

Faculté des bioingénieurs

Validation du modèle SIRANE par données de crowdsourcing

Comparaison des concentrations de NO₂ modélisées et mesurées dans la Région de Bruxelles-Capitale

Auteur : Brieuc Boigelot

Superviseurs : Patrick Bogaert
Axel Briffault

Lecteurs : Yannick Agnan
Olivier Brasseur

Année Académique : 2024 - 2025

Bioingénieur en sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à l'élaboration de ce mémoire. Leur soutien, leurs conseils et leur disponibilité ont été déterminants dans l'aboutissement de ce travail.

Je remercie tout particulièrement Monsieur Bogaert, promoteur de ce mémoire, pour ses conseils avisés, ses relectures attentives et sa disponibilité tout au long du processus. Son accompagnement m'a permis d'améliorer sensiblement la qualité de ce travail.

Ma gratitude va également à Axel Briffault, dont l'aide a été précieuse tant pour comprendre le fonctionnement du modèle SIRANE que pour de nombreux autres aspects du travail. Son approche accessible, sa bienveillance et la qualité de son accompagnement tout au long du processus ont été d'un grand soutien.

Je remercie également Olivier Brasseur pour sa présence régulière lors des réunions hebdomadaires et pour le partage de son expertise sur les enjeux complexes liés à la qualité de l'air.

Enfin, je souhaite mentionner l'appui technique d'outils numériques tels que Perplexity, ChatGPT, DeepL et Scribens, qui m'ont été utiles en tant qu'assistants linguistiques.

Table des matières

Liste des Acronymes	iv
Table des figures	v
Liste des tableaux	viii
1 Introduction	1
2 Objectifs	4
3 État de l'art	5
3.1 Le dioxyde d'azote (NO ₂) au sein de la Région de Bruxelles-Capitale (RBC)	5
3.1.1 Les sources de NO ₂ en RBC	5
3.1.2 L'évolution des émissions de polluants atmosphériques en RBC	5
3.1.3 Les initiatives de réduction des émissions de NO ₂ en RBC	6
3.2 Techniques de surveillance du NO ₂ Atmosphérique	8
3.2.1 L'échantillonnage passif	8
3.2.2 La surveillance automatique	10
3.3 Les directives internationales	13
3.4 Les limitations liées aux mesures	14
3.5 La nécessité de la modélisation	15
3.5.1 Typologie des modèles	15
3.6 Les modèles de pollution	16
3.6.1 Modèle de trafic	16
3.6.2 Modèle d'émissions	17
3.6.3 Modèle de dispersion	17
3.6.4 ATMO-Street, un exemple de modèle de pollution	18
4 Matériels et méthodes	20
4.1 SIRANE	20
4.1.1 Premier sous-domaine : la canopée urbaine	21
4.1.2 Second sous-domaine : flux et dispersion au-dessus des toits	24
4.1.3 Hypothèses et simplifications du modèle SIRANE	24
4.2 Données d'entrée du modèle SIRANE	25
4.2.1 Géométrie urbaine	26
4.2.2 Réseau de rues	26
4.2.3 Émissions	26
4.2.4 Données météorologiques	30
4.2.5 Concentration de fond	30
4.2.6 Récepteurs et grille de calcul	30

4.2.7	Conclusion sur les données d'entrée	31
4.3	La calibration du modèle	31
4.4	Critères d'évaluation de la qualité de la calibration	31
4.4.1	Indicateurs de performance statistique	31
4.4.2	Critères d'acceptation d'un modèle de dispersion	33
4.5	CurieuzenAir	34
4.5.1	Méthodologie de CurieuzenAir	34
4.5.2	Traitement des données	36
4.5.3	Résultats de la campagne	37
5	Résultats et discussion	40
5.1	Calibration	40
5.2	Analyse des concentrations ponctuelles	42
5.2.1	CurieuzenAir	42
5.2.2	SIRANE	44
5.2.3	Comparaison et interprétation des résultats ponctuels	45
5.3	Cartes continues et visualisation spatiale	47
5.3.1	Interpolation des mesures CurieuzenAir	47
5.3.2	Sortie continue du modèle SIRANE	48
5.3.3	Distribution des concentrations simulées	49
5.3.4	Comparaison des couches continues	50
5.4	Analyse statistique des concentrations prédites	50
5.4.1	Analyse du nuage de points SIRANE–CurieuzenAir	51
5.4.2	Analyse par quadrants des écarts entre modèle et observations	52
5.5	Analyse de la concentration de fond	54
5.5.1	Concentration de fond basée sur CurieuzenAir	57
5.5.2	Correction de la concentration de fond basée sur Uccle	59
5.6	Analyse des données de trafic	62
5.7	Autres limitations méthodologiques	65
6	Conclusion	66
7	Bibliographie	68
8	Annexe	75
A	Analyse quadratique des régressions linéaire entre CurieuzenAir et SIRANE	75
B	Analyse quadratique des régressions orthogonales entre CurieuzenAir et SIRANE	76
C	Points de référence pour le calcul d'une concentration de fond	77
D	Analyse quadratique des régressions orthogonales entre CurieuzenAir et SIRANE	78
E	Régression linéaire entre CurieuzenAir et SIRANE après correction de la concentration de fond fournit par l'IRM	78

Liste des acronymes

BC Black Carbon.

BE Bruxelles Environnement.

CO monoxyde de carbone.

COPERT Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport.

ER Erreur relative moyenne.

FAC2 Fraction des prédictions dans un facteur deux.

FB Biais fractionnaire.

IBGE Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement.

IRM Institut Royal Météorologique.

LEZ Zone de basses émissions.

MG Biais géométrique moyen.

NMSE Erreur quadratique moyenne normalisée.

NO monoxyde d'azote.

NO₂ dioxyde d'azote.

NO₂⁻ ion nitrite.

NO_x oxides d'azote.

O₃ ozone.

OMS Organisation mondiale de la Santé.

PM₁₀ particules fines de diamètre inférieur à 10 µm.

PM_{2.5} particules fines de diamètre inférieur à 2.5 µm.

R Coefficient de corrélation linéaire.

RBC Région de Bruxelles-Capitale.

SO₂ dioxyde de soufre.

TEA triéthanolamine.

VG Variance géométrique.

Table des figures

1	Les 19 communes de la RBC. Cette répartition permet de localiser les stations de mesure utilisées dans la Figure 2.	2
2	Évolution des concentrations annuelles en NO_2 [$\mu\text{g m}^{-3}$] dans les stations de la RBC, entre 2010 et 2022. Source : [1].	3
3	Répartition sectorielle des émissions par polluant en RBC en 2022 selon Bruxelles Environnement. Source : [2]	5
4	Évolution des émissions de oxides d'azote (NO_x) et de particules fines de diamètre inférieur à $2.5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) provenant de la combustion dans les bâtiments et du transport entre 2005 et 2022, selon Bruxelles Environnement. Source : [2]	6
5	Évolution des concentrations moyennes annuelles de NO_2 en RBC entre 2010 et 2023. La ligne rouge pleine indique la limite européenne actuelle ($40 \mu\text{g m}^{-3}$), la ligne rouge pointillée la future limite 2030 ($20 \mu\text{g m}^{-3}$) et la ligne bleue pointillée la recommandation de l'OMS ($10 \mu\text{g m}^{-3}$). L'année 2020 est marquée par un contexte exceptionnel lié à la pandémie de COVID-19. Source : [3].	7
6	Tube passif de type Palmes utilisé pour la surveillance du NO_2 . Source : [4]	9
7	Répartition spatiale des stations du réseau télémétrique. Les stations en bleu (41B006 et 41B008) sont gérées par une entité privée. Source : [1]	11
8	Plages d'échelles spécifiques couvertes par chaque type de modèle de dispersion atmosphérique. Source : [5]	18
9	Relation linéaire entre les concentrations de NO_2 modélisées par ATMO-Street et celles mesurées via CurieuzenAir ($R^2 = 0,56$). Résultat transmis par Nese Aydin (LAB, UCLouvain), Source : [6].	19
10	Représentation schématique d'un quartier urbain comprenant des rues encaissées et des zones ouvertes. Les zones colorées en jaune correspondent aux segments intégrés dans le réseau de rues modélisé par SIRANE, c'est-à-dire ceux inclus dans le sous-domaine de la canopée urbaine. (a) Vue en plan de la géométrie réelle du quartier; (b) Représentation de ce même quartier dans SIRANE, avec les segments modélisés en réseau de rues (en jaune) et les intersections (points rouges); (c) Vue en coupe de la géométrie réelle. La ligne bleue continue indique l'interface entre la canopée urbaine et l'atmosphère libre; (d) Vue en coupe dans SIRANE. La ligne bleue en dents de scie représente la surface d'échange verticale modélisée, par laquelle se produit la dispersion vers le second sous-domaine. Source : [7].	21
11	Représentation schématique des composants du modèle SIRANE. Flèches vertes : flux dans la canopée. Flèches bleues : échanges verticaux. (a) Intersections. (b) Segment de rue. (c) Maillage interconnecté. (d) Dispersion au-dessus des toits. Source : [7]	22
12	Représentation schématique du bilan de masse dans un segment de rue. Source : [7] .	23

13	Schéma de synthèse des données d'entrée, des paramètres intermédiaires et des sorties du modèle SIRANE.	25
14	Réseau structurant utilisé dans le modèle MuSti au sein de la RBC.	28
15	Localisation des points d'échantillonnage CurieuzenAir dans la RBC	36
16	Concentrations annuelles moyennes de NO ₂ en 2021 aux emplacements CurieuzenAir ($n = 2483$) : (a) tous les sites ; (b) $< 20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$; (c) $20\text{--}30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$; (d) $\geq 30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Source : [8]	39
17	Profils horaires hebdomadaires moyens en NO ₂ : comparaison entre mesures et modèle calibré pour les 13 stations de la RBC.	41
18	Répartition spatiale des concentrations en NO ₂ mesurées lors de la campagne CurieuzenAir dans la RBC.	43
19	Histogramme des classes de concentration observées lors de la campagne CurieuzenAir.	43
20	Répartition spatiale des concentrations en NO ₂ prédites par le modèle SIRANE dans la RBC.	44
21	Comparaison ponctuelle des concentrations prédites par SIRANE et mesurées par CurieuzenAir (NO ₂ , $\mu\text{g m}^{-3}$).	45
22	Histogramme des classes de concentration en NO ₂ prédites par SIRANE.	45
23	Écart de concentration en NO ₂ entre SIRANE et CurieuzenAir (SIRANE – CurieuzenAir).	46
24	Différence entre les concentrations simulées par SIRANE et mesurées par CurieuzenAir ($y = \text{SIRANE} - \text{CurieuzenAir}$) en fonction de la concentration mesurée.	47
25	Carte interpolée des concentrations en NO ₂ issues des mesures CurieuzenAir, obtenue par krigeage avec retrait de la tendance.	48
26	Carte continue des concentrations en NO ₂ prédites par SIRANE pour la période CurieuzenAir.	49
27	Distribution des valeurs de concentration dans le raster SIRANE (par cellule).	50
28	Comparaison entre les concentrations mesurées (CurieuzenAir) et prédites (SIRANE), via régression linéaire (a) et orthogonale (b).	52
29	Répartition des observations dans les quatre quadrants définis autour du seuil $30 \mu\text{g m}^{-3}$	53
30	Comparaison entre les concentrations mesurées (CurieuzenAir) et prédites (SIRANE) dans le quadrant bas-gauche.	53
31	Points CurieuzenAir présentant des concentrations inférieures à la concentration de fond modélisée ($13,9 \mu\text{g m}^{-3}$).	55
32	Cinq points proches du centre présentant une concentration mesurée inférieure à la concentration de fond modélisée.	56
33	Régression linéaire entre les concentrations mesurées (CurieuzenAir) et modélisées (SIRANE) après modification de la concentration de fond ($6,36 \mu\text{g m}^{-3}$).	58
34	Répartition spatiale des points de mesure selon leur présence (violet) ou non (bleu) sur le réseau structurant de MuSti (brun).	62

35	Régressions entre les concentrations CurieuzenAir et SIRANE selon la couverture MuSti. (a) Tous les points, colorés selon leur statut MuSti. (b) Points sur le réseau structurant. (c) Points hors réseau structurant.	63
A.1	Régressions linéaires séparées selon les quadrants d'exposition. A) Haut-gauche : CurieuzenAir $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; B) Haut-droit : CurieuzenAir $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; C) Bas-gauche : CurieuzenAir $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; D) Bas-droit : CurieuzenAir $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	75
B.1	Régressions orthogonales séparées selon les quadrants d'exposition. A) Haut-gauche : CurieuzenAir $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; B) Haut-droit : CurieuzenAir $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; C) Bas-gauche : CurieuzenAir $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; D) Bas-droit : CurieuzenAir $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	76
C.1	Points de référence sélectionnés dans la Forêt de Soignes pour l'estimation du fond à partir des données CurieuzenAir	77
E.1	Relation linéaire entre les concentrations CurieuzenAir et SIRANE après correction de la concentration de fond	78

Liste des tableaux

1	Caractéristiques des stations de mesure	11
2	Paramètres physiques retenus pour le site modélisé	26
3	Seuils d'acceptation pour les modèles en contexte rural et urbain. Source : [9, 10] . .	33
4	Résumé des filtres appliqués sur les données CurieuzenAir et nombre de points retenus après contrôle qualité. Source : [8]	38
5	Indicateurs statistiques des stations de mesure. FB : <i>Fractional Bias</i> , NMSE : <i>Normalized Mean Square Error</i> , ER : <i>Erreur relative</i> , R : coefficient de corrélation linéaire, MG : <i>Geometric Mean Bias</i> , VG : <i>Geometric Variance</i> , FAC2 : fraction des valeurs prédites dans un facteur 2 des mesures.	40
6	Comparaison entre les concentrations mesurées (CurieuzenAir) et modélisées (SI-RANE) pour cinq points proches du centre.	56
7	Indicateurs statistiques des stations de mesure avec une concentration de fond basée sur CurieuzenAir.	59
8	Indicateurs statistiques des stations de mesure pour la concentration de fond corrigée (IRM)	60
9	Indicateurs statistiques des stations de mesure pour le fond, basés sur CurieuzenAir et la calibration alignée sur la concentration de fond mesurée à l'IRM Uccle	78

1 Introduction

La qualité de l'air constitue un enjeu de santé publique majeur à l'échelle mondiale, nationale et locale. Selon l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), plus de 90 % de la population mondiale vit dans des zones où les concentrations de polluants dépassent les seuils recommandés [11]. Cette pollution, longtemps perçue comme une externalité environnementale diffuse [12], est aujourd'hui reconnue comme un facteur aggravant de pathologies respiratoires, cardiovasculaires et neurologiques [13, 14]. Elle entraîne également un coût économique considérable, notamment en raison de la hausse des dépenses de santé et des pertes de productivité [15], et affecte les écosystèmes urbains, les sols et les cycles biogéochimiques [16].

Dans les environnements urbains, le dioxyde d'azote (NO_2) constitue l'un des indicateurs les plus suivis. Issu principalement des processus de combustion, notamment du trafic routier, il est utilisé comme traceur de la pollution liée à la mobilité [17]. Le NO_2 présente des effets sur la santé à court terme (expositions brèves à fortes concentrations) comme à long terme (expositions chroniques à faibles doses) [14]. Ces impacts ont conduit l'Union européenne à fixer en 2008 une limite annuelle de $40 \mu\text{g m}^{-3}$ et une limite horaire de $200 \mu\text{g m}^{-3}$ dans le cadre de la directive 2008/50/CE [18]. L'OMS a toutefois revu ces seuils à la baisse en 2021, recommandant une moyenne annuelle maximale de $10 \mu\text{g m}^{-3}$, et ajoutant une limite journalière de $25 \mu\text{g m}^{-3}$ [19].

La dynamique atmosphérique du NO_2 est marquée par un ensemble de réactions d'oxydation et de photodissociation [20]. La photodissociation correspond à la décomposition d'une molécule sous l'effet du rayonnement ultraviolet [21]. Dans ce cas, le NO_2 se dissocie partiellement et contribue à la formation d'ozone (O_3) troposphérique. Le trafic joue un rôle déterminant dans ce système réactionnel auto-entretenu [2], illustré par les équations suivantes :



Les véhicules émettent du monoxyde d'azote (NO), qui s'oxyde rapidement en NO_2 en présence de dioxygène (1). Le NO_2 peut ensuite être photodissocié en O_3 et NO (2). Toutefois, la vitesse plus rapide de la première réaction, combinée à l'intensité du trafic, conduit à un excès de NO . Selon le principe de Le Chatelier, cet excès favorise la réaction inverse, consommant l' O_3 pour reformer du NO_2 [20]. Ce mécanisme de rééquilibrage accentue la concentration de NO_2 dans les zones à forte densité de circulation.

La Région de Bruxelles-Capitale (RBC) constitue un terrain d'étude particulièrement pertinent pour évaluer ces dynamiques. Elle s'étend sur 162 km² [22], répartis sur 19 communes (Figure 1), et compte plus de 1,2 million d'habitants [23]. Le tissu urbain dense et la forte pression automobile [24] y limitent la dispersion des polluants. Les effets canyon, liés à la morphologie des rues bordées de hauts bâtiments, favorisent l'accumulation locale de polluants gazeux [25].

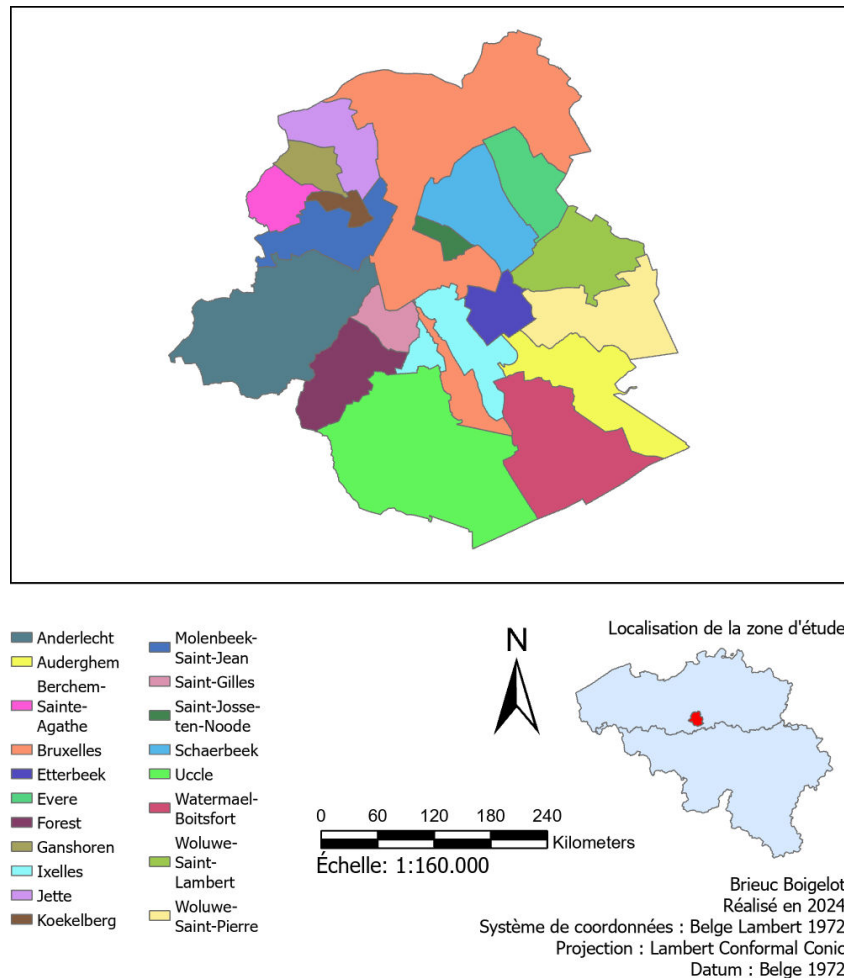


FIGURE 1 – Les 19 communes de la RBC. Cette répartition permet de localiser les stations de mesure utilisées dans la Figure 2.

Les données du réseau téléométrique de Bruxelles Environnement (Figure 2) indiquent une baisse globale des concentrations depuis 2010. Toutefois, celles-ci restent largement supérieures aux recommandations actualisées de l’OMS dans de nombreux secteurs urbains. Cette situation a conduit l’Union européenne à entamer une révision de ses objectifs de qualité de l’air, avec de nouveaux seuils attendus à l’horizon 2030 [18].

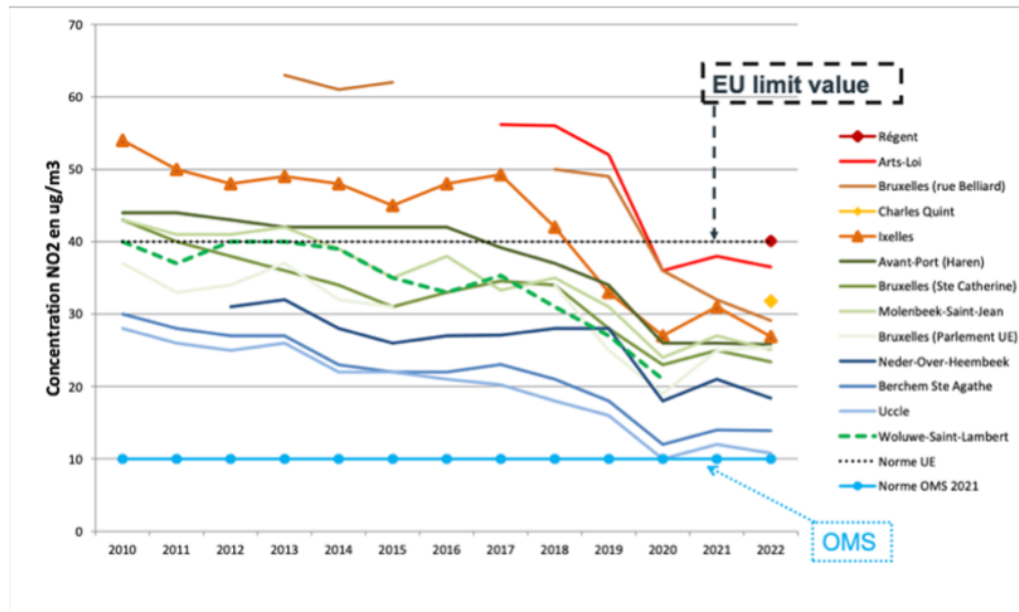


FIGURE 2 – Évolution des concentrations annuelles en NO₂ [$\mu\text{g m}^{-3}$] dans les stations de la RBC, entre 2010 et 2022. Source : [1].

Pour répondre à ces enjeux, la RBC a mis en place plusieurs dispositifs de réduction des émissions : zone de basses émissions (Zone de basses émissions (LEZ)), plan de mobilité Good Move [26, 27], campagnes participatives telles que CurieuzenAir [8]. Ces mesures visent à mieux comprendre, encadrer et anticiper les concentrations en NO₂ sur le territoire.

Dans ce contexte, les modèles de dispersion atmosphérique représentent un outil d’aide à la décision essentiel [28]. Ils permettent de spatialiser les concentrations à l’échelle régionale, là où les mesures ponctuelles manquent de couverture. Toutefois, ces modèles doivent faire l’objet d’une évaluation rigoureuse. L’émergence de données géolocalisées issues de projets citoyens, comme CurieuzenAir, ouvre de nouvelles perspectives pour valider les prédictions et identifier les limites structurelles des modèles.

2 Objectifs

Ce mémoire évalue la capacité du modèle de dispersion SIRANE à restituer les concentrations de NO₂ observées dans un contexte urbain dense, en comparant ses estimations aux mesures issues de la campagne participative CurieuzenAir.

Deux sources de données sont mobilisées. La première provient de SIRANE, un modèle mécaniste qui estime les concentrations journalières en NO₂ à partir des émissions, des conditions météorologiques et des caractéristiques morphologiques de la ville. La seconde repose sur les mesures ponctuelles réalisées à l'aide de tubes passifs dans le cadre de CurieuzenAir, installés durant quatre semaines par des volontaires sur l'ensemble du territoire bruxellois. Cette base permet une couverture spatiale fine, complémentaire aux sorties continues du modèle.

L'objectif principal est d'analyser la cohérence entre les concentrations modélisées et mesurées, en identifiant les écarts systématiques et les facteurs qui les expliquent. Ce travail vise également à documenter les limites structurelles de l'approche afin de mieux encadrer son usage pour le suivi de la qualité de l'air en milieu urbain.

3 État de l'art

3.1 Le NO₂ au sein de la RBC

3.1.1 Les sources de NO₂ en RBC

Le NO₂ constitue un indicateur pertinent pour l'analyse de la pollution atmosphérique en RBC, en raison de la forte densité de circulation et de l'intensité des activités de combustion. Les sources d'émission sont diversifiées, mais dominées par deux secteurs.

La Figure 3 présente la répartition sectorielle des émissions de polluants en 2022. Les NO_x, précurseurs directs du NO₂, proviennent à 47 % du transport routier et à 34 % de la combustion dans les bâtiments. La production d'énergie contribue à hauteur de 9 %, tandis que les autres secteurs représentent les 10 % restants [2].

Dans le cadre de cette étude, les émissions de NO_x sont assimilées à celles de NO₂. Cette simplification repose sur les équilibres dynamiques entre NO et NO₂, décrits par les équations (1) et (2), qui rendent leur distinction peu opérationnelle pour l'évaluation des concentrations urbaines.

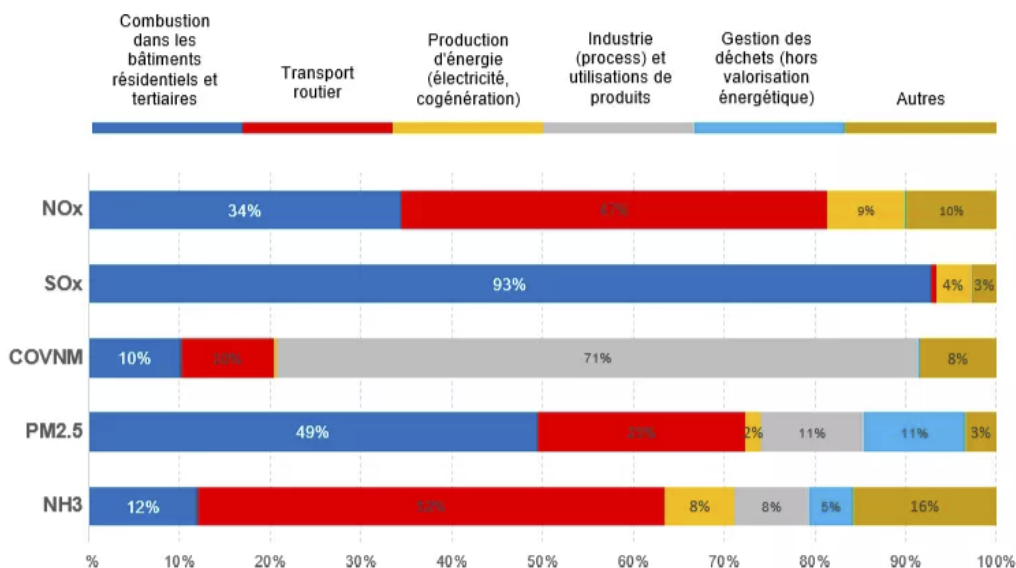


FIGURE 3 – Répartition sectorielle des émissions par polluant en RBC en 2022 selon Bruxelles Environnement. Source : [2]

3.1.2 L'évolution des émissions de polluants atmosphériques en RBC

La RBC a progressivement mis en œuvre des politiques de réduction des émissions de NO_x, ciblant en particulier les secteurs du transport et du chauffage résidentiel. La Figure 4 présente l'évolution des émissions issues de ces deux sources entre 2005 et 2022 [2].

Sur cette période, les émissions liées à la combustion dans les bâtiments ont diminué de 58 %, tandis que celles issues du transport ont enregistré une baisse de 68 %. Ces réductions traduisent l'effet cumulé de plusieurs mesures réglementaires et incitatives mises en place au cours de la période.

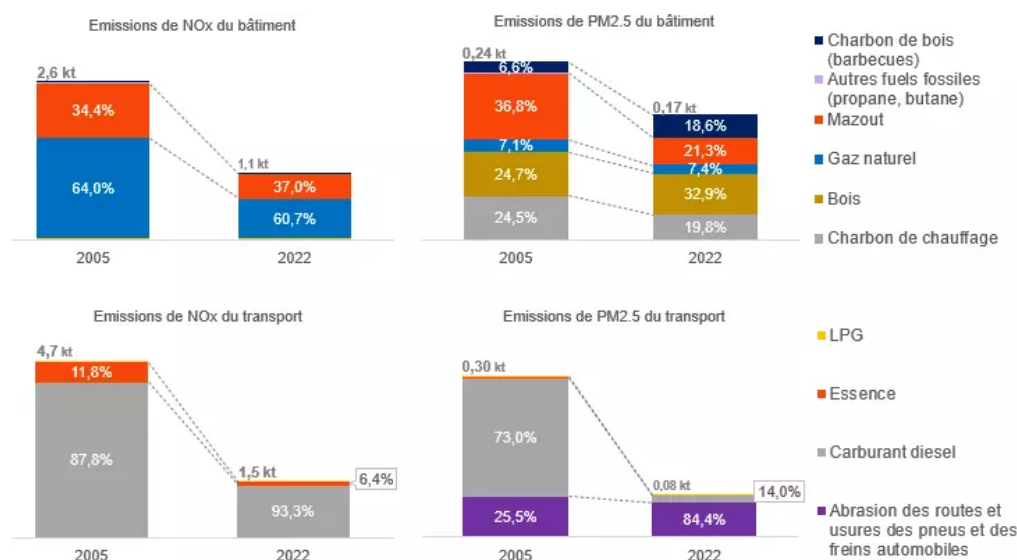


FIGURE 4 – Évolution des émissions de NOx et de PM2.5 provenant de la combustion dans les bâtiments et du transport entre 2005 et 2022, selon Bruxelles Environnement. Source : [2]

Ces résultats s'inscrivent dans la trajectoire définie par la directive européenne NEC (EU 2016/2284), qui impose une réduction de 59 % des émissions de NOx d'ici 2030 par rapport à 2005. En 2022, les émissions observées en RBC étaient déjà inférieures à ce seuil, indiquant que les objectifs intermédiaires sont en passe d'être atteints [2].

3.1.3 Les initiatives de réduction des émissions de NO₂ en RBC

3.1.3.1 La LEZ

La zone de basses émissions (LEZ) a été instaurée en RBC en 2018 afin de limiter l'accès des véhicules les plus polluants. Le dispositif repose sur des seuils définis par les normes Euro, appliqués de manière progressive. Les contrôles sont automatisés par caméras, avec sanctions en cas d'infraction [29].

La Figure 5 montre une baisse progressive des concentrations annuelles moyennes en NO₂ à partir de la mise en œuvre de la mesure. Avant 2018, aucune tendance nette n'était observée. La diminution enregistrée coïncide donc avec la phase de déploiement progressif de la LEZ, en cohérence avec le rôle dominant du trafic routier dans les émissions de NO₂ en région bruxelloise.

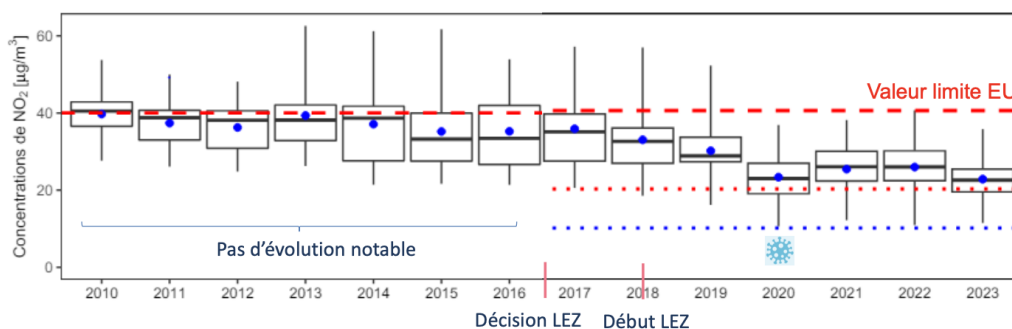


FIGURE 5 – Évolution des concentrations moyennes annuelles de NO₂ en RBC entre 2010 et 2023. La ligne rouge pleine indique la limite européenne actuelle (40 µg m⁻³), la ligne rouge pointillée la future limite 2030 (20 µg m⁻³) et la ligne bleue pointillée la recommandation de l’OMS (10 µg m⁻³). L’année 2020 est marquée par un contexte exceptionnel lié à la pandémie de COVID-19. Source : [3].

3.1.3.2 Suivi des concentrations de NO₂

Le suivi de la pollution atmosphérique repose principalement sur un réseau de stations télémétriques géré par Bruxelles Environnement. Ce réseau compte treize stations fixes réparties stratégiquement sur le territoire, permettant une mesure continue des principaux polluants, dont le NO₂ [30].

Pour compléter ce dispositif, plusieurs campagnes ont été mises en place :

- **CurieuzenAir**, une campagne participative menée en 2021, a mobilisé 3 000 citoyens pour mesurer la concentration de NO₂ devant leur domicile sur une période de quatre semaines. Cette initiative a permis d’augmenter la densité spatiale des mesures et de cartographier les disparités locales [8].
- **expAIR**, une campagne complémentaire lancée par Bruxelles Environnement, reposait sur 24 points de mesure semi-permanents collectant des données sur des périodes de deux semaines. Elle visait à renforcer la représentativité spatiale du réseau [29].

Ces efforts visent à affiner la compréhension des concentrations locales de NO₂ et à soutenir la planification des politiques publiques en matière de qualité de l’air.

3.1.3.3 Autres initiatives

En complément des mesures réglementaires et des dispositifs de surveillance, la RBC met en œuvre une série d’initiatives visant à réduire la dépendance à la voiture individuelle. L’objectif est de proposer des alternatives concrètes et accessibles afin de favoriser une transition vers des modes de déplacement moins polluants [31].

L’offre de transport public a été renforcée à plusieurs niveaux. La modernisation du réseau de tram et de métro s’est accompagnée d’un plan de développement pour les lignes de bus, visant à améliorer la fréquence, la fiabilité et l’accessibilité du service. Parallèlement, un réseau de bornes de recharge pour véhicules électriques a été déployé, avec des infrastructures de stationnement adaptées, afin de faciliter la transition vers des motorisations moins émettrices.

Des dispositifs ciblent également les déplacements professionnels. Les plans de mobilité des entreprises incluent désormais des mesures diversifiées : mise à disposition d'abonnements aux transports en commun, offres de leasing pour vélos, ou compensations financières pour les travailleurs renonçant à un véhicule de fonction [32]. Ces outils permettent d'intégrer les enjeux de qualité de l'air dans les stratégies de mobilité des employeurs.

D'autres mesures viennent appuyer cette dynamique : amélioration des infrastructures cyclables, soutien aux services de partage (vélos, trottinettes), promotion du covoiturage et mise en place d'incitants directs tels que la prime Brussel'Air. Ce dispositif offre un soutien financier aux résidents bruxellois qui renoncent définitivement à leur véhicule personnel, en contrepartie de solutions de mobilité durables [33].

L'ensemble de ces actions s'inscrit dans une stratégie globale de réduction des émissions de NO₂, fondée sur la diversification de l'offre de transport et le soutien actif à la mobilité durable. Elles visent à accompagner les changements de comportement nécessaires à une amélioration pérenne de la qualité de l'air urbain.

3.2 Techniques de surveillance du NO₂ Atmosphérique

Plusieurs méthodes permettent de mesurer les concentrations atmosphériques de NO₂, reposant sur les propriétés chimiques et physiques de la molécule. En réponse à la demande croissante de suivi de la qualité de l'air, les techniques passives ont été progressivement déployées en complément des méthodes actives de référence [34].

La distinction entre ces deux approches réside dans le mode d'acheminement de l'air vers le capteur. Les méthodes passives s'appuient sur la diffusion naturelle des gaz, tandis que les méthodes actives utilisent un dispositif de pompage qui force l'air à travers un capteur [35]. Les dispositifs passifs, bien que moins précis en raison de leur dépendance aux conditions environnementales et de leur faible résolution temporelle [36], présentent plusieurs atouts : ils sont faciles à déployer, ne requièrent pas d'alimentation électrique, sont peu coûteux, et permettent une couverture spatiale étendue.

Ces techniques sont néanmoins limitées aux campagnes de mesure prolongées, car elles ne permettent pas une surveillance en temps réel ni une résolution fine des variations horaires, contrairement aux dispositifs actifs [37]. L'utilisation de tubes à diffusion passive, notamment dans le cadre de projets participatifs, constitue une des applications les plus répandues de cette approche.

3.2.1 L'échantillonnage passif

Les tubes à échantillonnage passif reposent sur la diffusion naturelle des molécules de NO₂ à l'intérieur d'un tube vers un support adsorbant imprégné d'un réactif chimique. La masse de NO₂ capturée est proportionnelle à sa concentration moyenne dans l'air ambiant sur la période d'exposition. Ce mécanisme suit la loi de Fick, selon laquelle le flux diffusif est fonction du gradient de concentration [38]. Ce type de dispositif est adapté à des mesures moyennes sur plusieurs jours à plusieurs semaines.

Les tubes de type Palmes sont couramment utilisés pour ce type d'échantillonnage. La figure 6 en présente un exemple. Le dispositif se compose d'un tube en acrylique fermé par deux capuchons (noir et jaune), renfermant une grille en acier inoxydable recouverte de triéthanolamine (TEA), un adsorbant sélectif du NO₂. La solution absorbante est composée de 50 % v/v de TEA dans l'acétone [4]. Le prélèvement débute dès le retrait du capuchon jaune, autorisant la diffusion du NO₂ ambiant, sa réaction avec la TEA et la formation d'ions nitrite (NO₂⁻) [8].

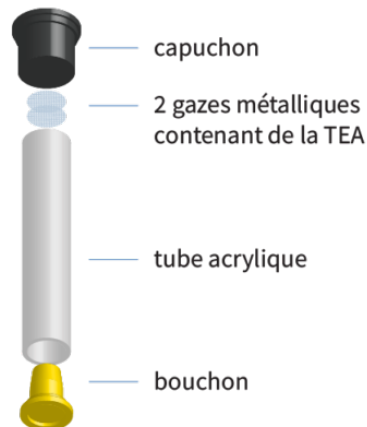


FIGURE 6 – Tube passif de type Palmes utilisé pour la surveillance du NO₂. Source : [4]

3.2.1.1 Avantages et limitations des tubes passifs

Les tubes passifs présentent plusieurs atouts pour la surveillance du NO₂. Leur mise en œuvre est simple, sans alimentation électrique ni entretien, ce qui les rend adaptés aux campagnes de mesure à large échelle, notamment dans un cadre participatif. Leur coût réduit permet une densification spatiale des points de mesure.

Toutefois, cette méthode ne fournit qu'une estimation moyenne sur plusieurs jours à plusieurs semaines, sans résolution horaire ou journalière. Elle ne permet donc pas de caractériser les variations temporelles fines. En outre, la précision des mesures peut être affectée par des facteurs environnementaux comme la température et l'humidité [34].

3.2.1.2 Analyse des échantillons et normes européennes

À l'issue de la période d'exposition, les ions NO₂⁻ adsorbés sur le support contenant la TEA sont extraits à l'aide d'une solution aqueuse. Leur quantification est réalisée en laboratoire par spectrométrie de masse, une méthode analytique basée sur la séparation des ions selon leur rapport masse/charge. Après ionisation, les particules sont accélérées dans un champ électrique, puis déviées dans un champ magnétique. Un détecteur enregistre ensuite le spectre de masse, permettant d'identifier et de quantifier les ions présents, en l'occurrence les NO₂⁻ [39, 40].

L'ensemble de la chaîne de mesure, de l'échantillonnage à l'analyse, est encadré par des normes européennes. En particulier, la méthode DAN-03, équivalente à la norme NF EN 16339, définit les exigences techniques assurant la fiabilité et la comparabilité des mesures de NO₂ dans l'air ambiant [8].

3.2.1.3 Calcul de la concentration en NO₂

Une fois la masse de NO₂ déterminée par spectrométrie, la concentration en NO₂ est estimée à partir de paramètres environnementaux et géométriques. Le calcul prend en compte la température moyenne de l'air, la pression atmosphérique durant la période d'exposition, ainsi que la vitesse de récupération du NO₂, elle-même déterminée par le coefficient de diffusion et les dimensions des tubes passifs [8].

Afin de corriger les biais liés au transport, des blancs sont intégrés à l'analyse. Ces tubes passifs, non exposés à l'air ambiant mais soumis aux mêmes conditions logistiques, permettent de soustraire les éventuelles contaminations postérieures à l'exposition. Les mesures sont ensuite normalisées en fonction de conditions de référence pour la température et la pression, ce qui réduit l'influence des variations environnementales et améliore la comparabilité des résultats [8].

3.2.2 La surveillance automatique

Comme évoqué précédemment, la fiabilité du suivi des concentrations en NO₂ repose sur la complémentarité entre mesures passives et surveillance automatique. Cette dernière présente une incertitude réduite grâce à la continuité temporelle des données collectées. Elle est indispensable pour répondre aux exigences de précision fixées par les directives européennes, auxquelles les méthodes à faible coût ne sont pas conformes [30].

La surveillance automatique se distingue par sa capacité à produire des données horaires ou sub-horaires, avec un haut niveau de qualité. Elle permet un suivi précis de l'évolution temporelle des concentrations, au prix d'un coût plus élevé et d'une logistique plus complexe. En revanche, elle reste limitée en termes de représentativité spatiale, contrairement aux techniques passives, mieux adaptées à des campagnes à grande échelle.

En RBC, la responsabilité de cette surveillance incombe à Bruxelles Environnement (BE) [41]. L'organisme coordonne un réseau téléométrique dédié au suivi en temps réel de la qualité de l'air. Ce réseau repose sur des technologies permettant de mesurer automatiquement les concentrations de polluants, puis de transmettre les données à une plateforme centrale pour traitement [42].

3.2.2.1 Le réseau téléométrique de Bruxelles Environnement

Le réseau téléométrique de BE permet la mesure automatique en continu de plusieurs polluants atmosphériques, dont le NO_x, le NO₂, l'O₃, les particules fines (particules fines de diamètre inférieur à 10 µm (PM₁₀), PM_{2.5}), le Black Carbon (BC), le dioxyde de soufre (SO₂) et le monoxyde de carbone (CO). Il est constitué de 13 stations réparties sur le territoire de la RBC, sélectionnées afin de représenter une diversité de contextes urbains. Ces stations sont classées selon le degré d'influence du trafic routier, allant de très faible à très forte, ainsi qu'un site industriel modérément influencé. Le tableau 1 décrit les caractéristiques de ces stations, tandis que la figure 7 en illustre la répartition géographique.

TABLE 1 – Caractéristiques des stations de mesure

ID station	Localisation	Type de site
41R012	Uccle	Urbain à très faible influence du trafic
41B011	Berchem-St-Agathe	Urbain à très faible influence du trafic
41MEU1	Neder-Over-Heembeek	Urbain à faible influence du trafic
41B006 ¹	Parlement UE	Urbain à faible influence du trafic
41R001	Molenbeek-St-Jean	Urbain à influence modérée du trafic
41B004	Sainte-Catherine	Urbain à influence modérée du trafic
41R002	Ixelles	Urbain à forte influence du trafic
41CHA1	Ganshoren	Urbain à forte influence du trafic
41BUL1	École Charles Buls	Urbain à forte influence du trafic
41B008 ¹	Belliard	Urbain à très forte influence du trafic
41B001	Arts-Loi	Urbain à très forte influence du trafic
41REG21	Régent	Urbain à très forte influence du trafic
41N043	Avant-port (Haren)	Industriel à influence modérée du trafic

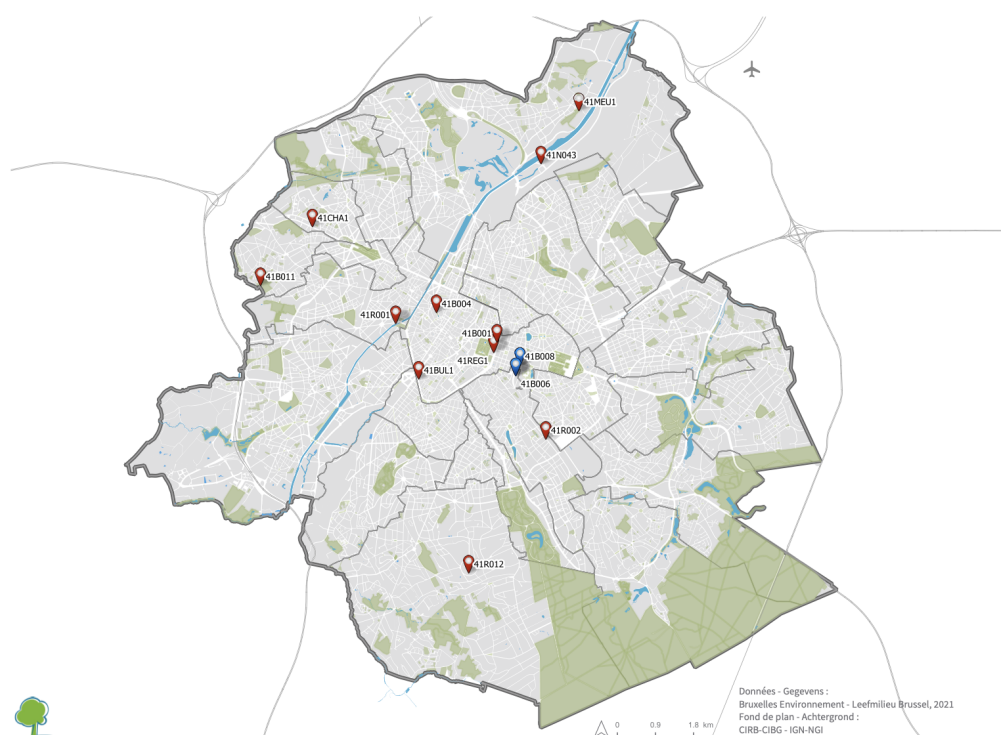


FIGURE 7 – Répartition spatiale des stations du réseau téléométrique. Les stations en bleu (41B006 et 41B008) sont gérées par une entité privée. Source : [1]

Comme indiqué dans le tableau 1 et la figure 7, deux stations (41B006 et 41B008) ne sont pas sous la responsabilité de BE, mais ont été installées par une firme privée à la demande du Parlement européen pour assurer un suivi localisé de la qualité de l'air [1].

1. Stations non gérées par Bruxelles Environnement.

Le nombre de stations gérées par la RBC dépasse les exigences minimales fixées par la directive européenne 2008/50/CE, qui impose au moins quatre stations pour une région de cette taille démographique [43]. Ce maillage dense permet une surveillance continue même en cas de panne ponctuelle, et contribue au respect des obligations réglementaires.

Il convient de noter que tous les polluants ne sont pas mesurés dans chaque station. Le NO₂ est le polluant le plus systématiquement surveillé, suivi par un second polluant, présent dans six des onze stations gérées par BE [1]. Cette attention particulière portée au NO₂ reflète son importance dans l'évaluation de la pollution liée au trafic urbain.

3.2.2.2 La gestion des stations de mesure

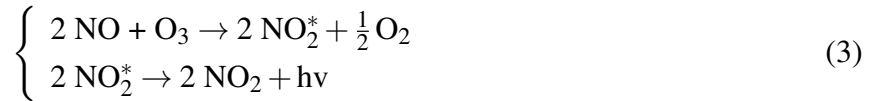
L'entretien et la calibration des stations du réseau télémétrique sont assurés par BE, en collaboration avec la Cellule Interrégionale de l'Environnement (CELINE). Cette cellule a été créée dans le cadre d'un accord de coopération entre les trois régions belges en matière de politique environnementale [44]. Elle réunit l'Agence wallonne de l'Air et du Climat (AwAC), la Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) et BE, afin de coordonner la gestion des réseaux de mesure, harmoniser les méthodes de travail et centraliser les données environnementales.

En ce qui concerne les mesures de NO₂, CELINE fournit un banc d'étalonnage interrégional, situé dans les laboratoires de l'Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement (IBGE). Ce banc repose sur l'utilisation de mélanges gazeux de concentration connue, appelés standards primaires, permettant la calibration des analyseurs de référence [45]. Des standards de transfert, dont la concentration est certifiée par ces appareils de référence, sont ensuite utilisés pour vérifier et ajuster les instruments de mesure sur le terrain. Ce processus garantit une cohérence interrégionale et une traçabilité des résultats. Les contrôles de calibration sont réalisés tous les trois mois.

En complément, un test local est effectué quotidiennement dans chaque station. Il consiste à faire passer successivement de l'« Air-Zéro » (air exempt de tout polluant) et un gaz étalon à travers l'analyseur. Si les résultats obtenus se situent dans les limites de tolérance prédéfinies, les mesures du jour sont validées [45]. Cette double procédure, trimestrielle et journalière, assure la robustesse et la fiabilité des données produites par le réseau.

3.2.2.3 Méthodes de mesure des stations

La détection automatique des oxydes d'azote dans l'air ambiant repose sur le principe de la chimiluminescence. Ce phénomène correspond à l'émission de lumière par une molécule lorsqu'elle revient à son état fondamental après avoir été excitée par une réaction chimique [46]. Dans le cas du NO (éq.(3)), celui-ci réagit avec un excès d'ozone (O₃), formant du NO₂^{*} (excité électriquement), qui émet un photon ($h\nu$) lors de son retour à l'état stable :



La quantité de lumière émise est directement proportionnelle à la concentration de NO présente dans l'échantillon. Pour estimer la concentration en NO₂, l'air prélevé est divisé en deux flux. Le premier est directement analysé pour mesurer le NO. Le second passe au préalable par un convertisseur qui réduit le NO₂ en NO. L'ajout d'ozone permet ensuite de mesurer la concentration totale en oxydes d'azote (NO_x = NO + NO₂). Par soustraction, on obtient la concentration en NO₂. L'ozone nécessaire au processus est généré en continu par un dispositif intégré à l'appareil [45].

Les mesures sont réalisées toutes les 10 secondes, puis agrégées en moyennes semi-horaires avant transmission au système central de gestion. Ce dernier vérifie, valide et intègre les données dans la base régionale de suivi de la qualité de l'air [45].

3.2.2.4 La difficulté avec la surveillance de la pollution de l'air

La surveillance de la qualité de l'air constitue un enjeu sanitaire majeur, étant l'un des risques environnementaux les plus critiques pour la santé humaine. Toutefois, sa mise en œuvre demeure complexe. L'une des principales difficultés réside dans l'établissement d'un lien direct entre les concentrations mesurées et les sources d'émission. Ce lien est relativement clair à proximité immédiate des sources, mais devient progressivement plus incertain avec la distance, en raison des effets combinés des conditions météorologiques et des transformations physico-chimiques des polluants [18]. Ces phénomènes entraînent une répartition spatio-temporelle hétérogène des concentrations, difficile à modéliser de manière fiable.

Par ailleurs, une approche exclusivement locale ne permet pas de caractériser de façon exhaustive la qualité de l'air. Des flux de polluants transfrontaliers peuvent influencer significativement les niveaux de concentration régionaux. Cette interdépendance territoriale souligne la nécessité d'une coordination internationale et justifie la mise en place de directives européennes contraignantes [18].

3.3 Les directives internationales

L'Union européenne a adhéré à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, adoptée en 1979 sous l'égide des Nations unies. Ce cadre de coopération a conduit à l'élaboration de plusieurs protocoles destinés à réduire les émissions polluantes [18].

Au niveau européen, la Commission met en œuvre des Programmes d'action pour l'environnement (PAE), dont les objectifs se traduisent en directives juridiquement contraignantes. Ces directives fixent des objectifs communs aux États membres, tout en leur laissant une certaine latitude quant aux moyens de mise en œuvre [18]. En matière de pollution atmosphérique, elles se répartissent en trois catégories : les directives sur la qualité de l'air, celles visant à limiter les émissions, et celles ciblant les sources d'émission.

La directive 2008/50/CE fixe les normes européennes actuelles pour le NO₂ dans l'air ambiant. Elle établit une valeur limite horaire de 200 µg m⁻³, à ne pas dépasser plus de 18 fois par an, ainsi qu'une limite annuelle fixée à 40 µg m⁻³, en vigueur depuis 2010 [18].

La directive NEC (2001/81/CE), désormais remplacée par la directive 2016/2284, impose des plafonds d'émissions nationaux pour plusieurs polluants, dont les NO_x. Pour la Belgique, le plafond est fixé à 176 kilotonnes, à respecter à l'horizon 2010. La directive actuelle prolonge cet objectif en exigeant l'élaboration de programmes nationaux de réduction, ainsi que la surveillance et la notification régulières des émissions [18].

D'autres textes réglementaires ciblent directement les sources d'émission. C'est notamment le cas des directives 2015/2193/CE (installations de combustion moyenne) et 2009/33/CE (véhicules propres), qui imposent des exigences techniques visant à limiter les rejets de NO₂ à la source [18].

Ces seuils réglementaires tiennent compte des recommandations de OMS, tout en intégrant des considérations de faisabilité économique. L'approche européenne repose sur une progression par étapes, afin de concilier protection de la santé publique et transition réaliste vers des niveaux d'exposition plus stricts.

3.4 Les limitations liées aux mesures

Les directives européennes soulignent la nécessité d'un suivi rigoureux et étendu de la qualité de l'air en NO₂. Toutefois, les dispositifs de mesure directe présentent des limitations structurelles qui restreignent leur capacité à fournir une représentation fine de la pollution atmosphérique. La principale contrainte réside dans leur couverture spatiale limitée. Le nombre restreint de stations, dû aux coûts d'installation, de maintenance et de gestion des données, empêche une caractérisation précise des concentrations à l'échelle locale. Cette faible densité spatiale entraîne une généralisation des valeurs mesurées, réduisant la spécificité des observations et leur représentativité.

L'indice BelAQI illustre cette problématique. Il s'agit de l'indicateur utilisé par le Pollumètre de Bruxelles Environnement pour fournir une estimation synthétique de la qualité de l'air dans la RBC. Il est calculé sur une base quotidienne ou horaire à partir des concentrations horaires en NO₂ et en ozone, ainsi que des moyennes glissantes sur 24 heures pour les particules fines. L'indice est construit en fonction des effets sanitaires associés à chaque polluant, en s'appuyant sur les relations dose-effet définies par l'OMS [47].

Cependant, en étant fondé uniquement sur des mesures directes issues d'un nombre limité de stations, l'indice BelAQI présente une représentativité spatiale insuffisante. Il ne permet pas de différencier la qualité de l'air entre deux quartiers aux expositions contrastées. Par exemple, un même indice peut être affiché simultanément pour les communes d'Uccle et de Bruxelles-Ville, malgré des contextes urbains et des niveaux d'émission distincts. En outre, cet indice ne fournit pas une information en temps réel, limitant son usage pour les prises de décision immédiates [47].

Ces limites, à la fois spatiales et temporelles, justifient le recours à des outils de modélisation pour

compléter les mesures. Les modèles permettent de produire des cartes continues de concentration, améliorant ainsi la représentativité géographique des estimations tout en offrant des projections à haute résolution temporelle.

3.5 La nécessité de la modélisation

Face aux limites des mesures directes, la modélisation atmosphérique constitue un outil essentiel pour améliorer la représentativité spatiale et temporelle des concentrations de NO_2 . Contrairement aux indices tels que le BelAQI, basés uniquement sur des relevés ponctuels, les modèles permettent [28] :

- **D’extrapoler** les concentrations à des endroits non couverts par des capteurs ;
- **D’assurer une continuité temporelle** en estimant l’évolution des niveaux de pollution sur différentes échelles de temps ;
- **D’intégrer plusieurs paramètres** influençant la dispersion des polluants, tels que :
 - **Les sources d’émissions** : trafic routier, industries, chauffage résidentiel ;
 - **Les conditions météorologiques** : vent, température, humidité, influençant la dispersion et les réactions chimiques ;
 - **La morphologie urbaine** : hauteur des bâtiments, effet de canyon urbain.

En intégrant ces paramètres dans des équations physiques et chimiques, les modèles offrent une estimation plus complète et dynamique des concentrations de NO_2 , permettant ainsi une meilleure évaluation de la pollution de l’air à différentes échelles. Cependant, il est important de souligner que la modélisation ne peut se substituer aux mesures en station, qui restent indispensables pour valider, comparer et ajuster les simulations [28], [5].

3.5.1 Typologie des modèles

Les modèles de qualité de l’air se distinguent selon leur finalité et leur mode d’utilisation [48] :

- **Les modèles d’évaluation** estiment la qualité de l’air sur une période donnée et génèrent des cartes basées sur des mesures existantes. Ils sont utilisés pour analyser des scénarios passés ou actuels.
- **Les modèles de prévision** anticipent l’évolution des concentrations de polluants sur les prochaines heures ou jours. Ils s’appuient sur des hypothèses et scénarios probabilistes, introduisant une incertitude liée aux données d’entrée.

On distingue également deux grandes approches de modélisation :

- **La modélisation statistique (empirique)** repose sur des relations statistiques entre les variables explicatives et la variable d’intérêt, sans intégrer explicitement les lois physiques et

chimiques sous-jacentes. Elle est utile lorsque les processus sont trop complexes pour être modélisés analytiquement ou lorsque seules des données historiques sont disponibles. Cependant, elle est limitée en extrapolation [5].

- **La modélisation déterministe (physique)** s'appuie sur des équations décrivant le transport, la transformation et la dispersion des polluants. Plus universelle, elle permet une meilleure extrapolation mais nécessite des connaissances approfondies sur les processus en jeu et des données précises [5].

3.6 Les modèles de pollution

La modélisation de la pollution atmosphérique répond aux mêmes objectifs que ceux évoqués précédemment : améliorer la couverture spatiale et temporelle des concentrations, mais aussi identifier les sources responsables [49]. Cette capacité d'attribution est essentielle pour orienter les actions de réduction des émissions.

Dans le cas du NO_2 , fortement lié au trafic routier, les zones urbaines sont les plus concernées. En RBC, modéliser les concentrations nécessite de représenter finement l'influence du trafic, principal déterminant spatial du NO_2 [50].

La modélisation repose sur un enchaînement de trois modules : un modèle de trafic, un modèle d'émissions, puis un modèle de dispersion. Le premier simule les flux de véhicules, le second en déduit les émissions, et le troisième modélise leur transport et leur transformation dans l'atmosphère [51]. L'ensemble forme un modèle composite, dont la fiabilité dépend à la fois de la qualité de chaque module et de leur cohérence d'ensemble [52].

3.6.1 Modèle de trafic

Les modèles de trafic simulent les flux de véhicules à partir du réseau routier, les caractéristiques techniques des types de véhicules et des profils d'activité. Deux approches coexistent [53].

La macrosimulation modélise le trafic de manière agrégée, sans représenter les véhicules individuellement. Elle convient aux grandes échelles mais simplifie les dynamiques locales [53, 54]. MuSti est un exemple de modèle macroscopique : il fournit un état d'équilibre horaire sans variation intra-horaire [55].

La microsimulation, à l'inverse, reproduit les comportements individuels et les interactions entre véhicules. Elle permet de simuler plus finement les effets locaux (congestion, feux, sens uniques), mais nécessite des données détaillées [53, 54]. Des modèles comme le logiciel PTV Vissim illustrent cette approche [56].

3.6.2 Modèle d'émissions

Le modèle d'émissions convertit les flux simulés par le modèle de trafic en quantités de polluants émis, en tenant compte du parc automobile, de la consommation de carburant et, parfois, des conditions météorologiques [57].

Plusieurs niveaux de complexité existent. À l'échelle globale, les émissions sont estimées à partir de volumes de trafic moyens par catégorie de véhicule. Une approche plus précise repose sur la vitesse moyenne parcourue, permettant de prendre en compte les émissions d'échappement et d'évaporation [58]. Le modèle Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport (COPERT), utilisé dans de nombreux pays européens, fonctionne selon ce principe [59].

Les modèles les plus fins intègrent la dynamique du trafic, incluant la vitesse instantanée, l'accélération ou les arrêts. Certains lient directement les émissions au fonctionnement du moteur, en modélisant la puissance développée à chaque instant du trajet [58].

3.6.3 Modèle de dispersion

La dernière étape du modèle composite consiste à simuler la dispersion atmosphérique des polluants émis. Différents types de modèles existent, classés selon leur structure mathématique, leur échelle spatiale et leur niveau de complexité [5, 60]. Ils sont en majorité de nature déterministe et reposent sur des équations de transport [5]. On en distingue généralement six grandes catégories [61, 60] :

- **Modèles en boîte** : représentent une zone comme un volume fermé au sein duquel les polluants sont considérés parfaitement mélangés. Très simplifiés, ils fournissent une estimation moyenne des concentrations, notamment en contexte urbain.
- **Modèles gaussiens de panaches** : décrivent la dispersion à partir d'une hypothèse de répartition normale de la concentration autour de l'axe du vent dominant, selon les plans horizontal et vertical. Adaptés aux sources ponctuelles continues et aux terrains dégagés, ils perdent en fiabilité sous conditions instables. La chimie atmosphérique y est en général absente.
- **Modèles eulériens** : découpent l'atmosphère en cellules fixes, organisées en grille tridimensionnelle. Chaque cellule résout l'équation d'advection-diffusion¹, souvent couplée à des modules chimiques. Cette approche permet une représentation fine des phénomènes, mais demande une puissance de calcul élevée.
- **Modèles lagrangiens** : adoptent un référentiel mobile centré sur le flux d'air, suivant des bouffées de polluants émises par les sources. Chaque bouffée se déplace par advection et s'élargit progressivement sous l'effet de la diffusion. Dans certaines variantes, cette bouffée est discrétisée en particules virtuelles, chacune suivant la trajectoire du vent tout en subissant des perturbations aléatoires simulant la turbulence. Ces modèles conviennent aux milieux hétérogènes, à condition de disposer de données d'entrée suffisamment détaillées.

1. L'équation d'advection-diffusion décrit l'évolution de la concentration d'un polluant sous l'effet du transport par le vent (advection) et de sa dispersion turbulente (diffusion) [62].

- **Modèles CFD (Computational Fluid Dynamics)** : reposent sur la résolution numérique des équations de Navier–Stokes². Ils offrent une modélisation précise des interactions entre flux d’air et structures urbaines (topographie), mais au prix d’un coût computationnel élevé. Leur usage est généralement restreint à des zones d’étude très localisées.
- **Modèles de réseau de rues** : modélisent chaque segment de rue comme une entité homogène, connectée aux autres au niveau des intersections. Ce type de modèle tient compte de la géométrie du bâti (hauteur, largeur) et simule les échanges horizontaux entre rues ainsi que les pertes verticales vers l’atmosphère libre [7]. Bien adaptés aux centres urbains denses, ils constituent une solution intermédiaire entre les modèles simples et les approches CFD. Le modèle SIRANE en est un exemple. [7]

Certains modèles de dispersion combinent plusieurs approches. C’est le cas de SIRANE, qui utilise un réseau de rues pour modéliser la dispersion au sein de la canopée urbaine, et un modèle gaussien pour la dispersion au-dessus des toits [7].

Au-delà de la structure des modèles, leur classification dépend aussi de l’échelle spatiale considérée [5]. La Figure 8 indique les domaines d’application typiques de chaque type de modèle.

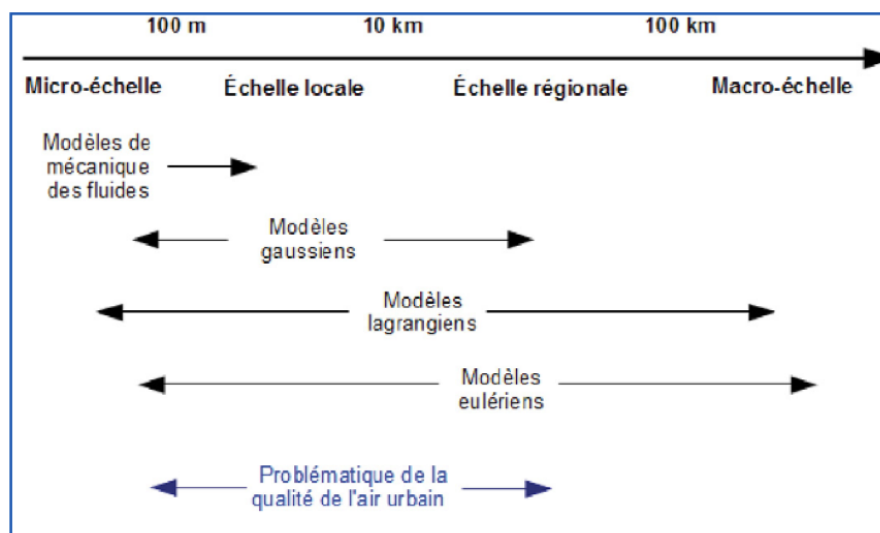


FIGURE 8 – Plages d’échelles spécifiques couvertes par chaque type de modèle de dispersion atmosphérique. Source : [5]

La figure 8 montre que la problématique de la qualité de l’air urbain relève de l’échelle locale. À ce niveau, les modèles gaussiens sont souvent privilégiés, notamment dans des outils composites comme SIRANE.

3.6.4 ATMO-Street, un exemple de modèle de pollution

Plusieurs modèles permettent aujourd’hui d’estimer la qualité de l’air à partir de données d’émission et de dispersion. SIRANE, détaillé plus loin, en fait partie. Un autre exemple notable est ATMO-

2. Les équations de Navier–Stokes modélisent le comportement des fluides visqueux, en intégrant la conservation de la masse, de la quantité de mouvement et de l’énergie [63].

Street, utilisé en Belgique pour cartographier les concentrations de polluants à haute résolution spatiale. Développé par le centre de recherche flamand VITO [64], il repose sur une architecture modulaire combinant trois sous-modèles : RIO, qui interpole les données de stations fixes selon l'occupation du sol ; IFDM, qui simule la dispersion à l'aide d'un modèle gaussien et à partir de sources linéaires (routes) et ponctuelles (usines, tunnels), sans recourir à des mesures de terrain ; et OSPM, qui intègre les effets de confinement dans les rues étroites à partir des caractéristiques géométriques [65]. Ce système permet de produire des cartes de concentrations au niveau de la rue, utiles à la fois pour le suivi sanitaire et la communication publique [44, 66]. Son fonctionnement est assuré par le VITO pour le compte de la cellule interrégionale IRCELine, dans le cadre du suivi réglementaire de la qualité de l'air [67].

ATMO-Street a montré de bonnes performances en Flandre, notamment lors de la campagne CurieuzenNeuzen, avec une restitution fidèle des gradients spatiaux de NO_2 [68].

Dans le cadre de ce travail, un échange avec Nese Aydin (UCLouvain, LAB) s'est révélé particulièrement utile. Sa recherche porte en partie sur la validation d'ATMO-Street à l'aide des données CurieuzenAir, ce qui fait écho à l'approche développée ici pour le modèle SIRANE. Elle m'a transmis une régression linéaire illustrant la relation entre les concentrations de NO_2 issues d'ATMO-Street et celles mesurées par la campagne. Ce résultat, présenté en Figure 9, montre un coefficient de détermination de $R^2 = 0,56$ [6]. Il sera mobilisé ultérieurement pour comparer les performances respectives d'ATMO-Street et de SIRANE.

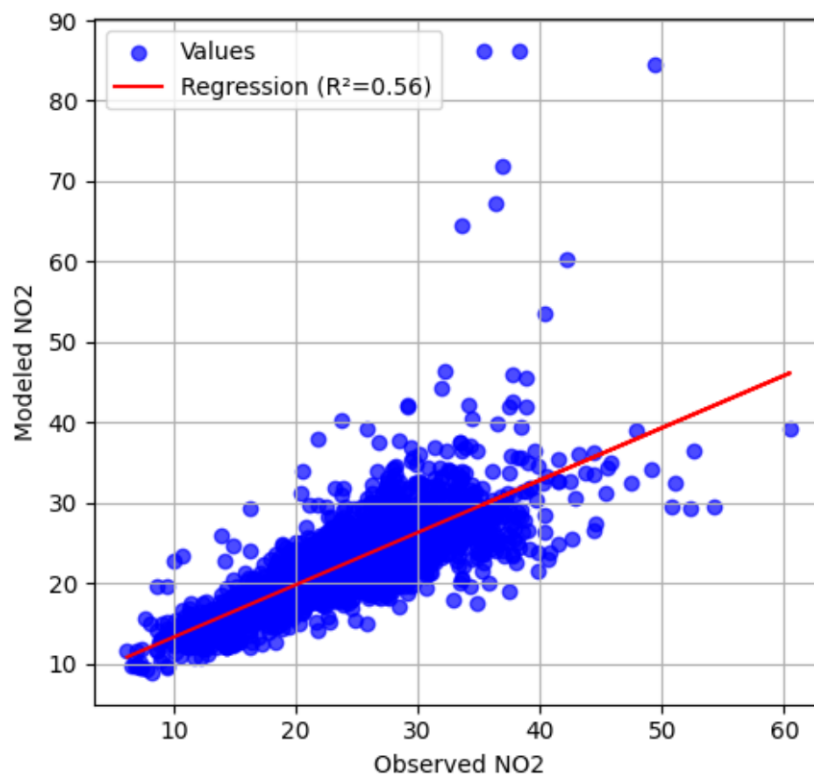


FIGURE 9 – Relation linéaire entre les concentrations de NO_2 modélisées par ATMO-Street et celles mesurées via CurieuzenAir ($R^2 = 0,56$). Résultat transmis par Nese Aydin (LAB, UCLouvain), Source : [6].

4 Matériels et méthodes

4.1 SIRANE

Le choix d'un modèle de dispersion dépend donc des objectifs de l'étude, de l'échelle spatio-temporelle, de la complexité du site, des sources considérées et des polluants ciblés. Dans le cadre de cette recherche, centrée sur le NO_2 en milieu urbain, un modèle capable d'intégrer la morphologie urbaine et la dynamique atmosphérique est requis.

SIRANE (Système Interactif de Rues pour l'Analyse des Nuisances Environnementales) répond à ces critères. Développé pour les environnements urbains denses, il permet de modéliser la dispersion de plusieurs polluants (NO , NO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, O_3) en tenant compte des interactions entre géométrie des rues, trafic routier et conditions météorologiques. Sauf mention contraire, les éléments présentés ici proviennent des travaux de Soulhac et al. [7, 69].

SIRANE adopte une approche hybride : l'espace de simulation est divisé en deux sous-domaines – la canopée urbaine (niveau des rues) et l'atmosphère libre (au-dessus des toits). La modélisation repose sur des sources linéaires et ponctuelles, comme dans IFDM (ATMO-Street), et inclut les transformations physico-chimiques des polluants.

Une des spécificités majeures du modèle réside dans la représentation explicite des échanges de polluants entre segments de rue, via les intersections. Contrairement à de nombreux modèles qui traitent chaque rue de manière isolée, SIRANE intègre un réseau interconnecté, permettant de simuler les transferts latéraux à l'échelle du quartier, ce qui renforce la cohérence spatiale.

Utilisé dans plusieurs villes européennes (Lyon, Milan, Turin, Florence), SIRANE a été appliqué à des études ponctuelles comme à des cartographies à grande échelle [70, 71, 72]. Ces applications ont permis de confronter les sorties du modèle à des mesures issues de stations fixes, capteurs mobiles ou tubes passifs, en particulier pour le NO_2 .

Au-delà de ces validations *in situ*, SIRANE a également été testé en soufflerie, via des maquettes urbaines à échelle réduite. Ces expériences en tunnel de vent permettent de vérifier les hypothèses de transfert dans un environnement contrôlé.

L'ensemble de ces résultats confirme la pertinence de SIRANE pour modéliser la qualité de l'air en milieu urbain dense. Pour en comprendre le fonctionnement, il est nécessaire d'examiner sa structure interne, fondée sur la distinction entre les deux sous-domaines mentionnés. La suite de cette section décrit les principes qui régissent leur modélisation respective et leur articulation dans une approche intégrée.

4.1.1 Premier sous-domaine : la canopée urbaine

Le premier sous-domaine modélisé dans SIRANE correspond à la canopée urbaine, c'est-à-dire l'espace situé entre les bâtiments, au niveau des rues. À cette échelle, les modèles CFD offriraient une haute précision, mais leur coût computationnel rend leur usage difficile. SIRANE adopte une approche plus légère, fondée sur une représentation simplifiée mais adaptée aux contraintes urbaines.

Le modèle distingue les rues encaissées, bordées de façades continues, des rues ouvertes (rapport hauteur/largeur > 0.5), considérées comme faisant partie de l'atmosphère libre. Seules les rues avec un rapport hauteur/largeur ≤ 0.5 sont intégrées au réseau de rue, car leur configuration permet de former une cavité fermée à l'échelle du bâtiment. La topographie n'est pas prise en compte dans SIRANE : seule l'échelle verticale associée aux bâtiments est considérée. La Figure 10 illustre cette logique de représentation simplifiée du domaine urbain, en distinguant les zones modélisées comme rues encaissées de celles relevant de l'atmosphère libre.

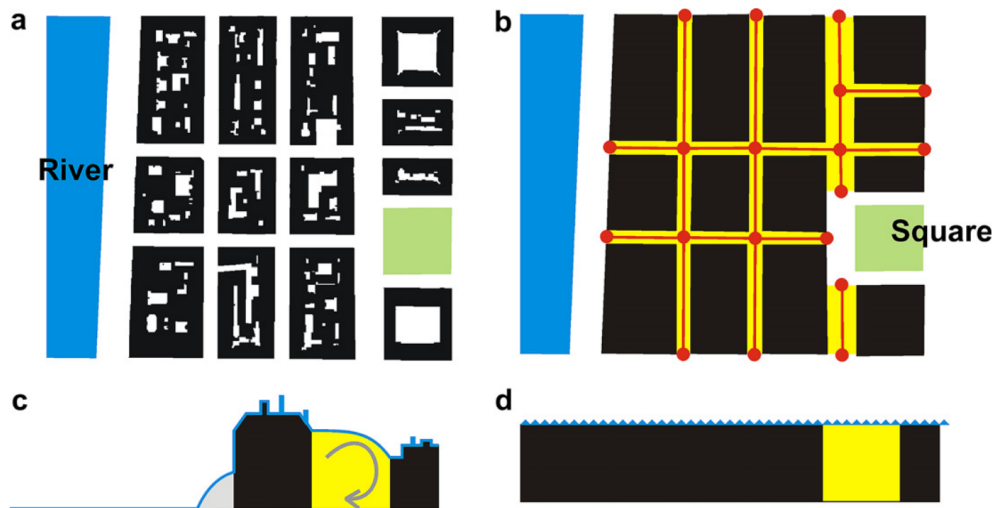


FIGURE 10 – Représentation schématique d'un quartier urbain comprenant des rues encaissées et des zones ouvertes. Les zones colorées en jaune correspondent aux segments intégrés dans le réseau de rues modélisé par SIRANE, c'est-à-dire ceux inclus dans le sous-domaine de la canopée urbaine. (a) Vue en plan de la géométrie réelle du quartier ; (b) Représentation de ce même quartier dans SIRANE, avec les segments modélisés en réseau de rues (en jaune) et les intersections (points rouges) ; (c) Vue en coupe de la géométrie réelle. La ligne bleue continue indique l'interface entre la canopée urbaine et l'atmosphère libre ; (d) Vue en coupe dans SIRANE. La ligne bleue en dents de scie représente la surface d'échange verticale modélisée, par laquelle se produit la dispersion vers le second sous-domaine. Source : [7].

Chaque segment de rue est modélisée comme un volume homogène, au sein duquel les concentrations sont supposées constantes. Des bilans de masse y sont appliqués pour estimer les flux d'air et de polluants (longitudinaux, latéraux et verticaux). L'ensemble du réseau de rues est structuré comme un maillage connecté, permettant une modélisation continue à l'échelle du quartier (Figure 11b-c).

Une spécificité majeure de SIRANE est le traitement explicite des intersections (Figure 11a), qui assurent la redistribution des flux entre rues adjacentes en fonction du vent dominant et de la configuration locale. Ce principe améliore la cohérence de la modélisation horizontale par rapport aux

approches qui traitent chaque rue de manière isolée.

Les échanges verticaux entre la canopée et l'atmosphère libre sont également pris en compte, mais modélisés dans le second sous-domaine. Malgré sa simplification spatiale, SIRANE restitue correctement les concentrations moyennes en canyon, comme le montre la comparaison avec un modèle CFD haute résolution (uDALES) réalisée à Londres [73].

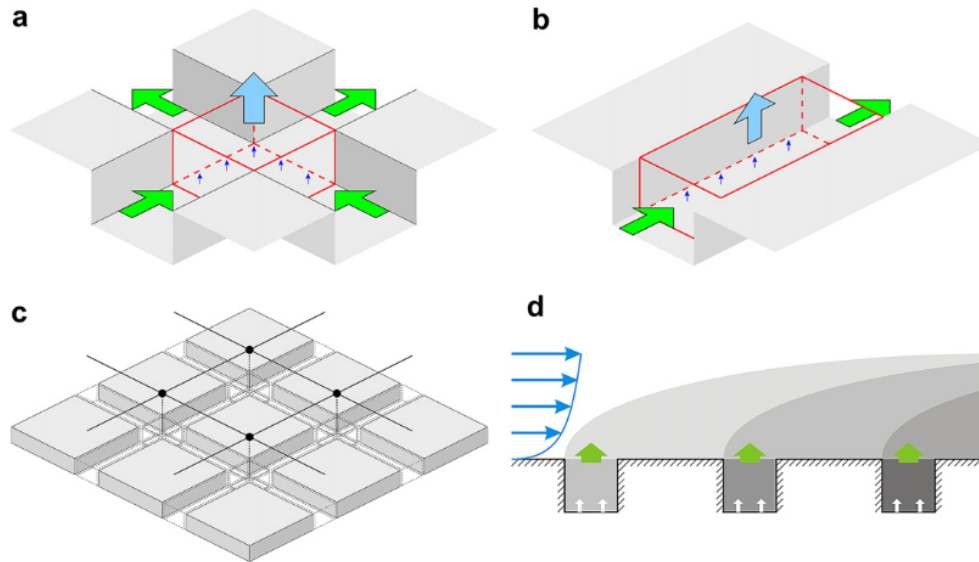


FIGURE 11 – Représentation schématique des composants du modèle SIRANE. Flèches vertes : flux dans la canopée. Flèches bleues : échanges verticaux. (a) Intersections. (b) Segment de rue. (c) Maillage interconnecté. (d) Dispersion au-dessus des toits. Source : [7]

4.1.1.1 Les trois mécanismes de transport

Dans la canopée urbaine, SIRANE prend en compte trois mécanismes de transport des polluants. Le premier est le transport longitudinal, c'est-à-dire le déplacement des masses d'air le long des axes de rue, induit par la composante du vent parallèle à ces axes. Ce flux relie les segments du réseau entre eux en fonction de leur orientation par rapport au vent dominant.

Le second mécanisme concerne les échanges latéraux aux intersections, où les flux d'air provenant de rues différentes interagissent. Ces points de croisement influencent fortement la redistribution locale des concentrations, en fonction de la géométrie des carrefours et de l'angle d'incidence du vent par rapport aux axes de rue. Ils peuvent induire des effets de recirculation, de stagnation ou de déviation.

Le troisième mécanisme correspond aux échanges verticaux entre la rue et l'atmosphère au-dessus des toits. Ces transferts dépendent exclusivement des conditions météorologiques (vitesse et direction du vent, stabilité atmosphérique), et non de la géométrie du canyon. Ils assurent l'évacuation partielle des polluants vers l'atmosphère libre, en lien avec le second sous-domaine du modèle.

4.1.1.2 Le bilan de masse d'un segment de rue

L'ensemble des échanges de polluants dans un segment de rue est modélisé par un bilan de masse appliqué à chaque pas de temps horaire. Il permet d'estimer la concentration moyenne dans le segment en tenant compte des émissions locales, des flux entrants et sortants, ainsi que des pertes par dépôt ou lessivage. L'équation suivante (4) formalise ce principe, illustré à la Figure 12 :

$$\underbrace{Q_S + Q_I + Q_{\text{part},H}}_{\text{Fluxes in}} = \underbrace{Q_{H,\text{turb}} + HWU_{\text{street}}C_{\text{street}} + Q_{\text{part},gr} + Q_{\text{wash}}}_{\text{Fluxes out}} \quad (4)$$

où chaque terme représente un flux de polluants (en $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$) :

- Q_S : émissions locales, principalement dues au trafic routier ;
- Q_I : flux entrant depuis un segment amont, transporté par le vent le long de la rue ;
- $Q_{\text{part},H}$: apport descendant depuis l'atmosphère, généralement négligeable ;
- $Q_{H,\text{turb}}$: échange vertical turbulent avec l'atmosphère au-dessus des toits ;
- $HWU_{\text{street}}C_{\text{street}}$: flux sortant en bout de segment, fonction de la géométrie (H , W), de la vitesse moyenne (U_{street}) et de la concentration locale (C_{street}) ;
- $Q_{\text{part},gr}$: dépôt de particules sur les surfaces de la rue (sol, façades) ;
- Q_{wash} : lessivage par la pluie, entraînant les polluants vers le sol.

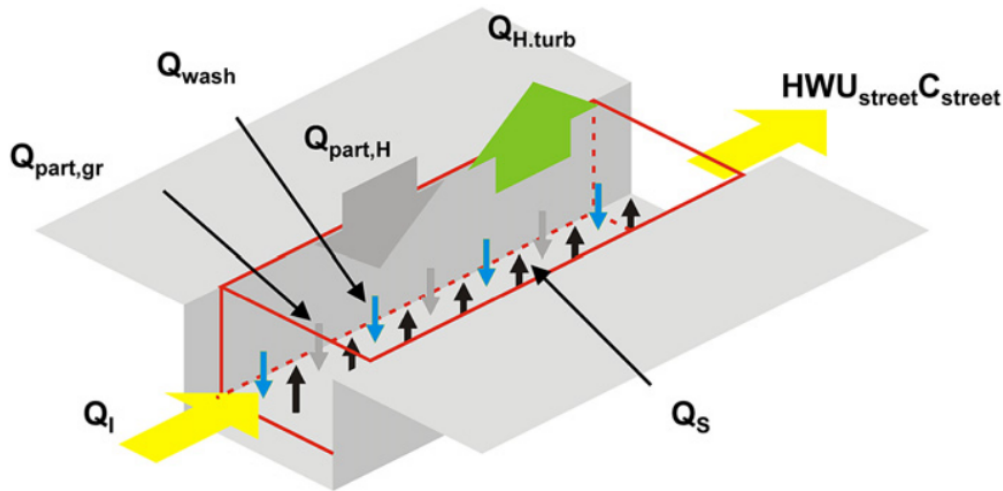


FIGURE 12 – Représentation schématique du bilan de masse dans un segment de rue. Source : [7]

Ce bilan constitue le cœur du fonctionnement de SIRANE dans la canopée urbaine. Il permet d'estimer l'évolution horaire des concentrations dans chaque segment du réseau.

4.1.2 Second sous-domaine : flux et dispersion au-dessus des toits

Lorsque les polluants quittent la canopée urbaine par transfert vertical, ils pénètrent dans l'atmosphère libre située au-dessus des bâtiments. Ce second sous-domaine est modélisé comme une couche plane, d'altitude constante, dans laquelle le vent est supposé souffler de manière uniforme dans le plan horizontal (voir Figure 10, panneau d). L'ensemble du territoire est traité comme homogène à ce niveau, et les émissions issues des rues sont représentées par des sources ponctuelles situées à hauteur de toit.

La dispersion y est simulée à l'aide d'un modèle de panache gaussien, dans lequel les polluants se diluent progressivement dans le flux d'air, en fonction de la vitesse du vent, de la stabilité atmosphérique et de la hauteur de rejet. Pour mieux représenter les situations de vent faible ou variable, SIRANE intègre également un schéma de bouffées gaussien. Celui-ci suit l'évolution temporelle de masses d'air pollué agrégées dans des cellules spatiales.

Combinée à la modélisation dans la canopée urbaine, cette représentation permet de restituer les concentrations en tenant compte des transferts verticaux et des dynamiques de dispersion dans l'atmosphère libre. Cependant, comme tout modèle, SIRANE repose sur des hypothèses simplificatrices qui délimitent son domaine d'application et sa précision.

4.1.3 Hypothèses et simplifications du modèle SIRANE

SIRANE repose sur un ensemble d'hypothèses structurelles, temporelles et environnementales visant à concilier réalisme physique et performance numérique. Ces simplifications conditionnent la manière dont les processus de dispersion sont représentés dans les deux sous-domaines.

Le modèle adopte une approche stationnaire par pas de temps horaire, en supposant que les conditions météorologiques, les émissions et les concentrations restent constantes durant chaque heure. Cette hypothèse exclut les effets d'accumulation en cas de stagnation prolongée. Pour y pallier partiellement, SIRANE intègre un schéma de bouffées permettant un suivi temporel plus dynamique au-dessus des toits.

Le vent est considéré homogène à l'échelle du domaine, avec une vitesse et une direction constantes pour chaque pas de temps. Cette approximation ignore les effets locaux liés aux variations de topographie, de rugosité ou aux microclimats urbains. Le territoire est modélisé à altitude constante, sans prise en compte du relief naturel, ce qui permet une interface plane entre la canopée urbaine et l'atmosphère libre.

Sur le plan géométrique, le tissu urbain est simplifié : les rues sont représentées par des segments linéaires, et la morphologie des bâtiments est agrégée par des paramètres moyens comme la hauteur ou la rugosité. Les rues canyons sont distinguées des rues ouvertes en fonction du rapport hauteur/largeur, critère influençant les coefficients de transfert verticaux. Les cours intérieures et patios ne sont pas intégrés au réseau de rues et sont traités comme des volumes bâtis, bien qu'ils puissent accumuler localement des polluants en raison de leur faible ventilation [74].

Sur le plan chimique, SIRANE se limite au cycle photochimique primaire NO-NO₂-O₃, sous l'hypothèse de photostationnarité, jugée acceptable à l'échelle horaire. Les réactions secondaires, notamment celles impliquant les composés organiques volatils (COV) ou les aérosols [75], sont exclues, de même que les variations spatiales du fond régional.

Enfin, les échanges verticaux sont modélisés comme unidirectionnels : les polluants quittent la canopée vers l'atmosphère libre, sans rétroflux vers les rues. Cela réduit la complexité computationnelle, mais limite la prise en compte de phénomènes de recirculation ou de réaccumulation dans les rues canyons [76].

Ces choix méthodologiques assurent à SIRANE une robustesse opérationnelle à l'échelle urbaine, notamment pour les polluants issus du trafic routier comme le NO₂, tout en encadrant strictement son domaine de validité.

4.2 Données d'entrée du modèle SIRANE

Le fonctionnement opérationnel de SIRANE repose sur un ensemble structuré de données d'entrée. Le schéma présenté à la Figure 13 en offre une vue d'ensemble synthétique, en distinguant les principales catégories d'informations nécessaires à la simulation, leur articulation avec les modules du modèle, ainsi que les types de résultats produits en sortie.

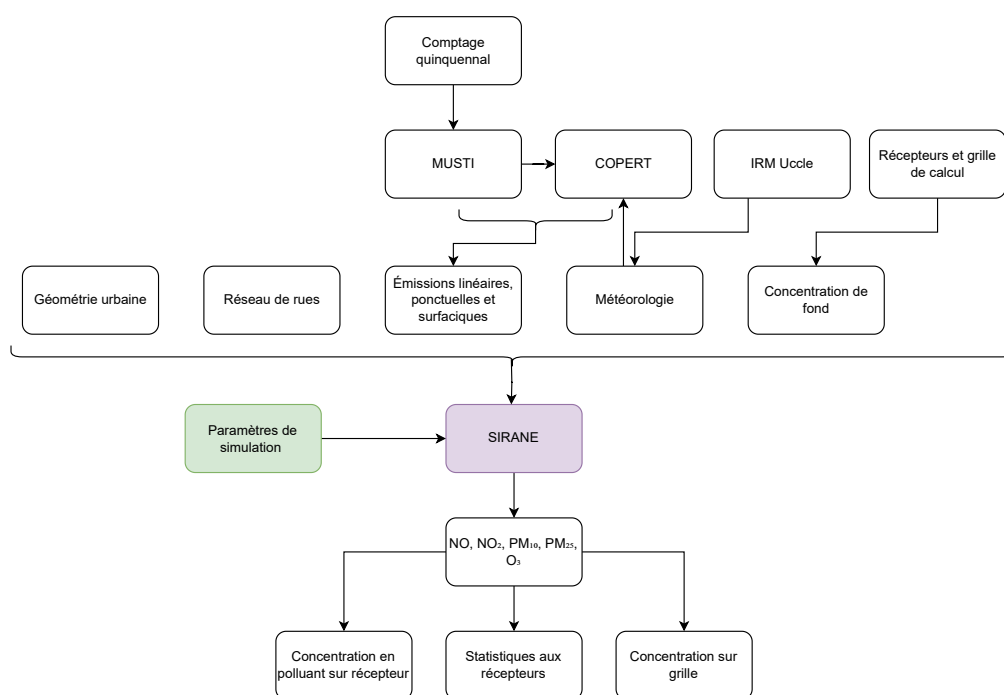


FIGURE 13 – Schéma de synthèse des données d'entrée, des paramètres intermédiaires et des sorties du modèle SIRANE.

Chacune des composantes représentées dans ce schéma est décrite en détail dans les sous-sections suivantes.

4.2.1 Géométrie urbaine

Les paramètres physiques décrivant l'environnement bâti sont essentiels pour moduler les échanges entre la canopée urbaine et l'atmosphère libre. Ils incluent notamment la rugosité aérodynamique, l'épaisseur de déplacement, l'albédo, l'émissivité et le coefficient de Priestley–Taylor. Dans SIRANE, ces valeurs sont considérées comme homogènes sur l'ensemble du domaine.

Les valeurs utilisées ici sont issues de la littérature mobilisant SIRANE dans des contextes urbains similaires [77, 78] et sont résumées dans le tableau 2.

TABLE 2 – Paramètres physiques retenus pour le site modélisé

Paramètre	Valeur
Latitude [°]	50.833
Rugosité aérodynamique z_0 [m]	0.9
Épaisseur de déplacement d [m]	13.0
Albédo [-]	0.275
Émissivité [-]	0.9804
Coefficient de Priestley–Taylor [-]	1.00

Définitions : - **Rugosité aérodynamique** : influence la vitesse du vent à proximité du sol. - **Épaisseur de déplacement** : hauteur à partir de laquelle le vent est significativement ralenti par les bâtiments. - **Albédo** : part du rayonnement solaire réfléchi. - **Émissivité** : capacité d'une surface à émettre de la chaleur. - **Coefficient de Priestley–Taylor** : humidité disponible pour l'évaporation.

4.2.2 Réseau de rues

Le réseau de rues constitue l'ossature de la canopée urbaine modélisée. Il est représenté comme un maillage de segments rectilignes connectés par des nœuds correspondant aux intersections. Une représentation simplifiée de la géométrie des rues de la RBC est donc nécessaire. Les rues courbes sont découpées en tronçons rectilignes pour satisfaire les contraintes géométriques de SIRANE, avec des nœuds placés à chaque extrémité pour marquer les points de connexion entre segments [6].

4.2.3 Émissions

Les émissions de polluants atmosphériques intégrées dans SIRANE sont classées en trois catégories selon leur nature spatiale : les émissions linéaires, liées au trafic routier ; les émissions surfaciques, provenant principalement du chauffage des bâtiments ; et les émissions ponctuelles, associées à des sources localisées comme les sorties de tunnels. Chaque type est traité séparément dans le modèle, avec des méthodes spécifiques de spatialisation et de temporalisation. Ces trois catégories sont détaillées ci-dessous.

4.2.3.1 Émissions linéaires

Les émissions linéaires constituent la principale source de NO_2 dans le contexte urbain modélisé, en raison de la forte densité de circulation. Leur estimation repose sur l'articulation de deux modèles : MuSti, qui simule le trafic routier, et COPERT, qui convertit ces flux en émissions polluantes.

Le modèle MuSti (Modèle Urbain Stratégique de Transport Intermodal), développé par Bruxelles Mobilité, constitue la source de données de trafic utilisée pour estimer les émissions linéaires dans SIRANE. Il repose sur une modélisation stratégique des déplacements à l'échelle de la RBC, combinant des données socio-économiques, des motifs de déplacement (domicile-travail, achats, loisirs, etc.) et une approche gravitaire calibrée à partir de comptages quinquennaux [79, 55].

Le territoire est divisé en environ 1 600 zones, chacune dotée d'un profil de population spécifique. Le modèle distingue les zones émettrices, d'où partent les déplacements, et les zones réceptrices, correspondant aux pôles d'attractivité (bureaux, commerces, etc.). Les flux interzonaux sont ensuite répartis entre les modes de transport à l'aide d'un modèle de choix modal, fondé sur le coût, le temps de trajet et les correspondances [55].

Concernant le trafic routier, MuSti simule les flux sur le réseau structurant pendant les heures de pointe (6h–10h et 15h–19h), avec une calibration basée sur les comptages de 2018. Des profils horaires issus de ces mêmes données permettent ensuite d'extrapoler les flux sur l'ensemble de la journée.

Le réseau routier est structuré en deux niveaux : (i) un réseau structurant, modélisé en détail et calibré par comptage, et (ii) un réseau secondaire, estimé de manière plus agrégée. Le réseau structurant correspond aux principaux axes de la RBC, comme illustré à la Figure 14, tandis que le réseau secondaire regroupe les voiries locales [55, 79].

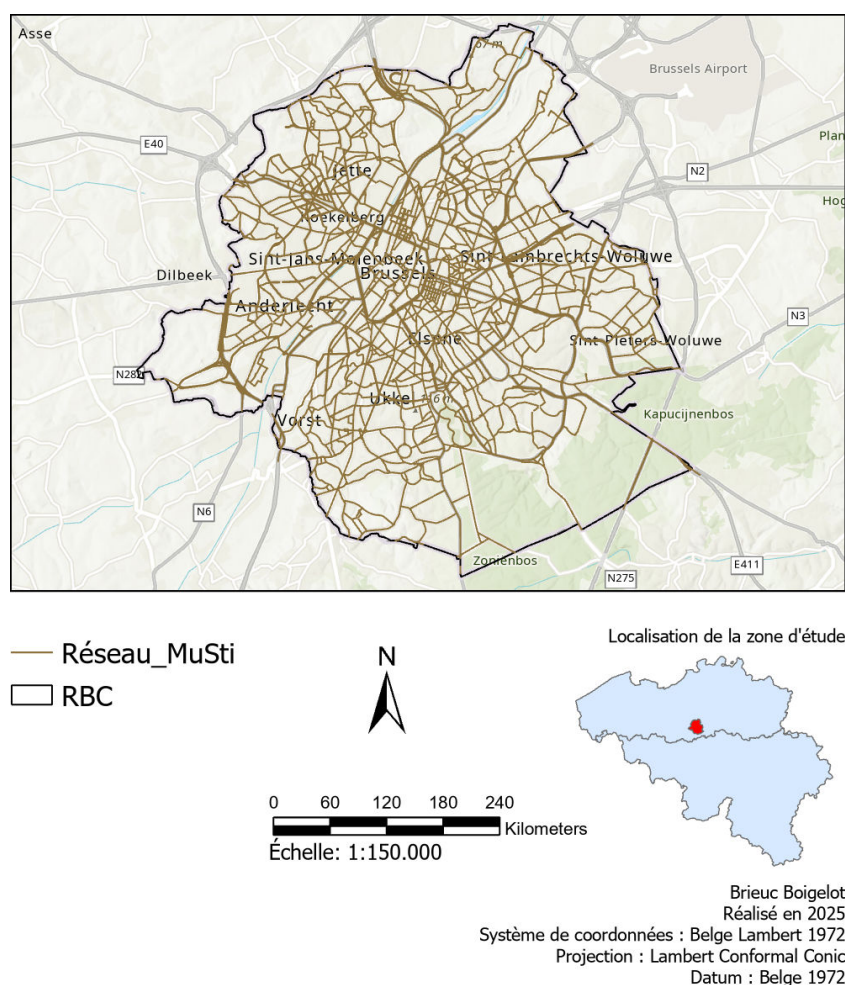


FIGURE 14 – Réseau structurant utilisé dans le modèle MuSti au sein de la RBC.

Les sorties du modèle sont exprimées en kilomètres parcourus par segment et par classe de véhicule (véhicules légers, utilitaires, camions de chantier, camions de transport, bus) [55, 79]. Ces données sont ensuite intégrées dans SIRANE à l'échelle des mailles de calcul.

MuSti étant supposé mis à jour tous les cinq ans, les données de 2023 ne sont pas encore disponibles. Ce travail utilise donc les résultats de la version calibrée sur les comptages de 2018 [6].

Les charges de trafic issues de MuSti, exprimées en kilomètres parcourus par segment et par classe de véhicule, sont combinées avec les facteurs d'émission du modèle européen COPERT, développé par l'Agence européenne pour l'environnement. COPERT estime les émissions unitaires de polluants en fonction du type de véhicule, de la norme Euro, du carburant, de la vitesse moyenne et des conditions de conduite [59].

Ses nombreuses catégories de véhicules sont agrégées en cinq classes compatibles avec MuSti : véhicules légers, utilitaires, camions de chantier (2 essieux), camions de transport (3 essieux) et bus [59, 80]. Les facteurs d'émission, exprimés en grammes par kilomètre, sont spécifiques à chaque combinaison de paramètres.

Chaque année, les émissions sont recalculées à l'aide de COPERT, en intégrant les données actualisées de MuSti (km parcourus), les résultats des contrôles techniques (type, âge, norme des véhicules)

et les statistiques de consommation de carburant. Cette configuration annuelle est ensuite simulée douze fois avec les conditions météorologiques moyennes de chaque mois, produisant des coefficients mensuels reflétant les variations saisonnières. Ce fonctionnement, calibré sur 2018, a montré une bonne robustesse selon les analyses de sensibilité menées dans le cadre du développement du modèle [6].

Les émissions sont ainsi calculées pour chaque segment du réseau, sur l'ensemble du domaine modélisé. Si les flux de MuSti sont initialement disponibles uniquement sur le réseau structurant, une extrapolation permet d'étendre la modélisation aux voiries secondaires. Une fois le trafic estimé sur l'ensemble des segments de la RBC, les facteurs d'émission issus de COPERT y sont appliqués pour générer les émissions. Cette méthode garantit une couverture spatiale complète, tout en restant cohérente avec les dynamiques de trafic simulées à l'échelle régionale [55, 6].

4.2.3.2 Émissions ponctuelles

Dans ce travail, les émissions ponctuelles intégrées dans SIRANE correspondent exclusivement aux sorties de tunnels routiers. Ces sources localisées sont traitées séparément des émissions linéaires, chaque exutoire étant modélisé individuellement en fonction de sa position, du nombre de voies qu'il dessert et du volume de trafic estimé.

Les émissions sont calculées à partir des charges de trafic fournies par MuSti et des facteurs d'émission issus de COPERT, selon la même méthode que pour les segments de voirie. Toutefois, elles sont ici attribuées à un point fixe, reflétant le fonctionnement réel des systèmes de ventilation des tunnels, qui concentrent les rejets à la sortie.

Ces émissions sont directement injectées dans le second sous-domaine, au-dessus de la canopée urbaine, et modélisées sous forme de panaches gaussiens. Cela permet de simuler leur dispersion dans l'atmosphère libre et d'évaluer leur impact local sur les concentrations en NO_2 .

4.2.3.3 Émissions surfaciques

Les émissions surfaciques proviennent de la combustion résidentielle et tertiaire, principalement liée au chauffage. Elles représentent les émissions locales hors trafic et sont intégrées dans SIRANE comme des flux répartis spatialement sur les surfaces bâties, et modulés temporellement selon la demande en chauffage.

La répartition spatiale s'appuie sur les données cadastrales de la RBC, estimant la surface bâtie dans chaque maille de 100 m. Il est supposé que les émissions sont proportionnelles à cette surface, en considérant une distribution homogène des systèmes de chauffage.

La modulation temporelle repose sur les degrés-jours équivalents, indicateur de la demande énergétique journalière. Ces valeurs, ajustées selon l'inertie thermique des bâtiments, traduisent une hausse des émissions lors de périodes plus froides [77].

Ces émissions sont injectées dans le premier sous-domaine de la canopée urbaine, en complément du trafic routier, contribuant ainsi aux concentrations simulées en fond de rue.

4.2.4 Données météorologiques

Les conditions météorologiques sont essentielles au fonctionnement de SIRANE, tant pour le calcul des émissions que pour la modélisation du transport et de la dispersion des polluants. Elles influencent directement les concentrations simulées dans chaque segment de rue ou cellule du domaine.

Les données utilisées dans ce travail proviennent de la station de l'Institut Royal Météorologique (IRM) située à Uccle. Disponibles à un pas horaire, elles incluent la vitesse et la direction du vent, la température de l'air, les précipitations, l'humidité relative et le rayonnement solaire global.

Bien qu'issues d'un seul point de mesure, ces données sont considérées comme représentatives de l'ensemble de la RBC dans le cadre de ce type de modélisation. Elles sont complétées par la concentration de fond, indispensable pour évaluer le niveau de pollution ambiant indépendamment des sources locales.

4.2.5 Concentration de fond

La concentration de fond désigne la fraction de pollution déjà présente dans l'atmosphère avant toute interaction avec les sources locales. Elle provient du transport à longue distance de polluants émis en dehors de la région, qu'ils soient d'origine régionale, nationale ou transfrontalière [81].

Dans ce travail, elle est estimée à partir des mesures horaires de la station de référence de l'Institut Royal Météorologique (IRM) à Uccle. Située en bordure sud de Bruxelles dans un environnement peu densifié et à proximité de zones vertes, cette station est éloignée des grandes sources d'émissions locales. Elle est donc considérée comme représentative du fond régional.

Les valeurs mesurées y sont directement intégrées dans SIRANE comme concentration de fond constante, ajoutée uniformément à l'ensemble du domaine modélisé. Cette valeur constitue le niveau minimal théorique de NO_2 attendu dans la RBC.

4.2.6 Récepteurs et grille de calcul

Outre les données d'entrée, le modèle SIRANE nécessite la définition de récepteurs et d'une grille de calcul pour produire des sorties spatialisées.

Les récepteurs sont des points d'observation placés dans le domaine, généralement à proximité de stations de mesure, de zones sensibles ou de tronçons représentatifs. Ils permettent d'extraire les concentrations horaires simulées en des points précis, facilitant ainsi la comparaison directe avec les données mesurées.

La grille de calcul couvre l'ensemble de la zone modélisée avec une résolution de 100 mètres. Elle agrège les concentrations issues des segments de rue, des sources ponctuelles et surfaciques, afin de générer des cartes continues lisibles à l'échelle de la RBC.

4.2.7 Conclusion sur les données d'entrée

Les données mobilisées couvrent l'ensemble des besoins du modèle SIRANE pour simuler les concentrations de polluants à l'échelle urbaine. Chaque type d'information joue un rôle spécifique, et la qualité, la résolution et la cohérence de l'ensemble conditionnent la fiabilité des résultats.

Une fois les données intégrées, le modèle produit trois types de sorties : les concentrations aux récepteurs, des statistiques associées et des cartes interpolées sur la grille.

Il convient alors à vérifier la validité de ces résultats par une phase de calibration, présentée dans la section suivante.

4.3 La calibration du modèle

Parmi les données d'entrée mobilisées dans SIRANE, seules les émissions sont issues d'une modélisation, ce qui en fait la principale source d'incertitude. À l'inverse, les autres variables (géométrie urbaine, météorologie, concentration de fond) proviennent de mesures directes. Par ailleurs, une analyse de sensibilité a montré que le modèle est peu sensible aux variations des paramètres physiques propres à la RBC, tels que l'albédo, la rugosité ou l'émissivité [77, 6].

La calibration s'est donc focalisée sur les émissions routières, en ajustant par itérations des facteurs multiplicatifs constants appliqués aux émissions de NO et de NO₂. L'objectif est de rapprocher les concentrations simulées de celles mesurées aux stations de télémétrie (section 3.2.2.1), tout en conservant intacte la structure du modèle.

Bien que seul le NO₂ soit analysé dans ce travail, la calibration conjointe du NO et du NO₂ reste nécessaire, ces deux espèces étant liées par un équilibre photochimique modélisé par SIRANE (cf. section 3.2.2.3). Un ajustement isolé du NO₂ romprait cette cohérence. Les facteurs appliqués sont de 1,15 pour le NO₂ et 0,7475 pour le NO, en respectant un ratio proche de celui de leurs masses molaires (46 g/mol contre 30 g/mol), soit environ 0,65.

Les performances de ces configurations de calibration sont évaluées à la section 5.1, sur la base des critères proposés par Chang et Hanna [10, 9].

4.4 Critères d'évaluation de la qualité de la calibration

4.4.1 Indicateurs de performance statistique

La qualité de la calibration est évaluée à l'aide d'indicateurs statistiques mesurant l'écart entre concentrations simulées (C_p) et observées (C_o). Couramment utilisés pour valider les modèles de dispersion, ils offrent une évaluation objective de leur performance en milieu urbain [82, 10].

4.4.1.1 Biais fractionnaire (FB)

$$FB = \frac{2(\overline{C_o} - \overline{C_p})}{\overline{C_o} + \overline{C_p}} \quad (5)$$

Le Biais fractionnaire (FB) quantifie le biais systématique entre les moyennes observées ($\overline{C_o}$) et simulées ($\overline{C_p}$). Symétrique et normalisé, il exprime des écarts proportionnels et varie entre -2 et $+2$, la valeur nulle indiquant l'absence de biais global. Sensible aux déséquilibres moyens, il est peu influencé par les valeurs extrêmes.

4.4.1.2 Biais géométrique moyen (MG)

$$MG = \exp(\overline{\ln C_o} - \overline{\ln C_p}) \quad (6)$$

Le Biais géométrique moyen (MG) mesure le biais entre observations et simulations sur une échelle logarithmique. Moins sensible aux valeurs extrêmes, il est adapté aux distributions fortement dissymétriques.

4.4.1.3 Erreur quadratique moyenne normalisée (NMSE)

$$NMSE = \frac{(\overline{C_o} - \overline{C_p})^2}{\overline{C_o} \cdot \overline{C_p}} \quad (7)$$

L'Erreur quadratique moyenne normalisée (NMSE) évalue l'écart quadratique moyen entre simulations et observations, exprimé relativement aux moyennes. Il combine biais et variabilité dans un seul indicateur, toujours positif, idéal pour résumer la performance globale du modèle.

4.4.1.4 Variance géométrique (VG)

$$VG = \exp\left(\overline{(\ln C_o - \ln C_p)^2}\right) \quad (8)$$

Le Variance géométrique (VG) mesure la dispersion logarithmique des écarts entre simulations et observations. Il complète le MG en quantifiant la variabilité autour du biais géométrique.

4.4.1.5 Erreur relative moyenne (ER)

$$ER = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{C_{p,i} - C_{o,i}}{C_{o,i}} \right| \quad (9)$$

L'Erreur relative moyenne (ER) exprime l'erreur relative moyenne par point, rapportée aux valeurs observées. Elle fournit une lecture directe de la précision du modèle, sensible aux écarts individuels.

4.4.1.6 Coefficient de corrélation linéaire (R)

$$R = \frac{(C_o - \overline{C_o})(C_p - \overline{C_p})}{\sigma_{C_o} \cdot \sigma_{C_p}} \quad (10)$$

Le Coefficient de corrélation linéaire (R) mesure la capacité du modèle à reproduire les tendances des observations. Il ne reflète ni le biais ni l'amplitude de l'erreur, mais la cohérence des variations spatiales ou temporelles.

4.4.1.7 Fraction dans un facteur deux (FAC2)

$$\text{FAC2} = \frac{\text{Nombre de points tels que } 0,5 \leq \frac{C_p}{C_o} \leq 2,0}{\text{Nombre total de points}} \quad (11)$$

Le Fraction des prédictions dans un facteur deux (FAC2) indique la proportion des prédictions comprises entre la moitié et le double des observations. Il donne une lecture intuitive de la précision globale du modèle, sans distinction du type d'erreur.

4.4.2 Critères d'acceptation d'un modèle de dispersion

Pour évaluer si un modèle de dispersion est acceptable en contexte urbain, des seuils de qualité ont été définis pour les indicateurs statistiques présentés précédemment. Ces critères, proposés par Chang et Hanna à partir de comparaisons entre modèles et observations expérimentales, diffèrent selon les environnements (rural ou urbain) [10, 9].

Dans ce travail, les seuils définis pour les environnements ruraux ont été privilégiés autant que possible, malgré le contexte urbain de la RBC. Le tableau 3 en présente la synthèse.

TABLE 3 – Seuils d'acceptation pour les modèles en contexte rural et urbain. Source : [9, 10]

Indicateur	Rural	Urbain
Biais fractionnaire (FB)	$\leq 0,3$	$\leq 0,67$
Erreur quadratique (NMSE)	≤ 3	≤ 6
Fraction facteur 2 (FAC2)	$\geq 0,5$	$\geq 0,3$
Biais géométrique (MG)	0,8–1,2	0,7–1,3
Variance géométrique (VG)	≤ 2	≤ 4

Un modèle est jugé acceptable s'il respecte au moins la moitié des critères sur au moins la moitié des stations. Cette approche évite de fonder l'évaluation sur un seul indicateur.

Il convient toutefois de rester attentif à l'équilibre des résultats : un biais moyen faible peut masquer une surestimation systématique si toutes les erreurs sont orientées dans le même sens. Une répartition équilibrée autour de zéro est préférable.

Enfin, Chang et Hanna soulignent le caractère partiellement arbitraire de ces seuils et l'absence d'un consensus universel sur les critères de validation.

Une fois la calibration validée, le modèle peut être confronté à des observations indépendantes. Dans ce cadre, la campagne CurieuzenAir, avec près de 3 000 points de mesure en septembre–octobre 2021, offre une base idéale pour tester la capacité du modèle à reproduire la répartition réelle des concentrations à Bruxelles.

4.5 CurieuzenAir

Cette section présente la campagne participative CurieuzenAir. Sauf mention contraire, les informations sont tirées du rapport officiel [8].

Lancée en 2021, la campagne visait à cartographier les concentrations de NO₂ en RBC à haute résolution. Portée par l'Université d'Anvers, en partenariat avec l'ULB, Bruxelles Environnement et BRAL³, elle reposait sur une démarche participative inédite.

Près de 3 000 volontaires ont contribué à la collecte des données. L'initiative visait à la fois à sensibiliser les citoyens à la qualité de l'air et à produire un jeu de données dense, permettant une analyse spatiale plus fine que celle des réseaux télémétriques classiques.

4.5.1 Méthodologie de CurieuzenAir

4.5.1.1 Méthodologie des mesures

La campagne CurieuzenAir repose sur l'usage de tubes passifs pour mesurer les concentrations de NO₂ en RBC, selon le protocole présenté en section 3.2.1.

Chaque volontaire recevait un kit contenant deux tubes passifs, à installer sur un panneau de type immobilier fourni, entre 2 et 3 mètres de hauteur (idéalement au premier étage) pour limiter les risques de vol ou de dégradation. La distribution et la collecte des kits ont été assurées par livraison postale.

Les tubes ont été exposés en continu du 25 septembre 2021 à 13h00 au 23 octobre 2021 à 09h00, permettant d'obtenir une moyenne représentative de la qualité de l'air durant le début de l'automne.

Pour assurer la qualité des données, les participants ont complété un questionnaire en ligne à trois moments clés (début, milieu, fin), renseignant l'heure d'installation et de retrait, l'altitude approximative du dispositif et sa localisation précise via Google Maps.

4.5.1.2 Méthodologie pour le choix des lieux de mesure

Sur 5 908 candidatures citoyennes, 3 000 sites ont été retenus pour garantir une couverture spatiale optimale du territoire de la RBC et représenter divers environnements d'émission : rues à fort trafic et de type canyon, voiries résidentielles, zones ouvertes, ainsi que des contextes exposés à des niveaux variables de concentration de fond.

3. BRAL est un mouvement citoyen bruxellois engagé pour une ville durable, solidaire et démocratique [83].

La sélection a d'abord privilégié les emplacements conformes au protocole standardisé : installation sur façade ou fenêtre au premier étage (ou plus haut), orientée vers la rue. Une distance minimale de 100 mètres entre sites a été imposée pour éviter une concentration excessive des mesures dans certains quartiers.

Dans les étapes suivantes, le critère de hauteur a été élargi jusqu'au cinquième étage, tant que les dispositifs restaient orientés vers l'espace public.

4.5.1.3 Méthodologie pour le choix des participants

En plus d'une couverture spatiale représentative sur l'ensemble de la RBC, la campagne visait à assurer une diversité sociale parmi les participants et à renforcer la sensibilisation aux enjeux de qualité de l'air, notamment auprès des groupes vulnérables souvent plus exposés mais moins informés.

Certaines catégories ont été automatiquement retenues : 107 écoles, pour sensibiliser les jeunes publics, et 202 lieux communautaires, sélectionnés avec BRAL, pour inclure les publics socio-économiquement fragiles.

Les autres participants ont été choisis parmi les candidatures en ligne, selon les critères techniques et spatiaux décrits précédemment.

4.5.1.4 Points d'échantillonnage finaux

La Figure 15 montre la répartition spatiale des 3 000 points d'échantillonnage sélectionnés dans le cadre de CurieuzenAir. Bien que la densité soit plus forte dans les zones centrales, des points sont également présents en périphérie, assurant une couverture représentative. Cette distribution reflète les objectifs scientifiques et sociétaux de la campagne.

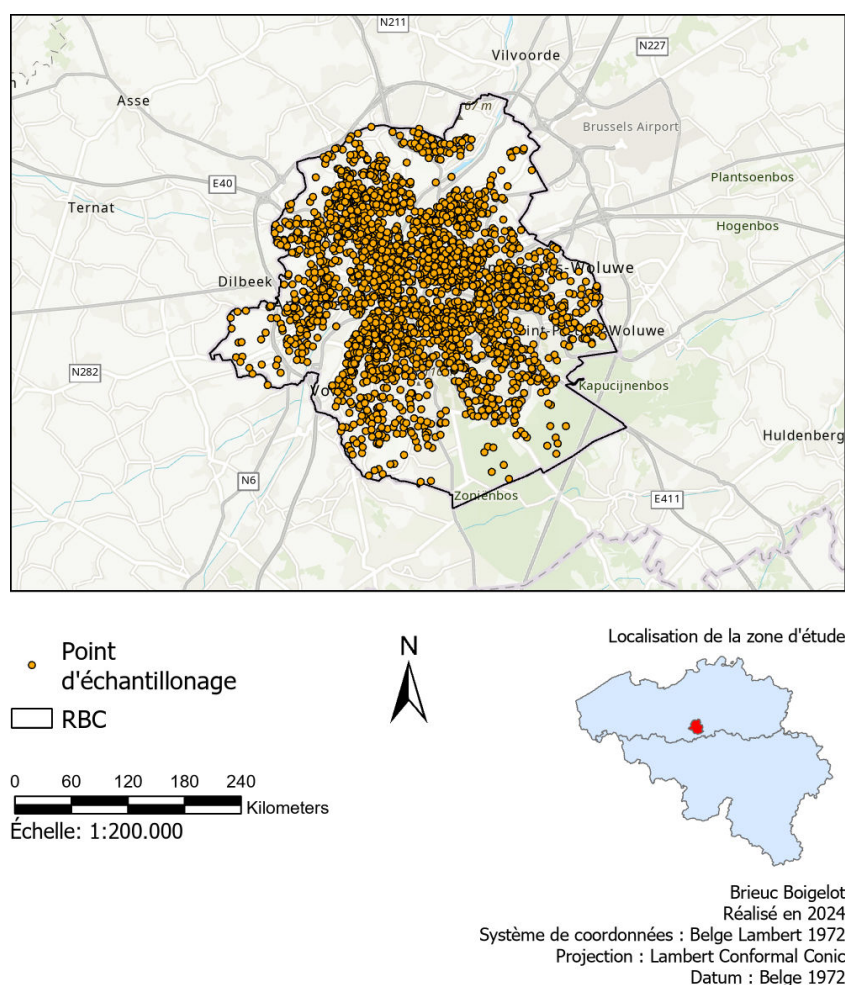


FIGURE 15 – Localisation des points d'échantillonnage CurieuzenAir dans la RBC

4.5.2 Traitement des données

4.5.2.1 Concentration de fond

Vingt-trois sites de fond ont été sélectionnés dans des zones faiblement influencées par des sources locales de NO_2 , majoritairement situés en Forêt de Soignes, avec quelques localisations complémentaires dans la RBC. Contrairement aux autres points, ces mesures ont été installées et suivies par des experts de l'Université d'Anvers. Intégrés aux 3 000 emplacements de la campagne, ces sites offrent une référence régionale indépendante pour l'interprétation des concentrations mesurées.

4.5.2.2 Correction des mesures par les blancs

Deux types de blancs ont été utilisés pour corriger les éventuelles contaminations liées au transport ou à la manipulation des tubes passifs. Les premiers, conservés en permanence à l'Université d'Anvers, mesurent le bruit de fond du matériel. Les seconds, envoyés mais non installés, ont été retournés fermés et servent à évaluer la contamination durant la logistique. Dans les deux cas, la masse de NO_2^- mesurée est soustraite de celle des tubes exposés avant le calcul des concentrations, afin d'éliminer les biais induits par le transport.

4.5.2.3 Calibration des mesures passives

Les mesures des tubes passifs ont été calibrées par régression linéaire, en les comparant aux concentrations relevées par les stations de référence de l’Institut Bruxellois pour la Gestion de l’Environnement (IBGE), complétées pour l’occasion par deux stations mobiles supplémentaires. Ce modèle de correction permet d’aligner les mesures passives sur les standards de précision requis pour l’estimation des concentrations de NO₂ en milieu urbain.

4.5.2.4 Contrôle de qualité des données

Un protocole de contrôle qualité a été appliqué à l’ensemble des données issues des tubes passifs. Chaque site disposait de deux tubes installés en parallèle ; leur cohérence a été vérifiée via une régression quantile sur les différences logarithmiques (log₂) entre duplicatas. Les valeurs situées hors de l’intervalle $[Q_1 - 3 \times IQR; Q_3 + 3 \times IQR]$ ont été considérées comme aberrantes et exclues.

Pour des raisons de confidentialité, les localisations géographiques ont été recadrées au centre de la rue. Ce décalage, testé sur les données brutes accessibles sous conditions, s’est révélé négligeable. L’analyse a donc été menée sur les données recadrées, conformes aux livrables officiels de CurieuzenAir.

4.5.3 Résultats de la campagne

Pour permettre une comparaison avec les normes sanitaires, les concentrations de NO₂ mesurées ont été extrapolées en valeurs annuelles via une normalisation développée par De Craemer et al. (2020) [8], fondée sur la synchronisation spatiale des concentrations à différentes échelles temporelles.

La relation appliquée est :

$$[\text{NO}_2]_{\text{annuel}} = \frac{[\text{NO}_2]_{\text{Palme}}}{0,89} \quad (12)$$

Les résultats CurieuzenAir sont donc exprimés en concentrations annuelles. Toutefois, dans le cadre de ce travail, une conversion inverse a été appliquée afin de restituer les concentrations sur la période d’échantillonnage, pour les comparer aux simulations SIRANE. Le détail de cette méthode figure dans le rapport officiel de la campagne [8].

4.5.3.1 Points de mesure finaux CurieuzenAir

Sur les 3 000 kits distribués, 2 483 points de mesure ont passé avec succès l'ensemble des contrôles de qualité, soit 83 % des données initiales (voir tableau 4).

	Number		Remaining	
	Absolute	Relative to remaining (%)	Absolute	Relative of start value (%)
Sent out to participants			3000	100
Not collected or late returned	261	8,7	2.739	91,30
Missing metadata	138	5,04	2.601	86,70
No duplicates	10	0,38	2.591	86,37
Difference between duplicate tubes outside of quality range	71	2,74	2.520	84,00
Measurement time too short	3	0,12	2.517	83,90
Measurement or analysis errors (Lab error, broken tube, missing cap, water)	30	1,19	2.487	82,90
Low values	1	0,04	2.486	82,87
Inconsistencies on dot map	3	0.12	2.483	82,77
Number of quality controlled CurieuzenAir locations			2483	82,77

TABLE 4 – Résumé des filtres appliqués sur les données CurieuzenAir et nombre de points retenus après contrôle qualité. Source : [8]

La Figure 16 présente les concentrations moyennes annuelles de NO₂ pour ces 2 483 sites. On observe une forte hétérogénéité spatiale, avec des niveaux élevés dans le centre-ville et le long des grands axes, et des concentrations plus faibles en périphérie, notamment près de la Forêt de Soignes et dans les quartiers résidentiels peu denses.

Les sous-cartes (b), (c) et (d) filtrent les points selon leur concentration. Les sites $< 20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ se situent principalement en bordure de la RBC, tandis que ceux $\geq 30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ se concentrent dans les zones centrales et à proximité des axes routiers. Un gradient croissant de NO₂ apparaît ainsi entre la périphérie et le cœur urbain.

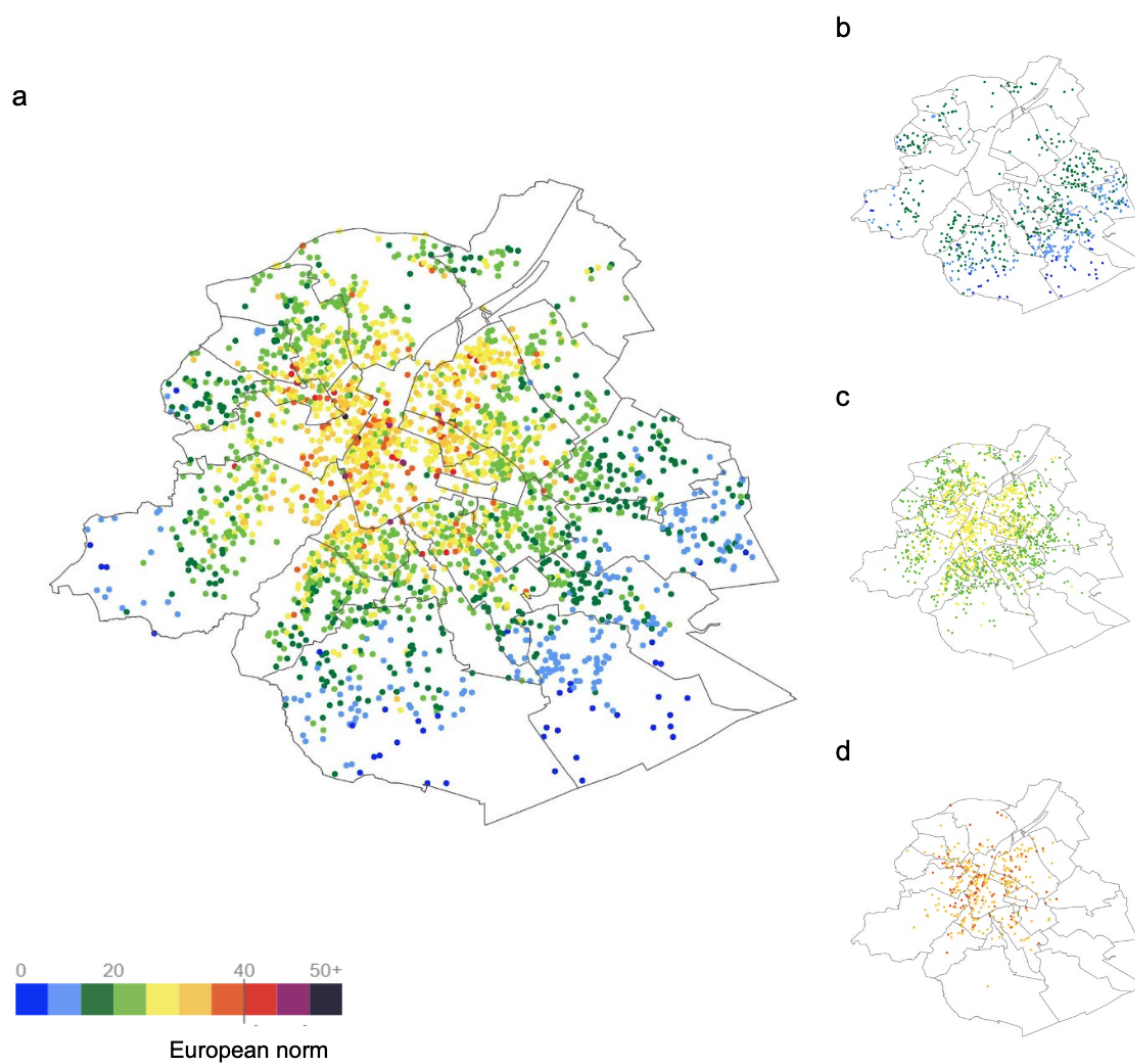


FIGURE 16 – Concentrations annuelles moyennes de NO₂ en 2021 aux emplacements CurieuzenAir ($n = 2483$) : (a) tous les sites ; (b) $< 20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$; (c) $20\text{--}30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$; (d) $\geq 30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Source : [8]

5 Résultats et discussion

5.1 Calibration

Avant toute comparaison avec les données CurieuzenAir, il convient d'évaluer la qualité de la calibration réalisée à partir des concentrations mesurées aux stations de télémétrie. Comme détaillé en section 4.3, cette calibration repose sur l'application de facteurs multiplicatifs aux émissions de trafic de NO (0,7475) et de NO₂ (1,15), afin de corriger les biais tout en respectant la cohérence photochimique du modèle.

L'évaluation s'appuie sur les indicateurs proposés par Chang et Hanna pour les modèles urbains [10, 9], et vise à vérifier si les performances simulées respectent les seuils d'acceptation définis (voir tableau 3 en section 4.4). La Figure 17 montre les profils horaires moyens simulés et mesurés, tandis que le tableau 5 synthétise les indicateurs statistiques calculés pour chaque station.

TABLE 5 – Indicateurs statistiques des stations de mesure. FB : *Fractional Bias*, NMSE : *Normalized Mean Square Error*, ER : *Erreur relative*, R : coefficient de corrélation linéaire, MG : *Geometric Mean Bias*, VG : *Geometric Variance*, FAC2 : fraction des valeurs prédites dans un facteur 2 des mesures.

ID station	Localisation	FB	NMSE	ER	R	MG	VG	FAC2
41R001	Molenbeek-St-Jean	0.16	0.34	0.60	0.72	1.24	1.31	0.71
41R002	Ixelles	0.10	0.17	0.33	0.75	1.09	1.19	0.92
41B001	Arts-Loi	-0.10	0.48	0.51	0.30	1.06	1.47	0.73
41B004	Ste-Catherine	0.27	0.35	0.41	0.72	1.30	1.26	0.84
41B011	Berchem-Ste-Agathe	-0.09	0.35	0.62	0.75	0.71	1.80	0.65
41R012	Uccle	-0.40	0.27	0.74	0.91	0.52	2.25	0.55
41N043	Haren	0.08	0.22	0.39	0.61	1.12	1.26	0.84
41MEU1	Neder-Over-Heembeek	0.07	0.38	0.54	0.58	1.08	1.34	0.76
41B006	Parlement Européen	0.30	0.36	0.48	0.69	1.46	1.32	0.79
41B008	Rue Belliard	-0.32	0.41	0.42	0.65	0.83	1.26	0.81
41CHA1	Ganshoren	-0.08	0.82	1.09	0.63	1.11	1.43	0.43
41REG1	Rue du Régent	0.43	0.49	0.60	0.62	1.66	1.56	0.65

Légende du codage couleur :

- **Blanc** : respecte les critères **ruraux**
- **Orange** : respecte uniquement les critères **urbains**
- **Rouge** : ne respecte **aucun** des deux seuils

Les résultats du tableau 5 montrent que la calibration respecte globalement les seuils de Chang et Hanna, malgré des écarts selon les stations. La majorité satisfait les critères pour le FB, la NMSE, le R et la FAC2. Le biais géométrique moyen (MG) dépasse plus fréquemment les seuils, en raison de sa sensibilité aux faibles concentrations, sans signaler pour autant une erreur majeure.

Les meilleures performances sont observées à Ixelles (41R002), Haren (41N043) et Neder-Over-Heembeek (41MEU1), avec une dynamique bien reproduite, un biais limité et une FAC2 > 0,75.

À l'inverse, les stations en canyon urbain dense affichent les écarts les plus marqués. Rue du Régent (41REG1) combine surestimation (FB = 0,43), biais élevé (MG = 1,66) et dispersion accrue (VG = 1,56), signalant une mauvaise représentation locale. Rue Belliard (41B008) présente une sous-estimation nette (FB = -0,32), dans un contexte de mesure moins contrôlé.

À Ganshoren (41CHA1), la NMSE élevée (0,82) et la FAC2 faible (0,43) s'expliquent en partie par des données disponibles uniquement à partir du 6 octobre 2021.

En somme, la calibration assure de bonnes performances en contexte peu dense, tandis que les zones complexes révèlent les limites du modèle. Ces écarts guideront l'analyse des divergences locales dans la suite du travail.

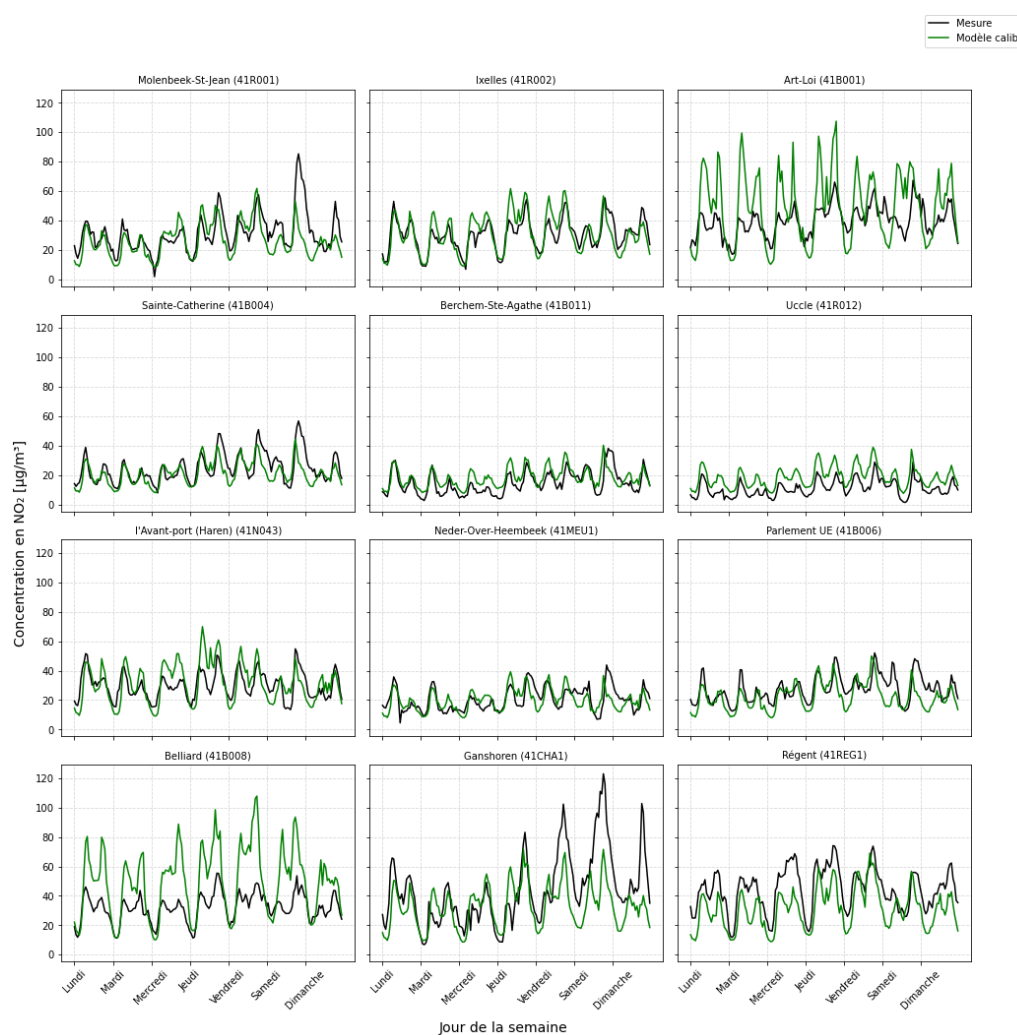


FIGURE 17 – Profils horaires hebdomadaires moyens en NO_2 : comparaison entre mesures et modèle calibré pour les 13 stations de la RBC.

La Figure 17 complète l'évaluation statistique en visualisant les profils horaires hebdomadaires moyens. Ce lissage temporel réduit l'influence des perturbations ponctuelles et permet d'identifier les tendances journalières typiques. La plupart des stations présentent une double pointe journalière, reflet des heures de pointe de trafic.

Il apparaît d'après la table 1 (section 3.2.2.1), qui présente l'influence du trafic à chaque station, une bonne concordance entre modèle et observations dans les stations peu exposées au trafic, comme Uccle, Berchem-Ste-Agathe ou Neder-Over-Heembeek, avec des pics bien reproduits. À l'inverse, les écarts se creusent dans les sites fortement influencés par le trafic (Ganshoren, Belliard, Arts-Loi, Régent), avec des pics mal positionnés ou mal estimés.

Ces divergences suggèrent une dégradation des performances en contexte de trafic dense. Cette hypothèse sera examinée plus en détail dans la suite du travail, à travers l'analyse spatiale des concentrations simulées.

5.2 Analyse des concentrations ponctuelles

Cette section confronte les concentrations ponctuelles de NO_2 mesurées par CurieuzenAir à celles simulées par SIRANE aux mêmes emplacements. L'objectif est d'évaluer la capacité du modèle à reproduire la variabilité spatiale observée sur le territoire de la RBC, sans chercher à caractériser en soi la qualité de l'air.

Les classes des deux cartographies suivantes ont été définies à partir de l'intervalle commun aux deux jeux de données, puis divisées en intervalles réguliers pour assurer une symbologie cohérente et comparative.

5.2.1 CurieuzenAir

La Figure 18 montre une forte hétérogénéité spatiale des concentrations mesurées. Les valeurs les plus faibles ($< 18,7 \mu\text{g m}^{-3}$) se concentrent en périphérie, dans des zones peu denses ou végétalisées. Les plus élevées ($> 38,5 \mu\text{g m}^{-3}$) se localisent au centre-ville et le long des grands axes.

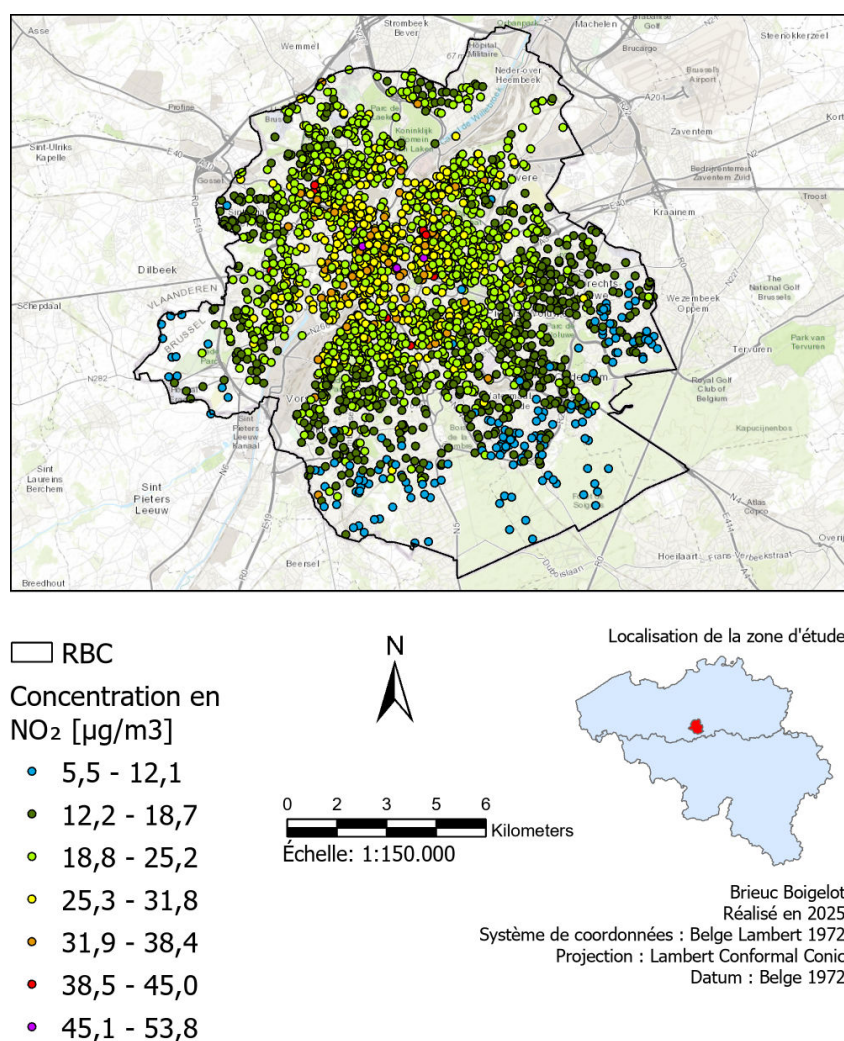


FIGURE 18 – Répartition spatiale des concentrations en NO_2 mesurées lors de la campagne CurieuzenAir dans la RBC.

L'histogramme (Figure 19) confirme cette distribution : la majorité des mesures se situe entre 18,8 et 31,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, avec un pic dans la classe 18,8–25,2 ($n = 1122$). Seuls 19 points dépassent 38,5, illustrant le caractère localisé des fortes émissions. Ces données empiriques constituent la référence de comparaison pour la modélisation.

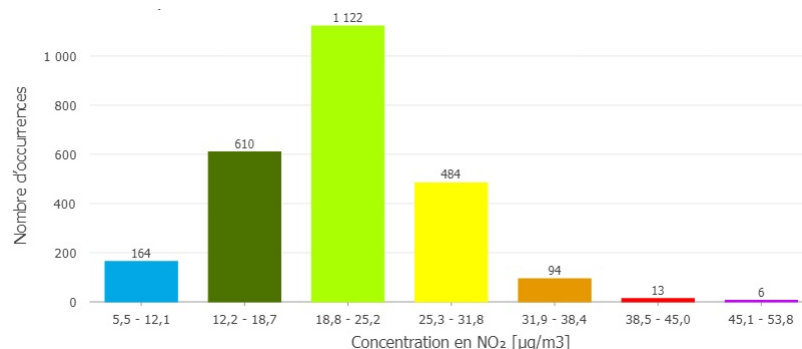


FIGURE 19 – Histogramme des classes de concentration observées lors de la campagne CurieuzenAir.

5.2.2 SIRANE

La Figure 20 montre les concentrations ponctuelles de NO_2 simulées par SIRANE pour la période de campagne, aux mêmes emplacements que les mesures CurieuzenAir. Le modèle reproduit correctement les concentrations élevées au centre-ville et le long des grands axes. En périphérie, les valeurs sont plus homogènes et globalement plus élevées que celles observées, notamment en zones peu denses.

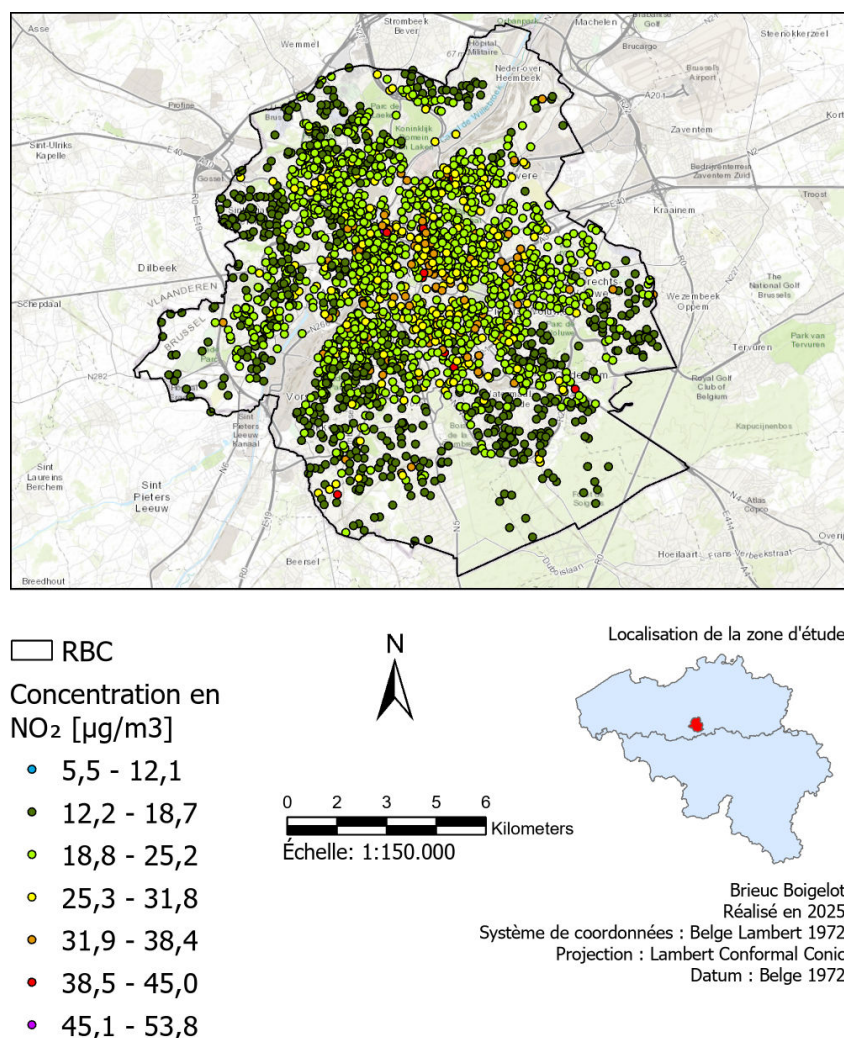


FIGURE 20 – Répartition spatiale des concentrations en NO_2 prédites par le modèle SIRANE dans la RBC.

La Figure 21 montre une dispersion importante autour de la diagonale, signe d'un écart entre simulation et mesure. Les faibles concentrations sont souvent surestimées, et les fortes sous-estimées. Cette tendance sera étudiée au cours de l'analyse statistique de cette section Résultats et discussion.

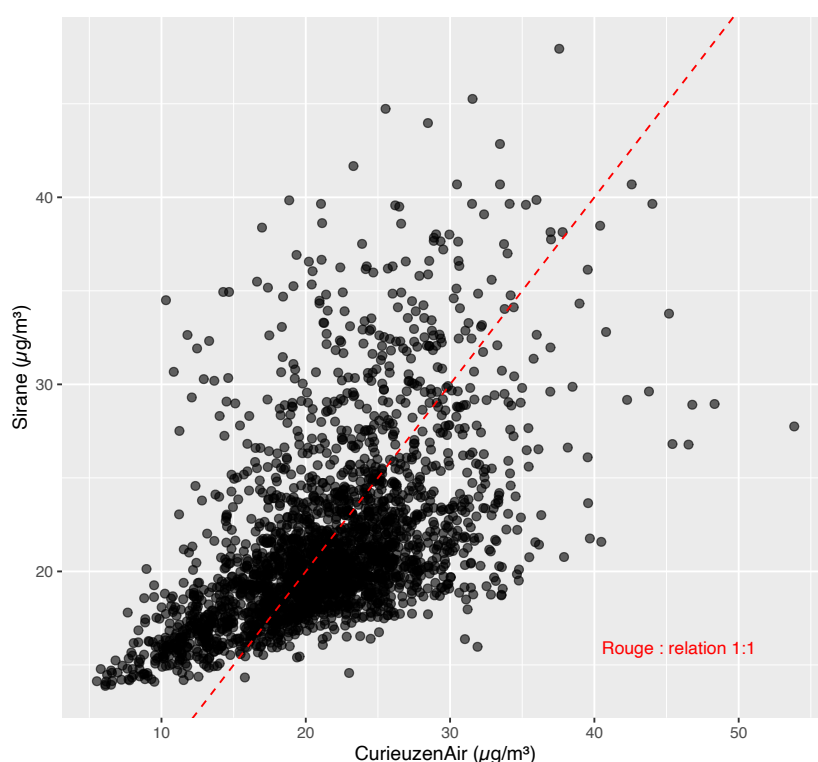


FIGURE 21 – Comparaison ponctuelle des concentrations prédites par SIRANE et mesurées par CurieuzenAir (NO_2 , $\mu\text{g m}^{-3}$).

L'histogramme de la Figure 22 révèle une concentration marquée dans la classe $18,8\text{--}25,2\mu\text{g m}^{-3}$ (1 382 points). Aucune valeur ne descend sous 12,1, ce qui reflète l'influence du fond horaire issu de l'IRM appliqué uniformément à l'ensemble du territoire.

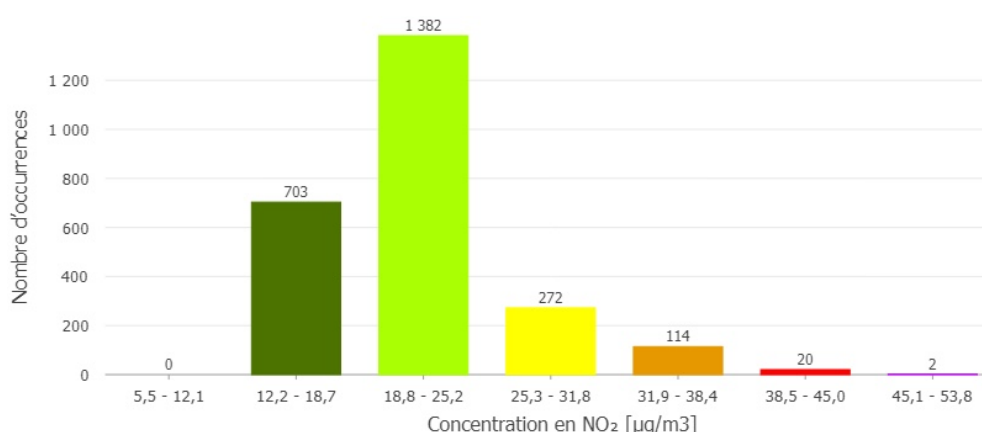


FIGURE 22 – Histogramme des classes de concentration en NO_2 prédites par SIRANE.

5.2.3 Comparaison et interprétation des résultats ponctuels

SIRANE ne prédit aucune concentration inférieure à $12,2\mu\text{g m}^{-3}$, alors que CurieuzenAir en compte 164. Ces faibles valeurs, situées en périphérie ou à proximité de grands espaces verts, sont exclues par l'application du seuil plancher de $13,9\mu\text{g m}^{-3}$, ce qui entraîne une surestimation systématique dans les zones faiblement exposées.

Plus généralement, le modèle tend à recentrer les prédictions autour de la moyenne. Cette limitation découle de son fonctionnement par tronçons de rues homogènes. En négligeant certaines hétérogénéités locales, telles que la morphologie bâtie, le relief ou la présence de micro-sources, le modèle atténue les contrastes fins observés dans les données mesurées.

Pour les concentrations élevées ($> 38,5 \mu\text{g m}^{-3}$), CurieuzenAir identifie 19 points localisés, contre 22 pour SIRANE, mais avec une répartition plus diffuse. Cette divergence reflète le lissage spatial inhérent au modèle, qui étale les émissions autour des sources selon une distribution gaussienne.

La Figure 23 visualise ces écarts : surestimations en périphérie (rouge), sous-estimations dans l'hypercentre (bleu), dessinant un gradient radial cohérent avec la structure de la ville. La symbologie repose sur des intervalles géométriques, dont les largeurs de classes ont été définies mathématiquement selon une série géométrique, assurant une répartition équilibrée des fréquences d'observation par classe.

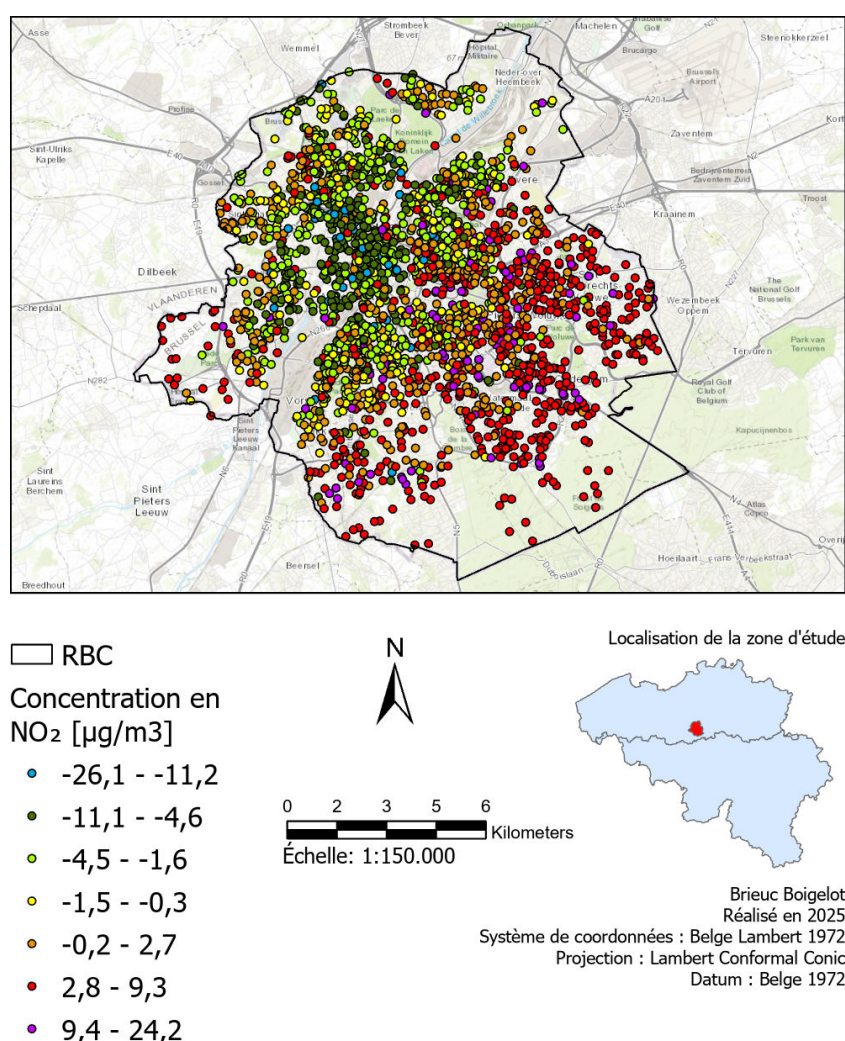


FIGURE 23 – Écart de concentration en NO_2 entre SIRANE et CurieuzenAir (SIRANE – CurieuzenAir).

La Figure 24 confirme cette tendance. La pente négative indique que plus la concentration mesurée est élevée, plus le modèle sous-estime. Cette relation renforce l'interprétation cartographique.

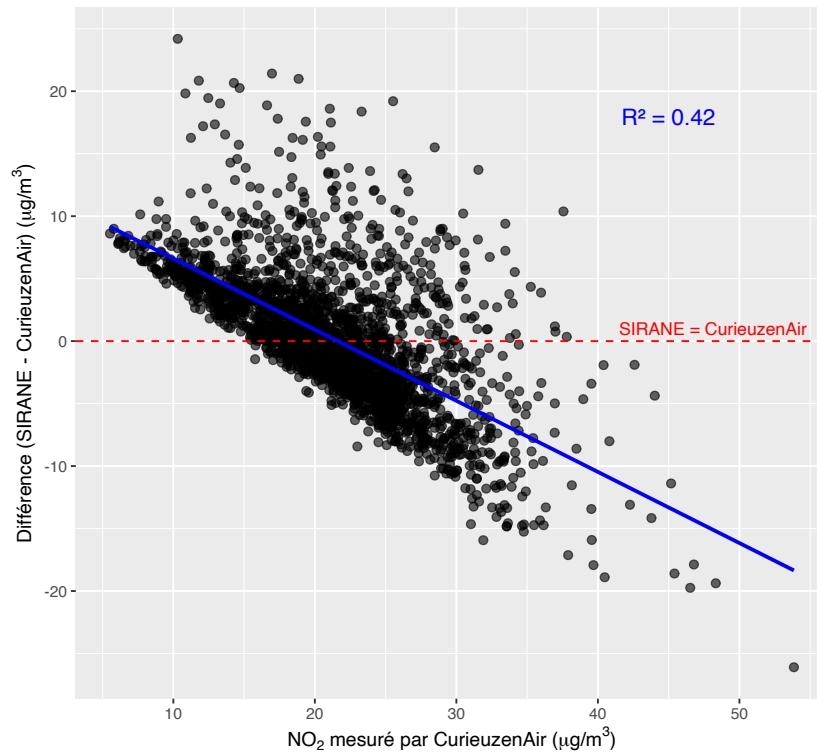


FIGURE 24 – Différence entre les concentrations simulées par SIRANE et mesurées par CurieuzenAir ($y = \text{SIRANE} - \text{CurieuzenAir}$) en fonction de la concentration mesurée.

5.3 Cartes continues et visualisation spatiale

Après l'analyse ponctuelle, cette section examine la répartition spatiale continue des concentrations de NO_2 à l'échelle régionale. Deux approches sont comparées : une interpolation des mesures CurieuzenAir par krigeage, et la sortie raster du modèle SIRANE. L'objectif est d'évaluer, de manière exploratoire, la manière dont chaque méthode restitue les gradients de pollution.

Cette comparaison ne constitue pas une évaluation stricte de performance : les deux méthodes reposent sur des logiques fondamentalement différentes. Le krigeage est un outil statistique basé sur la spatialisation des valeurs mesurées, sans prise en compte des processus physiques. SIRANE, à l'inverse, est un modèle mécaniste fondé sur les émissions, la morphologie urbaine et la dynamique atmosphérique. Les cartes sont donc interprétées comme des illustrations complémentaires.

5.3.1 Interpolation des mesures CurieuzenAir

Les données ponctuelles ont été interpolées en un raster continu au moyen d'un krigeage ordinaire avec retrait de la tendance. Cette méthode, fondée sur un semi-variogramme empirique, repose sur l'hypothèse d'une autocorrélation spatiale entre les points de mesure. Elle permet de générer une surface continue des concentrations estimées à l'échelle de la RBC, à partir du jeu de mesures ponctuelles, comme illustré à la Figure 25.

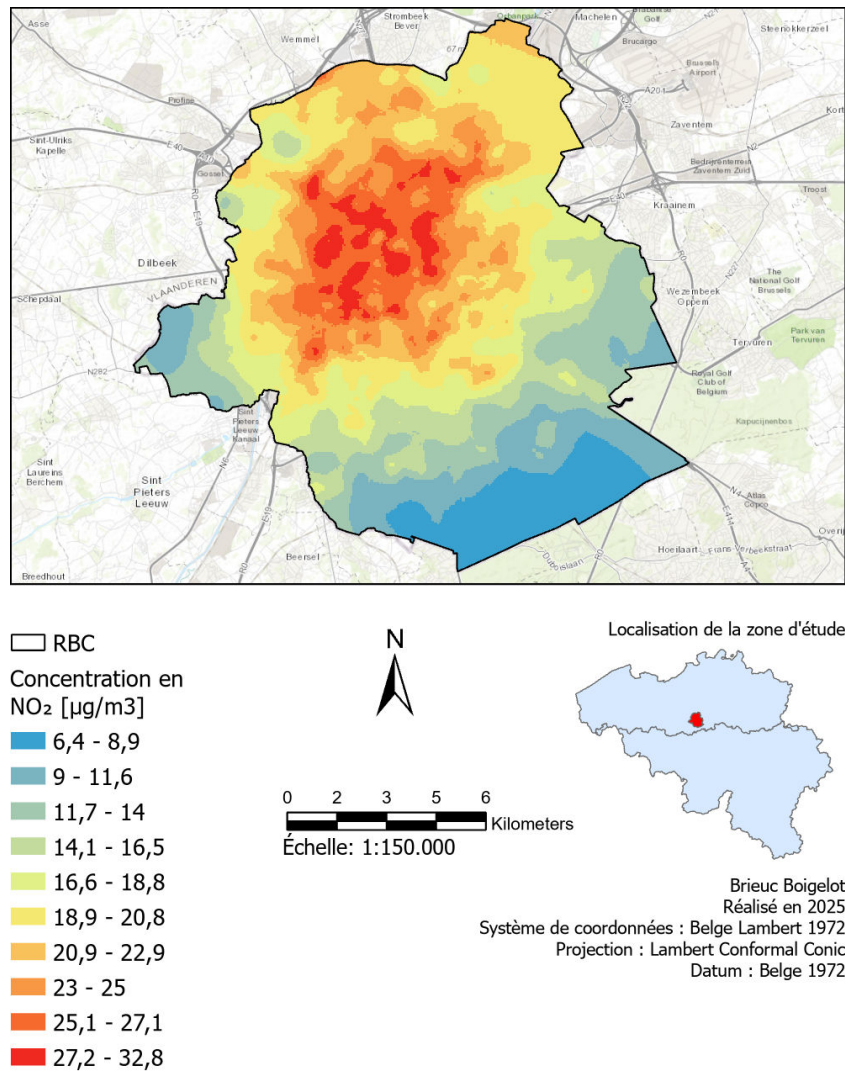


FIGURE 25 – Carte interpolée des concentrations en NO_2 issues des mesures CurieuzenAir, obtenue par krigeage avec retrait de la tendance.

Cette interpolation restitue des transitions progressives entre zones, avec des valeurs plus faibles en périphérie et plus élevées dans l'hypercentre. Lisse par construction, elle ne modélise ni les sources d'émission ni les mécanismes de dispersion. Elle est donc sensible à la densité et à la distribution spatiale des points de mesure.

5.3.2 Sortie continue du modèle SIRANE

La Figure 26 montre les concentrations simulées par SIRANE, projetées en raster pour la période de campagne. On observe une structuration marquée par le réseau routier, en cohérence avec l'architecture du modèle fondée sur des émissions linéaires et ponctuelles réparties sur les segments de voirie.

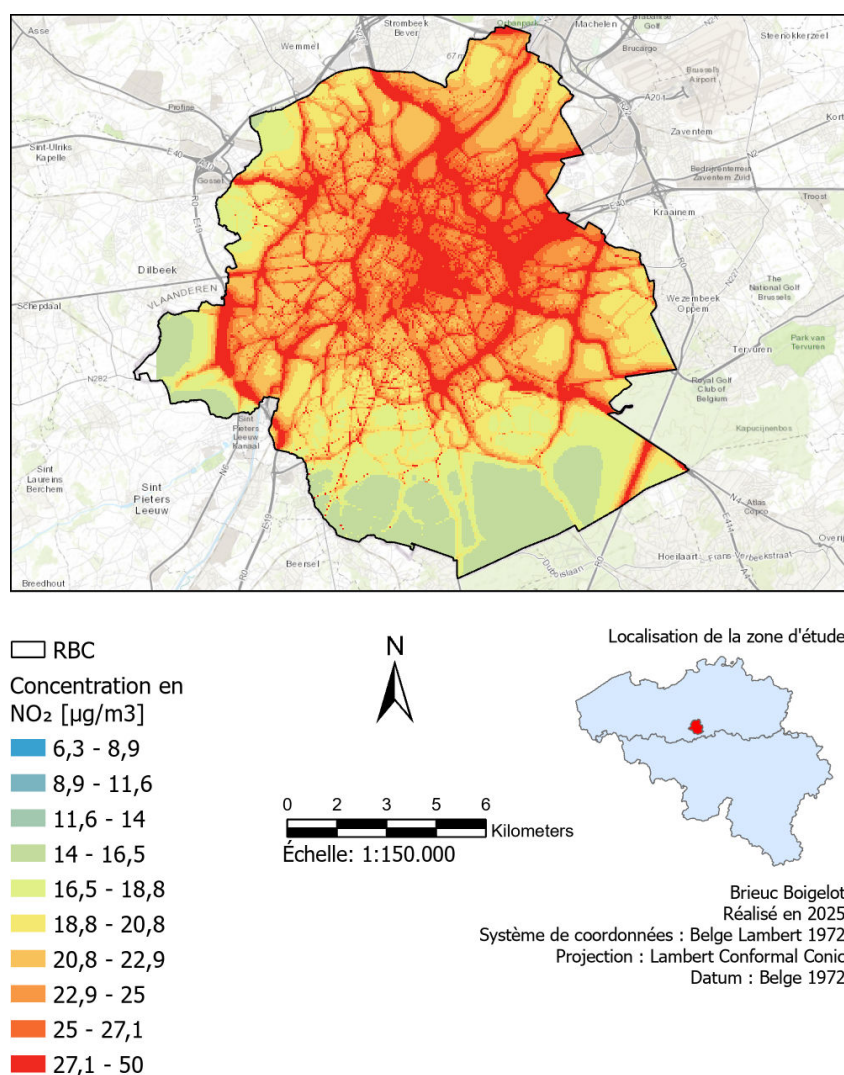


FIGURE 26 – Carte continue des concentrations en NO_2 prédites par SIRANE pour la période CurieuzenAir.

5.3.3 Distribution des concentrations simulées

La distribution des concentrations simulées par cellule (Figure 27) est centrée autour de $22,8 \mu\text{g m}^{-3}$, avec une majorité de valeurs comprises entre 18 et $28 \mu\text{g m}^{-3}$. Les valeurs très faibles sont absentes et les très fortes relativement rares. Cette concentration autour de la moyenne confirme le comportement déjà observé dans l'analyse ponctuelle : le modèle recentre ses prédictions et atténue les extrêmes, notamment en raison du fond constant appliqué et de la simplification de modélisation par segments de rue homogènes.

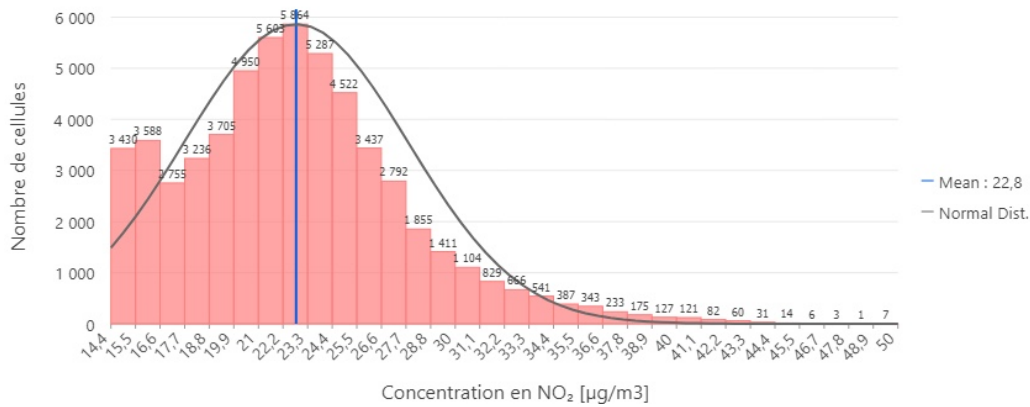


FIGURE 27 – Distribution des valeurs de concentration dans le raster SIRANE (par cellule).

5.3.4 Comparaison des couches continues

La carte interpolée CurieuzenAir montre des gradients progressifs, avec des valeurs plus faibles en périphérie. À l'inverse, la carte SIRANE révèle une structuration plus nette, organisée autour du réseau routier, des tunnels et des échangeurs. Cette différence reflète les logiques internes des deux approches.

L'interpolation krigage, purement statistique, répartit les concentrations selon la densité de points, sans modéliser ni les sources, ni les processus de dispersion. Elle fournit une image lissée mais aveugle aux structures physiques du territoire.

SIRANE, en mobilisant les données d'émissions, la géométrie urbaine et la météorologie, restitue mieux les ruptures spatiales liées aux infrastructures. Toutefois, certaines limites persistent. Le fond constant empêche de représenter les zones très peu exposées. En parallèle, les zones de forte concentration sont spatialement plus diluées, en raison de la dispersion semi-gaussienne qui répartit les émissions sur plusieurs tronçons.

Ainsi, cette comparaison illustre clairement les apports respectifs des deux méthodes. L'interpolation reflète fidèlement les données de terrain mais reste descriptive. Le modèle SIRANE, quant à lui, propose une lecture mécaniste et spatialement structurée de la pollution, tout en restant contraint par certaines hypothèses de modélisation.

5.4 Analyse statistique des concentrations prédites

L'analyse cartographique a permis de visualiser la structuration régionale des concentrations simulées par SIRANE. Toutefois, pour juger plus finement la validité du modèle, il est nécessaire de comparer directement ses prédictions aux mesures ponctuelles issues de la campagne CurieuzenAir. L'objectif de cette section est donc d'évaluer statistiquement la cohérence entre ces deux jeux de données, en identifiant les éventuels biais structurels, les tendances globales, et les types d'erreurs commises selon les niveaux de pollution.

Trois approches complémentaires sont mobilisées :

- une régression linéaire simple, qui estime la relation entre les mesures et les prédictions selon une logique classique de variable dépendante ;
- une régression orthogonale, plus adaptée lorsque les deux jeux de données sont entachés d'incertitudes ;
- une analyse par quadrants, centrée sur le seuil de $30\mu\text{g m}^{-3}$, afin d'identifier les erreurs selon les classes d'exposition.

5.4.1 Analyse du nuage de points SIRANE–CurieuzenAir

La Figure 28 compare les concentrations en NO_2 mesurées par CurieuzenAir à celles prédites par SIRANE. La régression linéaire (Figure 28a) révèle une relation positive entre les deux variables, mais avec un coefficient de détermination de seulement $R^2 = 0,29$, indiquant que 29 % de la variabilité des concentrations mesurées est expliquée par le modèle. Au-delà de $30\mu\text{g m}^{-3}$, la dispersion des points augmente nettement, et la droite de régression (en bleu) s'écarte de façon marquée sous la diagonale, traduisant une sous-estimation croissante des concentrations élevées.

Pour affiner cette analyse, une régression orthogonale (Figure 28b) a été appliquée. Contrairement à la régression linéaire, qui suppose que les valeurs observées sont sans erreur sur l'axe x , la régression orthogonale ne privilégie aucune des deux variables et minimise la distance perpendiculaire aux points. Elle est donc plus adaptée lorsque les deux jeux de données sont issus de mesures expérimentales indépendantes [84, 85].

La droite obtenue présente une pente de 0,80, confirmant une sous-estimation systématique des concentrations par SIRANE. Le coefficient de corrélation est modéré ($r = 0,54$) et l'erreur quadratique moyenne ($RMSE = 3,63\mu\text{g m}^{-3}$) traduit un écart moyen significatif entre les deux sources. Ces résultats confirment que le modèle reproduit partiellement les tendances générales, mais avec une précision insuffisante pour capter les extrêmes.

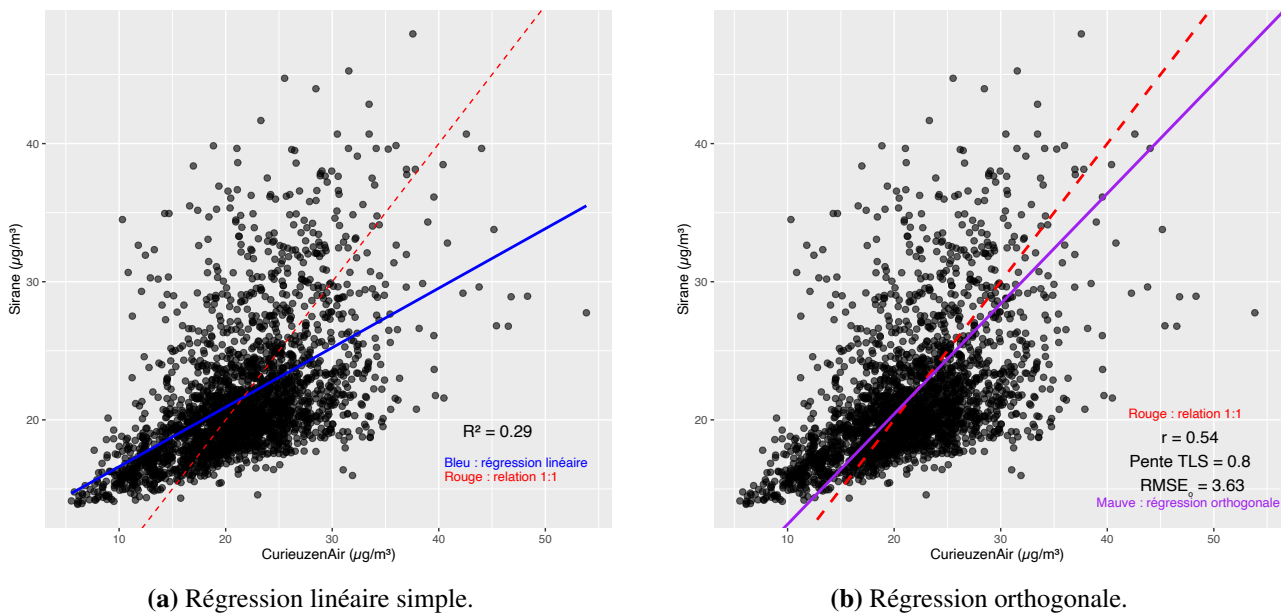


FIGURE 28 – Comparaison entre les concentrations mesurées (CurieuzenAir) et prédites (SIRANE), via régression linéaire (a) et orthogonale (b).

La comparaison des deux régressions ne change pas l'interprétation globale. La droite orthogonale (mauve) se rapproche de la diagonale 1 : 1, mais la pente inférieure à 1 confirme une tendance au tassement des valeurs simulées. Le modèle restitue mieux les concentrations moyennes que les extrêmes, avec une réduction systématique des écarts entre zones très exposées et peu exposées. Cette limitation, déjà observée dans l'analyse ponctuelle, reflète la structure du modèle et son recours à des segments homogènes et à un fond constant.

L'analyse du nuage de points permet donc de quantifier la performance globale du modèle à l'échelle ponctuelle. Pour mieux caractériser les erreurs selon les niveaux de pollution, la section suivante propose une analyse par quadrants centrée sur un seuil d'exposition de $30\mu\text{g m}^{-3}$, qui apparaît comme un point de bascule dans la relation entre les valeurs mesurées et prédites.

5.4.2 Analyse par quadrants des écarts entre modèle et observations

Pour affiner l'évaluation des écarts entre les concentrations de NO_2 prédites par SIRANE et celles mesurées par CurieuzenAir, une analyse par quadrants a été réalisée. Elle repose sur un seuil d'exposition fixé à $30\mu\text{g m}^{-3}$, correspondant au point à partir duquel les écarts entre les deux sources deviennent plus marqués. Cette approche distingue quatre catégories : bonne correspondance à faible concentration (quadrant bas-gauche), bonne correspondance à forte concentration (haut-droit), sous-estimation du modèle (haut-gauche) et surestimation (bas-droit).

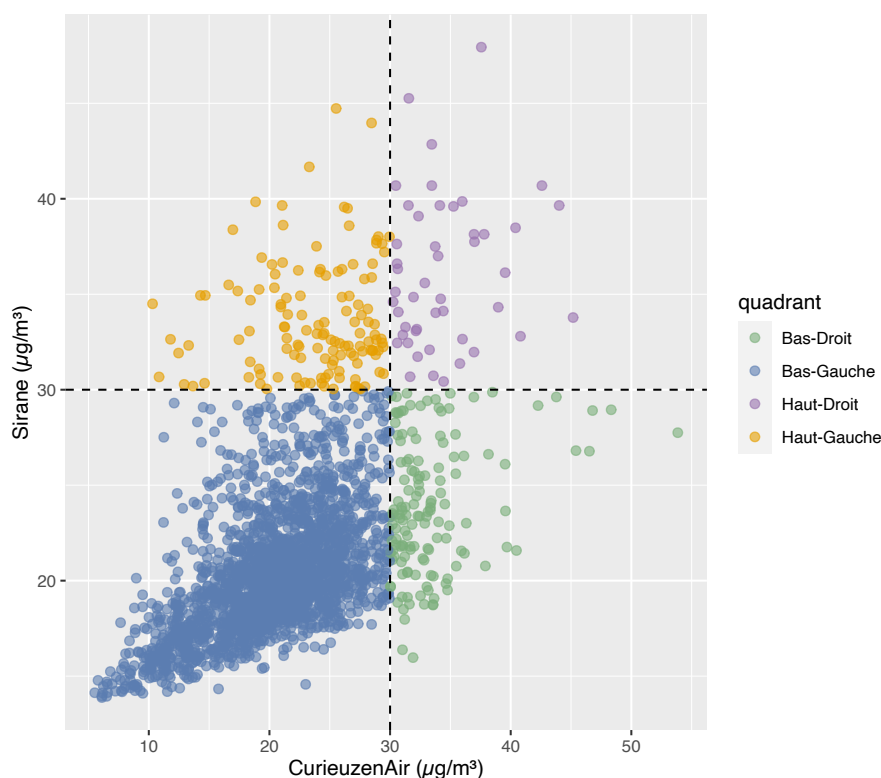


FIGURE 29 – Répartition des observations dans les quatre quadrants définis autour du seuil $30\mu\text{g m}^{-3}$.

La Figure 29 montre que seul le quadrant bas-gauche ($\text{CurieuzenAir} < 30\mu\text{g m}^{-3}$ et $\text{SIRANE} < 30\mu\text{g m}^{-3}$) présente une relation statistique exploitable, avec un coefficient de détermination de $R^2 = 0,30$ (Figure 30a). Ce quadrant correspond aux cas où les deux jeux de données indiquent une faible concentration, et constitue donc la zone la plus propice à une comparaison rigoureuse.

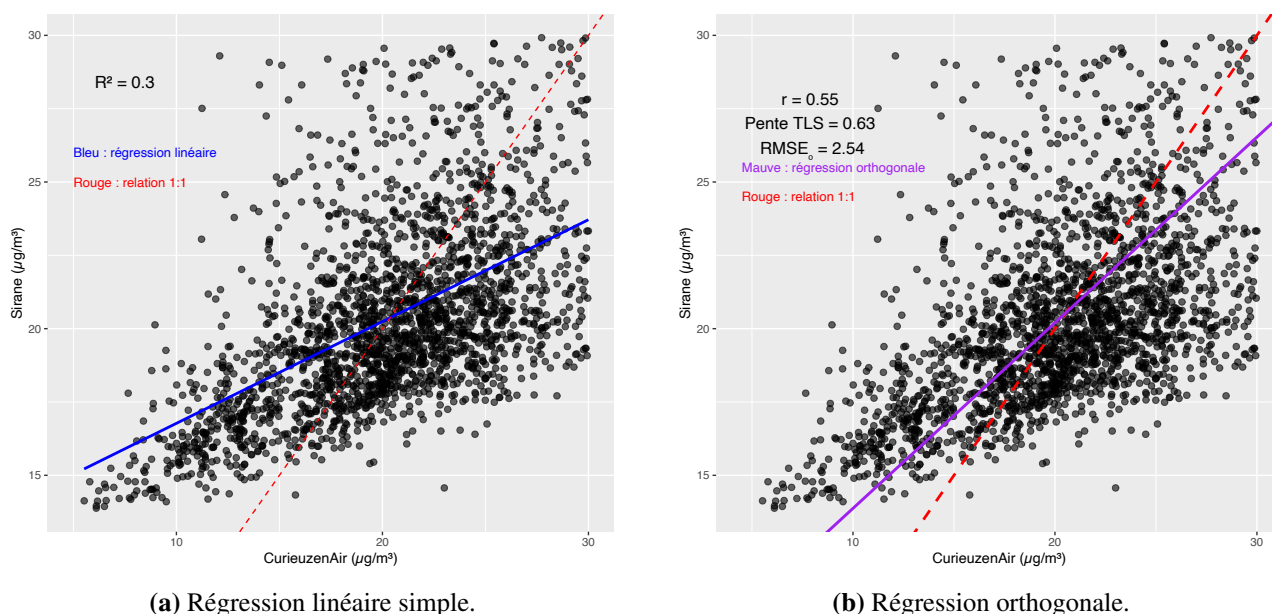


FIGURE 30 – Comparaison entre les concentrations mesurées (CurieuzenAir) et prédites (SIRANE) dans le quadrant bas-gauche.

Les régressions présentées en Figure 30 confirment, au niveau de la régression orthogonale, une corrélation modérée ($r = 0,55$) mais une pente inférieure à celle observée globalement (0,63 contre 0,80), traduisant une sous-estimation persistante. Le *RMSE* orthogonal s'élève à $2,54 \mu\text{g m}^{-3}$, en baisse par rapport à l'ensemble des données (3,63) du fait d'une dispersion plus faible.

On note que la droite de régression linéaire croise la diagonale 1 : 1 autour de $20 \mu\text{g m}^{-3}$, indiquant une surestimation dans les très faibles concentrations suivie d'une sous-estimation au-delà. Cette inflexion reflète probablement l'effet du fond plancher imposé par le modèle, déjà discuté précédemment.

Malgré une relative homogénéité des valeurs, les concentrations restant modérées et sans extrêmes marqués, le coefficient de corrélation demeure modeste. Cette plage de concentrations correspond pourtant aux niveaux les plus fréquents sur le territoire de la RBC, où les effets locaux potentiellement non modélisés sont supposés moins déterminants. On pouvait donc s'attendre à une meilleure correspondance entre les mesures et les prédictions. L'écart observé suggère que, même dans des conditions typiques de pollution urbaine, le modèle peine à restituer la variabilité mesurée.

Les autres quadrants ne permettent pas d'analyse statistique fiable : le quadrant haut-gauche regroupe les cas de sous-estimation marquée pour les fortes expositions, mais sans structure exploitable ; le quadrant bas-droit correspond à des surestimations isolées ; le quadrant haut-droit est peu peuplé. Ces trois catégories traduisent une perte de correspondance nette au-delà de $30 \mu\text{g m}^{-3}$. Pour une vue d'ensemble, les régressions linéaires séparées pour chaque quadrant sont présentées en Annexe A, et les régressions orthogonales correspondantes en Annexe B.

En résumé, l'analyse par quadrants révèle que les écarts entre modèle et observations sont systématiques et suivent une structuration claire selon les niveaux de concentration. Le modèle tend à recentrer les prédictions autour de la moyenne, tout en peinant à restituer les valeurs extrêmes, y compris dans les contextes a priori les plus représentatifs du fonctionnement moyen de la RBC. Ces constats soulignent l'importance d'examiner plus en détail les données d'entrée, notamment la concentration de fond et les données de trafic issues de la base MuSti.

5.5 Analyse de la concentration de fond

Les écarts persistants observés dans les zones faiblement exposées, notamment dans le quadrant bas-gauche du nuage de points, justifient un examen approfondi de la concentration de fond utilisée par le modèle. Comme indiqué en section 4.2.5, SIRANE applique à l'ensemble de la RBC une concentration de fond horaire issue des mesures de l'IRM à Uccle, sans prise en compte de la variabilité spatiale.

La Figure 31 identifie les points CurieuzenAir dont la concentration mesurée est inférieure à la valeur minimale modélisée par SIRANE, soit $13,9 \mu\text{g m}^{-3}$. Certains atteignent des niveaux aussi bas que $5,5 \mu\text{g m}^{-3}$, notamment en Forêt de Soignes.

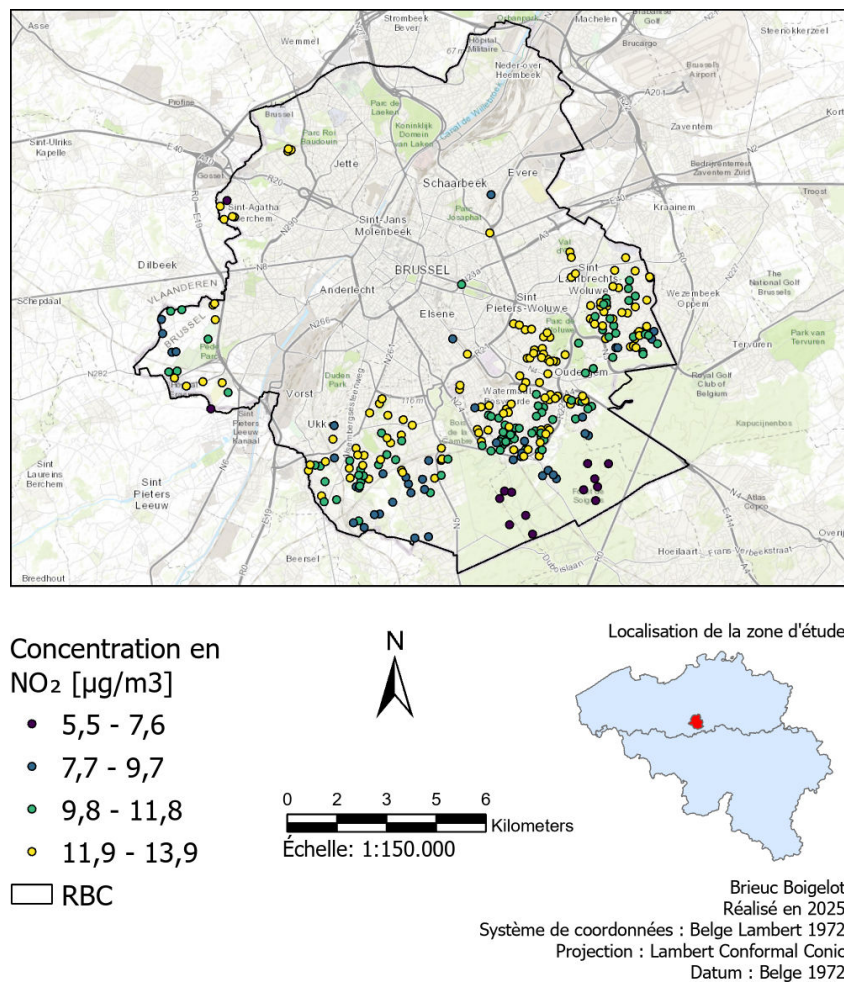


FIGURE 31 – Points CurieuzenAir présentant des concentrations inférieures à la concentration de fond modélisée ($13,9 \mu\text{g m}^{-3}$).

Au total, 290 points (soit plus de 10 % des observations) sont concernés. Ce constat suggère que la valeur de fond modélisée est structurellement trop élevée pour refléter les conditions réelles dans certaines zones peu exposées. Or, cette valeur sert de base à partir de laquelle les concentrations locales sont calculées. Une surestimation du fond entraîne mécaniquement une élévation généralisée des niveaux simulés, notamment là où les émissions locales sont faibles.

Bien que la plupart de ces points soient situés en périphérie, quelques cas apparaissent en zones plus centrales. Les cinq points les plus proches du centre ont fait l'objet d'une inspection visuelle via Google Street View, identifiés à la Figure 32.

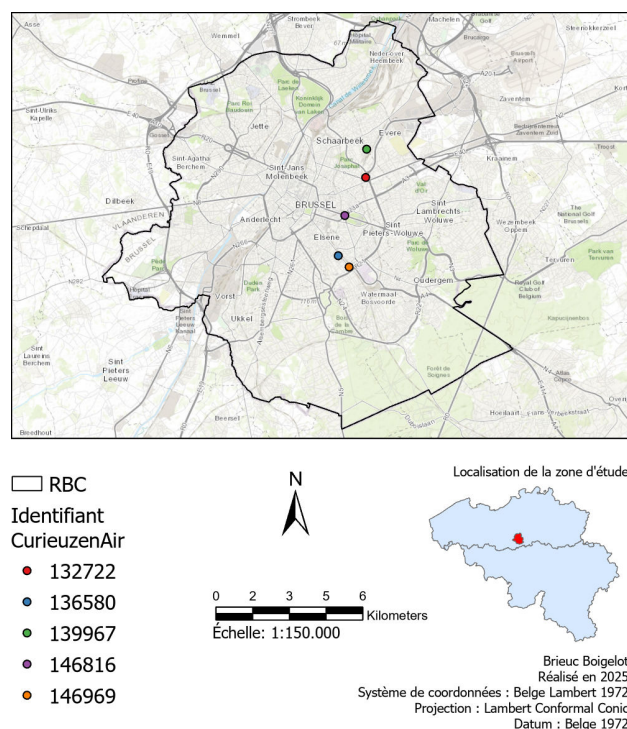


FIGURE 32 – Cinq points proches du centre présentant une concentration mesurée inférieure à la concentration de fond modélisée.

Les résultats de cette inspection sont synthétisés au Tableau 6.

TABLE 6 – Comparaison entre les concentrations mesurées (CurieuzenAir) et modélisées (SIRANE) pour cinq points proches du centre.

ID	Localisation	CurieuzenAir [$\mu\text{g m}^{-3}$]	SIRANE [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Commentaire
132722	Avenue Ernest Cambier	12,35	24,57	Rue récemment mise en sens unique, potentielle surestimation liée aux données MuSTI non actualisées.
136580	Avenue Auguste Rodin	9,49	18,63	Proximité immédiate d'un axe encaissé (Couronne), effet canyon probablement non capté par la mesure.
139967	Rue Herman Richir	8,96	20,13	Rue résidentielle peu circulée, probablement surestimée par la modélisation.
146816	Rue de la Loi	11,24	27,51	Axe très circulé, concentration mesurée étonnamment basse, incertitude possible sur la mesure.
146969	Avenue de la Couronne	13,30	32,33	Configuration de canyon urbain, valeur mesurée anormalement faible.

Dans certains cas, les écarts s'expliquent par des modifications du réseau routier non intégrées dans le modèle, comme des rues devenues unidirectionnelles depuis 2018. D'autres cas traduisent probablement une incertitude du côté des mesures participatives. Les deux derniers points, situés le long de l'avenue de la Couronne, présentent par exemple des niveaux mesurés étonnamment bas dans des configurations géométriques pourtant favorables à l'accumulation des polluants.

Ces éléments confirment l'existence d'incertitudes dans les deux jeux de données. En périphérie, la surestimation est cohérente avec l'hypothèse d'un fond trop élevé. En zone centrale, l'origine des écarts est plus difficile à attribuer : ils peuvent résulter à la fois de lacunes dans le modèle (données de trafic obsolètes, simplifications géométriques), ou d'anomalies de mesure.

Comme rappelé en section 4.2.5, le choix d'Uccle comme lieu de référence s'explique par des contraintes techniques. Bien qu'imparfaite, cette commune reste l'un des rares sites de mesure disponibles dans un environnement relativement peu anthropisé. Ce choix constitue donc un compromis par défaut.

Dans cette optique, deux alternatives ont été testées afin de corriger cette hypothèse de concentration de fond et d'en évaluer l'influence sur les performances globales du modèle.

5.5.1 Concentration de fond basée sur CurieuzenAir

La première approche consiste à estimer une concentration de fond à partir des données CurieuzenAir. Douze points situés dans la Forêt de Soignes, éloignés de toute infrastructure routière, ont été sélectionnés comme zones de référence (voir Annexe C). La moyenne observée sur ces points est de $6,36 \mu\text{g m}^{-3}$, soit plus de deux fois inférieure à la valeur minimale modélisée dans la configuration initiale du modèle.

Cette valeur est appliquée de manière uniforme dans l'espace et le temps, sans variation horaire. Pour tenir compte de cette modification, une nouvelle calibration du modèle a été réalisée. Une simulation complémentaire (cf. Annexe D) montre cependant que l'effet de la nouvelle calibration est marginal, confirmant que les différences observées proviennent bien de la concentration de fond.

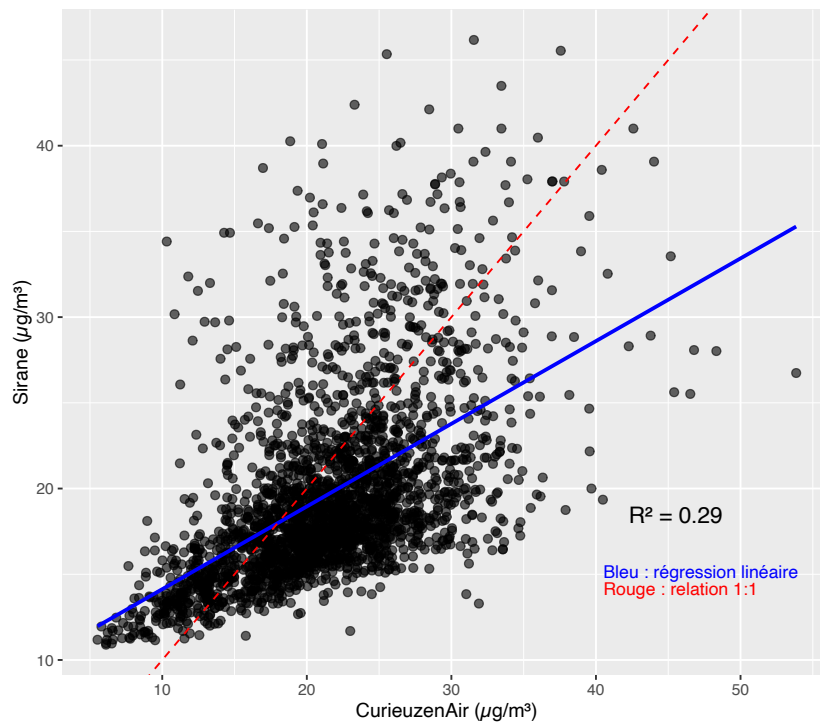


FIGURE 33 – Régression linéaire entre les concentrations mesurées (CurieuzenAir) et modélisées (SIRANE) après modification de la concentration de fond ($6,36 \mu\text{g m}^{-3}$).

Comme illustré à la Figure 33, la structure globale du nuage de points reste inchangée : le coefficient de détermination demeure à $R^2 = 0,29$, et les zones de surestimation ou de sous-estimation persistent. Cette constance s'explique par le rôle additif de la concentration de fond, qui décale verticalement l'ensemble des prédictions sans affecter la pente de la régression ni la covariance entre les jeux de données.

Une attention particulière peut être portée aux faibles concentrations : malgré l'abaissement du fond, une surestimation subsiste sous $20 \mu\text{g m}^{-3}$, ce qui suggère que le biais initial, à la Figure 30, ne provenait pas uniquement de la concentration de fond trop élevée. L'hypothèse d'un effet de compensation entre plusieurs sources d'erreurs, ou de limites dans la modélisation des environnements peu exposés, reste envisageable.

5.5.1.1 Évaluation par les indicateurs de Chang et Hanna

TABLE 7 – Indicateurs statistiques des stations de mesure avec une concentration de fond basée sur CurieuzenAir.

ID station	Localisation	FB	NMSE	ER	R	MG	VG	FAC2
41R001	Molenbeek-St-Jean	0.24	0.68	0.73	0.37	1.27	1.74	0.60
41R002	Ixelles	0.14	0.35	0.48	0.43	1.05	1.49	0.73
41B001	Art-Loi	-0.12	0.68	0.61	0.09	1.03	1.72	0.59
41B004	Sainte-Catherine	0.41	0.79	0.56	0.24	1.30	1.73	0.66
41B011	Berchem-St-Agathe	0.09	0.91	0.83	0.18	0.78	3.20	0.44
41R012	Uccle	-0.23	0.68	0.88	0.27	0.57	4.18	0.45
41N043	Avant-port (Haren)	0.11	0.40	0.52	0.23	1.11	1.58	0.69
41MEU1	Neder-Over-Heembeek	0.22	0.76	0.68	0.01	1.14	1.84	0.58
41B006	Parlement UE	0.43	0.77	0.54	0.22	1.45	1.63	0.66
41B008	Belliard	-0.33	0.48	0.49	0.47	0.78	1.38	0.73
41CHA1	Ganshoren	-0.05	1.17	1.18	0.40	1.27	1.99	0.33
41REG1	Régent	0.48	0.68	0.65	0.38	1.63	1.78	0.58

Les indicateurs confirment que cette modification a bien un effet sur la performance du modèle, mais qu'elle ne permet pas de résoudre l'ensemble des biais. L'absence de variabilité temporelle du fond se traduit par une baisse des corrélations sur plusieurs stations, en particulier à Uccle et dans les zones périurbaines. Les indicateurs MG et VG affichent des valeurs très élevées pour certaines stations, comme Uccle ou Berchem-St-Agathe, ce qui reflète une forte dispersion des erreurs relatives.

Par contraste, quelques stations montrent une amélioration des biais moyens (FB) et une augmentation de FAC2, ce qui témoigne d'un léger gain de cohérence locale. L'effet de la correction reste cependant hétérogène et difficile à relier à un type d'environnement donné.

En résumé, cette première approche a permis de tester l'impact d'une réduction marquée de la concentration de fond. Elle révèle une sensibilité claire du modèle à cette variable, mais confirme également que l'hypothèse d'un fond constant est trop simplificatrice pour maintenir une cohérence spatio-temporelle satisfaisante. La correction dynamique testée dans la section suivante vise à mieux répondre à cette contrainte.

5.5.2 Correction de la concentration de fond basée sur Uccle

La seconde approche ne vise pas à remplacer la concentration de fond par une valeur constante, mais à corriger la série horaire issue de la station de l'IRM à Uccle, utilisée comme référence dans le modèle. L'objectif est de conserver la variabilité temporelle du fond tout en ajustant son niveau moyen, jugé trop élevé.

Cette correction repose sur la comparaison entre la moyenne horaire des concentrations modélisées par SIRANE à la station d'Uccle, et les valeurs mesurées sur la même période. Un écart systématique de $5,3 \mu\text{g m}^{-3}$ a été observé, indiquant une surestimation persistante. L'ensemble de la série horaire

a donc été corrigé par soustraction de cette valeur constante. Cette méthode permet de maintenir les fluctuations journalières tout en réalignant le niveau de base du modèle.

Une calibration spécifique a ensuite été appliquée à cette nouvelle configuration, comme pour la première méthode. Toutefois, contrairement à l'approche précédente qui imposait une valeur unique, cette correction conserve la dynamique horaire du fond, ce qui évite les rigidités observées précédemment.

La Figure E.1 (voir annexe E) montre que, malgré cette modification, la structure globale du nuage de points reste inchangée. Le nuage est simplement décalé verticalement, ce qui est cohérent avec une correction additive. Le coefficient de détermination demeure identique ($R^2 = 0,29$), confirmant que la relation linéaire entre les valeurs mesurées et modélisées est préservée.

5.5.2.1 Évaluation par les indicateurs de Chang et Hanna

TABLE 8 – Indicateurs statistiques des stations de mesure pour la concentration de fond corrigée (IRM)

ID station	Localisation	FB	NMSE	ER	R	MG	VG	FAC2
41R001	Molenbeek-St-Jean	0.26	0.46	0.69	0.67	1.42	1.52	0.62
41R002	Ixelles	0.16	0.22	0.38	0.71	1.17	1.27	0.85
41B001	Art-Loi	-0.11	0.59	0.58	0.25	1.09	1.66	0.64
41B004	Sainte-Catherine	0.43	0.55	0.55	0.68	1.57	1.54	0.67
41B011	Berchem-St-Agathe	0.13	0.48	0.60	0.72	0.91	1.69	0.68
41R012	Uccle	-0.20	0.19	0.61	0.89	0.67	1.80	0.69
41N043	Avant-port (Haren)	0.13	0.28	0.46	0.55	1.21	1.39	0.76
41MEU1	Neder-Over-Heembeek	0.25	0.55	0.61	0.53	1.32	1.55	0.67
41B006	Parlement UE	0.45	0.55	0.61	0.65	1.74	1.64	0.59
41B008	Belliard	-0.32	0.46	0.46	0.63	0.84	1.31	0.77
41CHA1	Ganshoren	-0.04	0.89	1.11	0.61	1.21	1.53	0.39
41REG1	Régent	0.49	0.60	0.67	0.58	1.81	1.82	0.56

Les résultats présentés dans le tableau 8 confirment les apports de cette correction. Les corrélations (R) sont globalement plus élevées que dans la configuration à fond constant, et les indicateurs géométriques (MG, VG) affichent des valeurs plus modérées. La station d'Uccle, en particulier, montre une amélioration nette sur tous les indicateurs : le FB passe de $-0,40$ à $-0,20$, le NMSE de $0,27$ à $0,19$, et le ER de $0,74$ à $0,61$. La FAC2 augmente également (de $0,55$ à $0,69$), tandis que le R reste élevé ($0,89$).

Ces améliorations, bien que limitées, indiquent que cette méthode permet d'ajuster la concentration de fond sans altérer la dynamique du modèle. Elle constitue une option plus robuste que l'approche à fond constant, car elle maintient la variabilité horaire tout en corrigeant le biais moyen. Toutefois, des écarts subsistent sur certaines stations, ce qui suggère que la concentration de fond ne peut, à elle seule, expliquer tous les biais structurels observés.

En conclusion, cette correction améliore la cohérence globale des résultats sans introduire de distor-

sion majeure. La concentration de fond, dans cette configuration, ne constitue plus un facteur limitant majeur. Il conviendrait cependant d'explorer d'autres ajustements pour affiner la représentation des zones peu exposées, notamment l'intégration d'un fond spatialement variable ou l'application d'un coefficient de proportionnalité aux valeurs dynamiques issues d'Uccle, basé sur le ratio observé avec les douze points de référence CurieuzenAir.

Ces améliorations visent à mieux adapter le fond aux réalités locales. Néanmoins, une part importante des écarts résiduels semble se concentrer dans les zones à forte exposition, où le fond joue un rôle secondaire. La section suivante s'attache dès lors à analyser plus en détail les données de trafic, autre variable d'entrée structurante du modèle.

5.6 Analyse des données de trafic

Comme souligné dans l'état de l'art, le trafic routier constitue la principale source d'émissions de NO_2 en milieu urbain. Il s'agit donc d'une variable d'entrée déterminante dans le fonctionnement du modèle. Les premiers résultats (section 5.1) montrent que les écarts entre concentrations modélisées et mesurées augmentent avec l'intensité du trafic (figure 17), suggérant que la représentation du trafic constitue une source d'erreur importante.

Le module COPERT est actualisé chaque année et a montré une stabilité satisfaisante dans les analyses de sensibilité [6]. L'attention se porte donc sur la base MuSti, dont la dernière calibration remonte à 2018. Sa structure figée et ses hypothèses simplificatrices limitent la capacité du modèle à refléter les dynamiques réelles de circulation.

MuSti distingue deux niveaux de réseau : un réseau structurant, qui reprend les axes principaux, et un réseau secondaire. Parmi les 2493 points mesurés par CurieuzenAir, 922 (soit environ 40 %) se situent sur le réseau structurant. Cette répartition permet une comparaison différenciée. La figure 34 illustre la localisation de ces points.

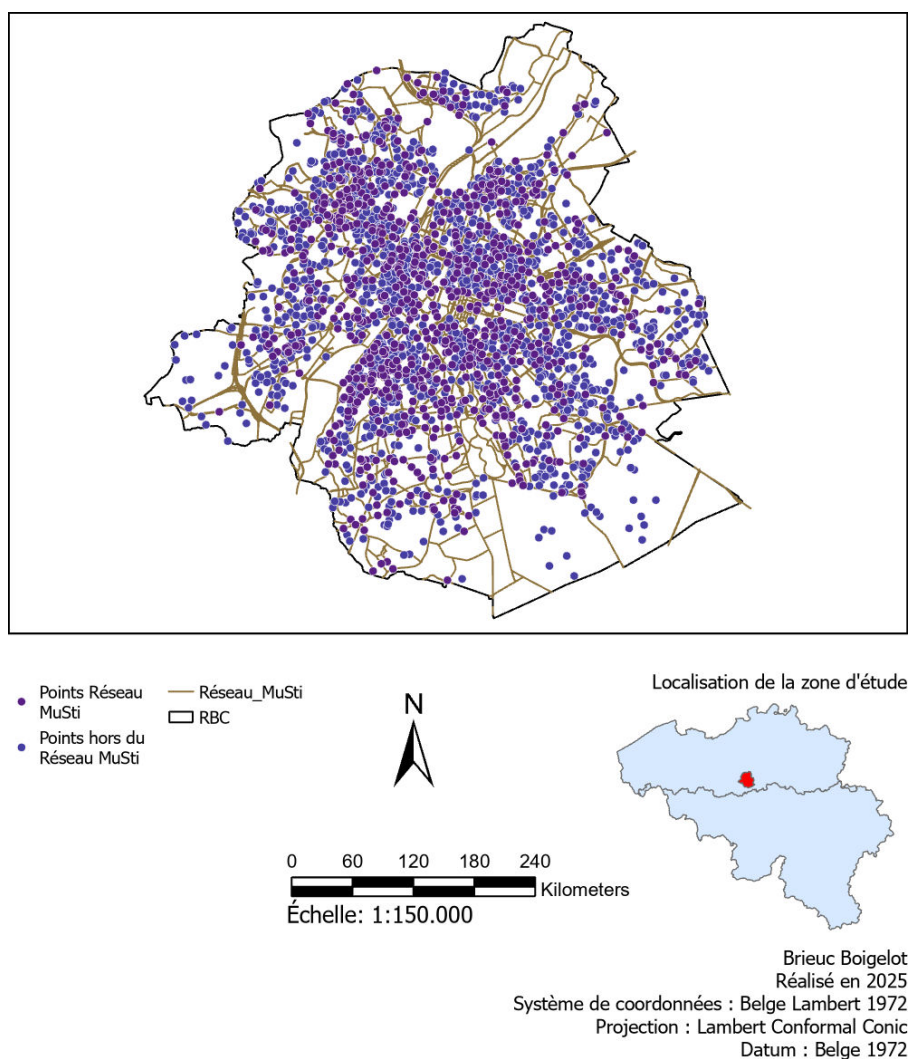


FIGURE 34 – Répartition spatiale des points de mesure selon leur présence (violet) ou non (bleu) sur le réseau structurant de MuSti (brun).

La figure 35 présente les régressions linéaires séparées pour chaque sous-ensemble. Le coefficient de détermination est plus élevé pour les points hors réseau structurant ($R^2 = 0,30$) que pour ceux situés sur ce réseau ($R^2 = 0,17$).

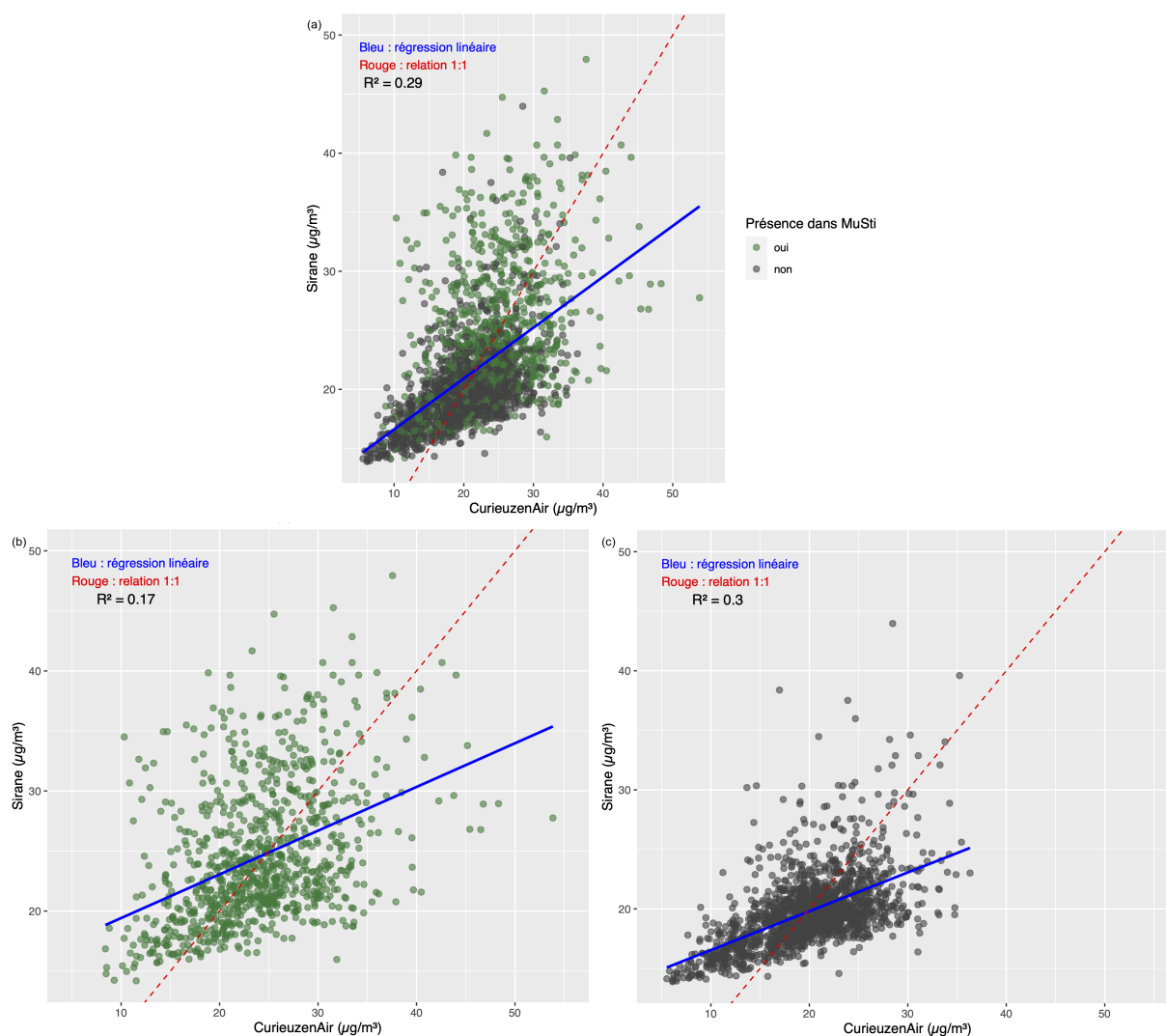


FIGURE 35 – Régressions entre les concentrations CurieuzenAir et SIRANE selon la couverture MuSti. (a) Tous les points, colorés selon leur statut MuSti. (b) Points sur le réseau structurant. (c) Points hors réseau structurant.

Ce résultat est contre-intuitif : les performances sont plus faibles précisément là où MuSti est censé être le plus fiable. La base repose en effet sur une calibration effectuée uniquement sur le réseau structurant, à partir de comptages quinquennaux réalisés en 2018. La perte de performance sur ces axes traduit une inadéquation entre la calibration du modèle et les conditions réelles de circulation.

La méthode de construction de MuSti explique en partie cette faiblesse. Les flux de trafic sont modélisés à partir d'une matrice origine-destination fondée sur des données socio-économiques, puis affectés au réseau routier. Cette affectation est calibrée à l'aide de comptages effectués uniquement durant les heures de pointe, sur le seul réseau structurant. Les profils horaires journaliers sont ensuite extrapolés à partir de ces données partielles, et le réseau secondaire est alimenté par redistribution statistique.

Cette méthode pose problème sur les grands axes, où le trafic présente une forte variabilité intra-journalière. Lorsqu'elle est mal représentée, cette dynamique génère des écarts importants dans les zones à fort trafic. À l'inverse, les rues secondaires, caractérisées par des flux plus homogènes et continus, sont moins sensibles aux approximations, ce qui pourrait expliquer les meilleures corrélations observées hors réseau structurant.

Ce déséquilibre découle en partie des choix opérés lors de la calibration géographique. Le réseau structurant a été ajusté sur base des heures de pointe matinales, période marquée par des flux entrants vers les principaux pôles d'emploi situés à l'est (quartier européen) et au nord-est (site de l'OTAN) de la RBC [6]. Bien que des données existent également pour la pointe du soir, celles-ci n'ont pas été intégrées dans le processus de calibration. Cette asymétrie peut introduire un biais dans les profils horaires, notamment dans les zones où les flux s'inversent en fin de journée, ce qui limite la généralisation des résultats à l'ensemble du territoire.

Ces limites révèlent la difficulté d'utiliser un modèle de planification des déplacements pour de l'impact environnemental. Les principales faiblesses identifiées sont : une couverture spatiale partielle, une extrapolation horaire rigide, une calibration restreinte aux heures de pointe du matin, et une absence d'actualisation depuis 2018. Cette absence d'actualisation induit que MuSti ne prend pas en compte les transformations récentes du réseau telles que le plan Good Move ou les nombreux réaménagements post-COVID, notamment les mises en sens unique.

La comparaison avec ATMO-Street, présenté à la section 3.6.4, renforce ce constat. Bien que ce dernier présente une résolution spatiale plus grossière (4 km contre 10 m pour SIRANE), qu'il soit conceptuellement moins développé, qu'il utilise une estimation du fond par krigeage moins précise (modèle RIO), et qu'il repose sur une morphologie urbaine similaire, ATMO-Street atteint une corrélation supérieure avec CurieuzenAir ($R^2 = 0,56$, figure 9). Cette performance s'explique notamment par l'usage de données issues de campagnes de mesures dédiées, coordonnées par le VITO. À l'inverse, SIRANE repose ici sur une base modélisée conçue pour la planification, dont les données ne sont ni ouvertes ni conçues à des fins environnementales.

À ce jour, il n'existe pas de base de données de trafic plus récente ou mieux adaptée pour la RBC. Ce constat met en évidence l'intérêt d'une mise à jour de MuSti, ou le développement d'un modèle spécifiquement conçu pour les besoins de la modélisation atmosphérique. Une piste d'amélioration majeure réside dans l'intégration de données de mobilité en temps réel, issues par exemple de capteurs déployés sur le réseau routier.

En conclusion, la qualité des données de trafic constitue un verrou structurel dans l'évaluation de SIRANE. Les écarts constatés dans les zones à forte exposition ne relèvent pas des capacités de SIRANE lui-même, mais bien de la qualité des données relatives au trafic. Tant que cet obstacle persiste, l'amélioration des performances restera partielle.

5.7 Autres limitations méthodologiques

Au-delà des biais liés aux variables d'entrée, deux éléments méthodologiques influencent également la comparaison entre SIRANE et CurieuzenAir.

Premièrement, les données issues de CurieuzenAir correspondent à des concentrations moyennes sur une période d'environ quatre semaines. Pour garantir une cohérence temporelle entre les deux jeux de données, les sorties horaires de SIRANE ont été agrégées sur la même période. Cette opération assure la comparabilité, mais atténue certaines dynamiques fines, notamment les pics journaliers ou les événements de pollution ponctuels. Si des mesures de référence à haute résolution temporelle (horaire ou journalière) étaient disponibles aux mêmes emplacements, les écarts entre les valeurs modélisées et observées pourraient apparaître plus marqués.

Deuxièmement, la hauteur d'installation des tubes passifs dans le projet CurieuzenAir constitue une source d'incertitude. Comme détaillé en section 4.5.1.2, les dispositifs ont été posés en priorité au premier étage, conformément au protocole initial, mais cette contrainte a été progressivement élargie jusqu'au cinquième étage pour assurer une couverture spatiale suffisante. Aucune information explicite sur l'étage exact de pose n'est toutefois fournie dans les données publiées. Or, la concentration en NO_2 diminue sensiblement avec la hauteur, en raison de la dilution du panache émis par le trafic. Plusieurs études soulignent cette variabilité verticale. À Londres, une réduction d'environ 40 % est observée entre le niveau de la rue et le quatrième étage [86]. D'autres travaux rapportent une différence de 8 à 10 % entre le sol et une hauteur de 10 mètres, avec des variations saisonnières notables [87]. Enfin, nombreux travaux insistent sur l'importance d'intégrer cette variabilité verticale dans l'évaluation de l'exposition humaine aux polluants urbains, notamment ceux liés au trafic [88, 89].

Ces deux aspects, bien que secondaires par rapport aux limites identifiées dans les données de fond et de trafic, doivent être pris en compte dans l'interprétation des résultats. Ils rappellent la complexité méthodologique inhérente à toute tentative de validation croisée entre un modèle mécaniste et des mesures participatives.

6 Conclusion

Ce mémoire avait pour objectif d'évaluer dans quelle mesure les données issues de la campagne participative CurieuzenAir pouvaient servir à valider les concentrations de NO₂ simulées par le modèle SIRANE en Région de Bruxelles-Capitale. En croisant un jeu de données participatif à haute densité spatiale avec les sorties d'un modèle mécaniste, l'analyse visait à tester la validité du modèle dans des conditions réelles et à identifier les limites structurelles de cette approche.

Les résultats ont mis en évidence des écarts significatifs entre les concentrations mesurées et modélisées. Ces écarts ne permettent pas, dans l'état actuel des données, une validation fine à l'échelle locale. Plusieurs facteurs peuvent les expliquer. Du côté des mesures, les données CurieuzenAir présentent des incertitudes liées à la méthode de prélèvement (tubes passifs), à l'agrégation mensuelle des concentrations, et à l'absence d'information systématique sur la hauteur de pose. Toutefois, les écarts observés relèvent en premier lieu des limites du modèle SIRANE et de ses données d'entrée, notamment l'incapacité à restituer les variations fines liées au trafic et à la morphologie locale.

Les résultats montrent que SIRANE parvient à restituer les grandes tendances spatiales, mais ne permet pas, dans sa configuration actuelle, d'estimer avec précision les concentrations à l'échelle de la rue. Cette limite s'explique en grande partie par la qualité des données d'entrée. La concentration de fond, bien qu'imparfaite, n'a eu qu'un impact modéré sur la distribution des erreurs. En revanche, les données de trafic provenant du modèle MuSti, établies en 2018, constituent une source d'incertitude importante. La dégradation des performances sur les axes pourtant bien couverts par ce modèle met en évidence les limites de son utilisation dans un cadre de modélisation environnementale.

Sur le plan structurel, SIRANE repose sur l'articulation entre un modèle de réseau de rues, décrivant les échanges entre mailles urbaines adjacentes, et un modèle de panache gaussien simplifié, simulant la dispersion verticale vers l'atmosphère libre. L'un de ses principaux atouts réside dans sa capacité à représenter explicitement les intersections, c'est-à-dire les croisements entre rues, en tant que lieux d'échange de polluants. Cette spécificité permet une modélisation plus réaliste de la dispersion intra-urbaine, en tenant compte des circulations complexes propres aux environnements denses. Cette architecture différenciée lui confère une flexibilité précieuse, tout en conservant une structure légère adaptée aux simulations à grande échelle.

Ces constats ne remettent pas en cause la pertinence conceptuelle du modèle. SIRANE reste un outil libre, transparent et modulaire, conçu pour produire des estimations mécanistes cohérentes à l'échelle urbaine. Sa performance dépend cependant étroitement de la qualité des données qui l'alimentent. À ce titre, l'amélioration des jeux d'entrée, en particulier ceux liés au trafic, constitue désormais un préalable incontournable à toute montée en précision.

Ce travail ne permet pas de valider SIRANE de manière formelle à partir des données CurieuzenAir, mais il en identifie clairement les conditions de faisabilité. L'approche de validation par crowdsourcing, bien que soumise à plusieurs limites, offre un cadre méthodologique pertinent pour tester les performances d'un modèle dans des conditions réelles. Elle s'inscrit à l'intersection de l'expertise

scientifique, de la gouvernance environnementale et de l'implication citoyenne. À ce titre, elle constitue un levier utile pour renforcer la transparence et la rigueur dans l'usage des outils de modélisation urbaine. Encore faut-il que ces outils soient dotés de données suffisamment robustes pour exprimer leur plein potentiel.

7 Bibliographie

- [1] Bruxelles Environnement. La qualité de l'air en région de bruxelles-capitale. .
- [2] Bruxelles environnement. Émissions de polluants, . URL <https://environnement.brussels/citoyen/outils-et-donnees/etat-des-lieux-de-lenvironnement/emissions-de-polluants>.
- [3] Bruxelles environnement. La qualité de l'air en région de bruxelles-capitale. .
- [4] CurieuzenAir. Comment fonctionnent les tubes ? – CurieuzenAir. URL <https://curieuzenair.brussels/fr/comment-fonctionnent-les-tubes/>.
- [5] Nicolas Michelot, Pierre Carrega, and Laurence Rouïl. Panorama de la modélisation de la dispersion atmosphérique atmospheric dispersion models : An overview.
- [6] Nese Aydin. Communication personnelle. Communication orale par Teams, Fev 2025. Présentation de la validation de l'ATMO-street par CurieuzenAir.
- [7] Lionel Soulhac, Pietro Salizzoni, F.-X. Cierco, and Richard Perkins. The model SIRANE for atmospheric urban pollutant dispersion ; part i, presentation of the model. 45(39) :7379–7395, . ISSN 13522310. doi : 10.1016/j.atmosenv.2011.07.008. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231011007096>.
- [8] Fran Lauriks, Dirk Jacobs, Filip Meysman. CurieuzenAir : Data collection, data analysis and results.
- [9] Steven Hanna and Joseph Chang. Acceptance criteria for urban dispersion model evaluation. 116(3) :133–146. ISSN 0177-7971, 1436-5065. doi : 10.1007/s00703-011-0177-1. URL <http://link.springer.com/10.1007/s00703-011-0177-1>.
- [10] J. C. Chang and S. R. Hanna. Air quality model performance evaluation. 87(1). ISSN 0177-7971, 1436-5065. doi : 10.1007/s00703-003-0070-7. URL <http://link.springer.com/10.1007/s00703-003-0070-7>.
- [11] Nathanaelle. Qualité de l'air : un défi sanitaire et social. URL <https://www.fnh.org/qualite-de-lair-un-defi-sanitaire-et-social/>.
- [12] le Canton de Genève. EXPAIR, la pollution de l'air démasquée !
- [13] Aaron J. Cohen, H. Ross Anderson, Bart Ostro, Kiran Dev Pandey, Michal Krzyzanowski, Nino Künzli, Kersten Gutschmidt, Arden Pope, Isabelle Romieu, Jonathan M. Samet, and Kirk Smith. The global burden of disease due to outdoor air pollution. 68(13) :1301–1307. ISSN 1528-7394. doi : 10.1080/15287390590936166. URL <https://doi.org/10.1080/15287390590936166>. Publisher : Taylor & Francis _eprint : <https://doi.org/10.1080/15287390590936166>.
- [14] Santé publique France. Pollution atmosphérique : quels sont les risques ? URL <https://www.santepubliquefrance.fr/maladies-et-traumatismes/pollution-atmospherique>.

santepubliquefrance.fr/determinants-de-sante/pollution-et-sante/air/articles/pollution-atmospherique-quels-sont-les-risques.

- [15] Zhong Fang, Pei-Ying Wu, Yi-Nuo Lin, Tzu-Han Chang, and Yung-ho Chiu. Air pollution's impact on the economic, social, medical, and industrial injury environments in china. 9(3) :261. ISSN 2227-9032. doi : 10.3390/healthcare9030261. URL <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7999317/>.
- [16] Eric Pautard, SDES. Pratiques environnementales des français en 2021 : agir à l'échelle individuelle. URL <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/pratiques-environnementales-des-francais-en-2021-agir-lechelle-individuelle>.
- [17] World Health Organization. Ambient (outdoor) air pollution. URL [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health).
- [18] Monica Muylaert. LES ACCORDS INTERNATIONAUX RELATIFS a LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE ET LEURS CONSEQUENCES SUR l'ACQUISITION DE DONNEES IMPACT LOCAL : PROTECTION DE LA SANTE PUBLIQUE ET DE l'ENVIRONNEMENT.
- [19] Airparif. Impact des nouveaux seuils de référence de l'OMS sur l'Île-de-france | airparif, . URL <https://www.airparif.fr/actualite/2021/impact-des-nouveaux-seuils-de-reference-de-loms-sur-lile-de-france>.
- [20] Aeroqual. All about NOx, NO and NO2. URL <https://www.aeroqual.com/blog/meet-the-nitrogen-oxide-family>.
- [21] Michel Mons and Iliana Dimicoli. Photodissociation of NO2. internal energy distribution and anisotropies in the fragments. 130(1) :307–324. ISSN 0301-0104. doi : 10.1016/0301-0104(89)87060-0. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0301010489870600>.
- [22] IBSA. 162,4 km² est la superficie de la région de bruxelles-capitale | IBSA. URL <https://ibsa.brussels/le-saviez-vous/162-4-km2-est-la-superficie-de-la-region-de-bruxelles-capitale>.
- [23] Arnaud Bruckner. La population bruxelloise continue à s'accroître : voici les communes où la hausse est la plus forte. URL <https://bx1.be/categories/news/la-population-bruxelloise-continue-a-saccroitre-voici-les-communes-ou-la-hausse-est-la-plus-forte/>.
- [24] Audrey Morard. Bruxelles est la dixième ville la plus embouteillée au monde - SoSoir. URL <https://sosoir.lesoir.be/609029/article/2024-03-25/bruxelles-est-la-dixieme-ville-la-plus-embouteillee-au-monde>.
- [25] Sotiris Vardoulakis, Bernard E. A Fisher, Koulis Pericleous, and Norbert Gonzalez-Flesca. Modelling air quality in street canyons : a review. 37(2) :155–182, . ISSN 1352-2310. doi :

-
- 10.1016/S1352-2310(02)00857-9. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231002008579>.
- [26] Bruxelles environnement. Zone de basses émissions (LEZ) en région bruxelloise, . URL <https://environnement.brussels/citoyen/outils-et-donnees/sites-web-et-outils/zone-de-basses-emissions-lez-en-region-bruxelloise>.
- [27] Bruxelles mobilité. Good move | brussels mobility. URL <https://mobilite-mobiliteit.brussels/en/good-move>.
- [28] Airparif. La modélisation | airparif, . URL <https://www.airparif.fr/la-modelisation>.
- [29] Sarah HOLLANDER, Zoé Jacquet, Luk Bruyneel, Axel Briffault, and Prof. Marie BRUYNEEL. Low emission mobility day.
- [30] Bruxelles Environnement. FAQ | qualité de l'air, . URL <https://qualitedelair.brussels/content/faq-0#a>.
- [31] Alice GERARD, Mathieu Nicaise, and Arthur Vijghen. Low emission mobility day part II.
- [32] SPF Emploi. Budgetmobilité. URL <https://lebudgetmobilite.be/fr>.
- [33] Bruxelles environnement. De brussel'air-premie, voor wie zich anders door de hoofdstad verplaatst, . URL <https://leefmilieu.brussels/burgers/diensten-en-aanvragen/premies-en-financiele-steun/de-brusselair-premie-voor-wie-zich-anders-door-de-hoofdstad-verplaatst>.
- [34] Laure Malherbe, Laurent Létinois. METHODES d'ESTIMATION OBJECTIVE DE LA QUALITE DE L'AIR.
- [35] Zefon. Passive vs. active air sampling. URL <https://www.zefon.com/passive-vs-active-air-sampling>.
- [36] European Environment Agency. Air quality in europe 2021. URL <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2021/air-quality-in-europe-2021>.
- [37] Service Public de Wallonie. ANNEXE b6 : PROTOCOLE d'ECHANTILLONNAGE DE L'AIR DANS LE CADRE DE L'EVALUATION DES RISQUES LIES a l'INHALATION.
- [38] Rita C. Alves. Fick's law - an overview | ScienceDirect topics. URL <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/ficks-law#>.
- [39] Elsevier Masson. Principes de la spectrométrie de masse. URL <https://www.em-consulte.com/article/678574/principes-de-la-spectrometrie-de-masse>.
- [40] ftrouillet. Le spectromètre de masse — site des ressources d'ACCES pour enseigner les sciences de la vie et de la terre. URL <https://acces.ens-lyon.fr/acces/thematiques/limites/Temps/datation-isotopique/comprendre/le-spectrometre-de-masse>.

-
- [41] Bruxelles Environnement. À propos de bruxelles environnement, . URL <https://environnement.brussels/citoyen/a-propos-bruxelles-environnement>.
- [42] Qu'est-ce que la télémétrie ? - définition de techopedia - l'audio 2024. URL <https://fr.theastrologypage.com/telemetry>.
- [43] LE PARLEMENT EUROPÉEN ET LE CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE. DIRECTIVE 2008/50/CE. URL <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX%3A32008L0050>. Usr_lan : FR.
- [44] IrCELine. Accord de coopération entre les régions. URL <https://www.irceline.be/fr/a-propos-de-nous/information>.
- [45] IBGE-LRE. SYSTEMES DE MESURE DE LA POLLUTION DE L'AIR.
- [46] Nathalie Mayer. Définition | chimiluminescence | futura sciences. URL <https://www.futura-sciences.com/sciences/definitions/chimie-chimiluminescence-15947/>.
- [47] irCELine. Indice BelAQI — français, . URL <https://www.irceline.be/fr/qualite-de-lair/mesures/belaqi-indice-de-la-qualite-de-lair/information>.
- [48] irCELine. Modèles de qualité de l'air — français, . URL <https://www.irceline.be/fr/documentation/modeles>.
- [49] l'MTech. Qualité de l'air : plusieurs approches pour modéliser l'invisible. URL <https://imtech.imt.fr/2017/06/19/qualite-air-modeliser-invisible/>.
- [50] Thibaud Sarica. Modelling road traffic impact on pollutant concentrations in urban area. URL <https://pastel.hal.science/tel-04646730>.
- [51] European Environment Agency. 5. modelling. URL <https://www.eea.europa.eu/publications/TEC11a/page011.html>.
- [52] AppMaster. Modèle composite. URL <https://appmaster.io/fr/glossary/modele-composite>.
- [53] Guillaume Costeseque. Modélisation du trafic routier : passage du microscopique au macroscopique.
- [54] Jean-Patrick Lebacque, Maurice Aron, and Vincent Aguiléra. Modélisation du trafic.
- [55] Stratec / Bruxelles Mobilité. Modélisation des comportements tactiques en matière de mobilité.
- [56] Martin Fellendorf and Peter Vortisch. Microscopic traffic flow simulator VISSIM. In Jaume Barceló, editor, *Fundamentals of Traffic Simulation*, pages 63–93. Springer. ISBN 978-1-4419-6142-6. doi : 10.1007/978-1-4419-6142-6_2. URL https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6142-6_2.
- [57] Renaud MARTIN / TEER /ABV /. Émissions routières des polluants atmosphériques.

-
- [58] Masoud Fallah-Shorshani, Maryam Shekarzifard, and Marianne Hatzopoulou. Evaluation of regional and local atmospheric dispersion models for the analysis of traffic-related air pollution in urban areas. 167 :270–282. ISSN 1352-2310. doi : 10.1016/j.atmosenv.2017.08.025. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231017305307>.
- [59] COPERT. COPERT | calculations of emissions from road transport. URL <https://copert.emisia.com/>.
- [60] Joel B. Johnson. An introduction to atmospheric pollutant dispersion modelling.
- [61] Christian Seigneur. Cours SGE « modélisation de la pollution atmosphérique » dispersion atmosphérique.
- [62] Jeevan Kafle, Krishna Prasad Adhikari, and Eeshwar Prasad Poudel. Air pollutant dispersion using advection-diffusion equation. 12(1) :1–6. ISSN 2542-2901. doi : 10.3126/njes.v12i1.47531. URL <https://www.nepjol.info/index.php/njes/article/view/47531>. Number : 1.
- [63] SimScale. What are navier-stokes equations? URL https://www.simscale.com/docs/simwiki/numerics-background/what-are-the-navier-stokes-equations/?utm_source=chatgpt.com.
- [64] VITO. About VITO. URL <https://vito.be/en/about-vito>.
- [65] Stijn Janssen, VITO. ATMO-street : Mapping air quality to street level | VITO. URL https://vito.be/en/applications/atmo-street-mapping-air-quality-street-level?utm_source=chatgpt.com.
- [66] W. Lefebvre, B. Degrawe, C. Beckx, M. Vanhulsel, B. Kochan, T. Bellemans, D. Janssens, G. Wets, S. Janssen, I. de Vlieger, L. Int Panis, and S. Dhondt. Presentation and evaluation of an integrated model chain to respond to traffic- and health-related policy questions. 40 :160–170. ISSN 1364-8152. doi : 10.1016/j.envsoft.2012.09.003. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815212002356>.
- [67] EuroCC Belgium, Charlotte Vanpoucke, David Roet. User story : Estimating air pollution in belgium with high time and spatial resolution | EuroCC NCC belgium. URL https://www.enccb.be/usircel-celine?utm_source=chatgpt.com.
- [68] H. Hooyberghs, S. De Craemer, W. Lefebvre, S. Vranckx, B. Maiheu, E. Trimpeneers, C. Vanpoucke, S. Janssen, F. J. R. Meysman, and F. Fierens. Validation and optimization of the ATMO-street air quality model chain by means of a large-scale citizen-science dataset. 272 : 118946. ISSN 1352-2310. doi : 10.1016/j.atmosenv.2022.118946. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231022000115>.
- [69] L. Soulhac, P. Salizzoni, P. Mejean, D. Didier, and I. Rios. The model SIRANE for atmospheric urban pollutant dispersion ; PART II, validation of the model on a real case study. 49 :320–337,

. ISSN 13522310. doi : 10.1016/j.atmosenv.2011.11.031. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231011012143>.

- [70] L. Soulhac, C.V. Nguyen, P. Volta, and P. Salizzoni. The model SIRANE for atmospheric urban pollutant dispersion. PART III : Validation against NO₂ yearly concentration measurements in a large urban agglomeration. 167 :377–388, . ISSN 13522310. doi : 10.1016/j.atmosenv.2017.08.034. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231017305472>.
- [71] Paolo Giambini, Pietro Salizzoni, Lionel Soulhac, and Andrea Corti. Influence of meteorological input parameters on urban dispersion modelling for traffic scenario analysis. In Douw G. Steyn and Silvia Trini Castelli, editors, *Air Pollution Modeling and its Application XXI*, pages 453–457. Springer Netherlands. ISBN 978-94-007-1359-8. doi : 10.1007/978-94-007-1359-8_76.
- [72] Matteo Bo, Pietro Salizzoni, Federica Pognant, Roberto Mezzalama, and Marina Clerico. A combined citizen science—modelling approach for NO₂ assessment in torino urban agglomeration. 11(7) :721. ISSN 2073-4433. doi : 10.3390/atmos11070721. URL <https://www.mdpi.com/2073-4433/11/7/721>. Number : 7 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- [73] Tom Grylls, Clémence M. A. Le Cornec, Pietro Salizzoni, Lionel Soulhac, Marc E. J. Stettler, and Maarten van Reeuwijk. Evaluation of an operational air quality model using large-eddy simulation. 3. ISSN 2590-1621. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2590162119300449>. Publisher : Elsevier.
- [74] Tobias Gronemeier and Matthias Sührling. On the effects of lateral openings on courtyard ventilation and pollution—a large-eddy simulation study. 10(2) :63. ISSN 2073-4433. doi : 10.3390/atmos10020063. URL <https://www.mdpi.com/2073-4433/10/2/63>. Number : 2 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- [75] Shijie Liu, Yiqian Wang, Xinbei Xu, and Gehui Wang. Effects of NO₂ and RH on secondary organic aerosol formation and light absorption from OH oxidation of -xylene. 308 :136541. ISSN 1879-1298. doi : 10.1016/j.chemosphere.2022.136541.
- [76] Franchesca G. Gonzalez Olivardia, Qi Zhang, Tomohito Matsuo, Hikari Shimadera, and Akira Kondo. Analysis of pollutant dispersion in a realistic urban street canyon using coupled CFD and chemical reaction modeling. 10(9) :479. ISSN 2073-4433. doi : 10.3390/atmos10090479. URL <https://www.mdpi.com/2073-4433/10/9/479>. Number : 9 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- [77] Nève de Mévergnies, Diego. Évaluation de l’effet de la mise en place d’une rue à sens unique sur la concentration en dioxyde d’azote à bruxelles. URL <https://hdl.handle.net/2078.2/33794>.
- [78] Pourtois, Mégane; Thiry, Clément. Evaluating traffic policies on NO pollution in brussels :

impact of the low emission zone and the good move plan, 2022-2035. URL <https://hdl.handle.net/2078.2/37875>.

- [79] Alexandrine, Naïma GAMBLIN Eléonore Baranger Batiste Galliez Thimothée Cuignet. Cadastres et cartographie stratégiques 2016 du bruit des transports pour la région de bruxelles-capitale.
- [80] Leonidas Ntziachristos, Zissis Samaras. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guide-book.
- [81] Atmo. De quoi parle t'on quand on parle de pollution de fond? | atmo auvergne-rhône-alpes. URL <https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/actualite/de-quoi-parle-ton-quand-parle-de-pollution-de-fond>.
- [82] L Patryla and D Galeriua. Statistical performances measures - models comparison.
- [83] BRAL. Start | BRAL vzw. URL https://bral.brussels/fr?utm_source=chatgpt.com.
- [84] Pallavi, Sandeep Joshi, Dilbag Singh, Manjit Kaur, and Heung-No Lee. Comprehensive review of orthogonal regression and its applications in different domains. 29(6) :4027–4047. ISSN 1886-1784. doi : 10.1007/s11831-022-09728-5. URL <https://doi.org/10.1007/s11831-022-09728-5>.
- [85] MathWorks. Fitting an orthogonal regression using principal components analysis. URL https://www.mathworks.com/help/releases/R2021a/stats/fitting-an-orthogonal-regression-using-principal-components-analysis.html?utm_source=chatgpt.com.
- [86] Bethan Tuckett-Jones, Tom Reade, and Parsons Brinckerhoff. CITY AIR QUALITY AT HEIGHT.
- [87] Marloes Eeftens, Danyal Odabasi, Benjamin Flückiger, Mark Davey, Alex Ineichen, Christian Feigenwinter, and Ming-Yi Tsai. Modelling the vertical gradient of nitrogen dioxide in an urban area. 650 :452–458. ISSN 00489697. doi : 10.1016/j.scitotenv.2018.09.039. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969718334570>.
- [88] Stefano Zauli Sajani, Stefano Marchesi, Arianna Trentini, Dimitri Bacco, Claudia Zigola, Sabrina Rovelli, Isabella Ricciardelli, Claudio Maccone, Paolo Lauriola, Domenico Maria Cavallo, Vanes Poluzzi, Andrea Cattaneo, and Roy M. Harrison. Vertical variation of PM2.5 mass and chemical composition, particle size distribution, NO2, and BTEX at a high rise building. 235 :339–349. ISSN 02697491. doi : 10.1016/j.envpol.2017.12.090. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749117320134>.
- [89] Sotiris Vardoulakis, Efisio Solazzo, and Julio Lumberras. Intra-urban and street scale variability of BTEX, NO2 and o3 in birmingham, UK : Implications for exposure assessment. 45(29) : 5069–5078, . ISSN 13522310. doi : 10.1016/j.atmosenv.2011.06.038. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231011006315>.

8 Annexe

A Analyse quadratique des régressions linéaire entre CurieuzenAir et SIRANE

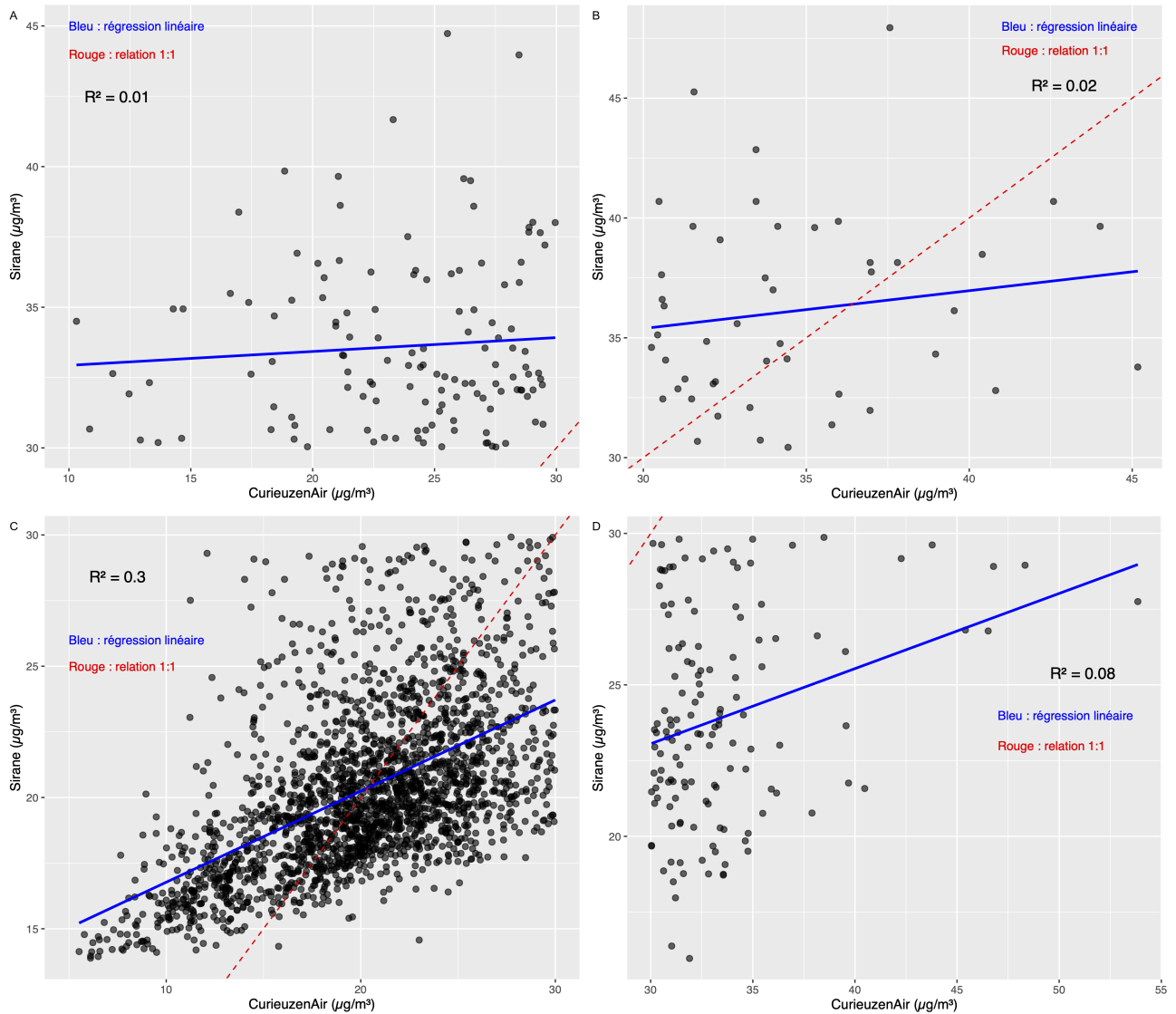


FIGURE A.1 – Régressions linéaires séparées selon les quadrants d'exposition. A) Haut-gauche : CurieuzenAir $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; B) Haut-droit : CurieuzenAir $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; C) Bas-gauche : CurieuzenAir $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; D) Bas-droit : CurieuzenAir $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

B Analyse quadratique des régressions orthogonales entre CurieuzenAir et SIRANE

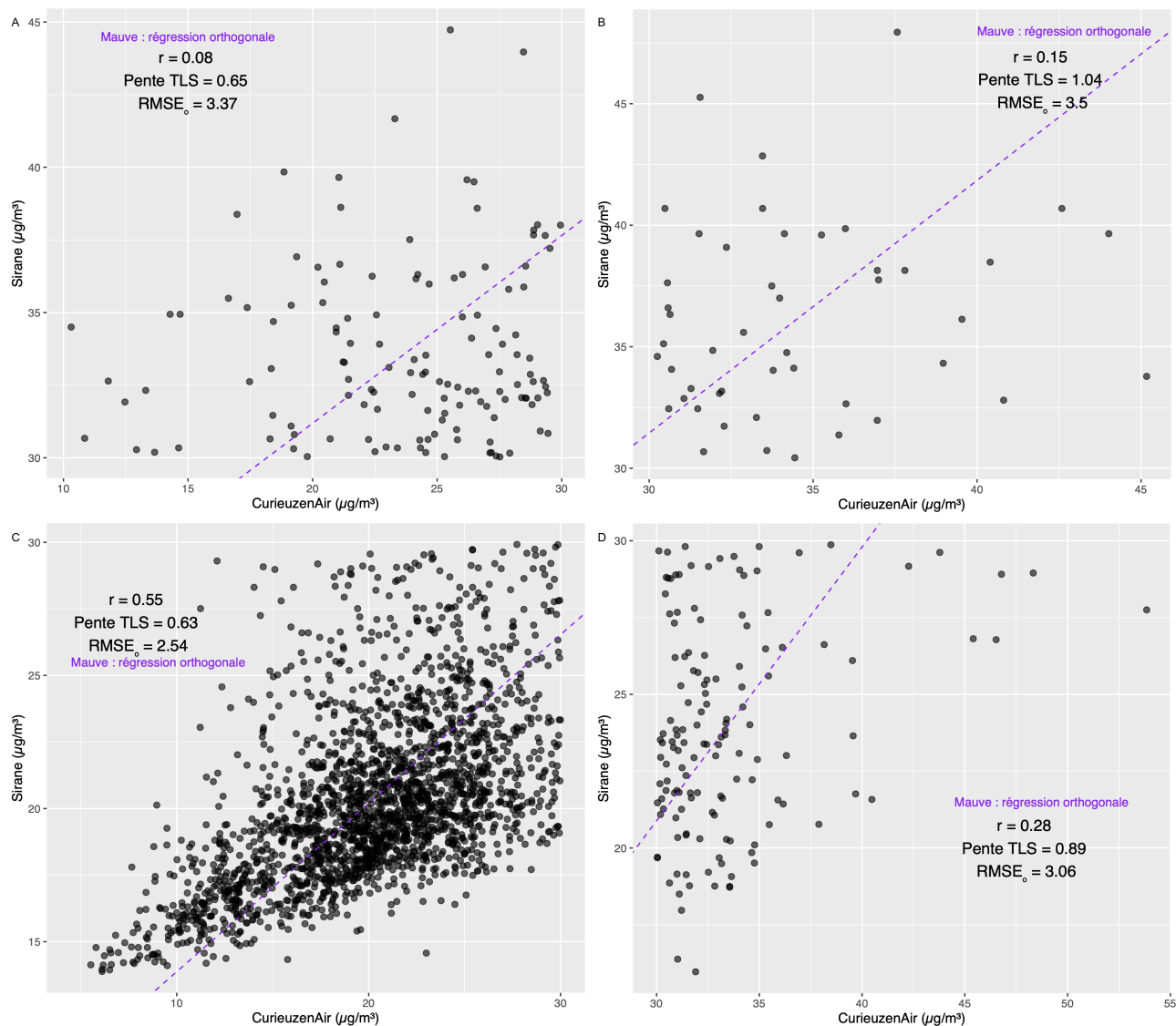


FIGURE B.1 – Régressions orthogonales séparées selon les quadrants d'exposition. A) Haut-gauche : CurieuzenAir $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; B) Haut-droit : CurieuzenAir $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; C) Bas-gauche : CurieuzenAir $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; D) Bas-droit : CurieuzenAir $< 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et SIRANE $\geq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

C Points de référence pour le calcul d'une concentration de fond

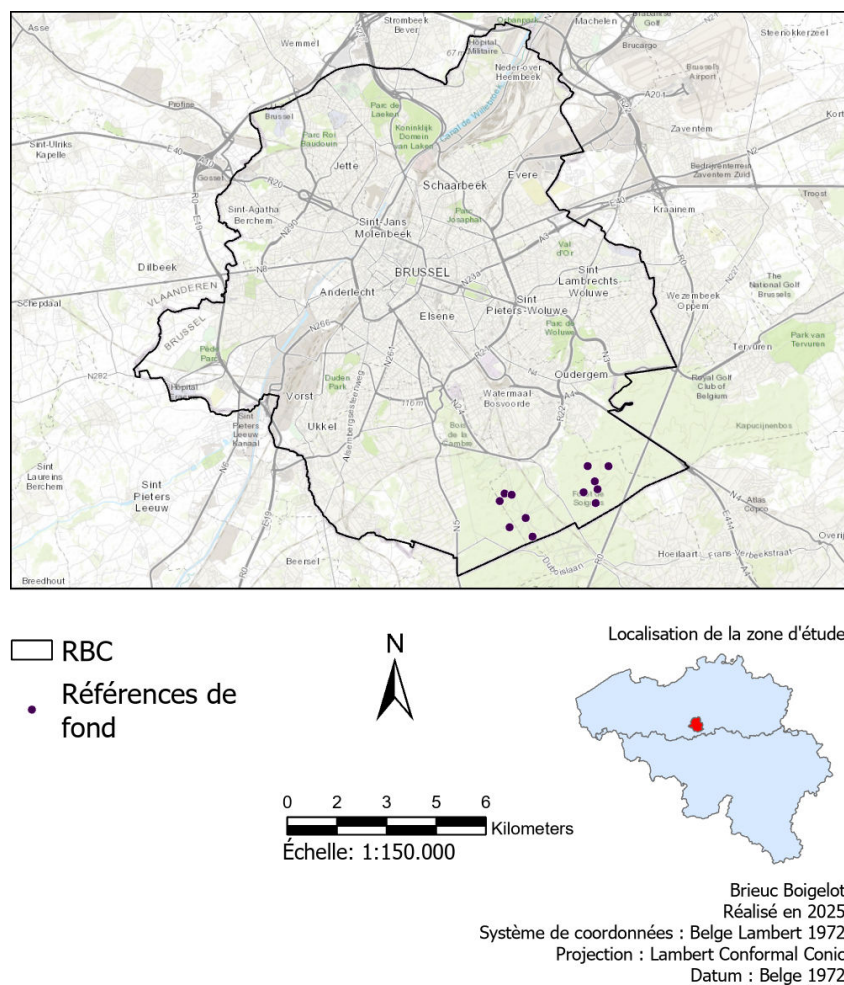


FIGURE C.1 – Points de référence sélectionnés dans la Forêt de Soignes pour l'estimation du fond à partir des données CurieuzenAir

D Analyse quadratique des régressions orthogonales entre CurieuzenAir et SIRANE

TABLE 9 – Indicateurs statistiques des stations de mesure pour le fond, basés sur CurieuzenAir et la calibration alignée sur la concentration de fond mesurée à l'IRM Uccle

ID station	Localisation	FB	NMSE	ER	R	MG	VG	FAC2
41R001	Molenbeek-St-Jean	0.31	0.75	0.75	0.37	1.36	1.79	0.58
41R002	Ixelles	0.23	0.39	0.48	0.43	1.14	1.52	0.72
41B001	Art-Loi	-0.02	0.61	0.60	0.09	1.13	1.69	0.60
41B004	Sainte-Catherine	0.45	0.86	0.57	0.24	1.36	1.77	0.66
41B011	Berchem-St-Agathe	0.13	0.95	0.83	0.18	0.80	3.16	0.43
41R012	Uccle	-0.19	0.69	0.87	0.27	0.59	4.05	0.46
41N043	Avant-port (Haren)	0.20	0.42	0.52	0.24	1.20	1.59	0.68
41MEU1	Neder-Over-Heembeek	0.27	0.80	0.68	0.01	1.19	1.85	0.59
41B006	Parlement UE	0.47	0.83	0.55	0.21	1.51	1.68	0.64
41B008	Belliard	-0.24	0.40	0.46	0.46	0.85	1.32	0.77
41CHA1	Ganshoren	0.04	1.28	1.19	0.40	1.38	2.08	0.33
41REG1	Régent	0.55	0.79	0.69	0.38	1.74	1.91	0.53

E Régression linéaire entre CurieuzenAir et SIRANE après correction de la concentration de fond fournit par l'IRM

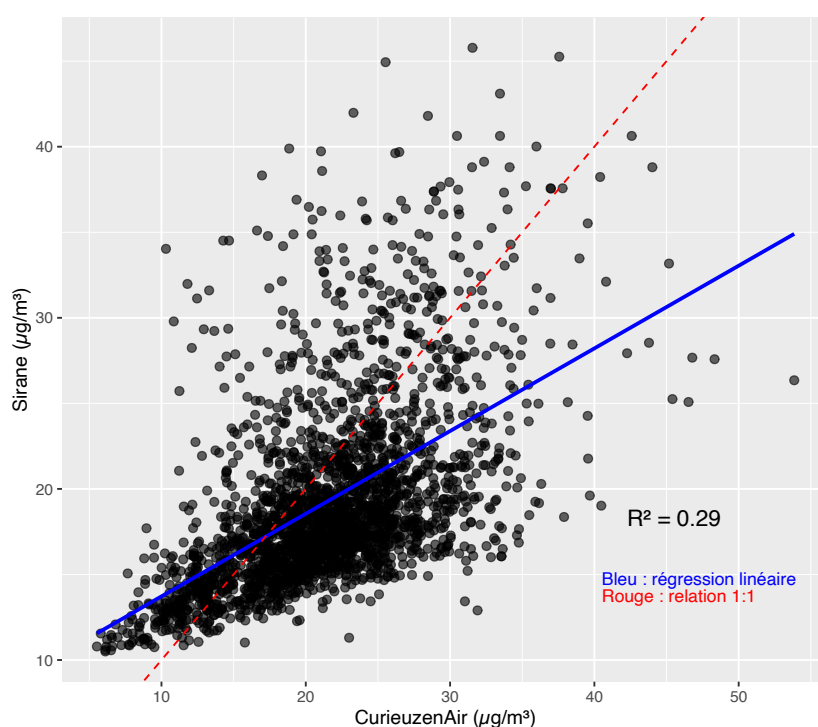


FIGURE E.1 – Relation linéaire entre les concentrations CurieuzenAir et SIRANE après correction de la concentration de fond

Validation du modèle SIRANE par données de crowdsourcing : Comparaison des concentrations de NO₂ modélisées et mesurées dans la Région de Bruxelles-Capitale

Brieuc Boigelot

La pollution de l'air représente un enjeu de santé publique majeur, en particulier dans les environnements urbains où le NO₂ constitue un indicateur central de l'exposition aux émissions de trafic. À Bruxelles, malgré une diminution progressive des concentrations ces dernières années, les niveaux observés dépassent encore largement les recommandations révisées de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS).

Ce mémoire vise à évaluer la capacité du modèle de dispersion atmosphérique SIRANE à reproduire les concentrations de NO₂ dans la Région de Bruxelles-Capitale, en s'appuyant sur les données participatives du projet CurieuzenAir. Ce projet a permis de collecter, via des tubes passifs, des mesures ponctuelles de NO₂ sur l'ensemble du territoire bruxellois, offrant ainsi une base de validation indépendante, dense et spatialement représentative.

L'analyse repose sur une confrontation systématique entre les concentrations modélisées et les valeurs mesurées, mobilisant des outils statistiques (régression linéaire, régression orthogonale, indicateurs d'erreur, etc.) et cartographiques. Les résultats mettent en évidence les forces du modèle SIRANE dans la restitution des gradients de pollution à grande échelle, tout en révélant des biais structurels dans les zones de concentration de fond et les axes à forte densité de trafic.

Ce travail souligne l'intérêt de croiser modélisation et données citoyennes pour affiner la représentation de la pollution urbaine. Il permet également d'identifier les conditions dans lesquelles un modèle comme SIRANE reste fiable, et celles où des ajustements méthodologiques sont nécessaires pour mieux intégrer les spécificités du tissu urbain bruxellois.

Université Catholique de Louvain

Faculté des bioingénieurs

Croix du Sud, 2bte L7.05.01, 1348 Louvain-La-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/agro