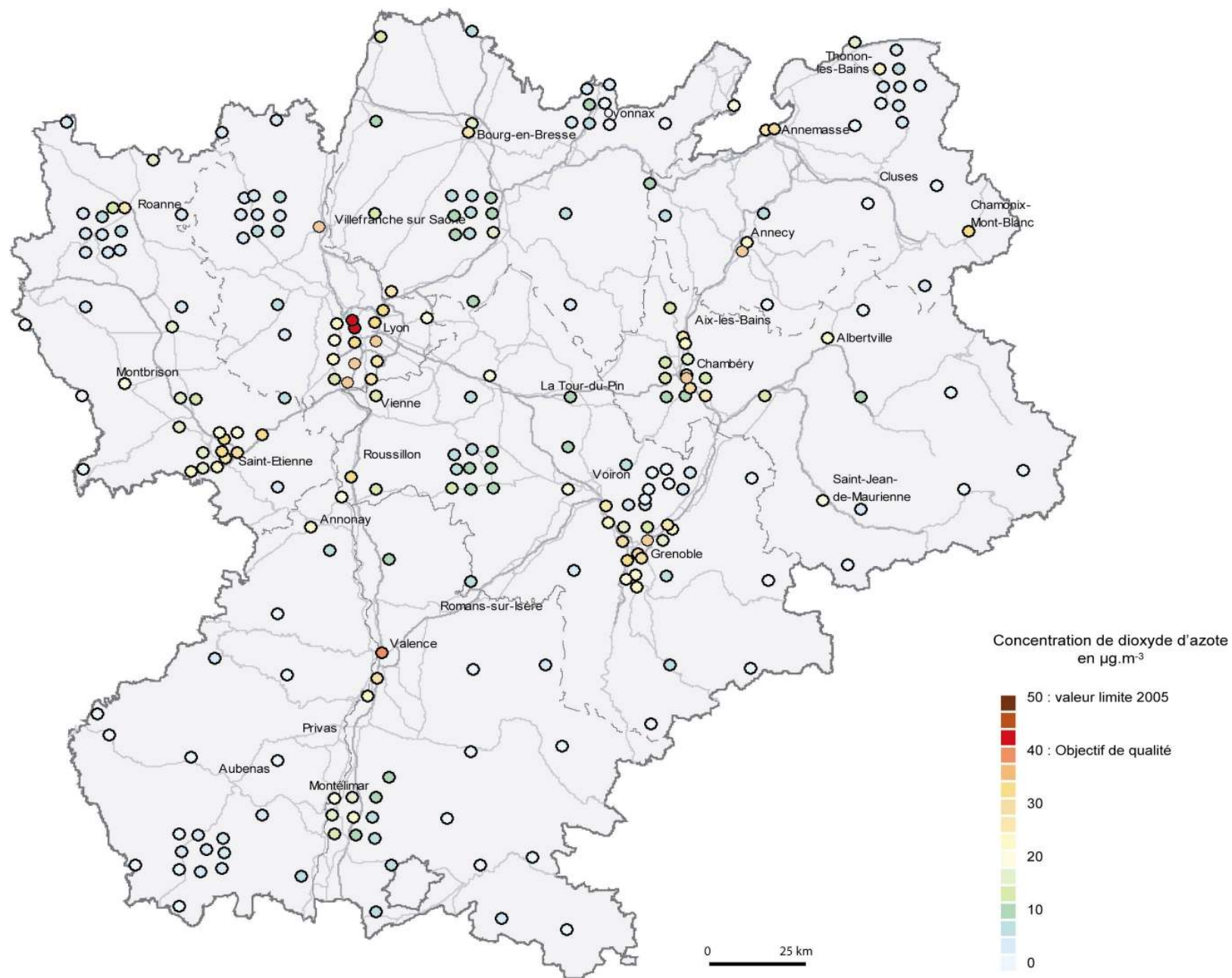


Figure 16 : Concentration annuelle mesurée en dioxyde d'azote

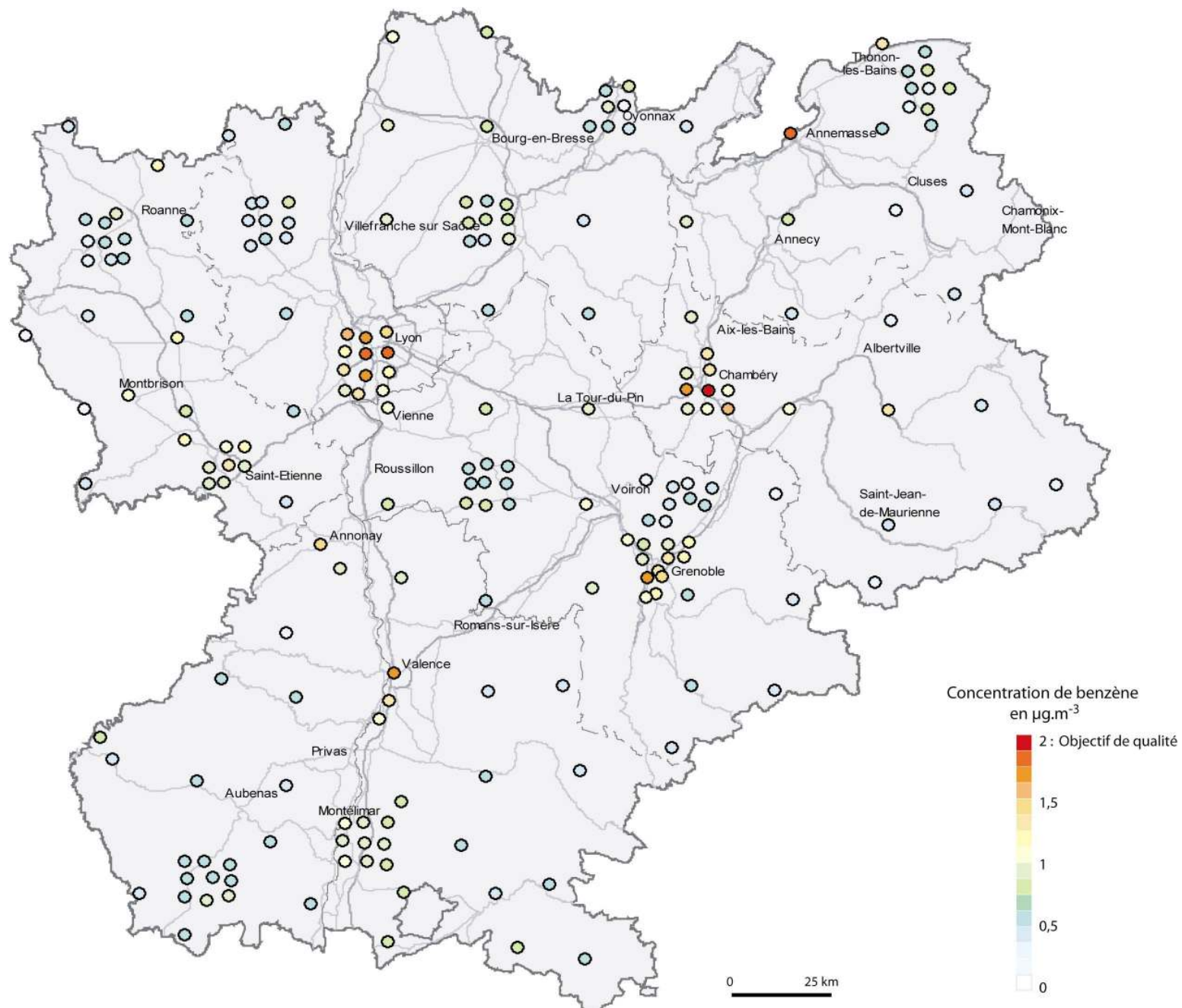


Figure 17 : Concentration annuelle de benzène mesurée

CHAPITRE III : EXPLOITATION GEOSTATISTIQUE

Les cartographies annuelles de polluants sont obtenues par l'intermédiaire d'une interpolation géostatistique. Le chapitre est divisé en deux parties correspondant respectivement à chaque polluant étudié.

I Le dioxyde d'azote

I.1 Histogramme des moyennes annuelles de dioxyde d'azote

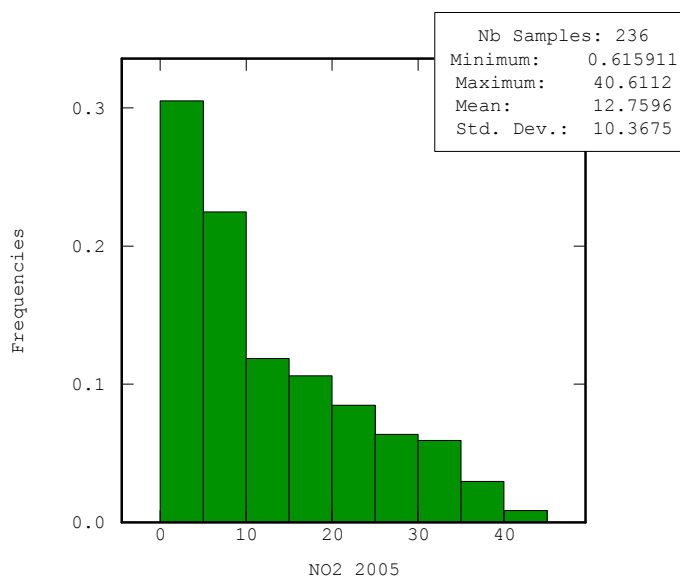


Figure 18 : Histogramme des moyennes annuelles de NO₂ aux points de mesure en 2005

Sur la région Rhône-Alpes, les moyennes annuelles de dioxyde d'azote en fond sont peu élevées. Deux points de mesure seulement dépassent l'objectif de qualité de 40 µg.m⁻³.

Il convient de noter toutefois que l'étude concerne les concentrations de fond uniquement. En Rhône-Alpes, la pollution de fond en dioxyde d'azote concerne approximativement 93% du territoire. Les concentrations annuelles de NO₂ peuvent dépasser cet objectif dans les zones de proximité automobile ou industrielle, dans les grandes agglomérations principalement.

I.2 Krigeage ordinaire

I.2.a Analyse variographique des données et variogramme expérimental

L'analyse variographique des données permet de repérer les points induisant une grande variabilité à petite distance. Il faut déterminer si cette variabilité est représentative du phénomène que l'on veut estimer ou si elle est due aux caractéristiques d'un ou plusieurs points particuliers.

L'échantillonnage spatial a été réalisé afin de pouvoir estimer cette variabilité à petite distance, ainsi en complément du maillage 25km×25km, des resserrements locaux avec des mailles de 5km×5km ont été effectués. Ces resserrements étaient positionnés aussi bien en zone urbaine qu'en zone rurale de plaine ou de montagne.

Un pas de 5 km est retenu (correspondant au maillage des resserrements locaux) pour le calcul du variogramme expérimental⁹. D'après les résultats de l'analyse variographique, aucun point particulier entraînant une grande variabilité à petite distance n'apparaît.

⁹ Le variogramme expérimental représente la variabilité moyenne entre deux points en fonction de la distance qui les sépare.

En ne conservant que les resserrements en zone urbaine, la variabilité à petite distance est plus importante (cf. Figure 20) et confirme qu'il était important, afin de bien représenter la région, de choisir des resserrements dans les zones rurales.

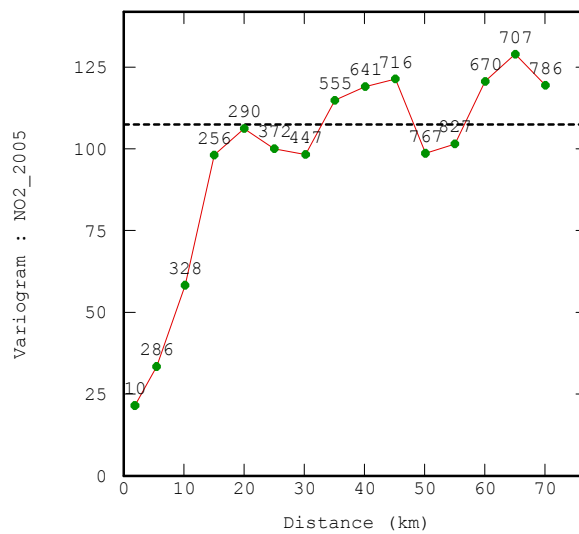


Figure 19 : Variogramme expérimental de la moyenne annuelle de NO₂

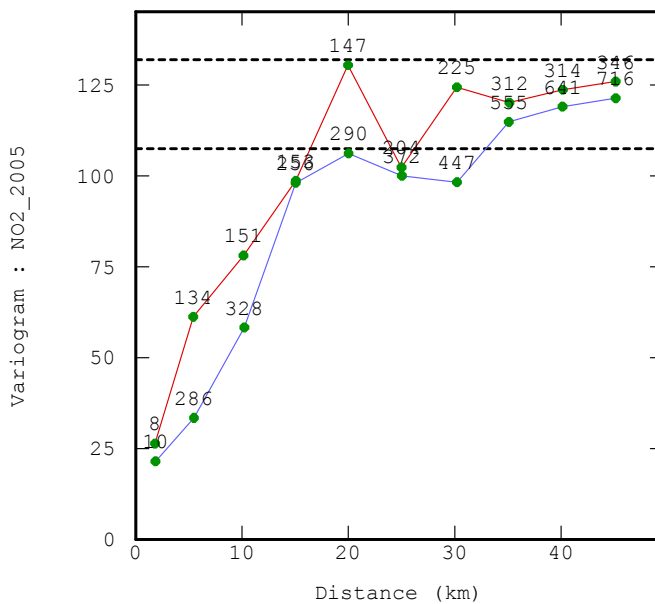


Figure 20 : Variogramme expérimental de la moyenne annuelle de NO₂ avec tous les points (en bleu) et en supprimant les points appartenant aux mailles resserrées en zone rurale (en rouge)

1.2.b Modèle de variogramme

Une fois le variogramme expérimental établi, un modèle doit être ajusté sur les points obtenus. Le modèle permettra de connaître pour chaque distance la variabilité associée.

Le modèle de variogramme retenu est un modèle simple avec une seule structure sphérique de portée 24 km et de palier 107 (cf. Figure 21). Il aurait été possible d'ajouter un effet de pépité¹⁰ pour prendre en compte l'erreur de mesure. Toutefois, aucun effet de pépité n'a été retenu afin de ne pas sous-estimer les valeurs estimées en agglomération en donnant plus de poids à des concentrations mesurées en zones non-urbaines (donc plus faibles).

¹⁰ L'effet de pépité représente la variabilité à l'origine. Cette variabilité peut notamment traduire l'incertitude de mesure.

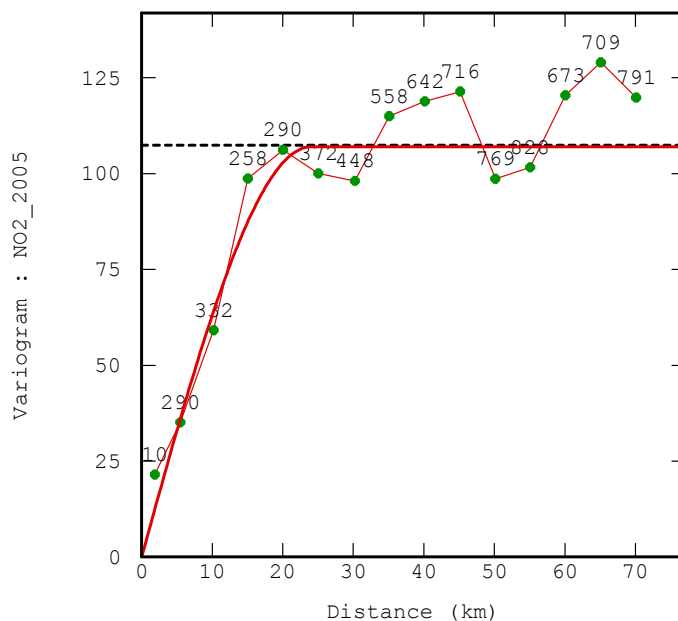


Figure 21 : Modèle de variogramme pour le dioxyde d'azote

1.2.c Choix du voisinage de krigeage

Celui-ci peut être unique ou glissant.

Dans le cas d'un voisinage unique, l'ensemble des points sont pris en compte dans l'estimation. Toutefois, lorsque le nombre de points est supérieur à 150-200, il peut allonger sensiblement les temps de calcul.

Le voisinage glissant est une sélection de l'espace centré au point cible et choisi suivant différents critères :

- la répartition dans l'espace : la décomposition de l'espace en plusieurs secteurs angulaires permet de prendre en compte, pour l'estimation, des points répartis régulièrement autour du point à estimer.
- le nombre de points optimum à prendre en compte dans l'estimation,
- la distance maximale au-delà de laquelle les points ne sont plus pris en compte dans l'estimation.

Un voisinage trop restreint peut conduire à des artefacts sur la carte liés au trop faible nombre de points pris en compte dans les calculs, en particulier dans les zones peu couvertes par les mesures. Sur certaines zones, la définition du nombre de points minimum par secteur angulaire, peut permettre de ne pas favoriser des zones plus échantillonnées par rapport à celles moins échantillonnées mais tout autant influentes.

Le voisinage unique est retenu.

1.2.d Résultats

La carte obtenue par le krigeage ordinaire fait ressortir l'implantation des points de mesure (cf. Figure 22 et Figure 23). L'écart-type de krigeage est élevé entre les points (cf. Figure 24).

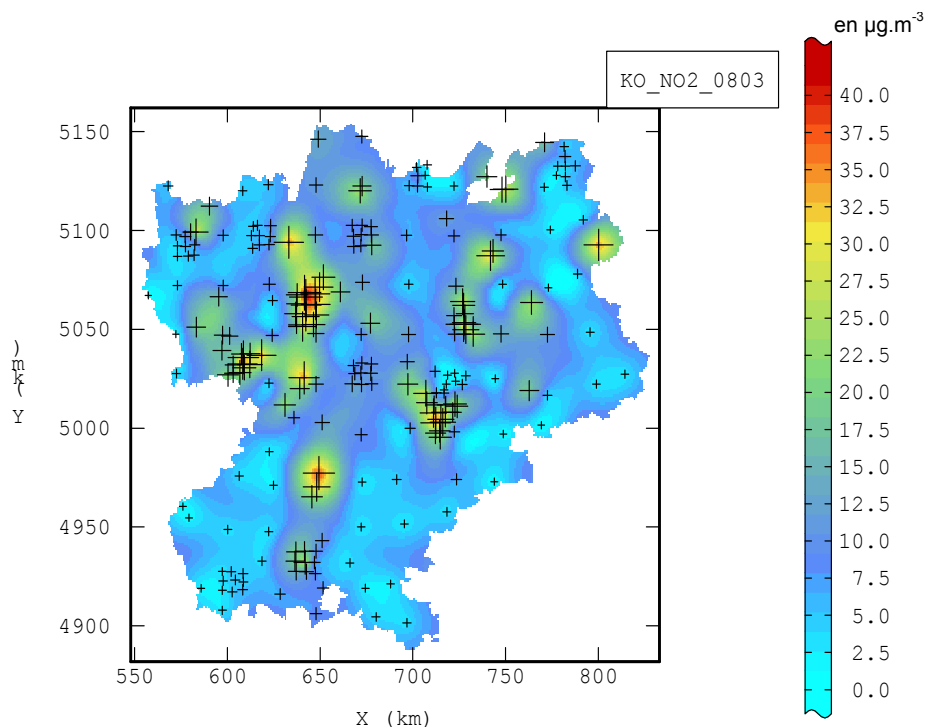


Figure 22 : Cartographie de la moyenne annuelle de dioxyde d'azote obtenue par krigeage ordinaire avec visualisation des sites de mesure

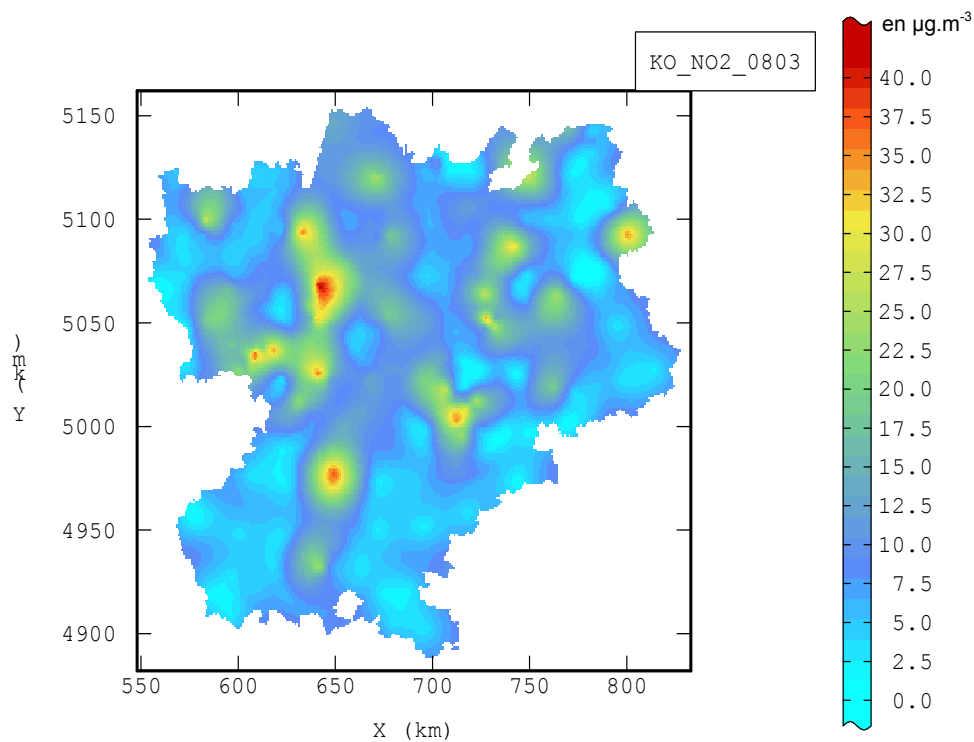


Figure 23 : Cartographie de la moyenne annuelle de dioxyde d'azote obtenue par krigeage ordinaire

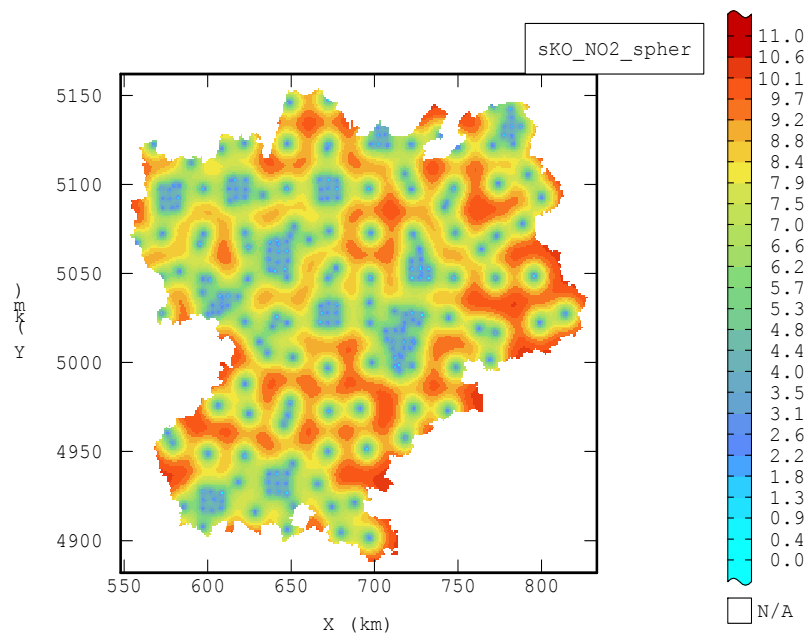


Figure 24 : Ecart-type de krigeage de la moyenne annuelle (krigeage ordinaire)

I.3 Le cokrigage colocalisé

I.3.a Etude des variables auxiliaires

Avec la méthode du krigeage ordinaire, l'écart-type de krigeage est important lorsque l'on s'éloigne des points de mesures, d'autant plus que la distance entre les points de mesures est grande. Le cokrigage permet d'améliorer cette estimation en intégrant une variable dite « auxiliaire » connue en tout point et susceptible d'expliquer les concentrations mesurées. Les corrélations entre la variable à estimer (la moyenne annuelle de NO₂ en 2005), et d'autres variables connues en tout point du territoire de Rhône-Alpes sont donc étudiées.

Plusieurs variables susceptibles d'expliquer la variable « Moyenne annuelle de NO₂ » sont disponibles sur l'ensemble du territoire Rhône-Alpes : le cadastre des émissions de NO_x, la population, l'altitude. Le cadastre des émissions est lissé sur un rayon de 2 km afin de prendre en compte une dispersion simplifiée du polluant émis.

La Figure 25 montre la différence engendrée par le lissage du cadastre.

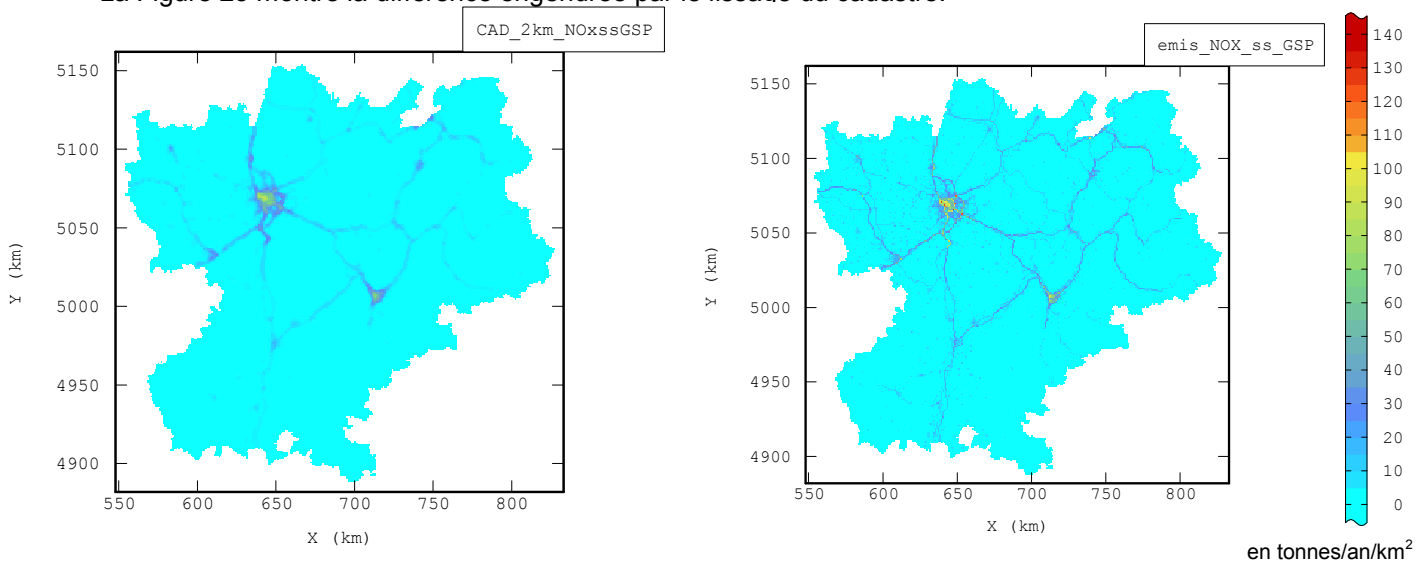


Figure 25 : Cadastre des émissions de NO_x sans grandes sources ponctuelles lissé sur 2km (à gauche) et non lissé (à droite)

Les nuages de points entre les variables explicatives (ou une combinaison de ces variables) et la moyenne annuelle sont tracés.

La meilleure corrélation avec la variable à estimer est une transformation du cadastre des émissions de NO_x lissé sur 2 km. Cette variable explicative est retenue, il s'agit de $\ln [1+(\text{cadastre NO}_x)_{2\text{km}}]$ ¹¹.

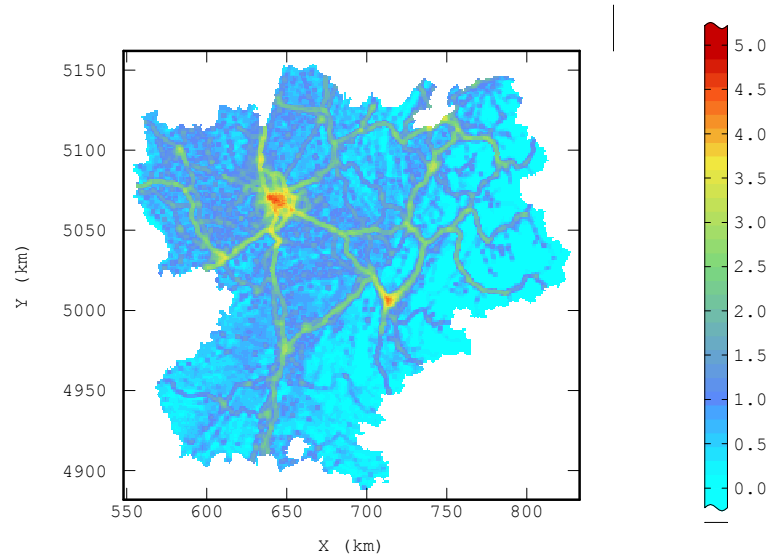


Figure 26 : Carte de la variable explicative

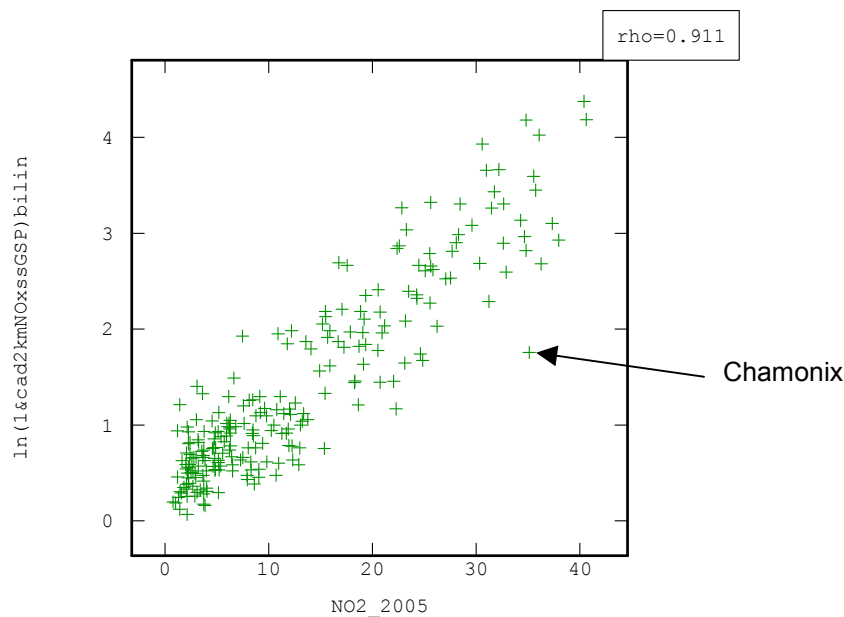


Figure 27 : Nuage de corrélation entre la moyenne annuelle de NO₂ en 2005 et la variable explicative

Cette variable connue en tout point de la grille (cf. Figure 26) a un coefficient de corrélation de 0,911 avec la moyenne annuelle de NO₂. L'ajout d'une autre variable explicative, par une régression linéaire multiple par exemple, ne permet pas d'améliorer cette corrélation déjà excellente.

Remarque : Le point de mesure situé à Chamonix présente une relation particulière avec la variable auxiliaire traduisant les émissions de NO_x. Le comportement de la station est atypique, elle présente une grande amplitude entre les concentrations mesurées en hiver (parmi les plus élevées de la région probablement en raison des caractéristiques météorologiques et topographiques du secteur) et celles

¹¹ Le choix de cette variable est issu de différents tests avec des fonctions mathématiques différentes.

mesurées en été (plus faibles). La moyenne annuelle est tirée vers le haut par les concentrations hivernales.

1.3.b Variogrammes expérimentaux et ajustement des modèles de variogramme

Afin de pouvoir effectuer le cokrigage colocalisé, les différents modèles de variogramme doivent être ajustés à partir des variogrammes expérimentaux :

- ✓ le variogramme simple de la variable à estimer,
- ✓ le variogramme simple de la covariable,
- ✓ le variogramme croisé entre les deux variables.

Le modèle de variogramme simple pour le NO₂ est celui utilisé pour le krigeage ordinaire (une seule structure sphérique de portée 24 km et de palier 107). Les paliers des deux autres variogrammes sont ajustés aux variogrammes expérimentaux correspondants, le type de modèle restant le même (variogramme sphérique de portée 24km).

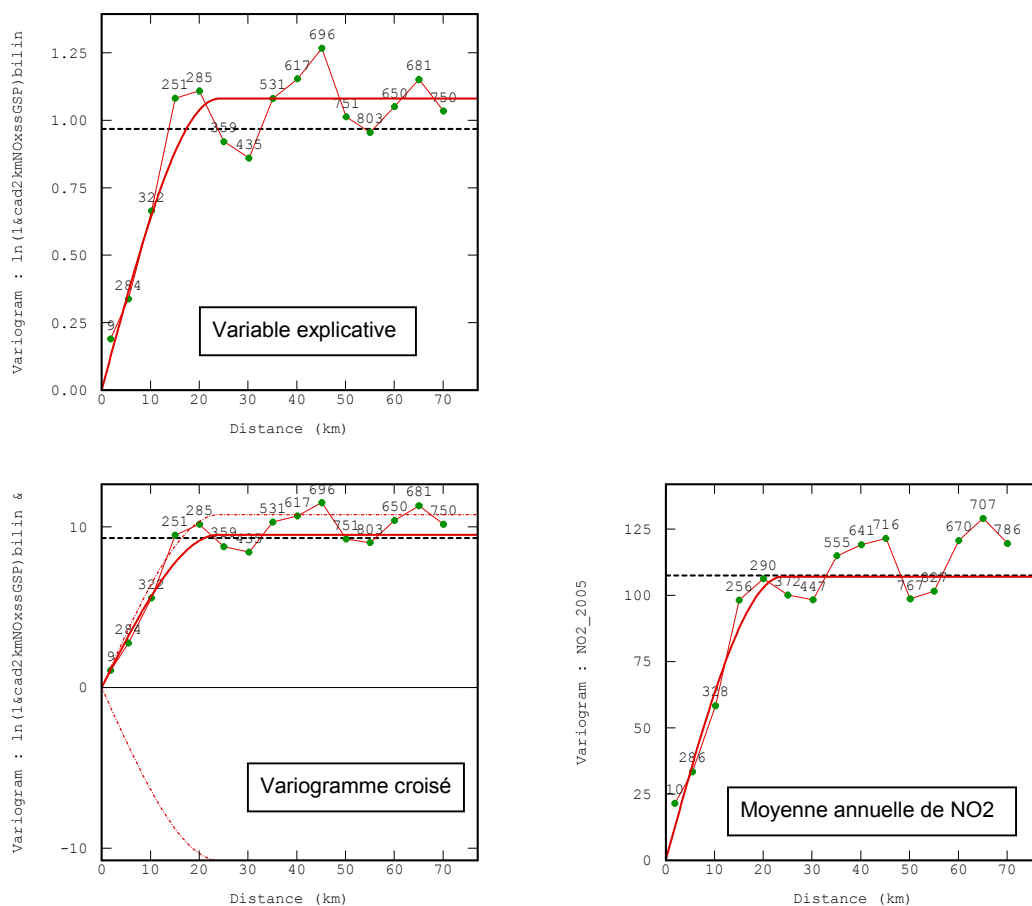


Figure 28 : Variogrammes expérimentaux simples et croisé de la moyenne annuelle de NO₂ et de la variable explicative (ln(1+cadastreNOx))

La validation croisée est un moyen d'apprécier le modèle de variogramme retenu et de comparer deux modèles. Elle consiste à enlever une par une les valeurs du jeu de mesures et les ré-estimer à l'aide du modèle et des autres points de mesure. La Figure 29 et la Figure 30 présentent les résultats de cette validation pour le krigeage ordinaire et le cokrigage colocalisé.

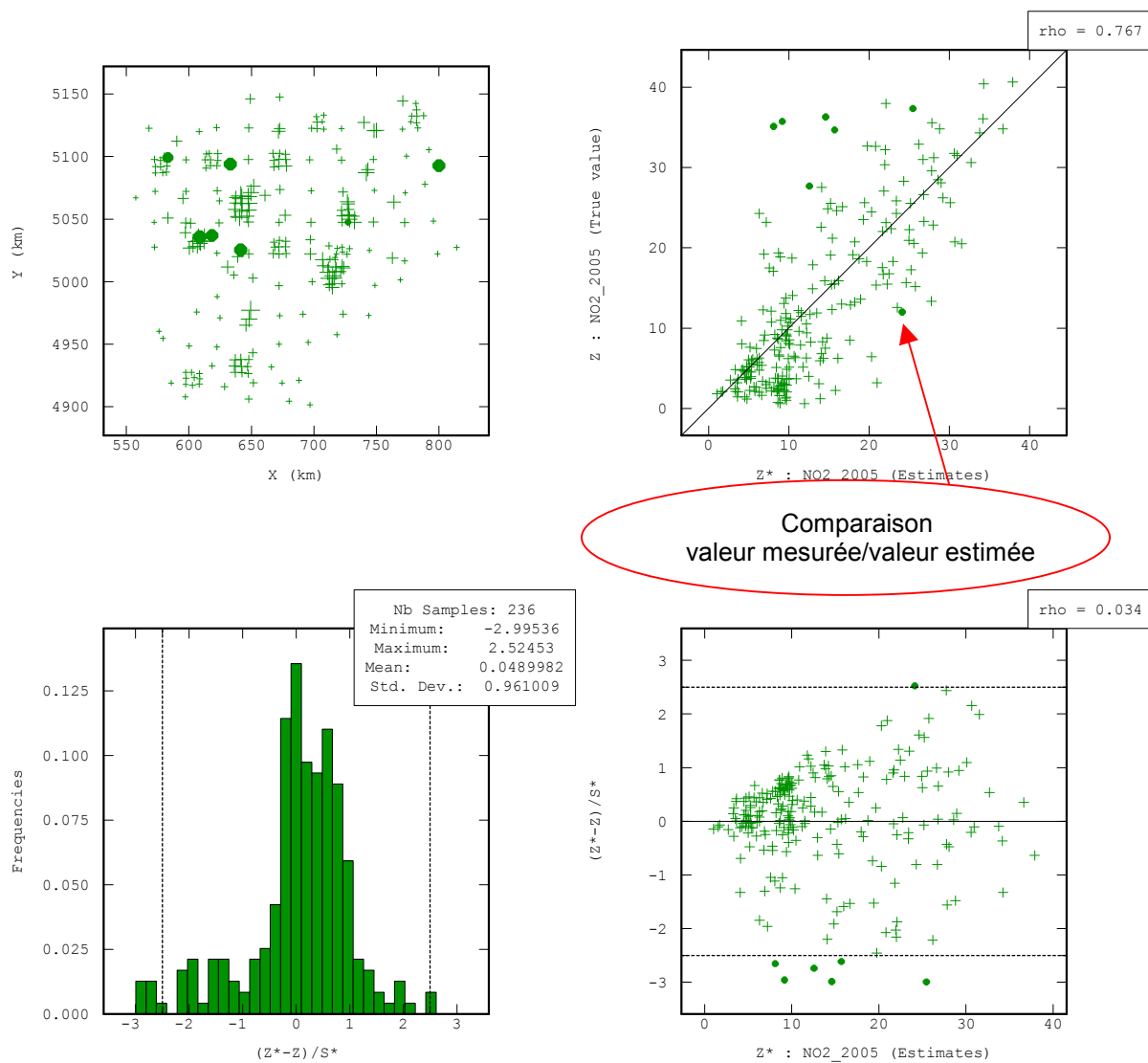


Figure 29 : Graphiques correspondant à la validation croisée avec le modèle de krigeage ordinaire

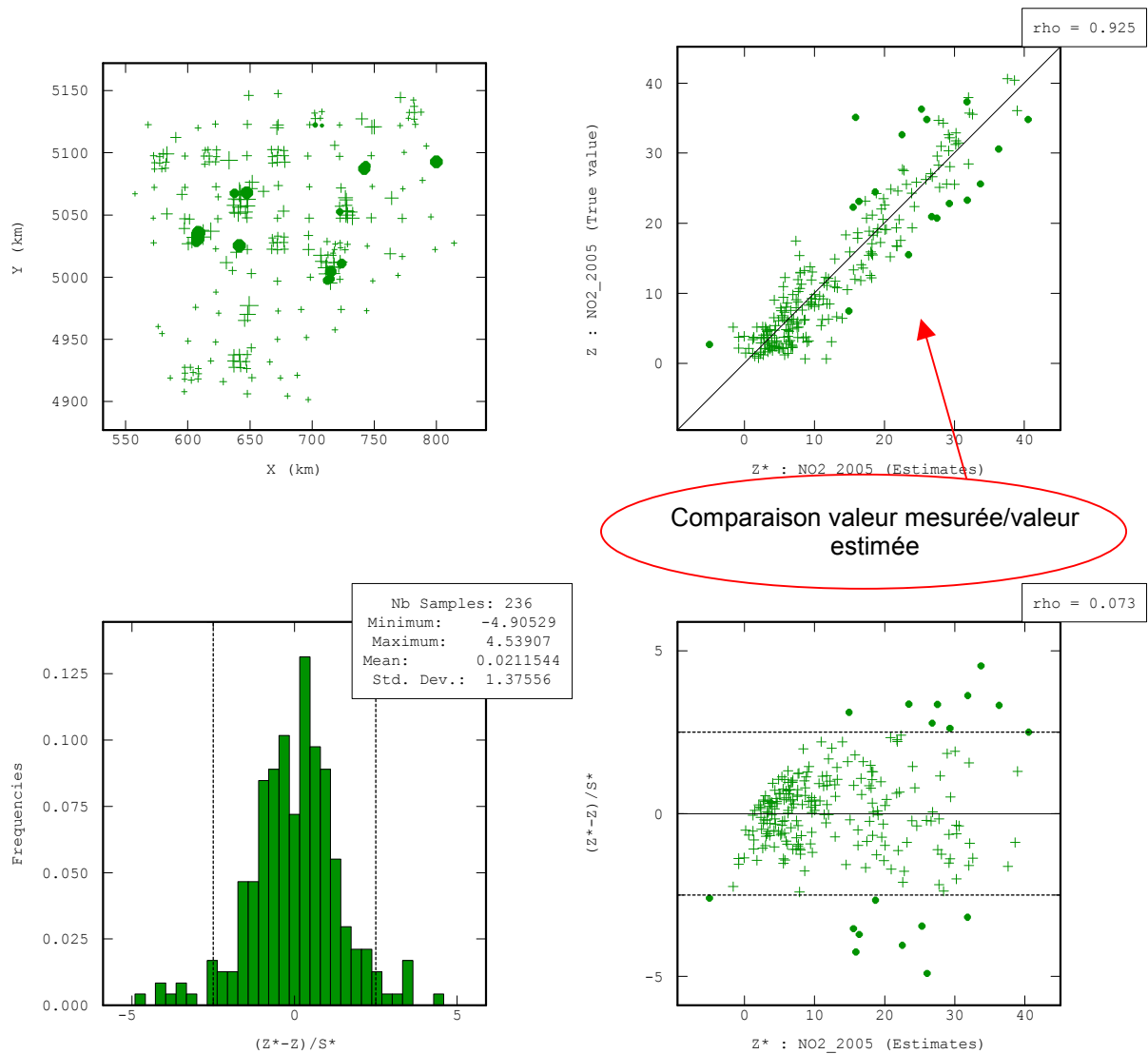


Figure 30 : Graphiques correspondant à la validation croisée avec le modèle de cokrigage colocalisé

Le nuage de points entre les valeurs estimées et les valeurs mesurées est très resserré autour de la première bissectrice dans le cas du cokrigage colocalisé, le coefficient de corrélation est de 0,925. Cette validation croisée montre bien l'intérêt de la variable auxiliaire qui permet de mieux ré-estimer les valeurs réelles.

La valeur mesurée sur le site de Chamonix est mal ré-estimée, ce qui est cohérent par rapport à la mauvaise corrélation entre la variable auxiliaire et la valeur mesurée en ce point. Le retrait de ce point conduit à une valeur estimée nettement plus faible que la concentration mesurée, en raison des faibles valeurs de la variable auxiliaire dans cette zone.

1.3.c Résultats

La carte obtenue par le cokrigage colocalisé est fortement influencée par les valeurs de la variable explicative sur la grille (cf. Figure 31) en raison du niveau de corrélation élevé. Les axes routiers, notamment l'axe Lyon-Valence et les centres urbains (Lyon, Valence, Grenoble) apparaissent nettement. Dans les zones rurales ou de montagne, les zones habitées émettrices de NO_x liés au chauffage se distinguent également, tout en restant à des niveaux de concentration faibles.

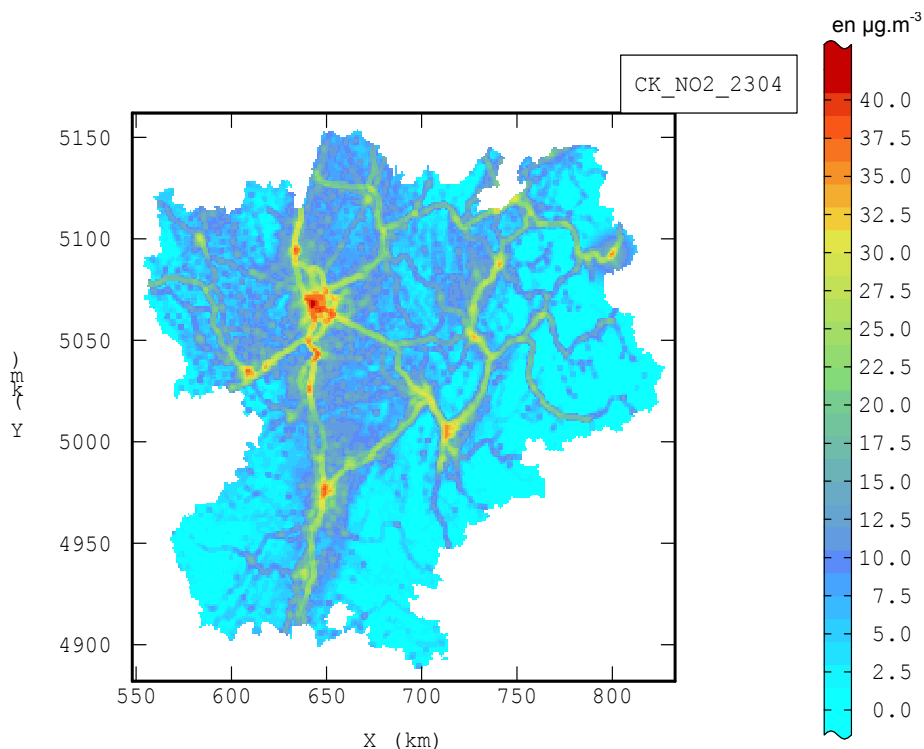


Figure 31 : Moyenne annuelle de NO₂ obtenue par cokrigage colocalisé

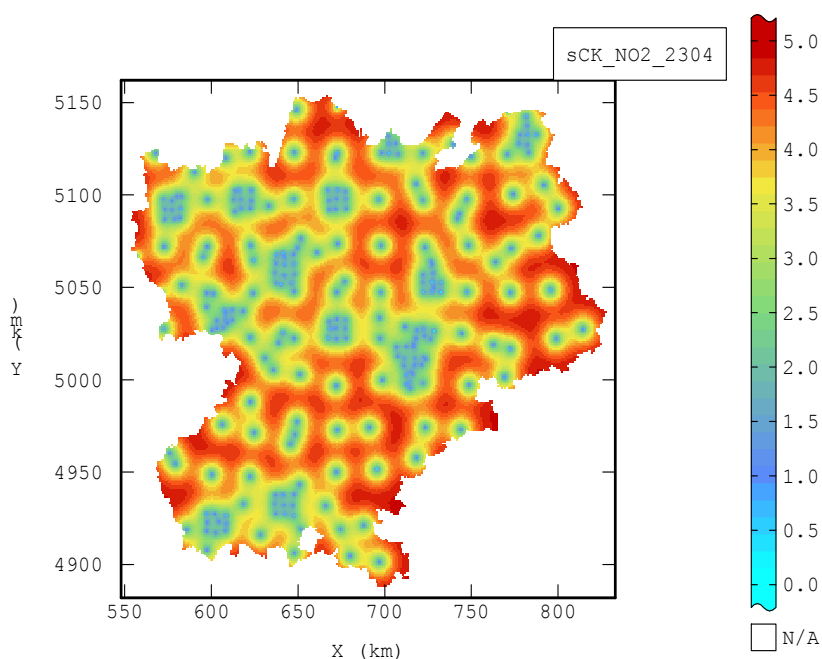


Figure 32 : Ecart-type de la moyenne annuelle de NO₂ obtenue par cokrigage colocalisé

Comme pour le krigeage ordinaire, l'écart-type de l'estimation est d'autant plus important que l'on s'éloigne des points. Toutefois, il est nettement inférieur avec le cokrigeage colocalisé par rapport au krigeage ordinaire grâce à la connaissance, en chaque nœud de la grille, de la variable auxiliaire très bien corrélée avec la variable à estimer. La qualité de l'estimation est donc améliorée.

Remarque : La variable à estimer et la variable explicative sont très bien corrélées. Dans ce contexte, il aurait été possible d'utiliser de façon équivalente la technique du krigeage avec dérive externe. La technique du cokrigeage colocalisé est préférée, car elle permet de mieux contrôler les paramètres. Par ailleurs, les résultats de deux techniques convergent lorsque la corrélation est très élevée.

I.4 Cartographie de la moyenne du NO₂ à partir des stations fixes

Réaliser une cartographie régionale nécessite la mise en œuvre de moyens matériels et humains importants. Par conséquent, il est intéressant d'étudier la faisabilité d'établir une carte sans réitérer chaque année une campagne de mesures. Pour cela, une carte à partir des mesures des stations fixes de fond en 2005 est réalisée et comparée à celle établie à partir de toutes les mesures de la campagne régionale 2005.

Pour réaliser la carte à partir des stations fixes uniquement, le modèle de variogramme élaboré à partir des résultats des tubes est appliqué aux résultats des stations fixes de fond, au nombre de 38.

La Figure 33 présente les résultats obtenus par cokrigage colocalisé avec la même variable auxiliaire que pour les données de tubes. Les différences observées entre les deux cartes (cf. Figure 34) sont acceptables (Erreur moyenne : - 3,9 $\mu\text{g.m}^{-3}$; Ecart-type de l'erreur: 2,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$).

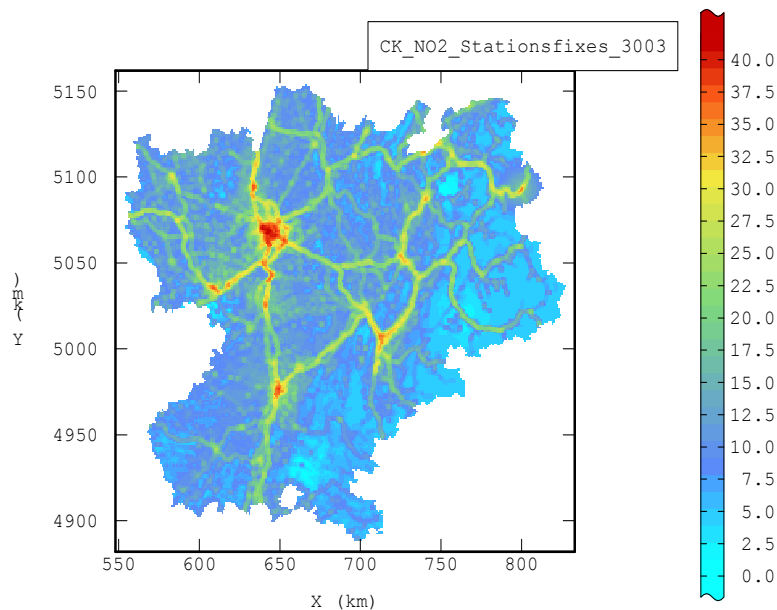


Figure 33 : Cartographie de la moyenne annuelle 2005 du NO₂ établie à partir des stations fixes

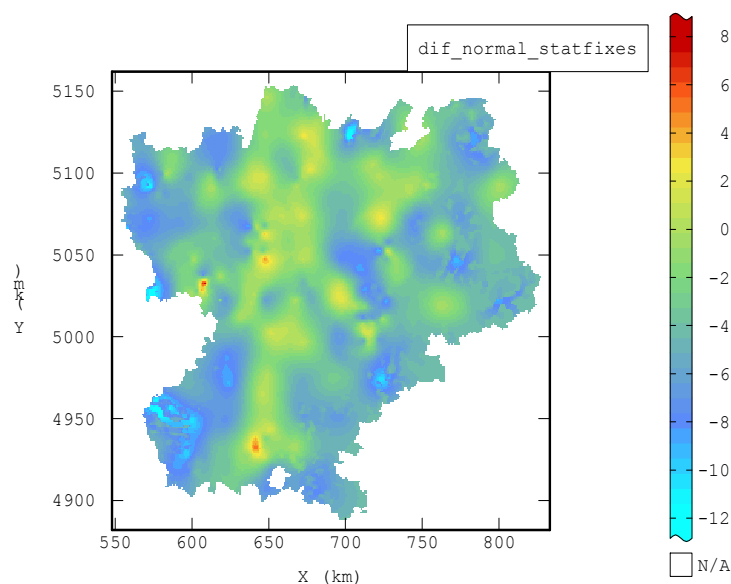


Figure 34 : Différence entre la carte établie à partir des mesures par tubes en 2005 et la carte établie uniquement à partir des mesures des stations fixes en 2005 (en $\mu\text{g.m}^{-3}$)

Les résultats obtenus étant satisfaisants notamment sur les zones les plus peuplées, la démarche est menée sur l'année 2004. Après avoir vérifié la bonne corrélation des mesures des stations fixes d'une année sur l'autre, les modèles de variogramme établis à partir des mesures par tubes de 2005 sont appliqués aux résultats des stations fixes de l'année 2004.

La Figure 35 présente la cartographie de la moyenne annuelle 2004 du NO₂ établie à partir des stations fixes.

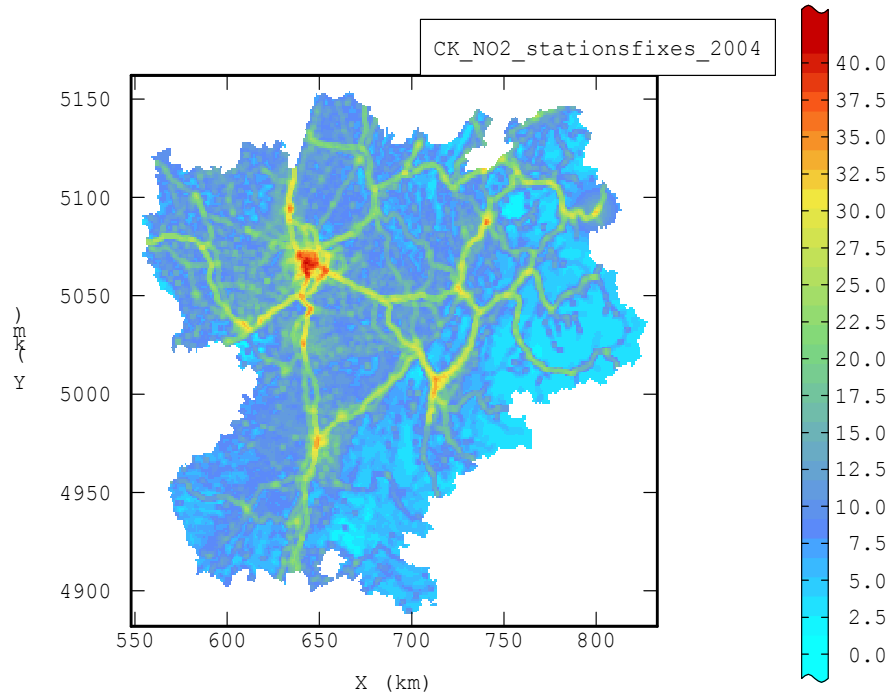


Figure 35 : Cartographie de la moyenne annuelle 2004 du NO₂ établie à partir des stations fixes

Les campagnes de mesures par laboratoire mobile, effectuées en 2004, permettent de valider en partie cette moyenne annuelle. La Figure 36 montre l'histogramme des différences entre les valeurs mesurées et les valeurs estimées. Les écarts observés sont corrects.

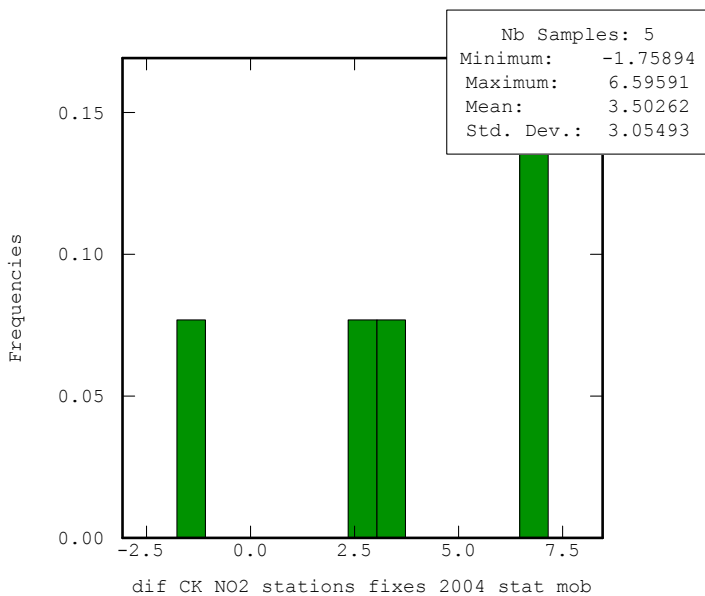


Figure 36 : Différence en $\mu\text{g.m}^{-3}$ entre les résultats des mesures par laboratoire mobile et la cartographie du NO₂ en 2004 en ces points

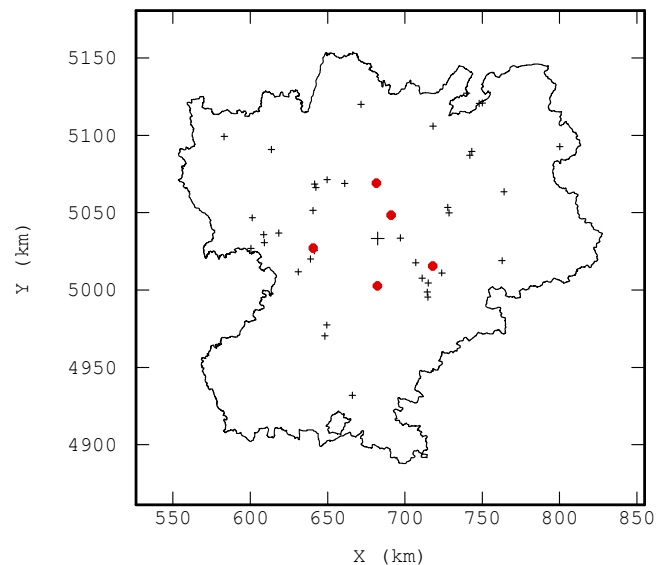


Figure 37 : Implantation des stations fixes utilisées pour la cartographie (+) et des laboratoires mobiles en 2004 (●)

II Le benzène

II.1 Histogramme des moyennes annuelles de benzène

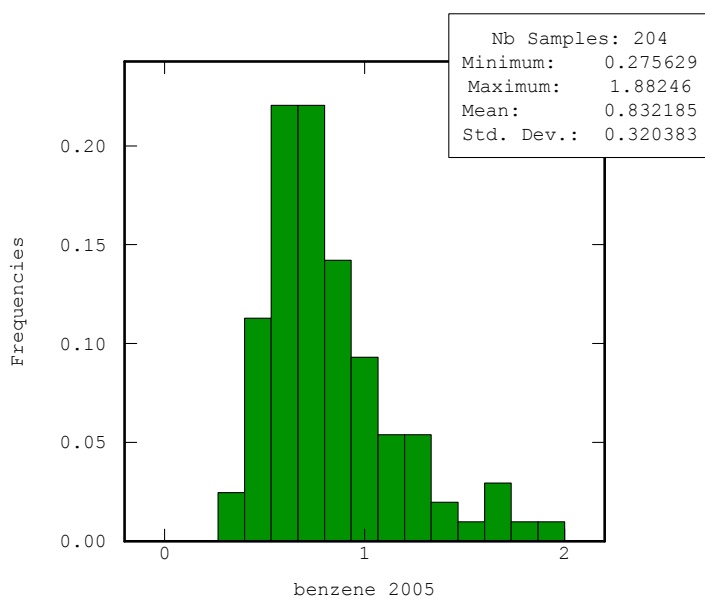


Figure 38 : Histogramme de la moyenne annuelle de benzène aux points de mesure

Sur la région Rhône-Alpes, les moyennes annuelles de benzène en fond sont peu élevées. Aucun point de mesure ne dépasse l'objectif de qualité de $2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Il convient de noter toutefois qu'en Rhône-Alpes, 87% de la population est exposée à une pollution de fond en dioxyde d'azote et benzène, le reste étant soumis à une pollution de proximité automobile ou industrielle.

Les concentrations annuelles de benzène peuvent dépasser cet objectif dans les zones de proximité automobile ou industrielle. Des concentrations supérieures à cet objectif ont en effet été mesurées sur des sites de proximité de la région en 2005 par les AASQA de Rhône-Alpes.

II.2 Krigeage ordinaire

II.2.a Analyse variographique des données et variogramme expérimental

Deux pas de calcul pour le variogramme, respectivement 5 km et 10 km, ont été choisis afin d'étudier les comportements de la moyenne annuelle de benzène à petite et grande distance.

Le variogramme expérimental de la moyenne annuelle du benzène en prenant un pas de 5000 m est présenté sur la Figure 39.

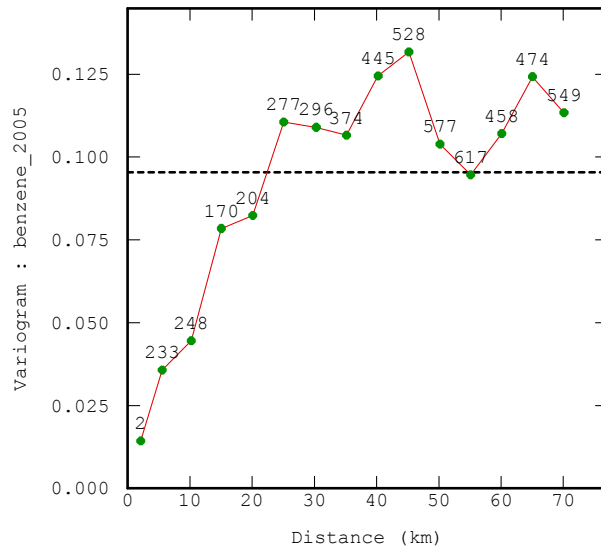


Figure 39 : Variogramme expérimental de la moyenne annuelle du benzène (pas de calcul de 5000m)

Le variogramme expérimental de la moyenne annuelle du benzène en prenant un pas de 10 000 m est présenté sur la Figure 40.

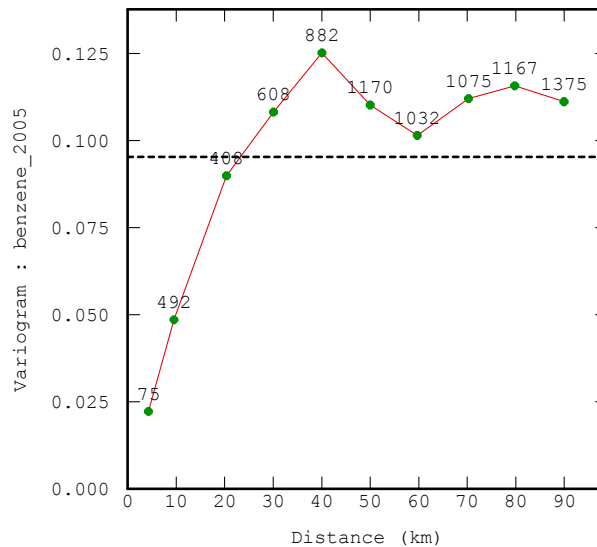


Figure 40 : Variogramme expérimental de la moyenne annuelle du benzène (pas de calcul de 10 000m)

II.2.b Modèle de variogramme

Le variogramme expérimental étant établi, un modèle doit être ajusté sur ces points. Ce dernier permettra de connaître pour chaque distance la variabilité associée.

Le modèle de variogramme retenu est composé d'une seule structure sphérique de portée 32 km et de palier 0,114.

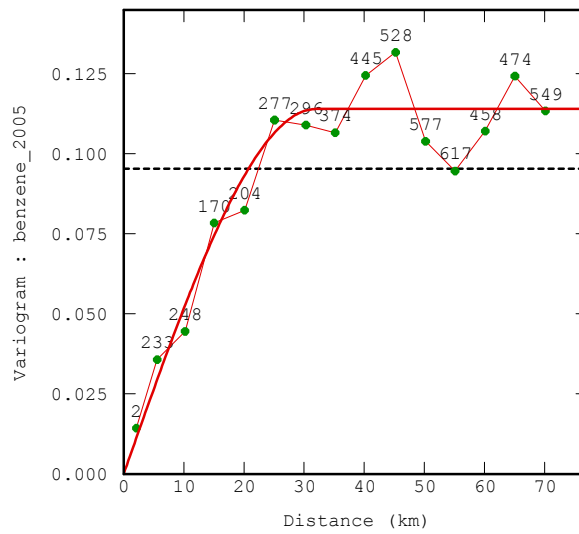


Figure 41 : Modèle de variogramme pour le benzène

II.2.c Résultats

La carte obtenue par le krigeage ordinaire fait ressortir les points de mesure avec des concentrations un peu plus élevées, en zones urbaines. En dehors de ces zones, la concentration de fond en benzène est homogène. L'écart-type de krigeage est élevé entre les points (cf. Figure 43).

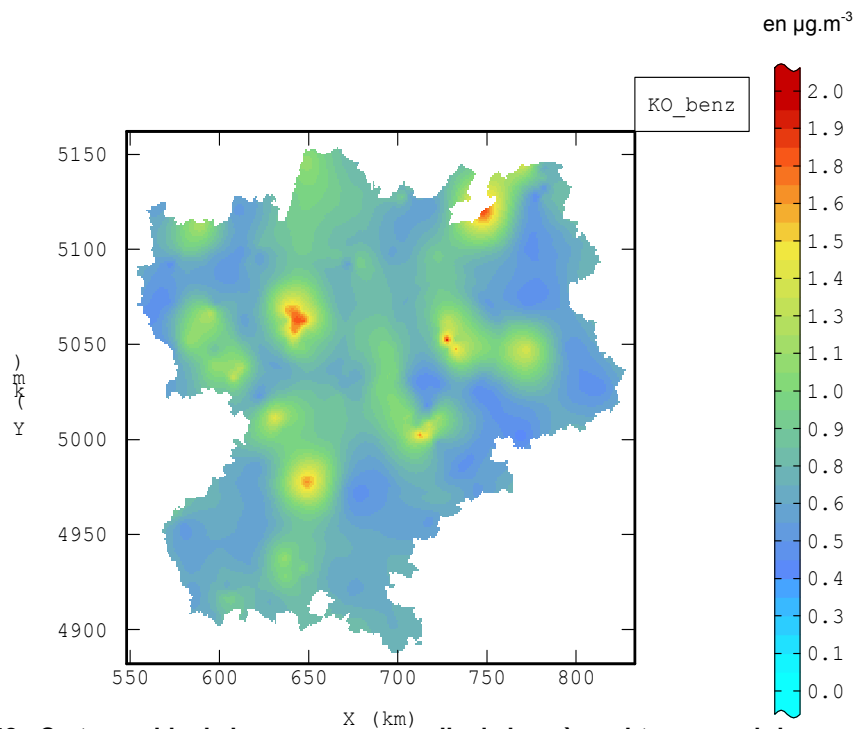


Figure 42 : Cartographie de la moyenne annuelle de benzène obtenue par krigeage ordinaire

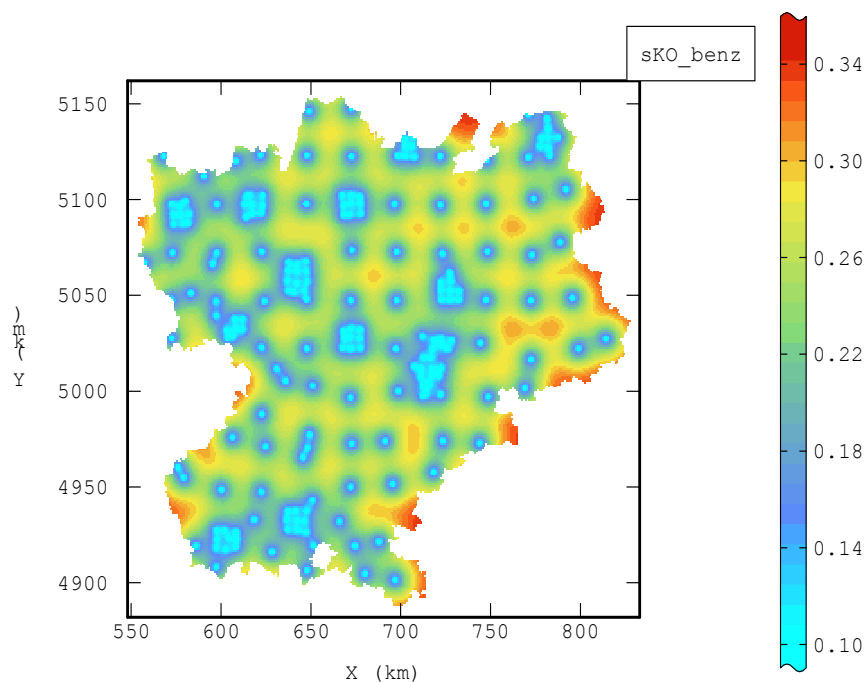


Figure 43 : Ecart-type de krigeage de la moyenne annuelle de benzène (krigeage ordinaire)

II.3 Le cokrigage colocalisé

II.3.a Etude des variables auxiliaires

Comme pour le dioxyde d'azote, avec la méthode du krigeage ordinaire, l'écart-type de krigeage est important lorsque l'on s'éloigne des points de mesure. Afin d'améliorer l'estimation entre les points, les corrélations entre la variable à estimer, moyenne annuelle de benzène en 2005, et d'autres variables connues en tout point du territoire de Rhône-Alpes sont étudiées.

Plusieurs variables susceptibles d'expliquer la variable « Moyenne annuelle de benzène » sont disponibles sur l'ensemble de la région Rhône-Alpes : le cadastre des émissions de COV totaux, le cadastre des émissions de COV « trafic » ou de benzène « trafic », le cadastre des émissions de COV sans sources biogéniques, le cadastre des émissions de COV sans grandes sources ponctuelles (GSP), sans trafic et sans sources biogéniques, la population, l'altitude, le cadastre des émissions de NO_x, la moyenne annuelle de NO₂ obtenue par cokrigage.

Les cadastres des émissions lissés sur un rayon de 2 km permettent de prendre en compte une dispersion simplifiée du polluant émis.

Note : Le cadastre des émissions totales de benzène à l'échelle de la région Rhône-Alpes est en cours d'élaboration, donc non disponible au moment de l'étude.

Etude des corrélations

Les nuages de points entre certaines variables explicatives et la moyenne annuelle sont tracés (cf. Figure 44).

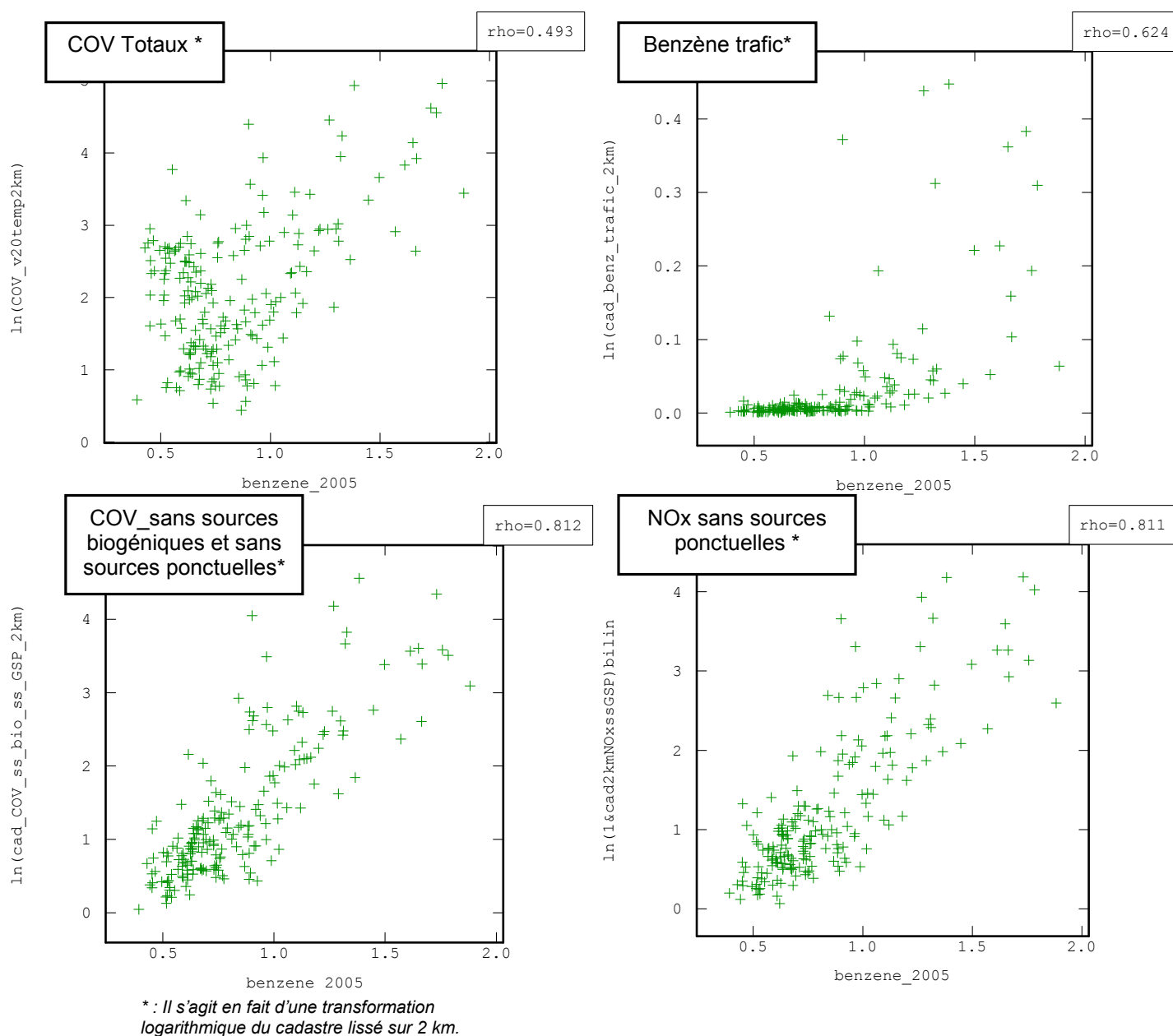


Figure 44 : Nuages de corrélation entre la variable à estimer et les variables explicatives

- La moyenne annuelle de benzène ne présente pas une bonne corrélation avec le cadastre des COV totaux. En effet, une partie importante de ces COV est d'origine naturelle et émis dans les zones forestières, toutefois le composé majoritaire n'est pas le benzène. La corrélation avec le cadastre des COV trafic est meilleure mais reste très moyenne. En revanche, la corrélation avec le cadastre des COV totaux duquel les émissions de sources biogéniques et de grandes sources ponctuelles sont soustraites est bonne (coefficient de corrélation de 0,792). Le benzène est en partie émis par l'automobile, toutefois l'ajout du cadastre des COV émis par le trafic par l'intermédiaire d'une régression linéaire multiple n'améliore pas la corrélation.
- La corrélation de la moyenne annuelle de benzène avec la moyenne annuelle de NO₂ obtenue par cokrigage est comparable à celle obtenue avec la transformation logarithmique du cadastre des COV sans sources biogéniques ni grandes sources ponctuelles.

Cependant, utiliser comme variable auxiliaire la cartographie du NO₂ obtenue par cokrigeage colocalisé pose deux problèmes méthodologiques :

- d'une part, cela revient à faire l'hypothèse relativement forte d'une similitude des champs de concentration pour ces deux polluants, et donc des phénomènes physico-chimiques gouvernant leurs niveaux de concentrations,
- d'autre part, intégrer comme variable auxiliaire le résultat d'une estimation ajoute une incertitude supplémentaire à la procédure (incertitude liée à la spatialisation des concentrations en NO₂).

Pour ces raisons, l'utilisation potentielle de la cartographie du NO₂ comme variable auxiliaire possible n'est pas retenue.

Note : Il aurait été intéressant dans ce cadre de pouvoir accorder un poids différent à la co-variable selon l'écart-type du cokrigeage associé à cette valeur. Cette option existe dans ISATIS uniquement pour la variable à estimer.

- Ainsi, deux variables explicatives présentent approximativement le même niveau de corrélation avec la variable à estimer : le cadastre des NOx sans grandes sources ponctuelles et le cadastre des COV sans sources biogéniques ni grandes sources ponctuelles, tous les deux lissés sur 2 km.

Choix de la variable auxiliaire par validation croisée

La démarche de modélisation des variogrammes simples et croisés a été menée avec chacune de ces variables explicatives.

Afin d'orienter le choix de la variable explicative, la validation croisée a ensuite été effectuée sur les deux modèles respectivement associés aux co-variables suivantes :

- le logarithme du cadastre des émissions de NOx sans GSP lissé sur 2 km (Figure 45),
- le logarithme du cadastre des émissions de COV sans sources biogéniques ni GSP, lissé sur 2 km (Figure 46).

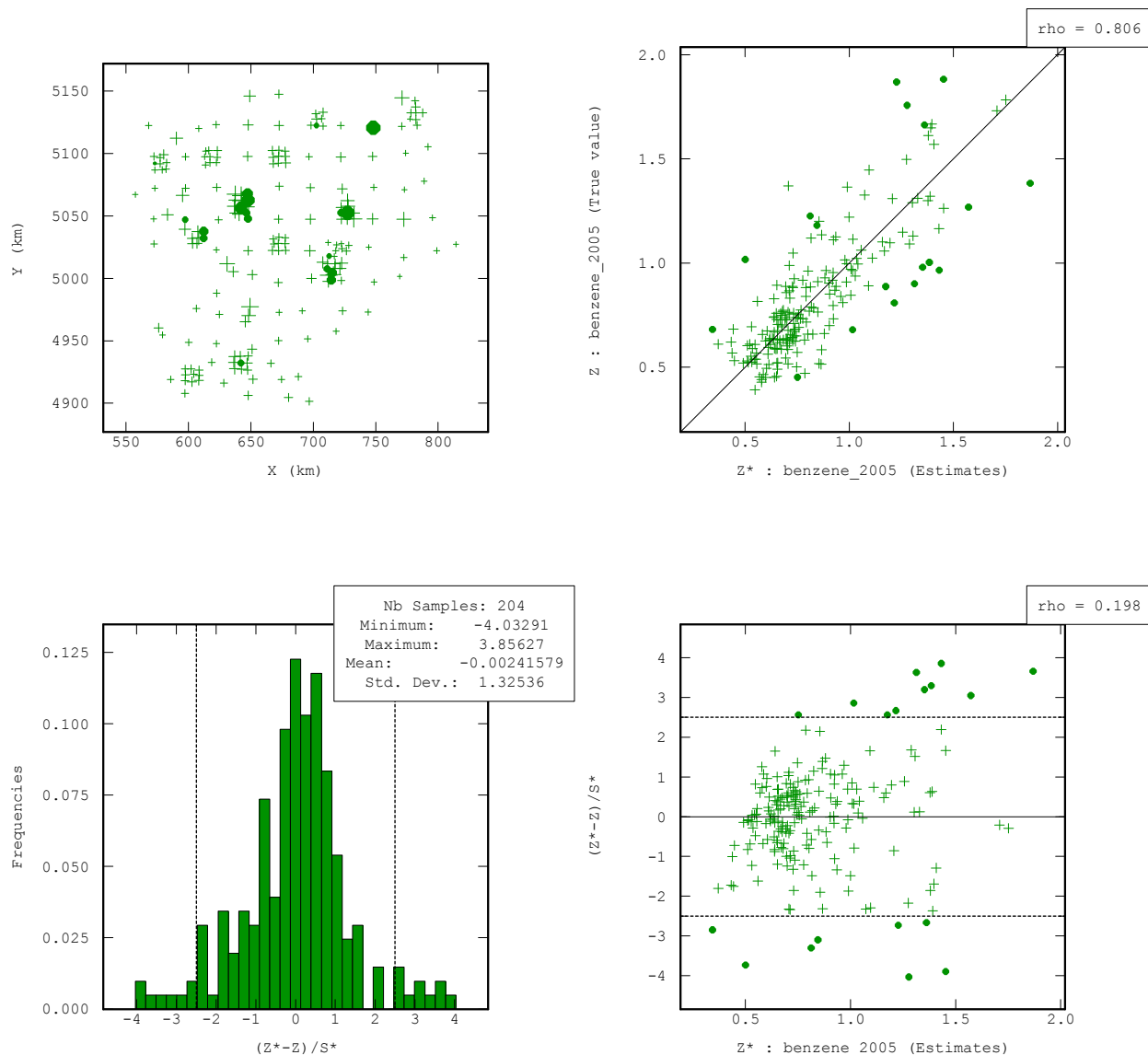


Figure 45 : Validation croisée avec le cadastre des NO_x comme covariable

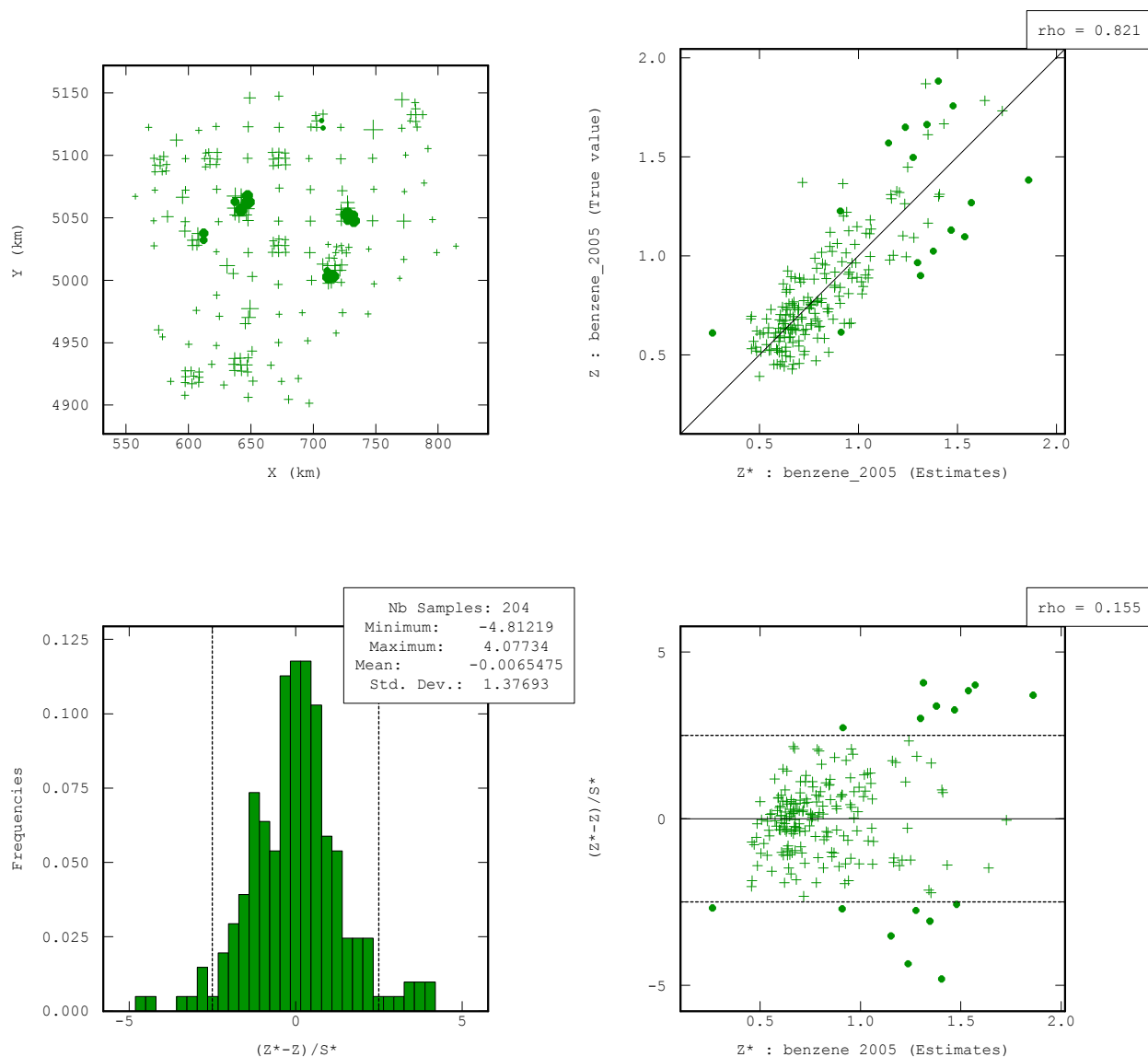


Figure 46 : Validation croisée avec le cadastre des COV sans sources biogéniques ni grandes sources industrielles comme covariable

Ces tests donnent des résultats assez similaires:

- Coefficient de corrélation entre les valeurs estimées et les valeurs réelles proches, légèrement meilleur pour le cadastre des COV sans sources biogéniques ni grandes sources industrielles,
- Sous-estimation du modèle pour les valeurs réelles les plus élevées.

Les valeurs moins bien estimées sont légèrement plus nombreuses dans le cas de l'utilisation du cadastre des NO_x.

La validation croisée ne donne pas des résultats tranchés en faveur de l'une ou l'autre des deux variables auxiliaires. Le benzène appartenant à la famille des COV, **la variable auxiliaire retenue est la transformation du cadastre des COV sans sources biogéniques ni grandes sources ponctuelles lissé sur 2 km.**

II.3.b Variogrammes expérimentaux et ajustement des modèles de variogramme

Afin de pouvoir effectuer le cokrigage colocalisé, les différents modèles de variogramme doivent être ajustés à partir des variogrammes expérimentaux.

Le modèle de variogramme retenu pour le benzène est une structure sphérique simple. Ce dernier est fondé sur le modèle obtenu pour le krigeage ordinaire (cf. Figure 47).

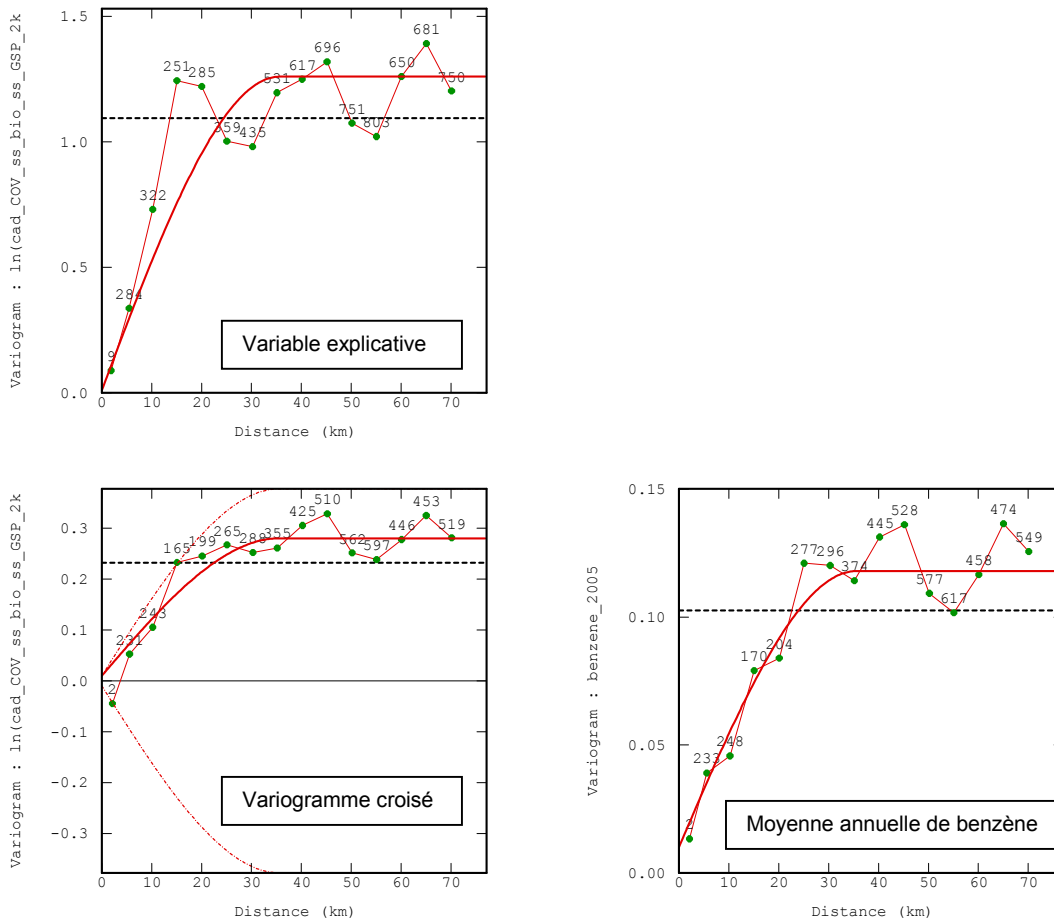


Figure 47 : Variogrammes simples et croisé de la moyenne annuelle de benzène et du cadastre des COV sans sources biogéniques ni grandes sources ponctuelles

II.3.c Résultats

La carte obtenue par le cokrigage colocalisé est fortement influencée par les valeurs de la variable explicative (cadastre des COV sans sources biogéniques ni grandes sources ponctuelles). Toutefois, l'importance des points de mesure apparaît, sur l'agglomération de Chambéry par exemple.

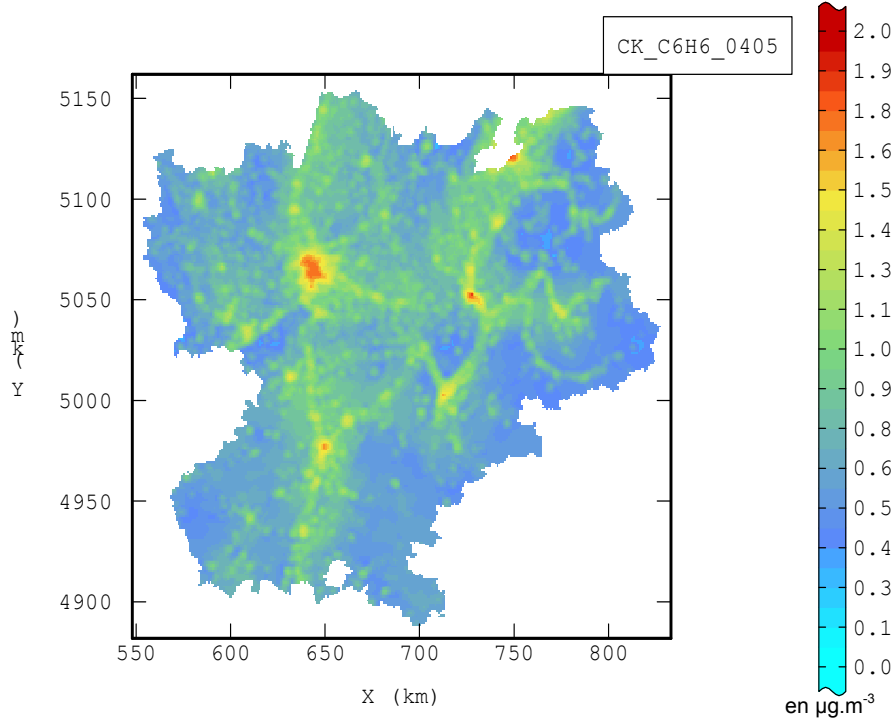


Figure 48 : Moyenne annuelle du benzène établie par cokrigage colocalisé

Avec un cokrigage colocalisé, l'écart-type est nettement meilleur que pour le krigeage ordinaire. La qualité de l'estimation est améliorée.

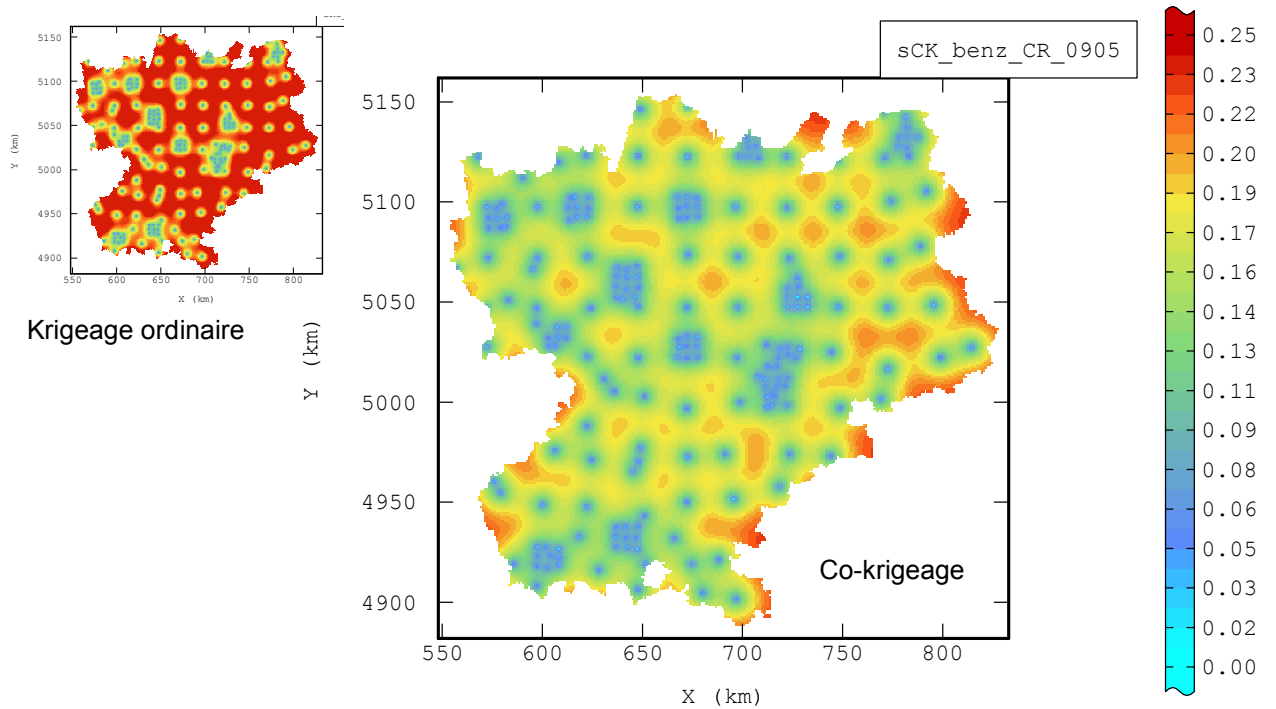


Figure 49 : Ecart type de krigeage de la moyenne annuelle du benzène

CHAPITRE IV : SIMULATIONS

Les résultats obtenus par krigeage et cokrigeage colocalisé ne sont pas adaptés pour calculer des risques de dépassement de seuil. En effet, ces techniques d'estimation ont pour but de minimiser le risque d'erreur, ce qui leur confère une propriété de lissage. En utilisant les résultats du (co-)krigeage pour estimer des dépassements de seuil, le risque est de sous-estimer ou sur-estimer le pourcentage réel de valeurs qui sont susceptibles de dépasser le seuil.

Afin d'étudier les dépassements de seuil, il est nécessaire de recourir aux techniques de la géostatistique non linéaire. Au lieu d'un résultat unique, le principe consiste à effectuer des simulations, représentant chacune une réalisation possible de la variable en chaque point (cf. Figure 50).

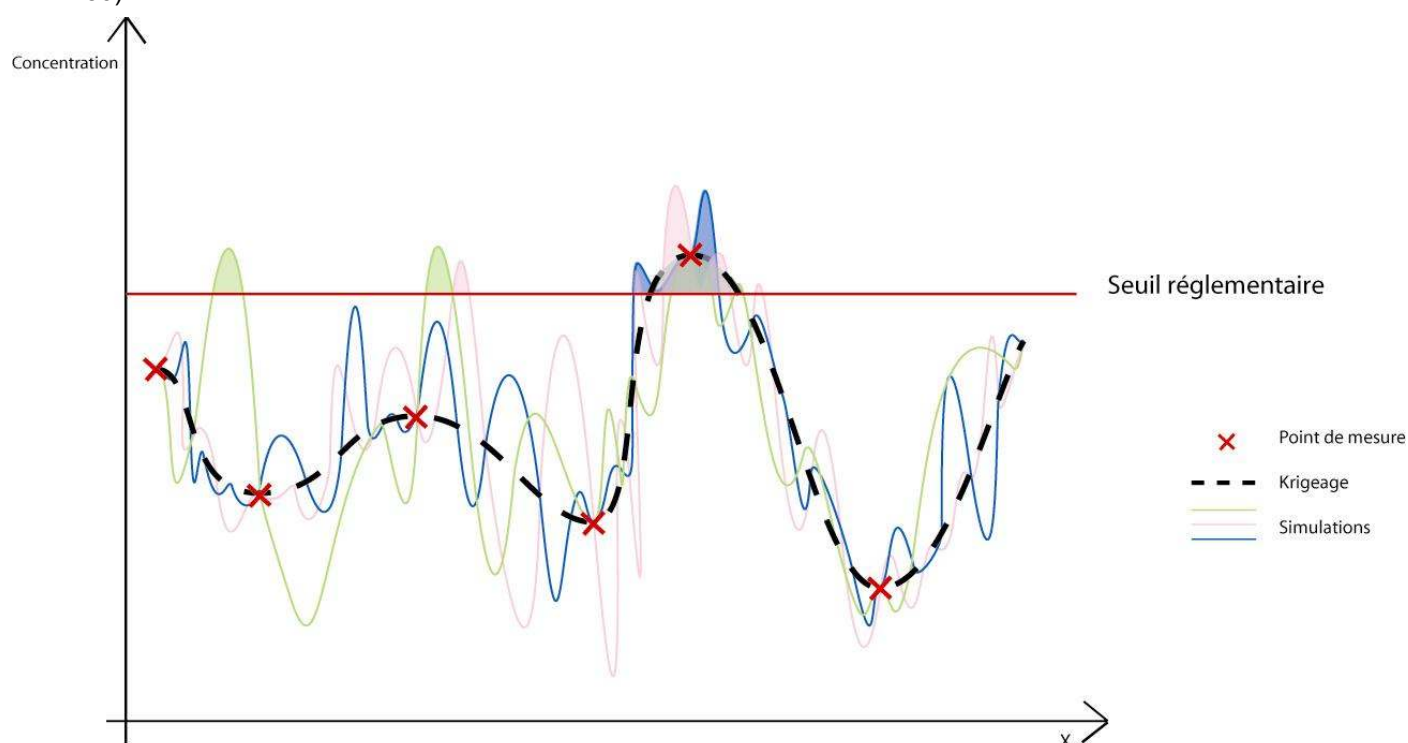


Figure 50 Représentation de la différence entre krigeage et simulations

La méthode de simulation choisie est la **méthode des bandes tournantes**¹².

- Cette méthode suppose que la distribution de la variable est gaussienne. Or, cette hypothèse est rarement vérifiée dans la réalité. La première étape à effectuer consiste donc à transformer la distribution réelle de la variable en une variable gaussienne centrée réduite. Cette transformation déforme artificiellement la distribution des valeurs.
- Chaque simulation reproduit la distribution gaussienne des valeurs et le modèle de variogramme, tout en respectant les valeurs aux points de mesures.
- L'ajustement d'une fonction d'anamorphose permet d'obtenir les résultats sur la variable brute à partir des résultats de la variable gaussienne

Par la suite, la variable initiale sera dénommée « Variable brute » et la transformée « Variable gaussienne » conformément à la dénomination du logiciel ISATIS®.

¹² Matheron (1973)

I Le dioxyde d'azote

La carte obtenue par cokrigage colocalisé (Chapitre III) permet de visualiser la meilleure estimation possible de la moyenne annuelle de NO₂ en tout point de la région Rhône-Alpes. Le recours à la technique de simulations permet de répondre aux objectifs suivants :

- ✓ déterminer en chaque point de la grille la probabilité de dépassement de l'objectif de qualité pour la protection de la santé humaine de 40 µg.m⁻³,
- ✓ déterminer en chaque point de la grille la probabilité de dépassement de la valeur limite pour la protection de la végétation de 30 µg.m⁻³ (valeur applicable pour l'ensemble des oxydes d'azote),
- ✓ déterminer l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne annuelle de NO₂,
- ✓ déterminer la distribution de probabilité de la population exposée à un dépassement de 40 µg.m⁻³,
- ✓ déterminer la distribution de probabilité de la surface exposée à un dépassement de 30 µg.m⁻³

I.1 Transformation de la variable en variable gaussienne

La méthode est appliquée en utilisant la variable auxiliaire du cokrigage colocalisé soit $\ln(1 + \text{cadastre des émissions de NO}_x \text{ lissé sur } 2\text{km})$.

- La première étape consiste à transformer la variable brute « Moyenne annuelle de 2005 » en une variable gaussienne.
Avant d'effectuer cette transformation, il est toutefois nécessaire de réaliser une opération de *declustering*, consistant à pondérer les valeurs de manière inversement proportionnelle au nombre de points dans la zone. Cette opération permet de contrebalancer le sur-échantillonnage éventuel des valeurs fortes (plus de points dans les zones urbaines). Le Tableau 10 et le Tableau 11 présentent les statistiques des variables brutes et pondérées pour les deux polluants.

Dioxyde d'azote	Variable brute	Variable pondérée
Moyenne	12,76	8,87
Ecart type	10,37	8,73

Tableau 10 : Statistiques de la variable brute et de la variable pondérée pour le NO₂

Benzène	Variable brute	Variable pondérée
Moyenne	0,84	0,75
Ecart type	0,31	0,28

Tableau 11 : Statistiques de la variable brute et de la variable pondérée pour le benzène

Les moyennes et les variances pondérées sont un peu plus faibles car le « declustering » atténue l'influence des resserrements urbains où les concentrations sont plus élevées et plus variables. L'histogramme ainsi obtenu est plus représentatif du domaine étudié.

- L'histogramme des données est transformé en un histogramme gaussien.

- Une fois les simulations effectuées dans l'espace gaussien, il est nécessaire de revenir dans l'espace de la variable brute. Pour cela, une fonction d'anamorphose est ajustée pour calculer pour toute valeur gaussienne simulée l'antécédent dans le domaine de la variable brute.

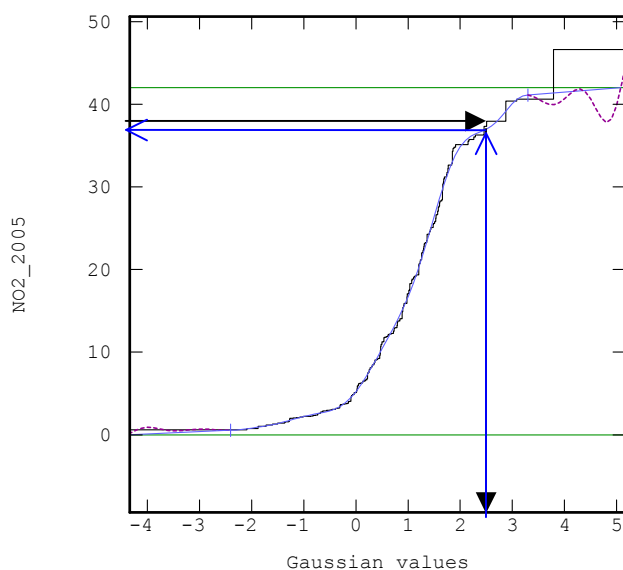


Figure 51: Courbe d'anamorphose gaussienne

Le domaine de définition de la variable brute est défini par l'utilisateur. La borne minimale retenue est de 0 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et la borne maximale de 42 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Cette valeur est légèrement supérieure à la valeur maximale des mesures. En effet, certaines zones de fond sur le territoire de la région présentent potentiellement des valeurs supérieures, les mesures de la campagne 2005 représentant un échantillon des valeurs réelles.

- La variable auxiliaire, connue en tout point de la grille, n'est pas transformée en une variable gaussienne. En effet, cette opération déformerait artificiellement la variable. Ce choix est discuté en annexe 1.

1.2 Analyse variographique

Les variogrammes simples et croisé des variables à estimer et auxiliaire sont modélisés (cf. Figure 52). Pour cela, la structure utilisée pour le cokrigage est reprise et le palier du variogramme de la variable gaussienne est normé à 1. Le palier du variogramme expérimental est légèrement différent car il est calculé à partir des points de mesure.

Le palier du variogramme croisé est égal au coefficient de corrélation entre les deux variables divisé par la racine carrée du palier de la variable auxiliaire (0,83).

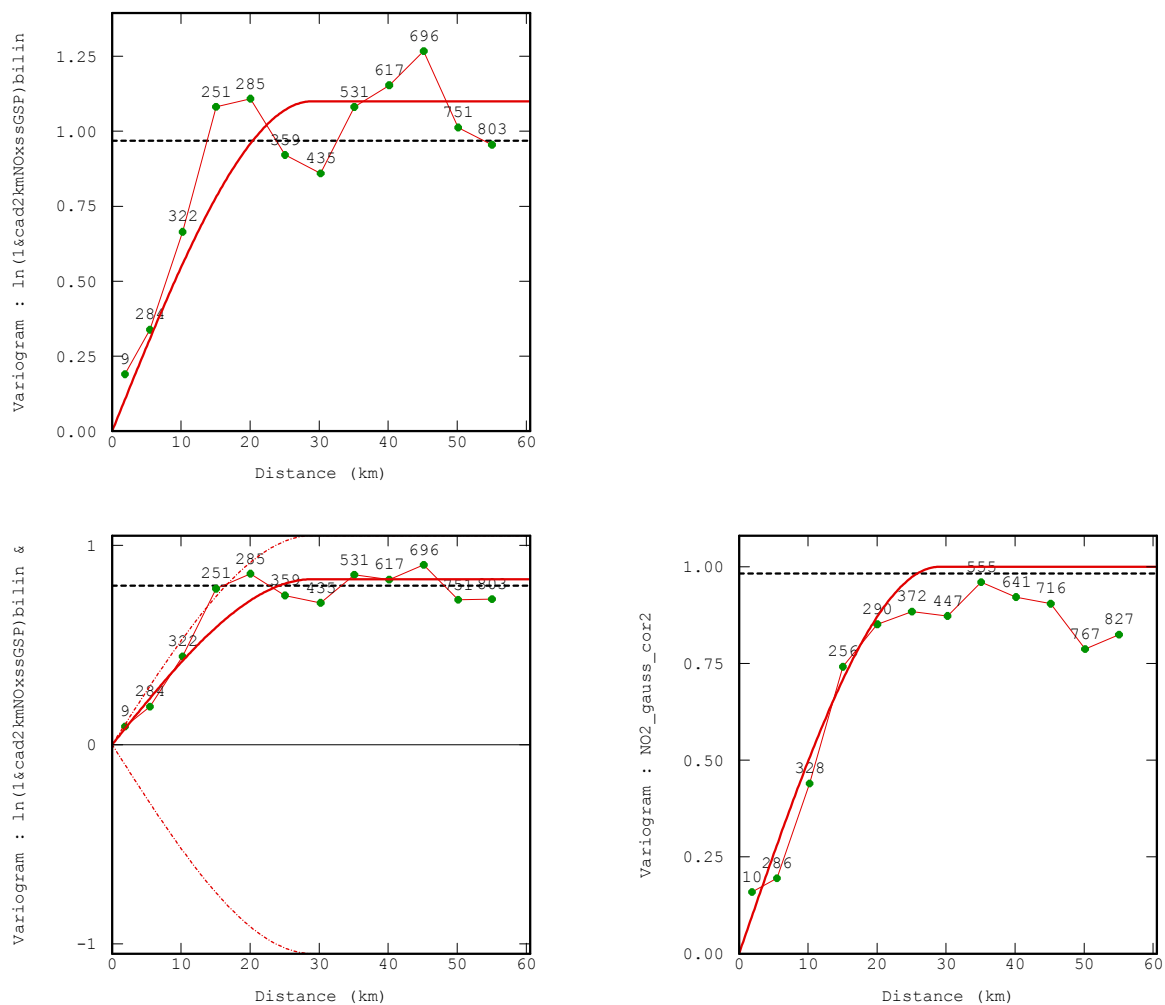


Figure 52 : Variogrammes expérimentaux simples et croisé et modèles de variogramme

I.3 Paramètres des simulations

- Le nombre de bandes tournantes retenu pour les simulations est de 500, afin de ne pas introduire d'artefacts. Si le nombre de bandes tournantes est suffisant, les conditions suivantes sont vérifiées :
 - les cartes obtenues ne font pas apparaître les droites utilisées pour les simulations
 - l'histogramme de chaque simulation est gaussien
 - le variogramme expérimental de chaque simulation respecte le modèle de variogramme.

- Le nombre de simulations doit aussi être suffisamment important afin que l'ajout ou le retrait d'une simulation n'engendre pas de changement significatif sur les statistiques de la macro-variable¹³. Le nombre retenu est de 200.

I.4 Analyse des résultats

I.4.a Cartes de probabilités de dépassement des seuils réglementaires

Seuil de protection pour la santé humaine

Les zones soumises à une forte probabilité de dépassement du seuil de protection de la santé pour le dioxyde d'azote (40 µg.m⁻³ en moyenne annuelle) sont principalement situées dans le centre de Lyon. Une faible probabilité de dépassement du seuil existe à proximité de Vienne. Sur l'ensemble du reste de la région, la probabilité de dépassement est nulle.

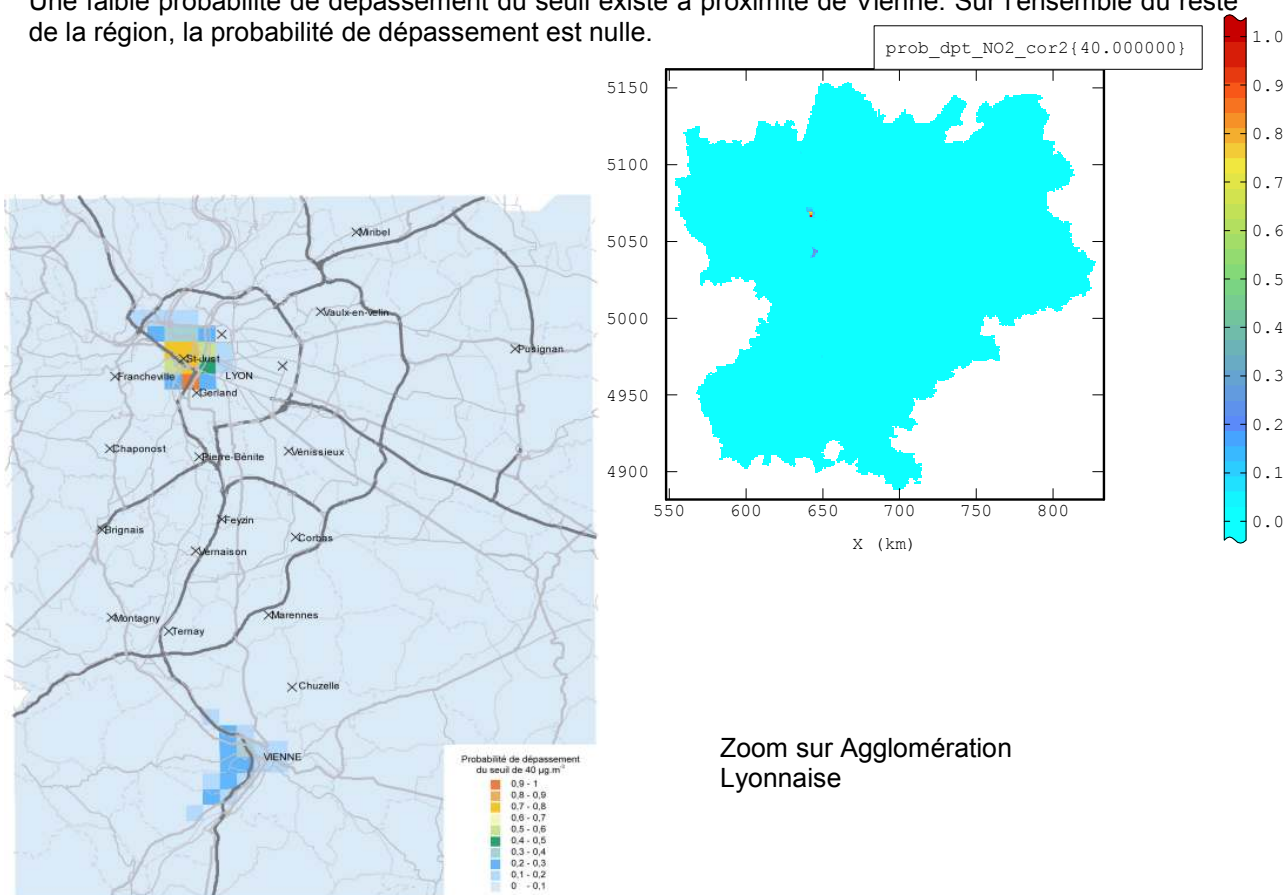


Figure 53 : Probabilité de dépassement du seuil de 40 µg.m⁻³ de NO₂ en moyenne annuelle

¹³ Une macro-variable regroupe un ensemble de simulations

Seuil de protection pour la végétation

Le seuil de protection pour la végétation, 30 µg.m⁻³ en moyenne annuelle, s'applique à l'ensemble des oxydes d'azote. Or le monoxyde d'azote, principalement émis par le trafic automobile et les industries, n'a pas été mesuré dans cette étude. Pour information, la carte de probabilité de dépassement de 30 µg.m⁻³ pour la moyenne annuelle de NO₂ est réalisée. Les zones soumises à une forte probabilité de dépassement de ce seuil sont principalement situées dans les centres urbains et près des axes routiers importants (cf. Figure 54).

La surface concernée, en zone de fond, par des dépassements du seuil de 30 µg.m⁻³ en moyenne annuelle de NO_x est sous-estimée sur cette carte, mais semble ne pas concerner les zones rurales.

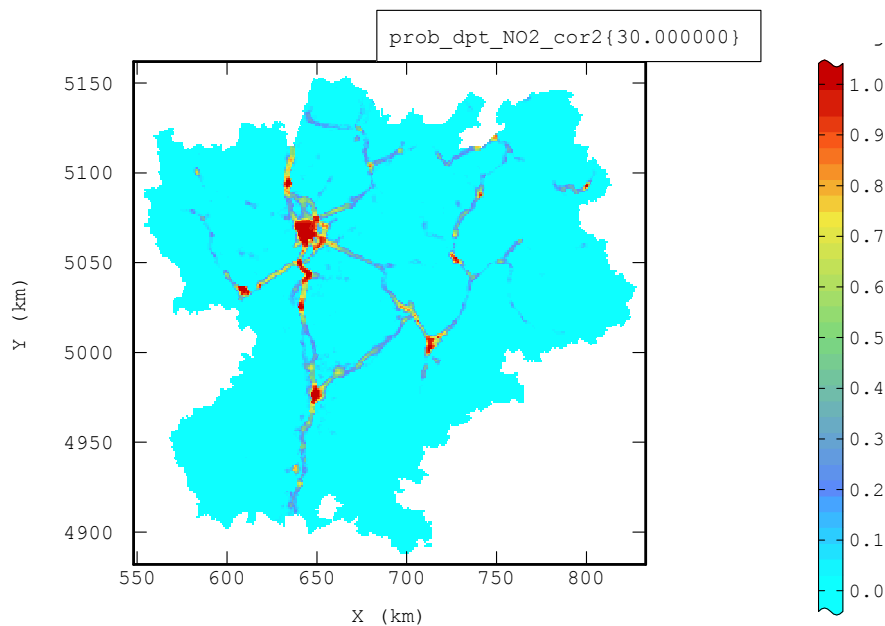
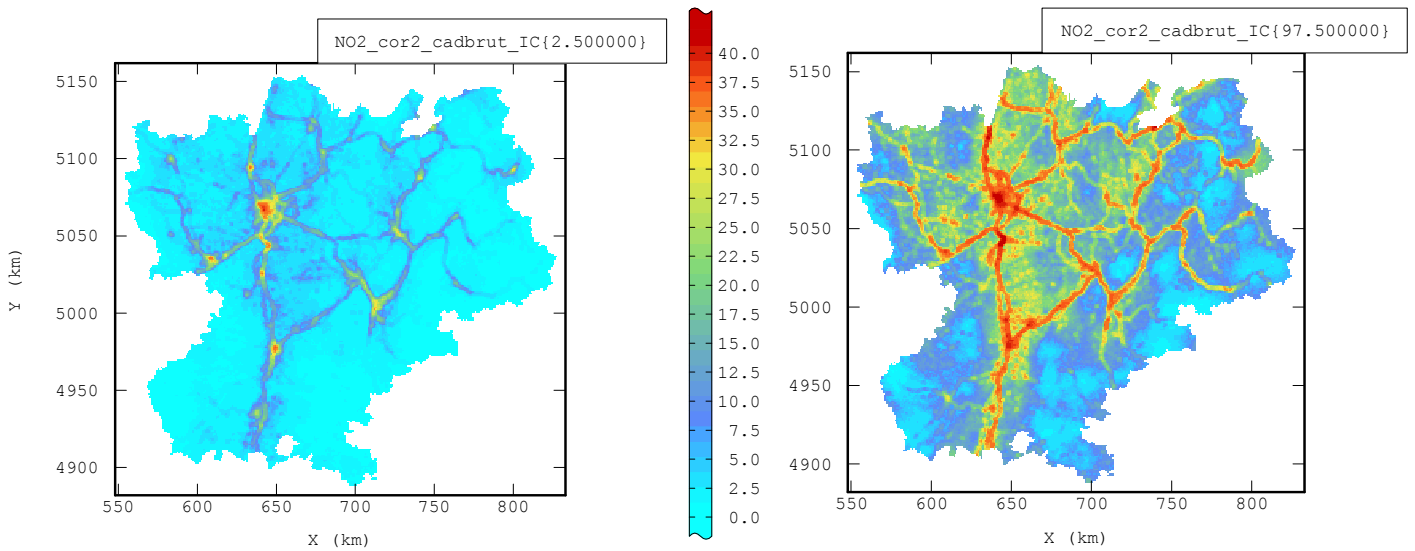


Figure 54 : Probabilité de dépassement du seuil de 30 µg.m⁻³ de NO₂ en moyenne annuelle

1.4.b Cartes d'intervalle de confiance

Les simulations permettent de déterminer l'intervalle de confiance de la moyenne annuelle. La Figure 55 représente l'intervalle de confiance à 95%.



Pour chaque point de cette carte, 2,5 % des simulations se situent à des concentrations inférieures à celles de la carte.

Pour chaque point de cette carte, 97,5 % des simulations se situent à des concentrations inférieures à celles de la carte.

Figure 55 : Percentiles 2,5 et 97,5 de la moyenne annuelle de NO₂

1.4.c Calcul de surface et de population exposées

Les données de population, connues par IRIS¹⁴ ou îlots¹⁵ [INSEE, 1999], ont été découpées puis agrégées sur chaque maille de la grille de résultats des concentrations (1km×1km). La population affectée peut être très variable d'une maille à l'autre (cf. Figure 56).

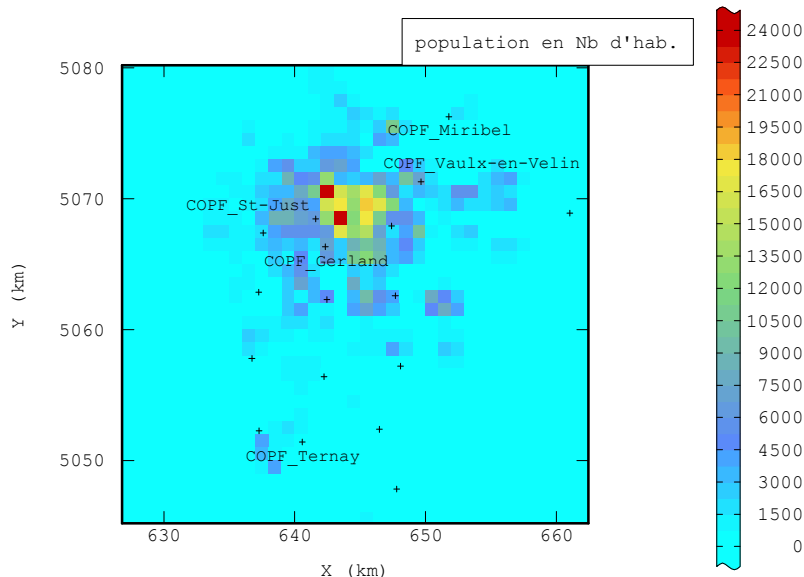


Figure 56 : Répartition de la population

¹⁴ IRIS : Les Ilots Regroupés pour l'Information Statistique (IRIS) forment un "petit quartier", qui se définit comme un ensemble d'îlots contigus.

¹⁵ îlots : En zone bâtie dense, l'îlot représente le plus souvent un pâté de maison, éventuellement scindé en cas de limite communale ou cantonale traversant le pâté de maison (ou petit groupe de pâtés de maison). En zone "périphérique" : l'îlot est un ensemble limité par des voies (ou autres limites visibles) découpant cette zone en plusieurs morceaux

La Figure 57 représente la distribution de probabilité de dépassement du seuil de 40 µg.m⁻³ respectivement en termes de surface et de population exposée. La population potentiellement exposée à une concentration de fond supérieure à 40 µg.m⁻³ est de l'ordre de 82 000 habitants, soit environ 1,5% de la population totale en Rhône-Alpes. Cette population est comprise avec un niveau de confiance de 80% entre 30 000 et 160 000. Cette forte incertitude s'explique par la variabilité spatiale importante du NO₂ à petite distance.

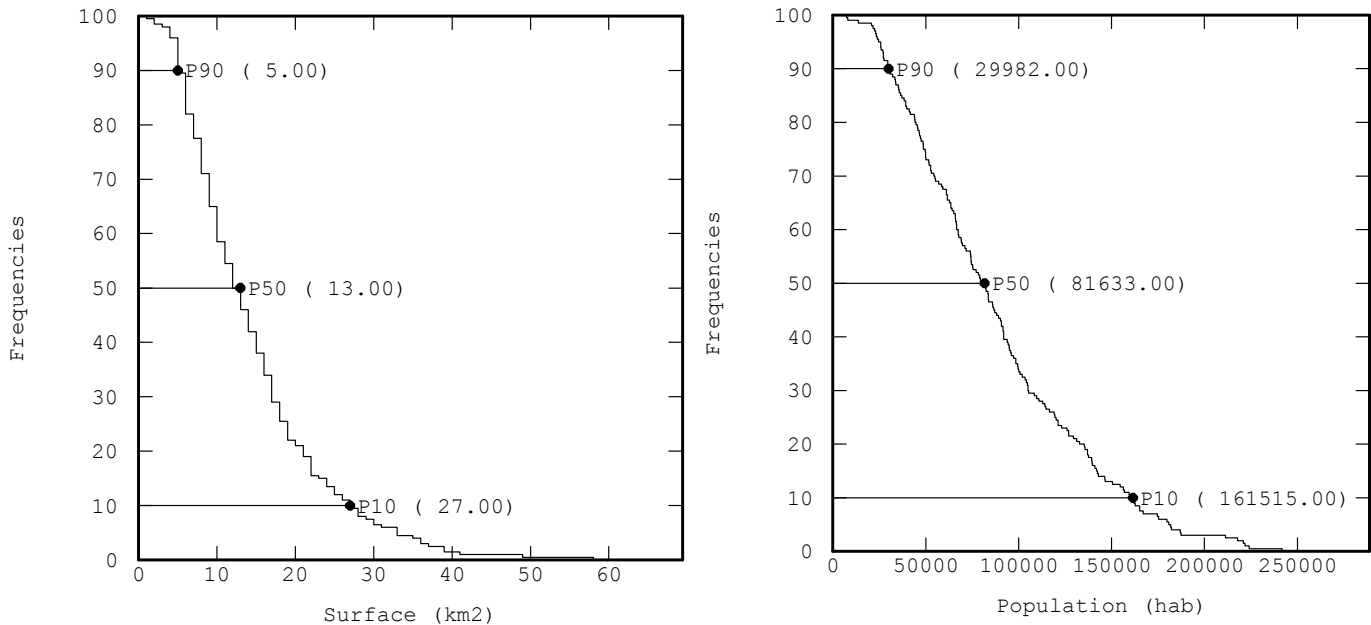


Figure 57 : Distributions de probabilité

La technique des simulations est préférée pour calculer les populations exposées car elle permet de travailler en termes de risque. Toutefois, elle est, dans ce cas, délicate à appliquer compte tenu du très faible nombre de valeurs mesurées supérieures au seuil. En effet, seulement deux valeurs mesurées dépassent très légèrement le seuil de 40 µg.m⁻³ (2 valeurs égales à 40,6 et 40,4 µg.m⁻³). L'ajustement de la fonction d'anamorphose, qui permet de passer de l'espace gaussien à l'espace brut, est très délicat dans ce cas et conditionne les résultats obtenus.

Le calcul de la population exposée est effectué également en utilisant les résultats obtenus par cokrigage colocalisé. Dans ce cas, la population exposée à un dépassement du seuil de 40 µg.m⁻³ est estimée à environ 150 000 habitants. Cette valeur est comprise dans l'intervalle de confiance déterminé par les simulations.

La Figure 58 représente la population et la surface exposées par tranche de concentration en utilisant les résultats du cokrigage colocalisé.

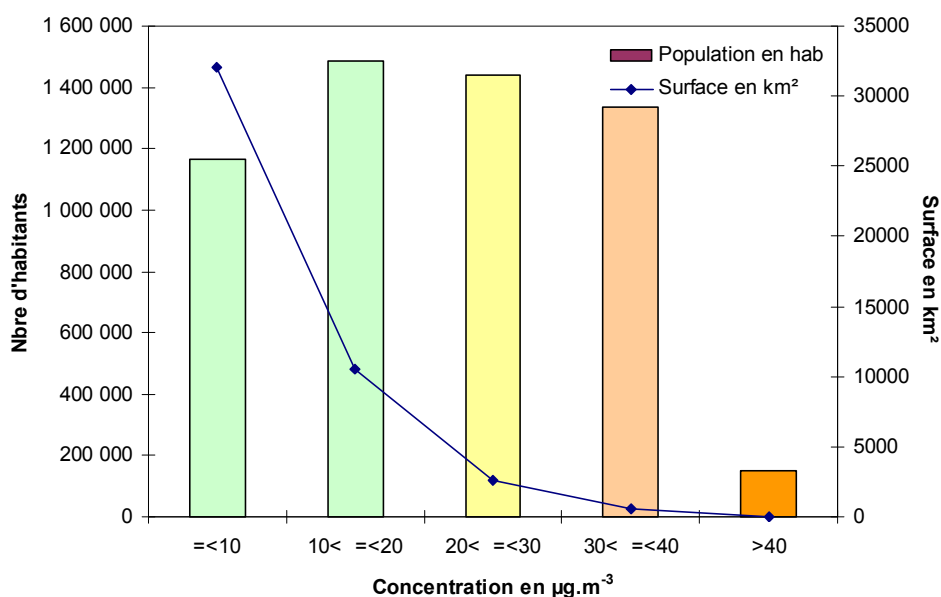


Figure 58 : Population et surface exposées par tranche de concentration

Les concentrations les plus élevées sont situées dans les centres urbains, zones de faibles superficies, mais de forte densité de population. L'ensemble des principales agglomérations de la région subissent des concentrations annuelles comprises entre 30 et 40 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

N.B. : Les déplacements de la population ne sont pas pris en compte dans les estimations.

1.4.d Conclusion et limites

Ce travail met en lumière les difficultés liées à la quantification (par exemple par la mise en oeuvre de la technique des simulations) du risque de dépassement d'un seuil très peu observé par les mesures.

Toutefois, quelle que soit la technique utilisée, la proportion de population exposée à des **concentrations de fond** supérieures à 40 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en moyenne annuelle de NO₂ est faible en Rhône-Alpes. Cette population est située dans la zone urbaine de Lyon et est de l'ordre de 80 000 habitants.

A l'échelle de la région Rhône-Alpes, 87% de la population est exposée à une pollution de fond en dioxyde d'azote, le reste étant soumis à une pollution de proximité automobile ou industrielle. Ce chiffre diminue à 80% de la population dans les plus grandes agglomérations de la région (plus de 50 000 habitants) et montre l'exposition accrue des populations urbaines à la pollution de proximité.

La population soumise à une pollution de proximité est déterminée en considérant une bande de proximité de largeur variable¹⁶ de part et d'autre des axes routiers et une zone de rayon 1km autour de chaque principal émetteur industriel.

¹⁶ La largeur des bandes de proximité automobile dépend du trafic journalier annuel des tronçons routiers :

Trafic moyen journalier annuel :
 6000 – 15000 : 30 m
 15 000 – 40 000 : 40 m
 40 000 – 70 000 : 100 m
 70 000 – 150 000 : 200 m

II Le benzène

La technique des simulations est également appliquée au benzène. Les différentes étapes des simulations ayant été développées dans le paragraphe relatif au dioxyde d'azote, elles ne sont pas reprises en détail pour ce second polluant étudié.

Les objectifs sont les suivants :

- ✓ déterminer en chaque point de la grille la probabilité de dépassement de l'objectif de qualité pour la protection de la santé humaine de $2 \mu\text{g.m}^{-3}$,
- ✓ déterminer l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne annuelle de benzène,
- ✓ déterminer la distribution de probabilité de la population exposée à un dépassement de $2 \mu\text{g.m}^{-3}$.

II.1 Mise en œuvre des simulations

- Comme pour le cokrigeage, la variable auxiliaire utilisée est le logarithme du cadastre des COV sans sources biogéniques ni grandes sources ponctuelles lissé sur 2 km.
- La fonction d'anamorphose est ajustée après transformation de la distribution des valeurs en une distribution gaussienne.

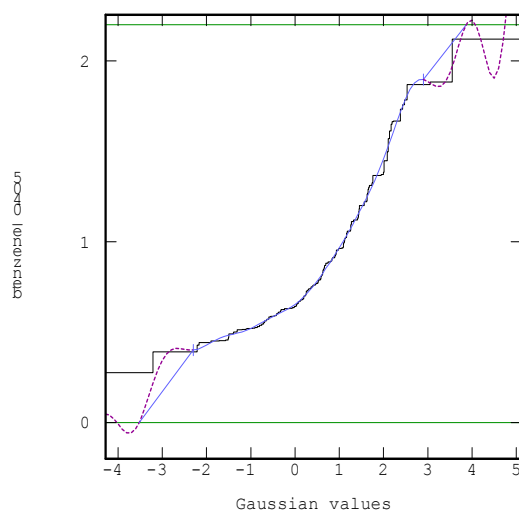


Figure 59 : Courbe d'anamorphose (en bleu)

Les bornes minimum et maximum autorisées pour la variable sont respectivement 0 et $2,2 \mu\text{g.m}^{-3}$, cette dernière valeur est supérieure à la valeur maximale des mesures. En effet, certaines zones de fond sur le territoire de la région présentent potentiellement des valeurs supérieures, les mesures de la campagne 2005 représentant un échantillon des valeurs réelles.

- Les variogrammes simples et croisé de la transformée gaussienne de la moyenne annuelle de benzène et de la variable auxiliaire sont modélisés (cf. Figure 60). Pour cela, la structure utilisée pour le cokrigeage est reprise (modèle sphérique). La portée est ajustée en fonction du variogramme expérimental et le palier du variogramme de la variable gaussienne est normé à 1, même si la variance expérimentale peut être supérieure.

Le palier du variogramme croisé est égal au coefficient de corrélation entre les deux variables gaussiennes (0,757) divisé par la racine carrée du palier du variogramme de la variable auxiliaire gaussienne. La portée est de 32 km.

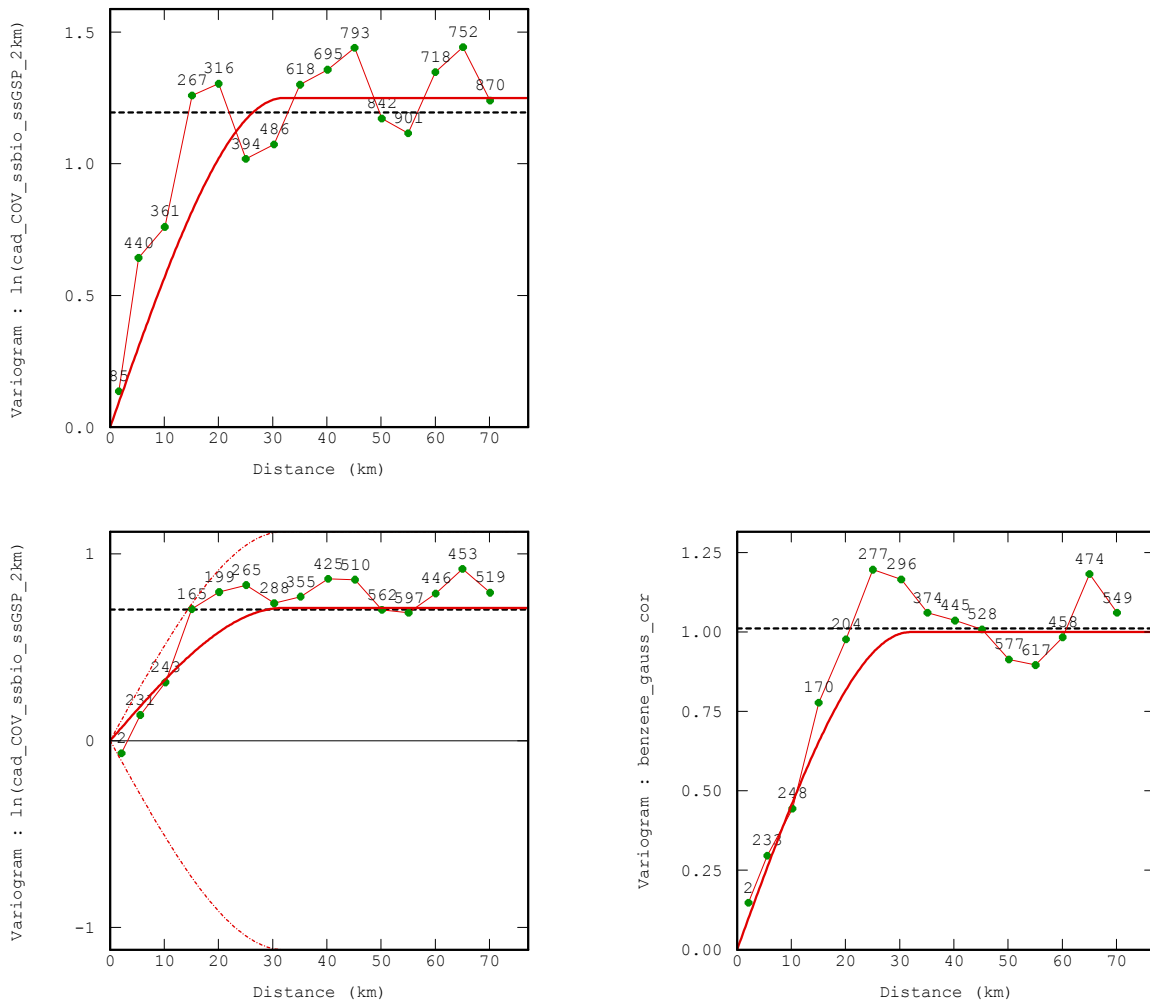


Figure 60 : Ajustement des variogrammes simples et croisé de la variable à estimer et de la variable explicative

- Comme pour le NO₂, le nombre de bandes tournantes est égal à 500, le nombre de simulations à 200.

II.2 Analyse des résultats

II.2.a Cartes de probabilité de dépassement de seuil

La probabilité de dépasser le seuil de $2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en concentration de fond annuelle de benzène est nulle sur la grande majorité du territoire, certaines zones comme les agglomérations de Lyon et d'Annemasse ont une probabilité faible de dépassement, comprise entre 0 et 0,1.

Le benzène étant un polluant nocif dès les faibles concentrations, le calcul la probabilité de dépassement du seuil de $1,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a été mené également pour information. La Figure 61 présente les résultats obtenus.

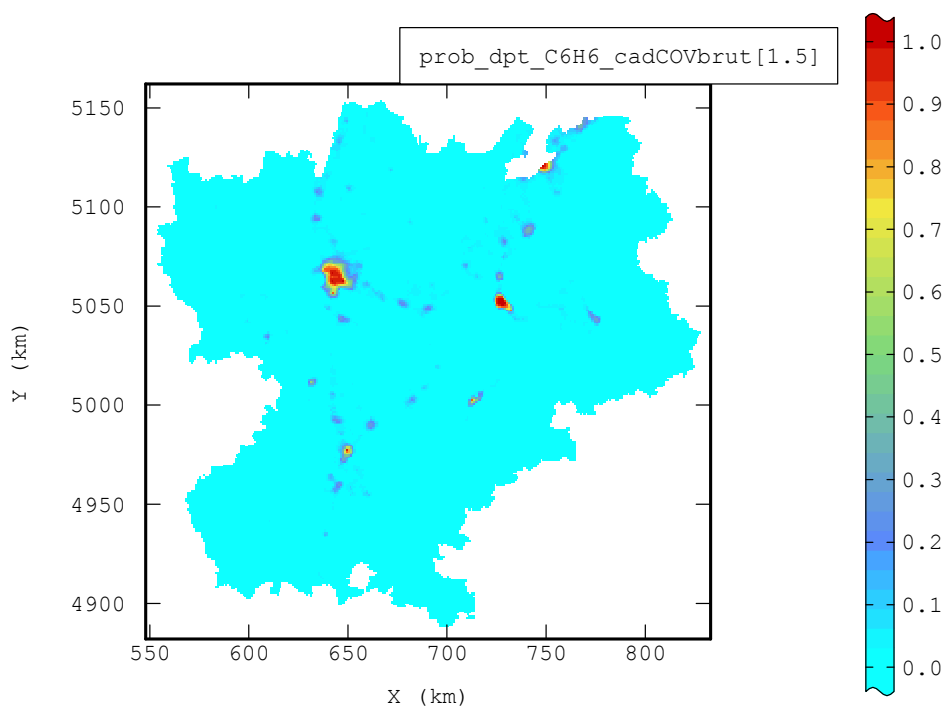


Figure 61 : Probabilité de dépassement de $1,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour la moyenne annuelle de benzène

Les zones les plus exposées sont situées sur les agglomérations lyonnaise, chambérienne, valentinoise et à proximité de Genève.

II.2.b Cartes d'intervalle de confiance

La technique des simulations permet de réaliser des cartographies représentant l'intervalle de confiance dans lequel se trouvent les concentrations. Par rapport au cokrigeage colocalisé qui fournit la meilleure estimation possible, ces cartes permettent d'encadrer les concentrations entre une valeur minimale et une valeur maximale avec un degré de confiance choisi.

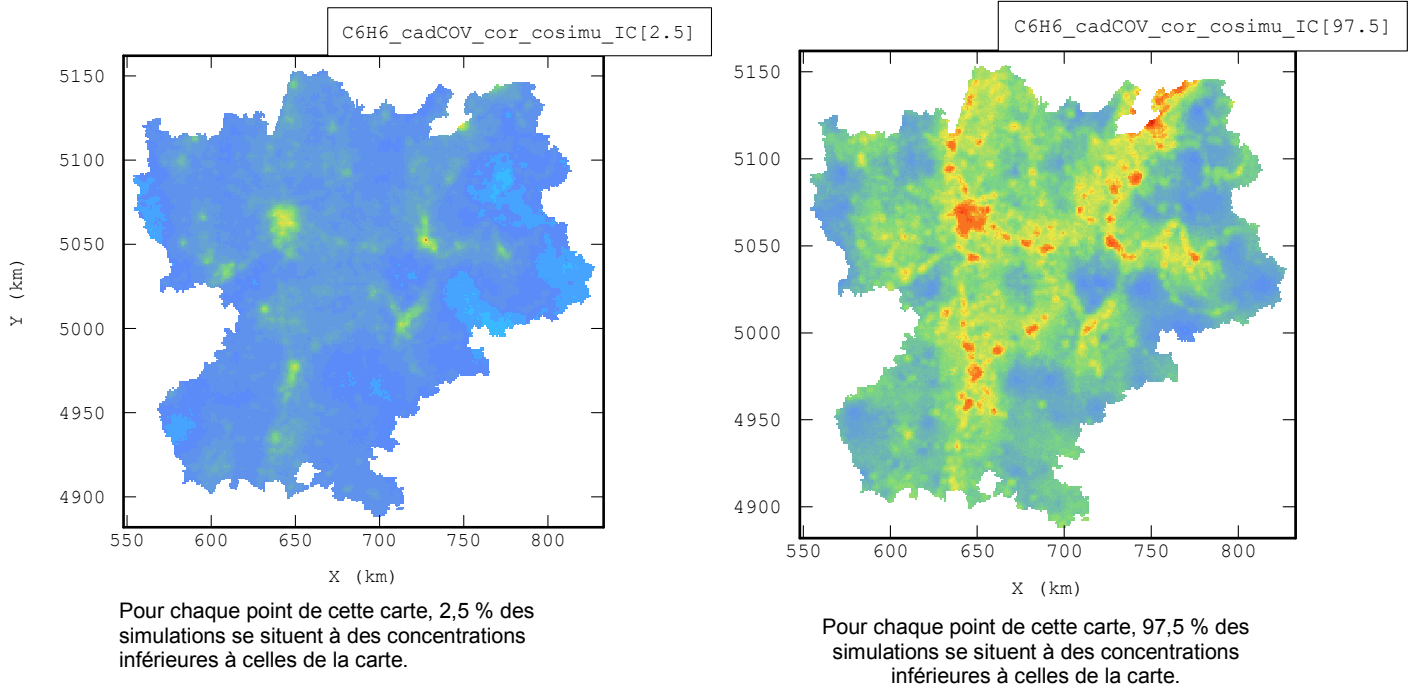


Figure 62 : Percentiles 2,5 et 97,5 de la moyenne annuelle du benzène

II.2.c Calcul de surface et population exposées

La Figure 63 représente la distribution de probabilité de dépassement du seuil de $2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ respectivement en termes de surface et de populations exposées. Vraisemblablement, la population exposée à une concentration de fond en benzène supérieure à $2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en moyenne annuelle est nulle ($P50 = 0$). Toutefois, en situation de fond, une très faible part de la population en Rhône-Alpes a 10% de chances de dépasser ce seuil.

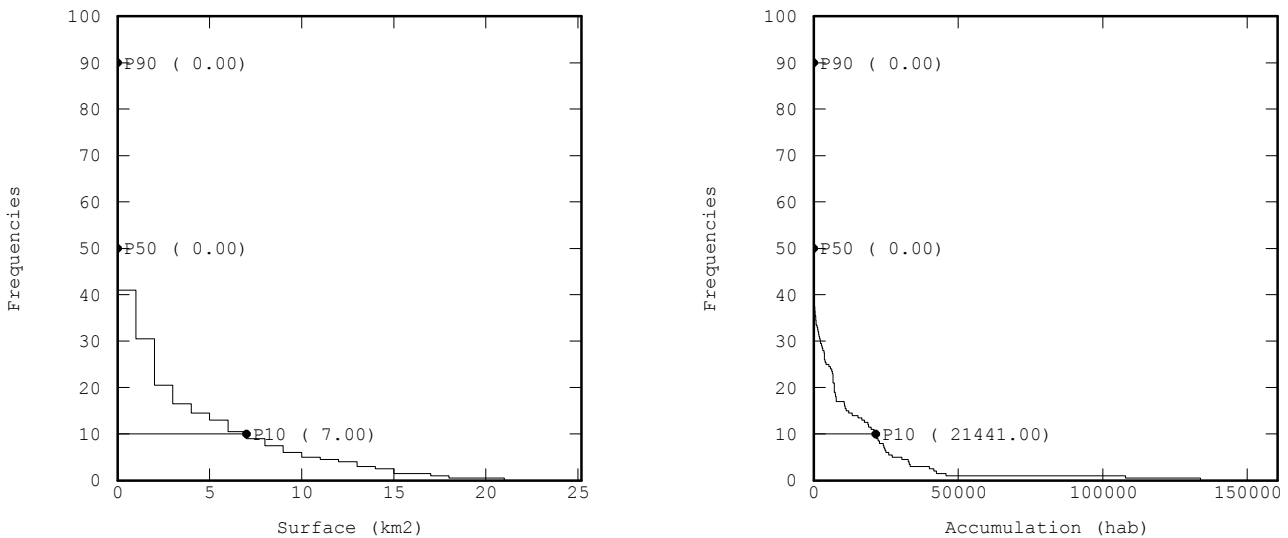


Figure 63 : Distribution de probabilité

Les mêmes limites que pour le dioxyde d'azote sont valables pour le benzène. La difficulté est d'autant plus grande que la valeur du seuil, pour lequel les risques de dépassement sont estimés, n'est pas observée (aucune mesure supérieure à 2 µg.m⁻³).

En utilisant les résultats du cokrigeage colocalisé, la population exposée à un dépassement de la valeur de 2 µg.m⁻³ est estimée à 0.

La Figure 64 représente la population et la surface exposées par tranche de concentration avec ces résultats de cokrigeage.

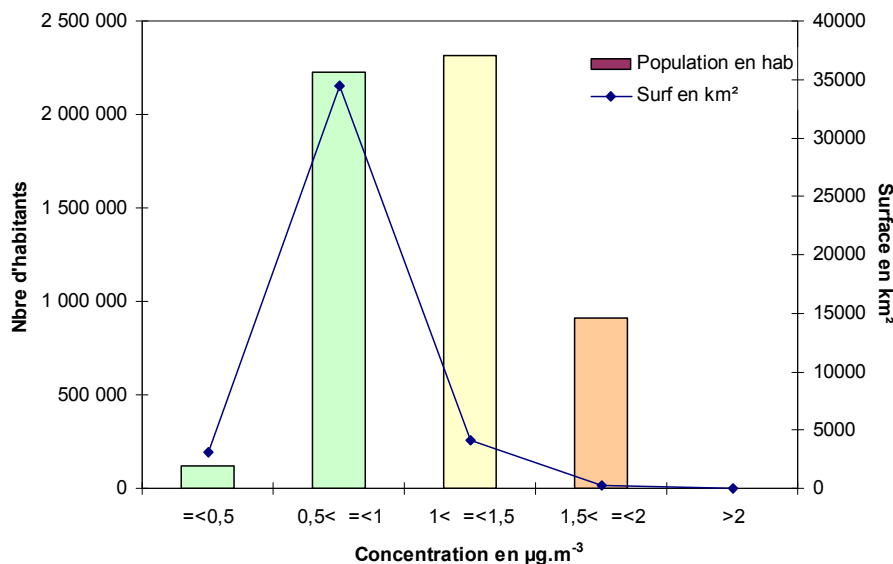


Figure 64 : Population et surface exposées par tranche de concentration

80% du territoire de la région est soumis à des concentrations comprises entre 0,5 et 1 µg.m⁻³. Près de la moitié de la population rhônalpine réside dans ces zones, soit environ 2 200 000 habitants.

Dans certaines zones urbaines, représentant seulement 0,5% du territoire de la région, les concentrations annuelles de benzène sont comprises entre 1,5 et 2 µg.m⁻³. Ces zones urbaines sont fortement peuplées et regroupent 16% de la population, soit environ 900 000 habitants.

II.2.d Conclusion et limites

Quelle que soit la technique utilisée, les résultats montrent qu'aucune population n'est exposée à une pollution de fond supérieure à l'objectif de qualité en benzène en Rhône-Alpes.

Toutefois, dans la région, on estime à 13% la population exposée à une pollution de proximité automobile ou industrielle et donc potentiellement à des dépassements de l'objectif de qualité.

La population soumise à une pollution de proximité est déterminée en considérant une bande de proximité de largeur variable¹⁷ de part et d'autre des axes routiers et une zone de rayon 1km autour de chaque principal émetteur industriel.

¹⁷ La largeur des bandes de proximité automobile dépend du trafic journalier annuel des tronçons routiers :

Trafic moyen journalier annuel (en véhicules/jour):

6000 – 15000 : 30 m

15 000 – 40 000 : 40 m

40 000 – 70 000 : 100 m

70 000 – 150 000 : 200 m

III Validation du travail géostatistique

En 2005, les associations de surveillance de la qualité de l'air ont réalisé des études par laboratoires mobiles en d'autres points du territoire. Ces dernières permettent d'estimer les moyennes annuelles de NO₂ et de benzène en d'autres points de la région. La comparaison entre les résultats des campagnes de mesure et ceux obtenus par géostatistique a été effectuée.

La Figure 65 montre l'emplacement des points de mesures complémentaires par rapport aux points de mesures de cette étude.

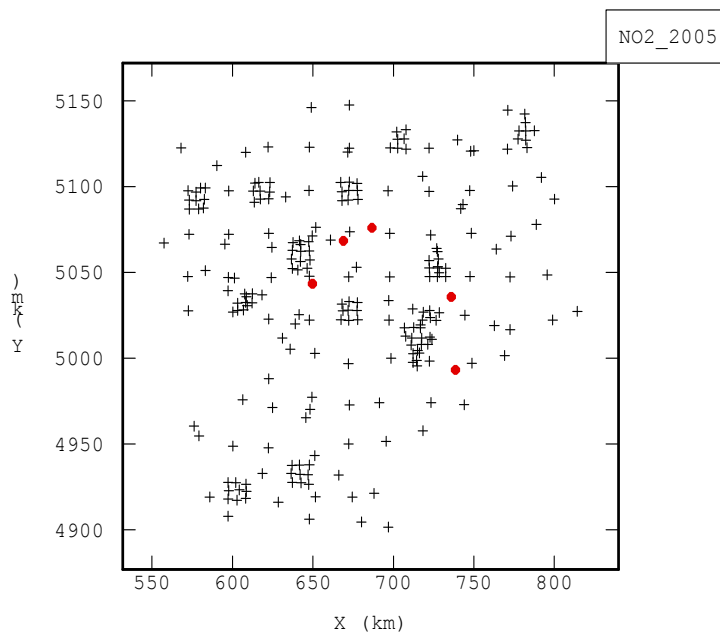


Figure 65 : Implantation des sites de mesure inclus dans l'étude (+) et non inclus dans l'étude (•)

III.1 Cas du dioxyde d'azote

N° du site	Valeur obtenue par campagne de mesures	Valeur obtenue par cokrigeage colocalisé	Valeur moyenne obtenue par simulation	Percentile 10 obtenu par simulation	Percentile 90 obtenu par simulation
en $\mu\text{g.m}^{-3}$					
1	12	10,2	5,9	2,4	12,0
2	20	21,8	22,1	11,7	33,4
3	22	22,3	27,3	18,4	35,0
4	16	18,8	20,4	12,5	29,0
5	12	13,8	13,0	5,8	22,5

Tableau 12 : Moyennes annuelles de NO₂ obtenues par différentes techniques

Sur ces cinq sites, la valeur obtenue par cokrigeage colocalisé est proche de la valeur mesurée, l'erreur est inférieure à $2 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Les moyennes des simulations sont plus éloignées en ces points. Les résultats obtenus par campagne de mesure se situent dans l'intervalle de confiance à 80% obtenu par simulations.

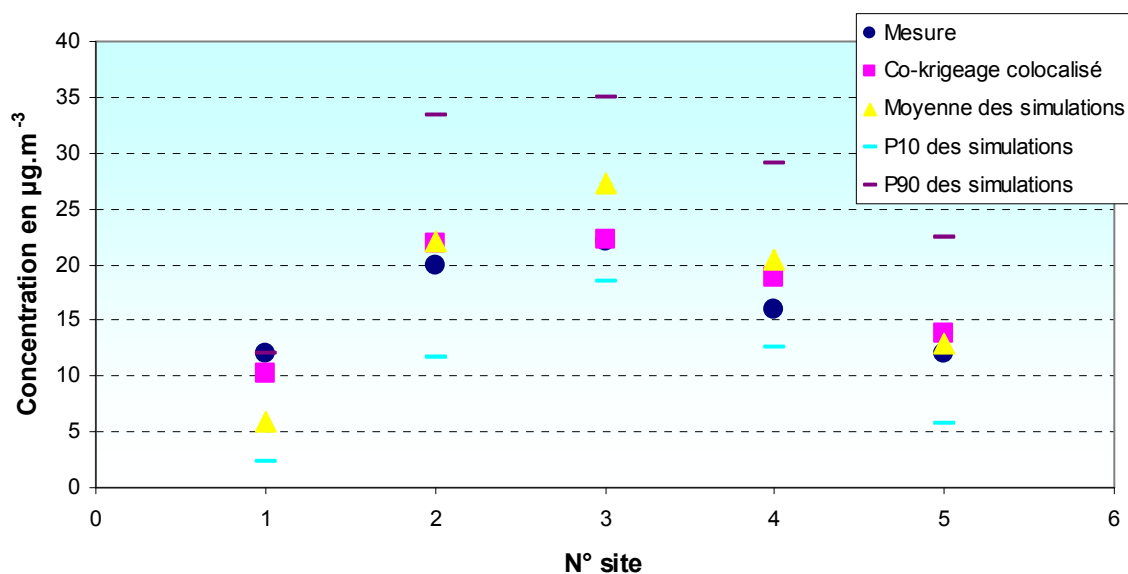


Figure 66 : Comparaison des résultats obtenus par différentes méthodes pour des sites de mesure non inclus dans l'étude

III.2 Cas du benzène

N° du site	Valeur mesurée	Valeur obtenue par cokrigage colocalisé	Valeur moyenne obtenue par simulation	Percentile 10 obtenu par simulation	Percentile 90 obtenu par simulation
	en µg.m ⁻³				
1	1,7	0,9	0,8	0,6	1,0
2	0,9	1,1	0,9	0,7	1,1
3	1,4	1,2	1,3	1,0	1,6
4	0,7	1,1	1,0	0,7	1,3
5	0,4	1,0	0,9	0,7	1,1

Tableau 13 : Moyennes annuelles de benzène obtenues par différentes techniques

Pour le benzène, les comparaisons donnent des résultats moins satisfaisants. La moins bonne corrélation avec la variable auxiliaire peut en être la cause.

Pour le site 1, les estimations par cokrigage colocalisé et par simulations sont sensiblement différentes de la valeur mesurée. Toutefois, la valeur sur ce site est anormalement élevée au regard des autres valeurs mesurées dans la région compte tenu de sa typologie.

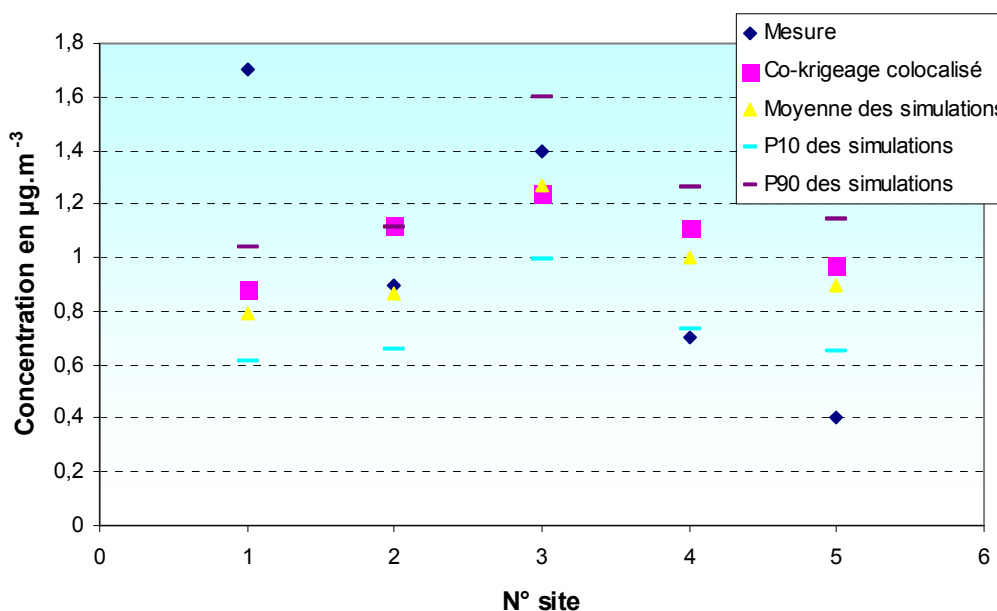


Figure 67 : Comparaison des résultats obtenus pour le benzène par différentes méthodes pour des sites de mesure non inclus dans l'étude

CHAPITRE V : SYNTHÈSE DES RESULTATS

Le travail réalisé a permis de cartographier les niveaux annuels de la pollution de fond en dioxyde d'azote et en benzène sur l'ensemble de la région Rhône-Alpes. L'exposition de la population à des dépassements du seuil correspondant à l'objectif de qualité a pu être également évaluée.

! En Rhône-Alpes, 87% de la population est exposée à une pollution de fond en dioxyde d'azote et en benzène, le reste de la population étant soumis à une pollution de proximité automobile ou industrielle. Ce chiffre diminue à 80% dans les plus grandes agglomérations de la région Rhône-Alpes (plus de 50 000 habitants) et montre l'exposition accrue des populations urbaines à la pollution de proximité.

I Dioxyde d'azote : niveaux annuels et exposition de la population

I.1 A l'échelle de la région Rhône-Alpes

- Les concentrations annuelles estimées varient entre 0 et 42 µg.m⁻³. La valeur limite en 2005 (50 µg.m⁻³) n'est dépassée sur aucun point de fond de la région.
- Pour l'année 2005, seul le centre de Lyon dépasse l'objectif de qualité (40 µg.m⁻³). Les autres agglomérations de la région sont soumises à des concentrations annuelles d'environ 30 µg.m⁻³, hors proximité automobile ou industrielle.
- Les concentrations, plus élevées dans les centres urbains, décroissent progressivement dans les zones moins densément peuplées. L'influence du trafic routier est très nette et varie en fonction de son intensité.
- Les concentrations estimées sur les massifs montagneux sont très faibles.
- Environ 150 000 personnes, soit un habitant sur dix de l'agglomération lyonnaise, sont exposées à des niveaux supérieurs à l'objectif de qualité en situation de fond. A cela s'ajoute une exposition importante de la population à la pollution de proximité automobile.

I.2 A l'échelle des zones de surveillance

Dans le cadre du Plan de Surveillance de la Qualité de l'air (PSQA), la région Rhône-Alpes a été divisée en « bassins d'air » a priori homogènes en termes de qualité de l'air. La Figure 68 présente le découpage de ces zones et la Figure 69 les moyennes annuelles sur chaque zone.

L'annexe 2 présente des résultats plus détaillés.



Figure 68 : Zones de surveillance en Rhône-Alpes (zones urbaines hachurées)

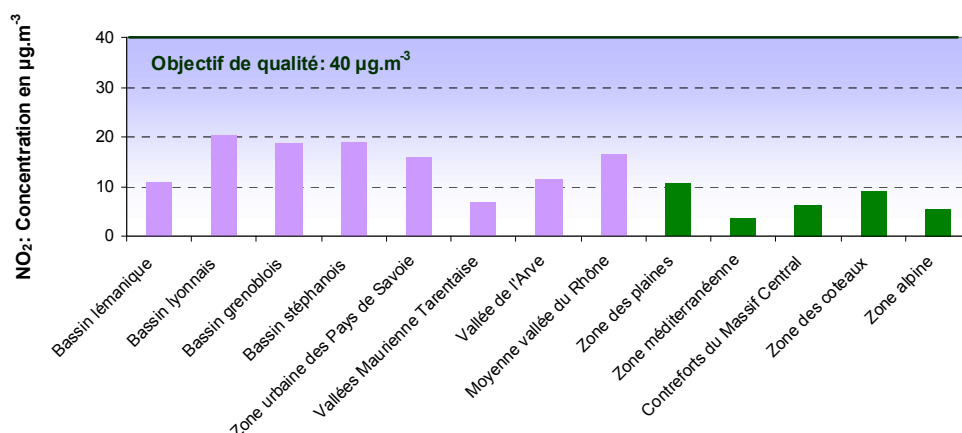


Figure 69 : Concentrations annuelles de NO₂ moyennes par zone (en violet : zones urbaines, en vert : zones rurales)

I.3 A l'échelle des communes

La Figure 70 présente les résultats de la cartographie, agrégés par commune.

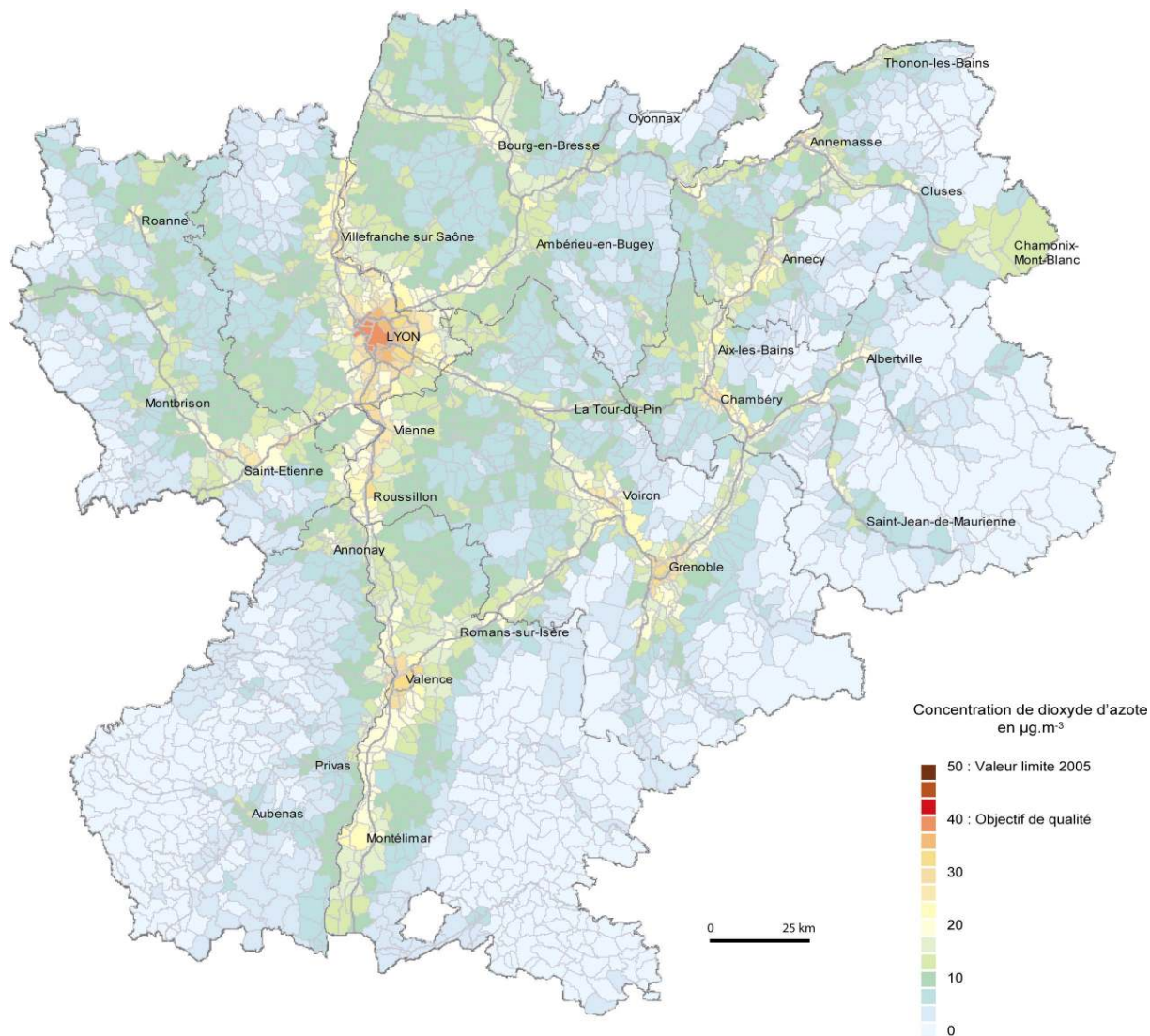
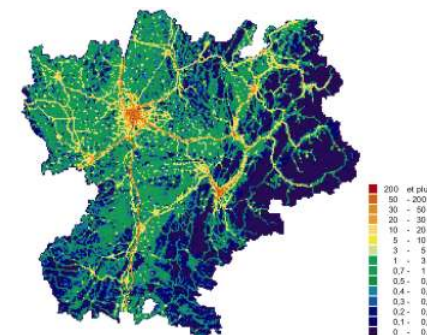
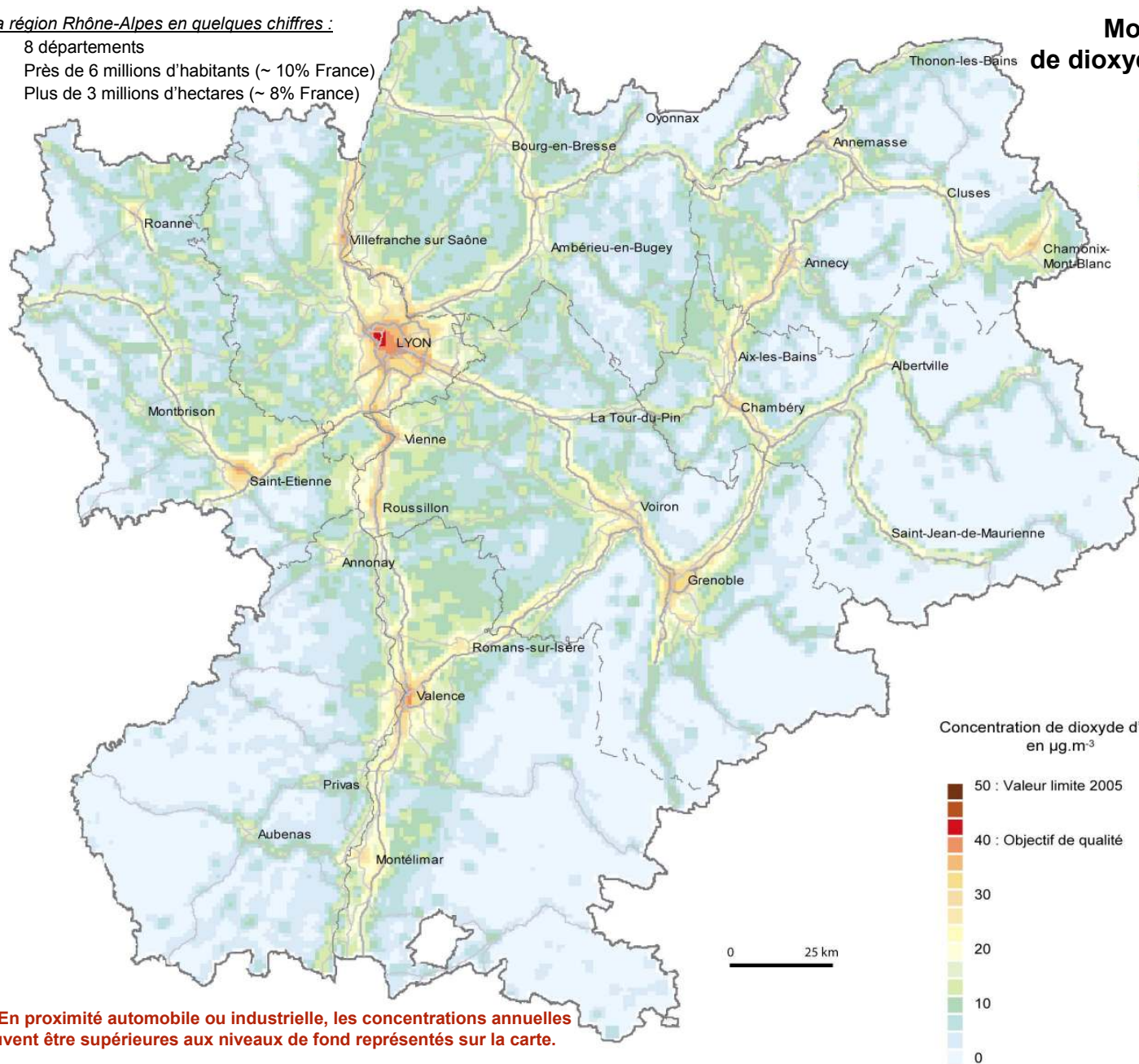


Figure 70 : Moyenne annuelle de dioxyde d'azote 2005 par commune

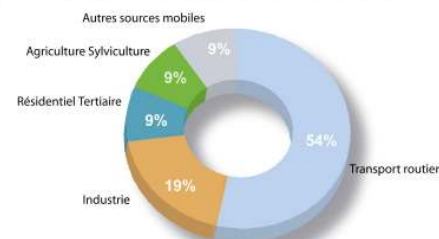
La région Rhône-Alpes en quelques chiffres :

- 8 départements
- Près de 6 millions d'habitants (~ 10% France)
- Plus de 3 millions d'hectares (~ 8% France)

**Moyenne annuelle 2005
de dioxyde d'azote en Rhône-Alpes**



Emissions NOx (en t/an/km²)
Source: ASCOPARG-COPARLY- SUPAIR. Version 2006



Répartition des émissions de NOx par secteurs d'activité en Rhône-Alpes
Source: CITEPA (2003)

Chiffres-clés :

- 115 000 tonnes de NOx émises par an
- Moyenne annuelle de NO₂ comprise entre 0 et 42 $\mu\text{g.m}^{-3}$.
- Environ 150 000 habitants (soit 2,5% de la population totale) exposés à des concentrations de fond supérieures à l'objectif de qualité

>> En proximité automobile ou industrielle, les concentrations annuelles peuvent être supérieures aux niveaux de fond représentés sur la carte.

II Benzène : Niveaux annuels et exposition de la population

II.1 A l'échelle de la Région Rhône-Alpes

- Les concentrations annuelles estimées de benzène varient entre 0,3 et 1,9 µg.m⁻³. Contrairement au dioxyde d'azote, les niveaux de benzène varient dans une fourchette de concentration réduite et sont par conséquent plus homogènes sur l'ensemble de la région.
- Pour l'année 2005, l'objectif de qualité (2 µg.m⁻³) est respecté en tout point de la région hors proximité automobile ou industrielle, ainsi que la valeur limite annuelle (10 µg.m⁻³ en 2005).
- Bien que modérées en situation de fond, les concentrations plus élevées sont situées dans les centres urbains, notamment les agglomérations de Lyon, Chambéry et Annemasse.
- Dans certaines agglomérations (Lyon, Annemasse et Chambéry), représentant 0,5% du territoire de la région, les concentrations annuelles de benzène sont comprises entre 1,5 et 2 µg.m⁻³ hors proximité automobile ou industrielle. Ces zones denses en population représentent 16% de la population, soit environ 900 000 habitants.
- 80% du territoire de la région est soumis à des concentrations comprises entre 0,5 et 1 µg.m⁻³. Près de la moitié de la population rhônalpine y réside, soit environ 2 200 000 habitants.

II.2 A l'échelle des zones de surveillance

En raisonnant à l'échelle des zones de surveillance, les niveaux annuels moyens sont homogènes. Les moyennes par zone sont présentées sur la Figure 71.

L'annexe 3 présente des résultats plus détaillés.

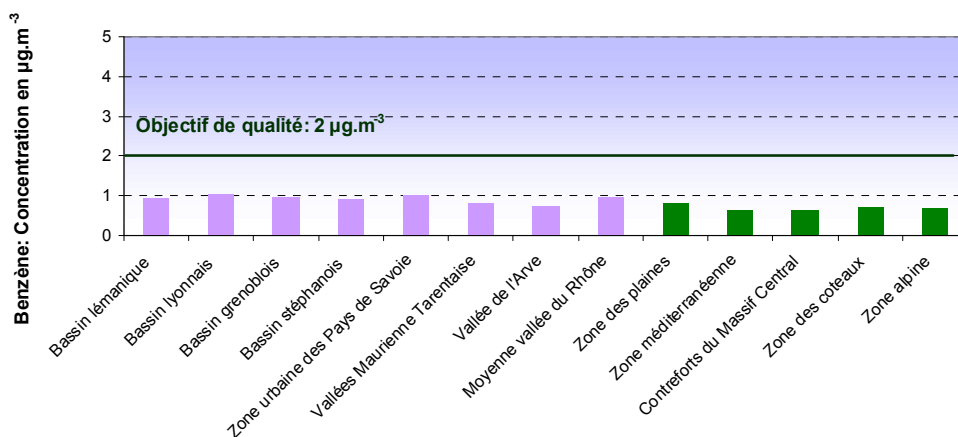


Figure 71 : Concentrations annuelles de benzène moyennes par zone
(en violet : zones urbaines, en vert : zones rurales)

II.3 A l'échelle des communes

La Figure 72 présente les résultats de la cartographie agrégés par commune.

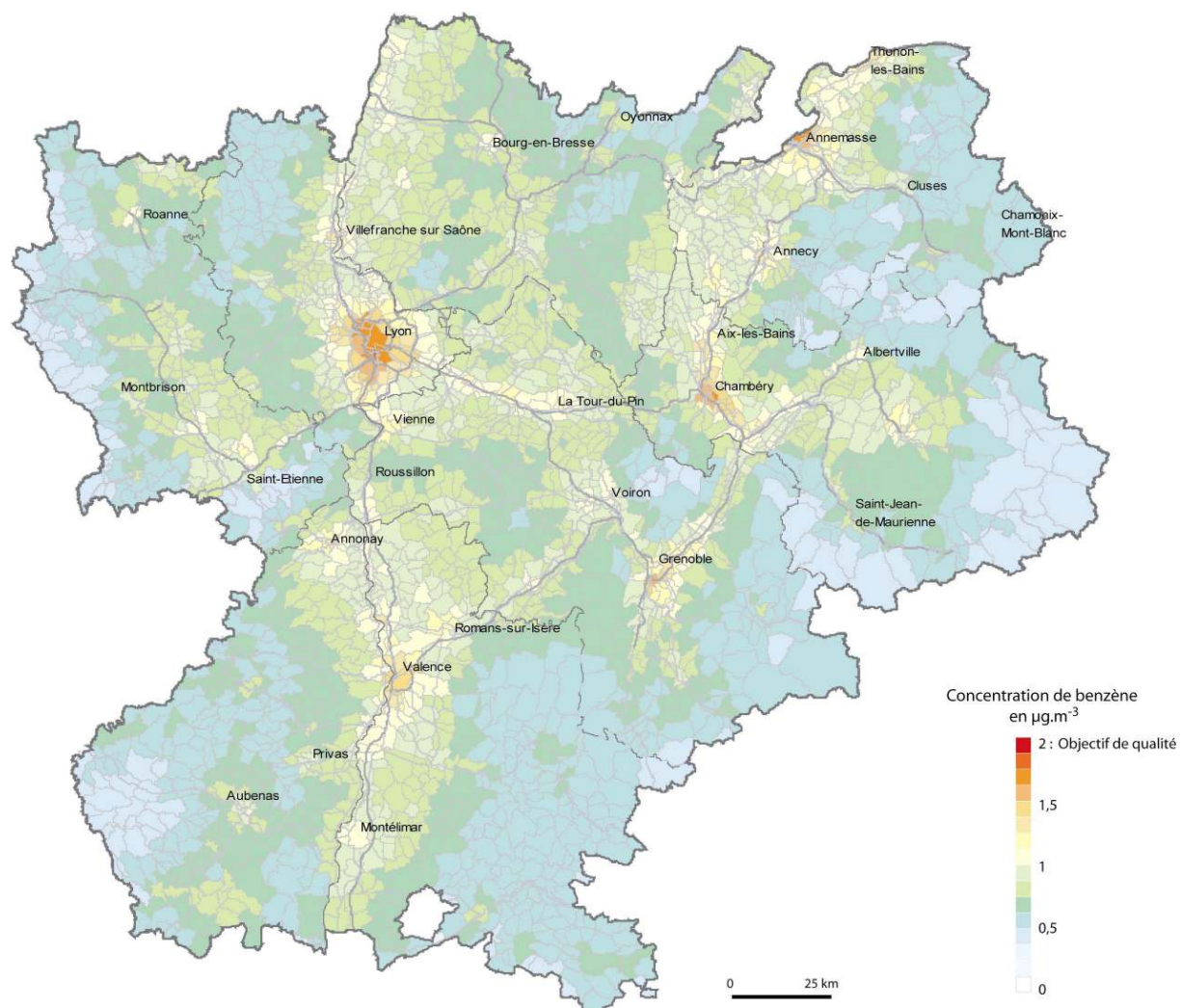
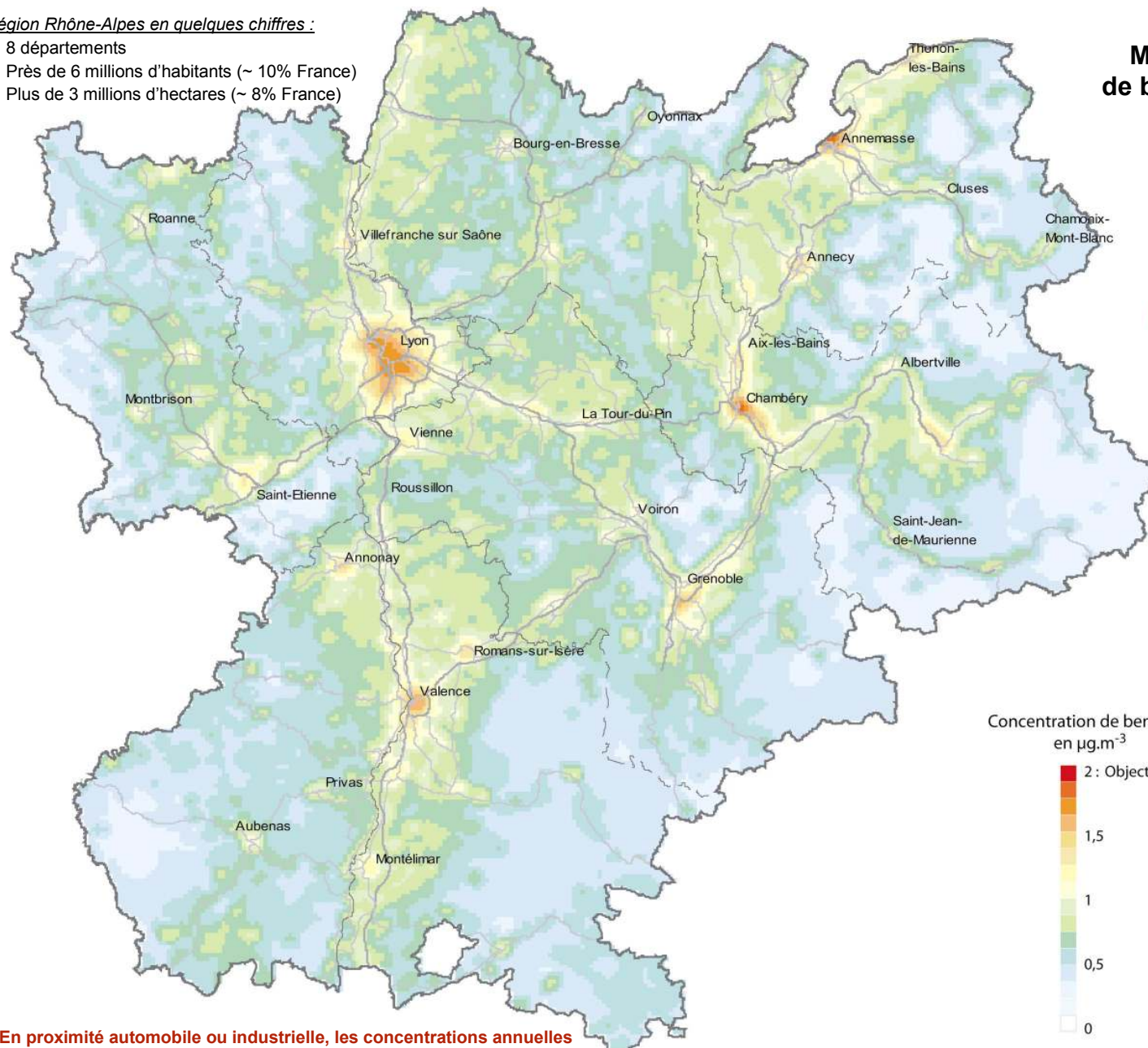


Figure 72 : Moyenne annuelle de benzène 2005 par commune

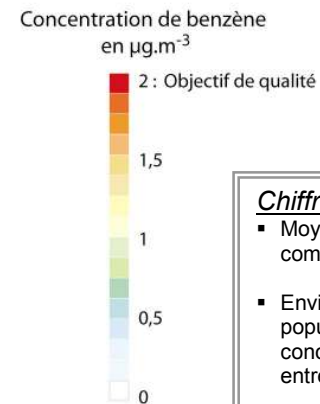
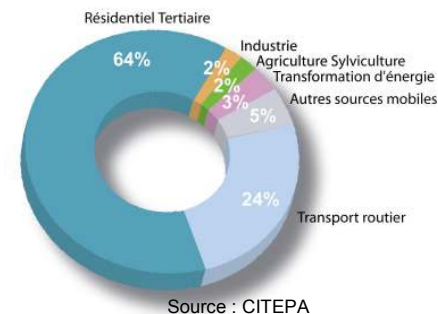
La région Rhône-Alpes en quelques chiffres :

- 8 départements
- Près de 6 millions d'habitants (~ 10% France)
- Plus de 3 millions d'hectares (~ 8% France)



Moyenne annuelle 2005 de benzène en Rhône-Alpes

Répartition des émissions de Benzène par secteur d'activité en France (2004)



Chiffres clés

- Moyenne annuelle de benzène comprise entre 0,3 et 1,9 µg.m⁻³.
- Environ 900 000 habitants (16% de la population) exposés à des concentrations de fond comprises entre 1,5 et 2 µg.m⁻³

>> En proximité automobile ou industrielle, les concentrations annuelles peuvent être supérieures aux niveaux de fond représentés sur la carte.

CONCLUSIONS et PERSPECTIVES

Comparaison aux seuils réglementaires

Ces cartographies de polluants répondent aux exigences de la loi sur l'air et à celle du PRQA de la région Rhône-Alpes dans la mesure où il est maintenant possible de fournir une information sur les moyennes annuelles de l'année 2005 en dioxyde d'azote et en benzène en tout point du territoire de la région.

Les concentrations annuelles obtenues par cokrigeage pour les deux polluants étudiés, en site de « fond » (hors proximité automobile ou industrielle) sont conformes à l'objectif de qualité en benzène et en dioxyde d'azote sur la majorité du territoire. Cependant, de par leurs émissions de polluants, les espaces urbanisés, les pôles d'activité, et les grands axes de communication de la région ont une nette influence sur les concentrations de fond en dioxyde d'azote et en benzène.

Seul le centre urbain de Lyon se distingue par des résultats qui ne respectent pas l'objectif de qualité pour le dioxyde d'azote. La valeur limite annuelle 2005 n'est cependant pas dépassée.

En région Rhône-Alpes, environ 13% de la population est exposée à une pollution dite de proximité automobile ou industrielle et potentiellement soumise à des niveaux plus élevés de polluants.

Calcul des risques de dépassements

D'autres techniques appliquées dans cette étude (les simulations) permettent d'exprimer les résultats en terme de probabilité de dépassement des seuils réglementaires, d'exprimer les moyennes annuelles dans un intervalle de confiance, de déterminer des probabilités d'exposition de la population à des seuils réglementaires.

L'exposition de la population à la pollution atmosphérique

Un premier croisement de la carte des concentrations de polluants (obtenue par cokrigeage) avec la population de la région a permis d'obtenir des résultats permettant de quantifier le nombre d'habitants exposés à différentes classes de concentration de dioxyde d'azote ou de benzène.

La technique de simulation est adaptée pour calculer les populations exposées car elle permet de travailler en termes de risque.

Les limites de l'étude

Les émissions de dioxyde d'azote estimées en Rhône-Alpes sont très bien corrélées avec les moyennes annuelles mesurées. Cela permet d'établir une cartographie fiable par la technique du cokrigeage colocalisé, comme l'ont montré les comparaisons avec quelques points de mesure.

Pour le benzène en revanche, le cadastre des émissions est en cours d'élaboration et n'était pas disponible pour cette étude. Seul le cadastre des émissions de COV (hors sources biogéniques et grandes sources ponctuelles) a pu être utilisé. Bien que la corrélation avec cette variable soit correcte, il paraît indispensable de disposer du cadastre du benzène pour améliorer la cartographie du benzène.

Concernant l'application des techniques de géostatistique non linéaire (chapitre IV) pour estimer les risques de dépassements, elle est tout à fait adaptée mais cependant délicate dans le cadre de cette étude, en raison du faible nombre de valeurs mesurées supérieures à l'objectif de qualité.

Les perspectives...

La cartographie annuelle du dioxyde d'azote pourra être actualisée dans les années à venir en appliquant le modèle établi à partir des 250 points de mesure, aux concentrations mesurées par les stations fixes de la région Rhône-Alpes.

En revanche, pour le benzène, le nombre de stations fixes de fond n'est pas suffisant pour actualiser et réaliser une carte fiable dans les années à venir.

Une adaptation de ce type d'étude est également envisagée pour cartographier la pollution de fond pour d'autres polluants tels que les particules ...

Enfin, il apparaît que la pollution de fond en benzène et dioxyde d'azote ne représente pas un problème majeur au regard du faible nombre de dépassements de l'objectif de qualité.

Il semble désormais nécessaire de poursuivre les études de l'exposition de la population aux concentrations de proximité automobile et industrielle. Dans ces cas, les niveaux de polluants sont potentiellement plus élevés et susceptibles de dépasser les seuils réglementaires.

Un certain nombre de travaux sont en cours ou en projet concernant cette problématique, notamment en vue de renforcer la surveillance de proximité :

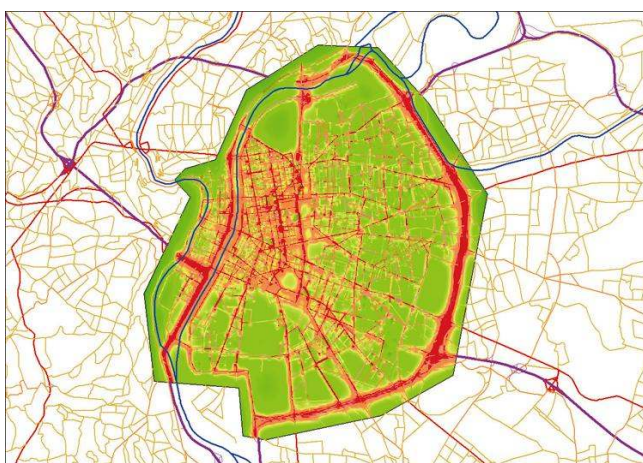
- Par des mesures temporaires,

Le Plan de Surveillance de la Qualité de l'Air en Rhône-Alpes, établi fin 2005 par les 6 associations de la région pour 5 ans, prévoit de renforcer la surveillance dans les zones dites de proximité afin de mieux caractériser les niveaux de pollution auxquels est exposée la population. Ces mesures viendront compléter celles mises en place dans le cadre des Observatoires de Plans de Déplacements Urbains pour les agglomérations de plus de 250 000 habitants (Lyon, Grenoble, Saint Etienne).

- A l'aide d'autres types d'outils,

Des outils de modélisation, comme le modèle Sirane travaillant à l'échelle des agglomérations, permettent de renforcer la surveillance de proximité en milieu urbain. Ce modèle est opérationnel sur Annecy, Chambéry, Grenoble et Lyon et en projet sur Saint-Etienne et Valence.

L'inventaire et le suivi de l'évolution des émissions de polluants sont également opérationnels pour une partie des polluants réglementés à l'échelle de la région et permettent d'améliorer les connaissances en situation de proximité.



Moyenne annuelle 2005 sur l'agglomération lyonnaise – Modèle SIRANE

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : Transformation gaussienne de la variable auxiliaire dans le cadre des simulations
Exemple du dioxyde d'azote

ANNEXE 2 : Résultats détaillés par zone de surveillance