

Quatrième partie

Application à l'agglomération lyonnaise

La réglementation en matière de pollution atmosphérique impose aujourd'hui aux organismes publics de mieux connaître l'état de la pollution dans les grandes agglomérations. Pour répondre à ces besoins et compléter les informations fournies par les réseaux de capteurs, il est nécessaire de mettre en œuvre des outils de modélisation dans des configurations réelles très complexes. Cette complexité est matérialisée par des bases de données très hétérogènes – par leur nature, leur origine ou leur taille – que les modèles doivent être en mesure d'intégrer.

Pour illustrer l'intérêt pratique du modèle SIRANE et pour évaluer son comportement dans une situation réelle, nous présentons ici un cas d'application à un quartier de la ville de Lyon. Dans le premier chapitre, nous décrirons le site étudié et l'ensemble des données nécessaires à la simulation. Le deuxième chapitre sera consacré à l'analyse de la modélisation, à travers des exemples d'application du modèle et à travers une comparaison avec les données mesurées.

IV.1 Les données de la pollution atmosphérique à Lyon

Ce chapitre est consacré à la description du site d'étude et des données utilisées dans le cadre de la modélisation de la pollution atmosphérique dans un quartier de Lyon. Nous présentons tout d'abord le site retenu et les données topographiques concernant la canopée urbaine et la géométrie des rues. Les données météorologiques sont ensuite analysées. Puis, nous exposons la méthode adoptée pour déterminer les émissions de polluants au niveau du domaine d'étude. Enfin, nous décrivons les mesures de pollution effectuées sur l'agglomération lyonnaise, dans l'objectif d'une comparaison avec les modélisations.

IV.1.1 Introduction

La modélisation de la pollution atmosphérique repose sur deux composantes complémentaires. La première composante correspond au développement de modèles “scientifiques” permettant de décrire les caractéristiques et l'évolution de la pollution. La majeure partie de notre travail a été consacrée à cet aspect du problème, qui relève généralement du domaine de la recherche. La deuxième composante de la modélisation de la pollution atmosphérique correspond à l'établissement et à la gestion des bases de données nécessaires à la mise en œuvre des modèles.

On a souvent tendance à considérer que le traitement des bases de données est un problème “d'intendance” qui ne mérite pas une attention particulière. Pourtant, il s'agit d'un problème intéressant à bien des égards. Tout d'abord, l'analyse des données disponibles permet de mieux connaître leur structure et donc de développer des modèles plus adaptés à ces données. À titre d'exemple, le modèle *SIRANE* a été développé pour utiliser au mieux l'organisation en réseau des bases de données géographiques concernant le trafic et les émissions. L'analyse statistique des données permet également de mettre en évidence un certain nombre de caractéristiques des phénomènes étudiés. Ce type d'analyse est couramment effectué pour la météorologie et la pollution, mais assez peu pour les données géographiques. Il serait par exemple intéressant de connaître les caractéristiques moyennes d'une rue. Enfin, la connaissance des bases de données permet de mieux évaluer les erreurs que l'on commet en les utilisant.

Afin de pouvoir effectuer des simulations sur l'agglomération lyonnaise, qui seront présentées au chapitre suivant, nous avons été amenés, au cours de notre travail, à rassembler et à traiter une grande quantité de données de différentes natures. Dans ce chapitre, nous allons nous intéresser à la description et à l'analyse de ces données, afin de mettre en évidence les problèmes rencontrés dans la mise en œuvre pratique d'une modélisation. Nous évoquerons en particulier

l'hétérogénéité des données et les erreurs introduites par leur utilisation. Une analyse statistique permettra également d'identifier plusieurs comportements caractéristiques intéressants.

La pollution atmosphérique dépend principalement de trois catégories de données : les données topographiques, les données météorologiques et les données relatives aux émissions de polluants. Ces trois aspects seront évoqués successivement dans les paragraphes suivants. Dans le dernier paragraphe, nous présenterons les données de pollution qui permettront des comparaisons avec notre modèle.

IV.1.2 La topographie urbaine

IV.1.2.1 Présentation du site d'étude

Pour réaliser notre étude de modélisation de la pollution à l'échelle locale, nous avons choisi un quartier situé au sein de l'agglomération lyonnaise. La ville de Lyon est localisée au confluent du Rhône et de la Saône, au pied des Monts du Lyonnais. L'humidité et la chaleur apportées par ces deux fleuves affectent sensiblement le climat local. Le relief de la ville, représenté sur la figure IV.1.1, est caractérisé par la présence de deux collines, à l'ouest (Fourvière) et au nord (Croix-Rousse), d'une hauteur de 150 m environ. Ce relief a pour effet de modifier localement les conditions météorologiques. En particulier, le champ aérodynamique du vent au voisinage du sol est caractérisé par des écoulements orographiques : canalisation entre les collines, effet d'abri, contournement, ...

Les mécanismes de dispersion des polluants à l'intérieur de la canopée urbaine dépendent des conditions météorologiques extérieures. Afin de pouvoir modéliser une rue ou un quartier, les caractéristiques géographiques nous imposent de connaître assez précisément la météorologie du site. Malheureusement, nous constatons sur la figure IV.1.1 qu'il existe très peu de stations météorologiques à l'intérieur de l'agglomération et les données fournies sont souvent trop influencées par des conditions locales pour pouvoir être considérées comme représentatives de l'écoulement. Pour prendre en compte les conditions extérieures dans une modélisation à l'échelle locale, il est donc nécessaire de mettre en œuvre une hiérarchie de modèles, faisant intervenir l'échelle régionale et l'échelle de l'agglomération comme conditions limites à l'échelle locale. Les modélisations à ces échelles sont en cours de réalisation dans le cadre d'études parallèles mais les résultats ne sont pas encore disponibles. Pour cette raison, nous avons dû nous contenter d'utiliser les données météorologiques fournies par les stations de mesures.

Le manque de données météorologiques a également influencé le choix du domaine d'étude. Pour éviter des erreurs dues à de mauvaises conditions limites, le site doit être situé à proximité d'une station de mesures ; en outre, le relief du site doit être peu prononcé afin que cette mesure soit représentative. Par ailleurs, pour comparer les résultats des simulations avec la réalité, il est nécessaire qu'un capteur de pollution soit situé dans le domaine d'étude. Enfin, étant donné que le modèle *SIRANE* est conçu pour simuler un bâti dense, il faut que le quartier d'étude soit constitué de rues-canyons assez bien identifiées.

Pour satisfaire ces différents critères, notre choix s'est porté sur le quartier du 6^{ème} arrondissement de la ville de Lyon, représenté sur la figure IV.1.2. Il s'agit d'un quartier plat, constitué d'un réseau bien organisé de rues et de bâtiments. Un capteur de pollution est situé dans la rue Garibaldi, qui traverse le quartier. La station météorologique la plus proche (Lafayette) n'est pas située dans le domaine d'étude mais se trouve à moins d'un kilomètre. Elle peut donc être considérée comme assez représentative du vent sur le site étudié.

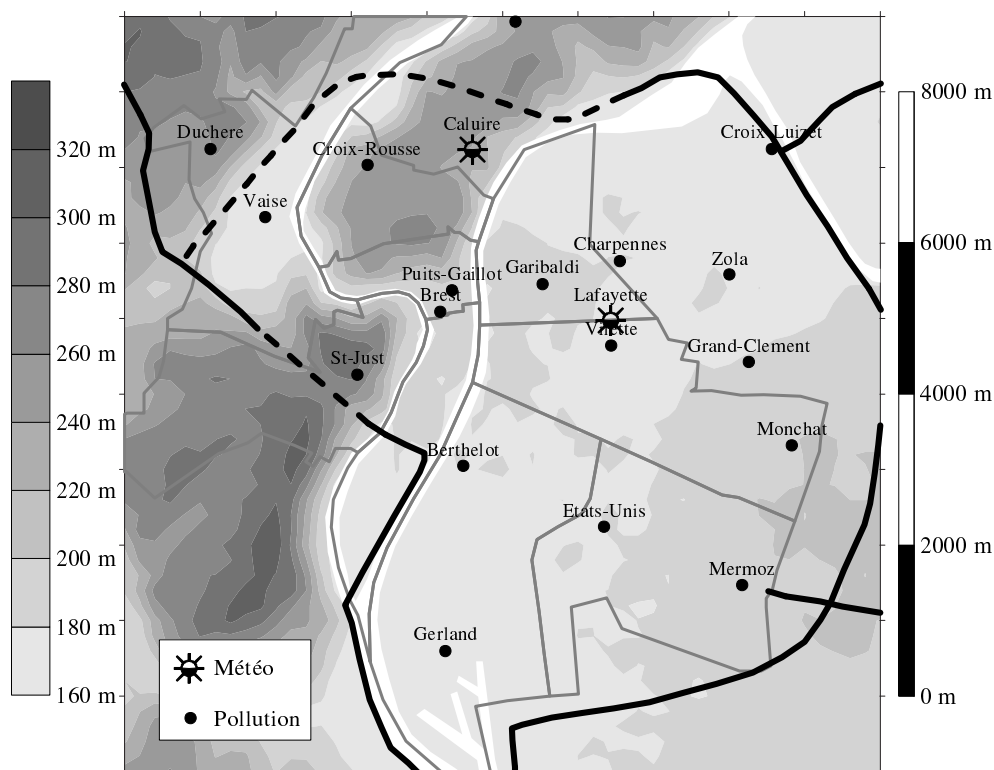


Figure IV.1.1 – Vue générale de l'agglomération lyonnaise. Le relief est représenté en arrière-plan (données COURLY, 1998). Les emplacements des stations météorologiques et des capteurs de COPARLY sont indiqués au premier plan.

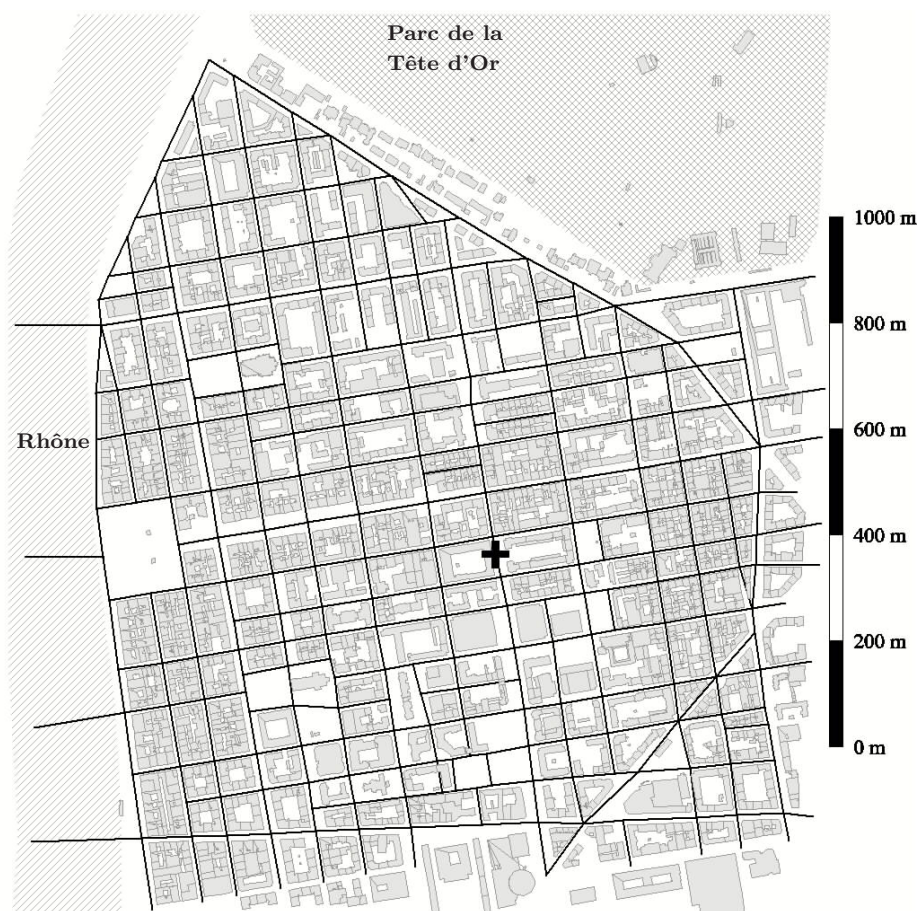


Figure IV.1.2 – Quartier du 6^{ème} arrondissement de Lyon, qui sera étudié avec le modèle SIRANE. La croix représente l'emplacement du capteur de pollution de la rue Garibaldi.

Compte tenu de l'absence de relief, la description géométrique du domaine repose essentiellement sur la topographie des bâtiments. Intéressons-nous donc maintenant à l'analyse des données correspondantes.

IV.1.2.2 Description des données

Parmi toutes les données nécessaires à la modélisation de la pollution, les données géographiques sont celles qui représentent la plus grande quantité d'information. En effet, les moindres détails du relief ou de la géométrie des bâtiments peuvent aujourd'hui être mesurés avec des techniques très précises (télémètre laser, positionnement par satellite) permettant d'avoir une résolution de l'ordre du centimètre. Les données sont ensuite stockées sous forme informatique, dans des Systèmes d'Information Géographique (SIG), afin de pouvoir être traitées plus facilement. Elles représentent alors une énorme quantité d'information – plusieurs centaines de méga-octets – qu'il est nécessaire de simplifier.

En effet, contrairement à d'autres domaines, comme par exemple la météorologie, nous avons la chance de disposer d'une multitude d'informations pour décrire la topographie urbaine. Paradoxalement, nous ne sommes pas en mesure d'utiliser toute cette information dans le cadre de la modélisation de la pollution atmosphérique. Cette surabondance de données va donc nous conduire à simplifier la topographie urbaine afin de n'en garder qu'une représentation schématique. La simplification effectuée dépend en grande partie de la méthode de modélisation mise en œuvre. C'est pourquoi il est d'autant plus intéressant d'utiliser des approches physiques, qui permettent cette simplification.

Les données géographiques utilisées proviennent du Système Urbain de Référence (SUR) de la Communauté Urbaine de Lyon (COURLY). Ces données sont repérées en coordonnées LAMBERT II. Nous avons principalement utilisé deux séries de données :

- **Le graphe de la voirie** : Il s'agit d'un graphe filaire, constitué de segments reliant des nœuds d'intersection. Chaque segment correspond à une voie du réseau de circulation. Pour illustrer ce graphe, nous avons représenté, sur la figure IV.1.3, la partie correspondant au centre de l'agglomération. La taille de cette base de données est très importante ; elle contient en effet 56 624 nœuds et 28 312 segments de voie. Malheureusement pour nous, le graphe de la voirie ne correspond pas au graphe des rues. En effet, une seule rue (au sens rue-canyon) peut contenir plusieurs voies séparées par un terre-plein central ; inversement une voie peut se trouver en dehors d'une rue-canyon, dans une zone dégagée par exemple. Cette base de données nous fournit donc une information statistique intéressante sur la géométrie des voies, mais elle peut difficilement être utilisée directement dans le modèle *SIRANE*.
- **Le cadastre des bâtiments** : Cette base de données permet de décrire la forme de tous les bâtiments de la COURLY. Chaque bâtiment est défini par un contour polygonal correspondant à son assise dans le sol. Ce polygone est complété par la connaissance de l'altitude du toit. Pour obtenir la hauteur du bâtiment, il est nécessaire d'effectuer une différence par rapport à l'altitude du relief local. Le cadastre correspondant au centre de Lyon est illustré sur la figure IV.1.4. La base de données complète décrit 192 417 bâtiments "durs" (immeubles, maisons, ...) et 66 467 bâtiments "légers" (hangars, abris, ...), chacun représenté par un polygone d'environ 10 sommets. Ces chiffres, illustrés par les détails de la figure IV.1.4, nous montrent à quel point la base de données du cadastre est trop détaillée par rapport aux outils de modélisation dont nous disposons pour décrire la pollution.

Afin de modéliser le quartier choisi, nous avons donc été amenés à construire notre propre base de données, à partir de celles décrites précédemment. Cette base de données fournit le



Figure IV.1.3 – Graphe de la voirie au centre de l'agglomération lyonnaise (données COURLY, 1998).

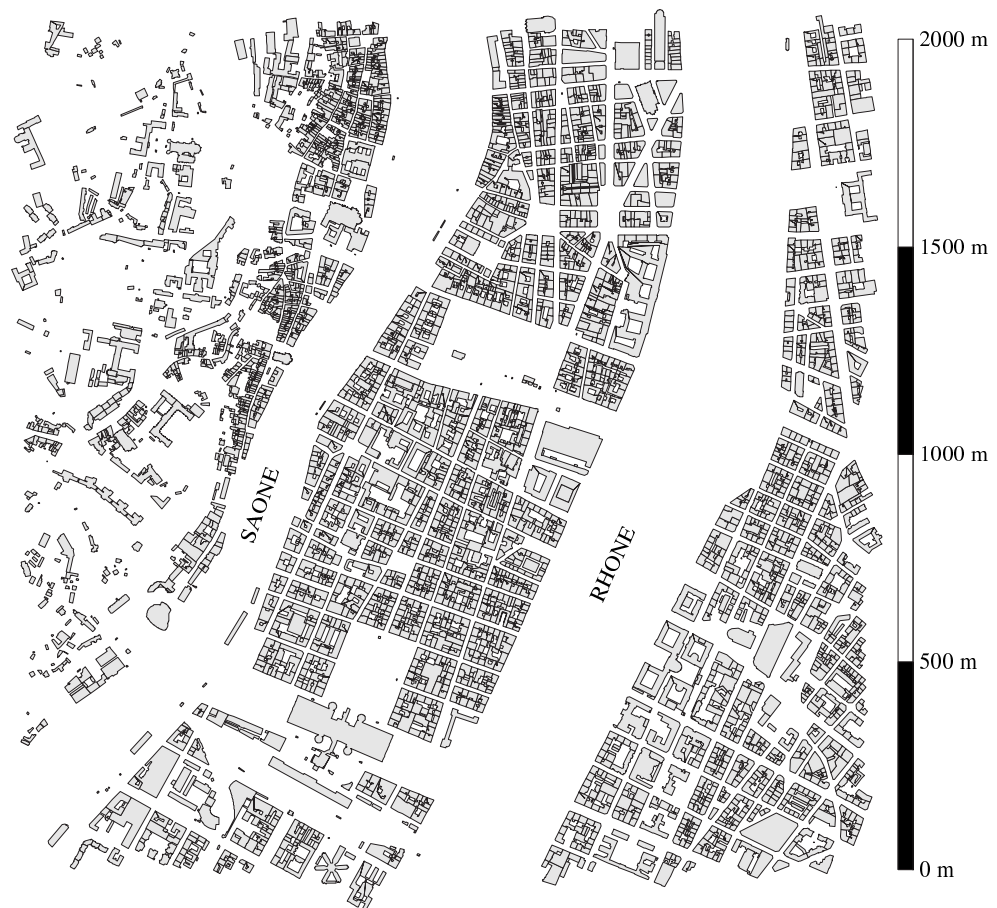


Figure IV.1.4 – Représentation du cadastre (contours des bâtiments) au centre de Lyon (données COURLY, 1998).

graphe des rues du quartier étudié, sous forme de segments et de nœuds. Le graphe, qui sera utilisé dans le modèle *SIRANE*, est constitué de 400 tronçons de rues. Il a été représenté sur la figure IV.1.2. Pour chaque rue, nous avons relevé la largeur et la hauteur de la rue, en supposant que les bâtiments de part et d'autre étaient de même niveau. Compte tenu de la complexité du bâti réel, il n'est pas toujours facile de représenter la géométrie d'une rue uniquement à l'aide des deux paramètres H et W . C'est pour cette raison que le relevé de ces valeurs a été effectué "à la main", laissant ainsi une part d'appréciation humaine. Ce travail a cependant nécessité un temps non négligeable. Pour pouvoir à l'avenir étudier un grand nombre de quartiers, nous pensons donc qu'il est important de réfléchir à des outils informatiques de simplification, permettant d'appréhender de façon systématique toute la complexité du problème.

IV.1.2.3 Caractéristiques géométriques moyennes des rues de Lyon

Au cours des parties précédentes, nous avons souvent évoqué les caractéristiques géométriques des rues (longueur, orientation, rapport d'aspect) et leur influence sur la dispersion des polluants. Il serait donc intéressant de connaître avec un peu plus de précision quelles sont les caractéristiques que l'on rencontre dans la réalité. Les données géographiques de la *COURLY*, ainsi que les informations que nous avons rassemblées sur le quartier du 6^{ème} arrondissement, constituent une importante base de données qui nous a permis d'étudier cette question.

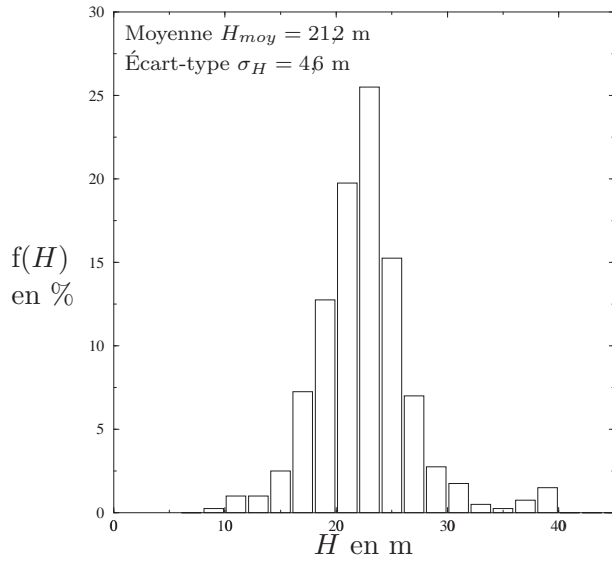
En utilisant les données relatives au 6^{ème} arrondissement, nous avons pu déterminer les fonctions de distribution des hauteurs et largeurs de rue. Ces fonctions ont été représentées sur les figures IV.1.5-a et b. La hauteur moyenne des bâtiments de ce quartier est d'environ 21 m, avec un écart-type de 4,6 m. La courbe de répartition nous indique que la variabilité de la hauteur des bâtiments est assez faible. Cette observation permet de valider l'hypothèse faite dans le modèle *SIRANE*, selon laquelle le niveau des toits peut être approximativement représenté par une surface plane.

L'analyse de la figure IV.1.5-b nous montre que la largeur des rues est beaucoup plus variable, avec des valeurs pouvant dépasser 50 m. En moyenne, la largeur est plus faible que la hauteur, avec une valeur de 18,1 m. Pour cette raison, le rapport d'aspect H/W , représenté sur la figure IV.1.5-c, a une valeur moyenne supérieure à 1 (1,35) et une valeur la plus fréquente (mode) voisine de 2. Les rues de ce quartier sont donc plutôt étroites, provoquant un écoulement en régime de *skimming flow*.

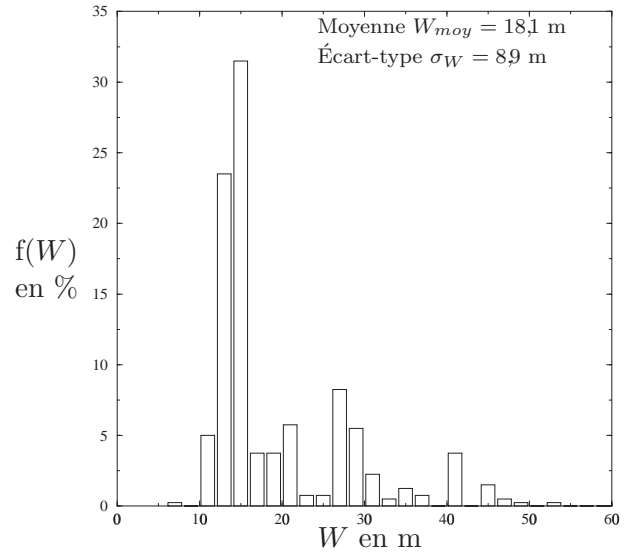
À partir du graphe de la voirie (cf. figure IV.1.3), nous avons pu déterminer d'autres types d'informations sur les voies de circulation. Comme nous l'avons déjà vu, il ne s'agit pas exactement des segments de rues. On peut cependant admettre que dans un grand nombre de cas, il y a correspondance entre les deux notions. Pour cette raison, l'analyse du graphe de la voirie mérite une certaine attention. Les répartitions statistiques de la longueur et de l'orientation des segments de voies ont été représentées sur les figures IV.1.5-d et e. On constate que l'orientation des rues n'est pas isotrope et qu'il existe deux directions principales, orientées approximativement dans les directions nord-sud et est-ouest¹. Cette organisation est certainement due à la géographie du site, caractérisée par la présence de deux fleuves (le Rhône et la Saône) circulant parallèlement, du nord vers le sud, au centre de la ville. Cependant, il n'apparaît pas une seule direction privilégiée qui pourrait justifier que l'on étudie avec plus de précision le cas d'une direction de vent particulière (vent perpendiculaire à la rue, par exemple).

La répartition des longueurs de rue fournit également des informations très intéressantes. La longueur des rues de Lyon est de l'ordre de 100 m, avec une valeur moyenne de 126 m et un

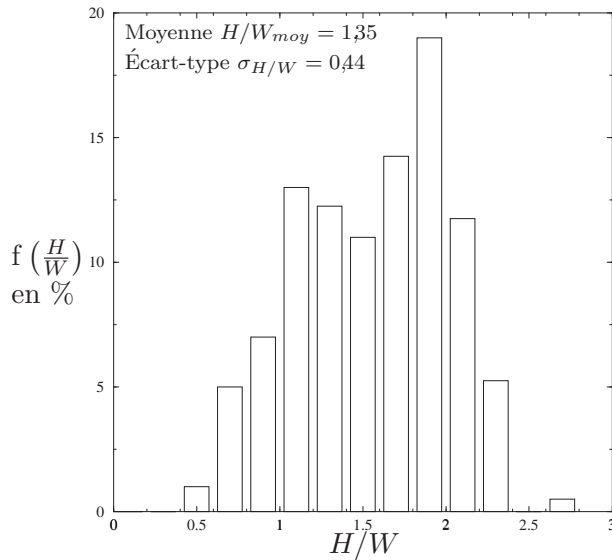
1. Sur la figure IV.1.5-d, la partie gauche de la courbe a été obtenue par symétrie par rapport à la partie droite.



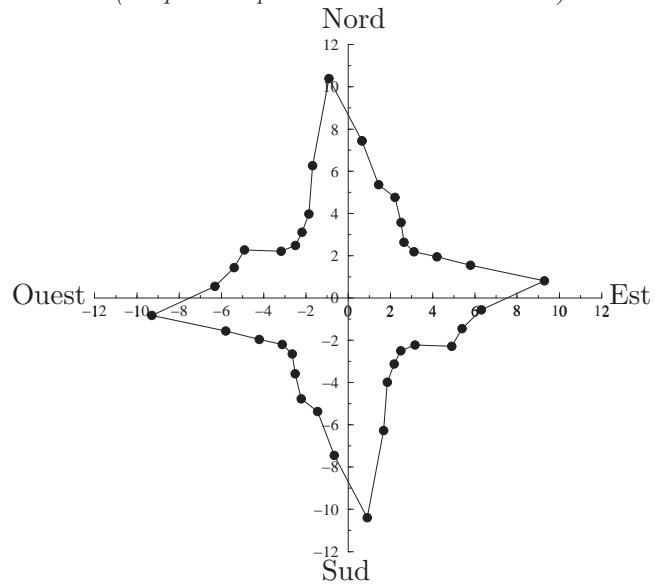
a) Distribution des hauteurs H des rues (uniquement pour le 6^{ème} arrondissement).



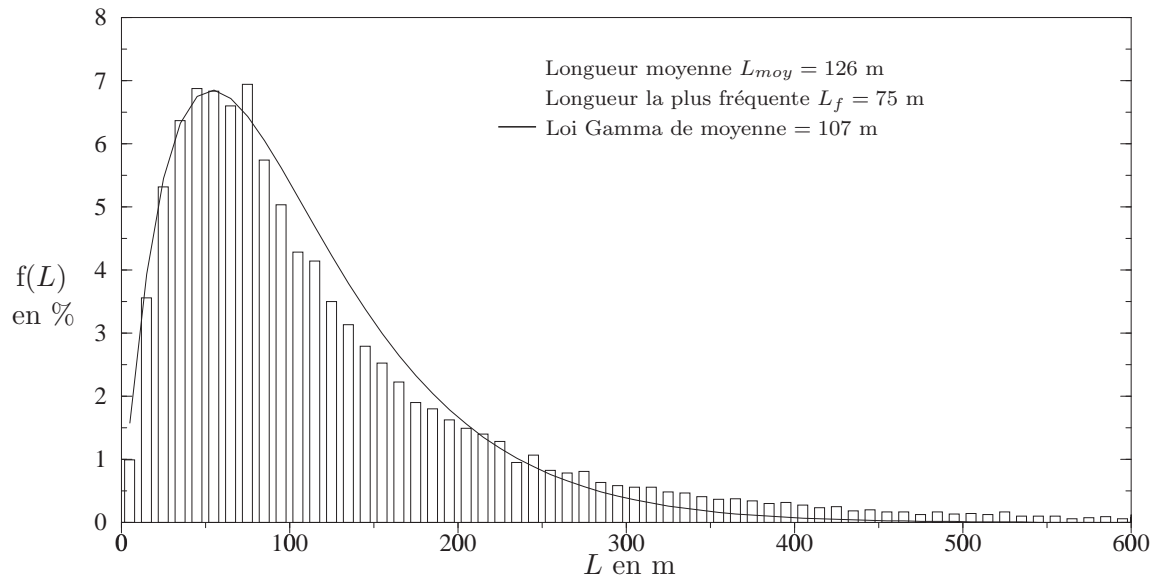
b) Distribution des largeurs W des rues (uniquement pour le 6^{ème} arrondissement).



c) Distribution du rapport d'aspect H/W (uniquement pour le 6^{ème} arrondissement).



d) Distribution de l'orientation des rues (pour toute la COURLY).



e) Distribution des longueurs des rues (pour toute la COURLY).

Figure IV.1.5 – Caractéristiques géométriques des rues de Lyon (données COURLY, 1998).

mode de 75 m. Leur fonction de répartition a une forme assez particulière. Nous avons constaté que cette distribution peut être approchée par une loi Gamma d'ordre 2, définie par² :

$$f(x,a) = a^2 x e^{-ax} \quad (\text{IV.1.1})$$

où a est un paramètre de la loi, tel que $2/a$ est la moyenne de la distribution. Nous avons représenté, sur la figure IV.1.5-e, la loi Gamma d'ordre 2 obtenue par régression aux moindres carrés. Le coefficient de corrélation linéaire entre les deux courbes est de 0,99. On peut effectivement observer graphiquement l'accord entre les deux distributions.

Il faut avouer que nous n'avons pas trouvé d'explication à l'apparition d'une telle loi pour décrire ce phénomène. Il n'est d'ailleurs pas exclu que cet accord soit le fruit du hasard. Cependant, quelle qu'en soit la raison, cette loi constitue un moyen simple, n'utilisant qu'un seul paramètre, pour décrire la répartition des longueurs des rues sur l'agglomération. Il serait très intéressant de tester si cette loi s'applique sur d'autres types d'agglomérations et si le paramètre a prend des valeurs différentes.

Cette analyse succincte des données topographiques disponibles sur Lyon nous a donc permis de décrire avec précision les caractéristiques moyennes d'une rue. Les dimensions transversales d'une rue sont de l'ordre de 20 m, tandis que sa longueur est de l'ordre de 100 m. Ces dimensions justifient a posteriori les valeurs des paramètres H , W et L utilisées au cours des parties précédentes. Sur le quartier étudié, le rapport d'aspect H/W est supérieur à 1, caractérisant ainsi des rues plutôt étroites.

Il faut cependant remarquer que les résultats que nous avons obtenus sont spécifiques à l'agglomération lyonnaise, voire pour certains d'entre eux à un quartier de Lyon. Certes, ils s'avèrent proches des configurations souvent étudiées dans la littérature, mais il n'est pas pour autant certain qu'ils soient généralisables à n'importe quel quartier ou n'importe quelle ville. En effet, la géométrie urbaine dépend de paramètres géographiques, climatiques, historiques qui peuvent être assez différents d'une ville à l'autre. Il serait donc intéressant d'effectuer une étude de ce type sur plusieurs agglomérations localisées dans des régions géographiques et culturelles distinctes.

IV.1.3 La météorologie

Les paramètres météorologiques constituent la deuxième série de données nécessaires à la modélisation de la pollution atmosphérique.

IV.1.3.1 Sites de mesures

La mesure des grandeurs physiques de l'atmosphère est essentiellement effectuée par Météo-France. Le principal objectif de ces mesures est de décrire l'évolution temporelle et spatiale de l'atmosphère afin de pouvoir prédire le temps à court terme. À l'heure actuelle, la résolution des modèles de prévision est approximativement uniforme sur l'ensemble du territoire métropolitain (~ 25 km pour le modèle Arpège). C'est pourquoi les stations de mesures sont également réparties de façon uniforme. Malheureusement, une telle répartition ne permet pas de décrire avec suffisamment de détail les champs météorologiques à l'échelle d'une agglomération. En particulier, pour des raisons de validité des mesures, les stations de Météo-France sont souvent situées sur des zones dégagées et il est très rare que des mesures soient effectuées à l'intérieur des villes. Or c'est précisément à ce niveau que se développent les problèmes de pollution atmosphérique.

2. Une loi Gamma d'ordre 2 correspond à la loi statistique des temps d'attente du deuxième événement le plus proche dans un processus de POISSON.

Pour cette raison, les organismes qui mesurent la pollution (réseaux de mesures, industriels, ...) ont généralement mis en place quelques stations météorologiques de proximité. La modélisation devra donc s'appuyer sur des données météorologiques d'origines diverses.

Au niveau de l'agglomération lyonnaise, Météo-France dispose d'une station de mesures au sol sur l'aérodrome de Bron, et d'une station de radiosondages sur l'aéroport de Satolas. Le réseau COPARLY dispose de deux stations météorologiques dans l'agglomération, sur les sites de Caluire et du cours Lafayette. D'autres stations ont été installées au sud de Lyon, dans le complexe chimique et pétrolier, par les industriels (ELF, Rhodia). L'emplacement des stations météorologiques situées dans le centre de l'agglomération lyonnaise est indiqué sur la figure IV.1.1.

Les grandeurs mesurées par ces stations sont généralement la vitesse et la direction du vent, la pression, la température, l'hygrométrie, la pluviométrie et l'ensoleillement. Malheureusement, toutes ces variables ne sont pas mesurées dans toutes les stations, ce qui rend parfois difficile leur exploitation.

L'utilisation des informations fournies par ces mesures suppose quelques précautions. Tout d'abord, il faut considérer les erreurs relatives aux appareils de mesures. À ces erreurs viennent s'ajouter, pour certaines variables comme la vitesse et la direction du vent, des problèmes liés à l'environnement du site de mesures : on peut citer l'exemple d'anémomètres situés au voisinage d'un bâtiment ou sur le toit d'un immeuble. Enfin, l'erreur la plus importante est vraisemblablement commise lorsque l'on utilise une mesure ponctuelle que l'on extrapole sur l'ensemble d'un domaine.

Il nous est difficile d'évaluer les erreurs de mesures concernant les données qui nous ont été fournies par Météo-France et par Coparly. En ce qui concerne leur utilisation, nous avons fait en sorte de minimiser les risques d'erreurs en choisissant un site d'étude, localisé à proximité d'un capteur, et caractérisé par l'absence de relief pour que l'extrapolation soit plus facile à réaliser. Malgré ces précautions, nous considérerons pour la suite que l'incertitude sur les données météorologiques n'est pas négligeable.

IV.1.3.2 Situation moyenne

L'analyse des données sur une année (nous disposons des données pour la période mai 1996–avril 1997) nous permet de déterminer les caractéristiques météorologiques moyennes du site de Lyon. Nous nous intéresserons principalement aux paramètres influant sur la pollution à l'échelle locale, en particulier le vent et la stabilité de l'atmosphère. Sur la figure IV.1.6, nous avons représenté la rose des vents mesurée à la station de Bron. En raison de l'orientation du relief – sillon rhodanien suivant l'axe nord-sud – le vent est principalement dirigé selon cet axe. La vitesse moyenne à 10 mètres du sol est de 3,3 m/s.

À partir des radiosondages de Satolas, nous avons déterminé, par régression linéaire, le gradient vertical moyen de température dans la couche limite atmosphérique. Ce gradient est légèrement instable ($\partial\theta/\partial z \simeq -1,1$ °C/km), ce qui correspond à une classe C de la classification de PASQUILL.

IV.1.3.3 Variations spatiales

La comparaison des données de Météo-France à Bron et des données de COPARLY, à Caluire et au cours Lafayette, met en évidence quelques écarts systématiques. La pression fournie par le capteur Lafayette est en moyenne plus faible que la pression mesurée à Bron ($\Delta P = -16,4$ hPa), alors que les altitudes des deux stations sont voisines. Par ailleurs, la température est plus élevée

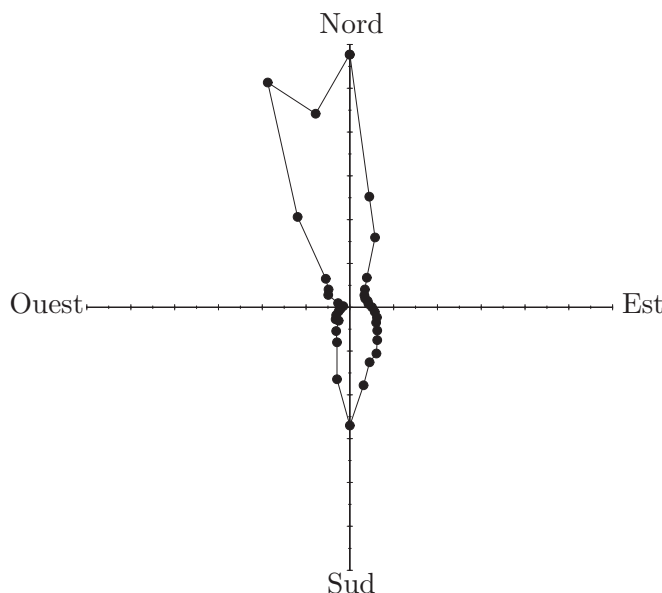


Figure IV.1.6 – *Rose des vents à Bron (données Météo-France, 1996–97).*

au capteur Lafayette qu'à Bron ($\Delta T = +1,1^\circ\text{C}$). Ces deux effets caractérisent le phénomène d'îlot de chaleur, évoqué au chapitre I.2. La convection thermique, associée à l'augmentation de température au centre de l'agglomération, est à l'origine de la zone de dépression qui apparaît à cet endroit.

L'intensité du vent, mesurée par les capteurs de Caluire et de Lafayette, est environ deux fois plus faible que la vitesse mesurée à Bron (la pente de la droite de régression est de 2,05 pour Caluire et de 2,4 pour Lafayette). Cette différence s'explique par la présence d'un bâti plus dense dans l'agglomération, qui provoque le développement de couches limites internes et la diminution de la vitesse au niveau du sol.

L'analyse des données météorologiques a essentiellement mis en évidence le peu d'information disponible pour effectuer une modélisation de la pollution à l'échelle locale d'une rue ou d'un quartier. Pour appliquer le modèle *SIRANE*, nous utiliserons les données temporelles du capteur Lafayette pour l'année 1996–97. Seules la vitesse et la direction du vent sont disponibles et pourront être utilisées. Les autres informations (stabilité de l'atmosphère, intensité de turbulence) seront supposées constantes au cours du temps; elles ont été estimées à partir des conditions moyennes observées (classe C de PASQUILL, $\sigma_w/U_H \sim 1$ au niveau de l'interface rue-atmosphère).

IV.1.4 Les émissions

Les émissions de polluants constituent une donnée essentielle de la modélisation de la pollution. Malheureusement, cette donnée est très variable dans le temps et dans l'espace et il est souvent très difficile de la déterminer. Nous allons détailler les méthodes que nous avons utilisées, en distinguant les émissions d'origine automobile des autres types d'émissions.

IV.1.4.1 Les émissions dues au trafic automobile

Pour obtenir des données sur les émissions automobiles, il est généralement impossible de mesurer les quantités rejetées par chaque véhicule circulant dans une agglomération. C'est pourquoi on utilise souvent des méthodes indirectes, basées sur la détermination du trafic et sur le calcul des émissions à partir de la connaissance de ce trafic.

IV.1.4.1.1 Le trafic

La détermination du trafic peut être effectuée soit par des mesures directes, soit par modélisation. Pour mesurer le trafic automobile, il existe des techniques plus ou moins complexes. Les méthodes les plus simples permettent uniquement de connaître le nombre de véhicules ayant circulé en un point pendant une période donnée. Avec des méthodes plus complexes, il est possible de distinguer le type de véhicule, l'heure de passage, la vitesse, et donc de reconstruire une base d'informations beaucoup plus détaillée. Il existe également des méthodes plus originales, basées par exemple sur une mesure acoustique ; on mesure le bruit généré par le passage des véhicules et on le relie au trafic par une courbe d'étalonnage ou par un modèle simple (TIRABASSI *et al.*, 1998). Malheureusement, quelle que soit la technique utilisée, il n'est pas envisageable d'instrumenter l'ensemble des voies de circulation. Le trafic reste alors inconnu sur un grand nombre de voies et il est nécessaire d'utiliser des méthodes complémentaires, comme la modélisation.

La modélisation du trafic consiste à représenter la circulation automobile par un système d'équations mathématiques reliant les différents paramètres du problème. On distingue généralement deux catégories de modèles :

- **Les modèles macroscopiques**, basés sur une analogie à l'hydrodynamique, à travers un bilan des flux véhiculaires dans un réseau de circulation. Ces modèles fournissent des informations moyennes.
- **Les modèles microscopiques**, basés sur une description du comportement individuel des conducteurs et de leurs véhicules. Les grandeurs moyennes sont alors obtenues à partir d'un traitement statistique des données individuelles. Ces modèles sont plus précis que les modèles macroscopiques mais ils nécessitent des moyens informatiques beaucoup plus importants.

La principale limitation des modèles de trafic réside dans la précision des informations nécessaires pour initialiser les calculs. En effet, pour calculer le trafic, il faut connaître l'origine et la destination de tous les véhicules circulant dans le réseau. Or cette information varie au cours du temps, en fonction d'une multitude de paramètres qu'il n'est pas possible d'appréhender. C'est pourquoi on se contente généralement de déterminer des conditions moyennes, basées sur des enquêtes auprès de la population. Le réseau de circulation est découpé en zones géographiques et on détermine la matrice origine-destination, correspondant au nombre de véhicules circulant d'une zone à une autre. Il s'agit généralement du trajet domicile-travail, si bien que ces matrices ne sont représentatives que des heures de pointe.

Les modèles de trafic fournissent alors le flux de véhicules et la vitesse moyenne sur chaque tronçon du réseau, aux heures de pointe. Pour compléter ces informations, il est nécessaire de décrire certains paramètres comme l'évolution temporelle du trafic au cours de la journée ou la répartition du parc automobile en fonction des catégories de véhicules. Ces informations sont en effet indispensables pour déterminer les émissions de polluants. Malheureusement, elles sont rarement disponibles pour chaque agglomération. C'est pourquoi on utilise souvent les données nationales, obtenues à partir de mesures ou d'enquêtes (HICKMAN *et al.*, 1997).

Au niveau de l'agglomération lyonnaise, des simulations du trafic sont réalisées avec le modèle macroscopique DAVIS. Le modèle DAVIS fournit le débit horaire et la vitesse moyenne sur chaque segment du réseau de circulation. Ces simulations sont ajustées aux données mesurées par comptage, ce qui permet de constituer une base de données réaliste sur le trafic dans l'agglomération. Les données obtenues correspondent aux heures de pointe du matin et du soir. Pour le reste de la journée, on ne dispose que des courbes moyennes d'évolution temporelle. Pour des raisons techniques, le réseau de circulation utilisé dans le modèle n'intègre pas toutes les rues

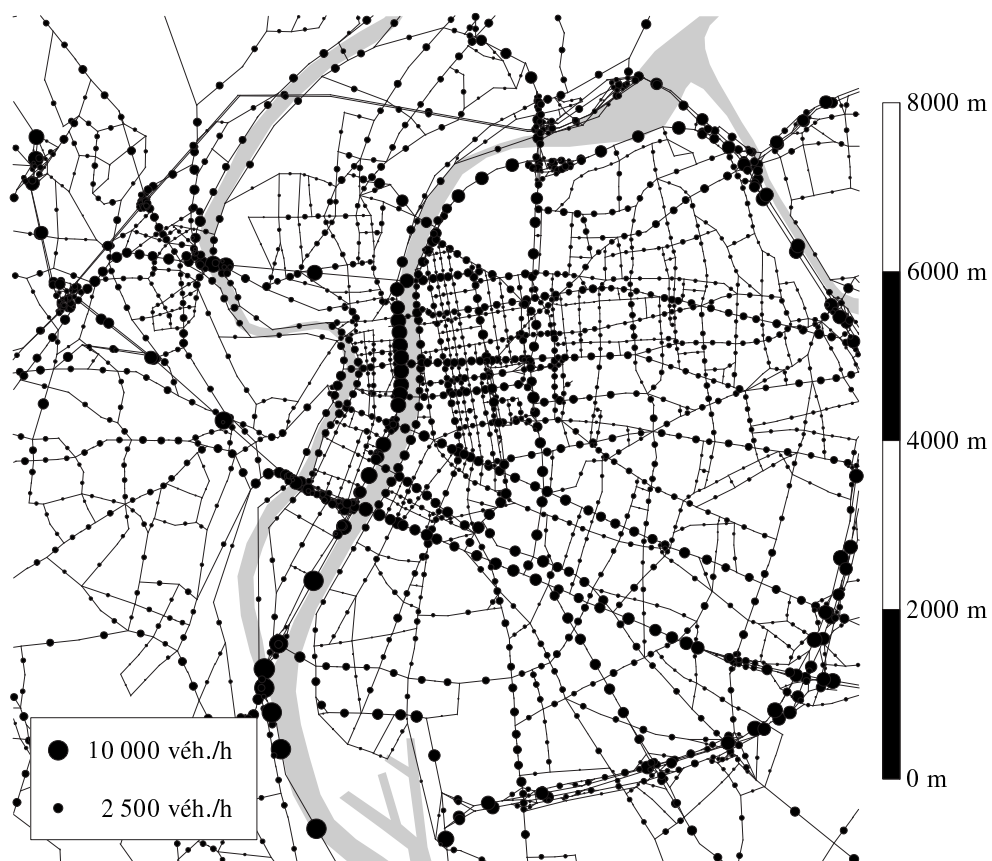


Figure IV.1.7 – Trafic automobile sur l'agglomération lyonnaise pendant l'heure de pointe du matin (modèle DAVIS, données COURLY, 1998).

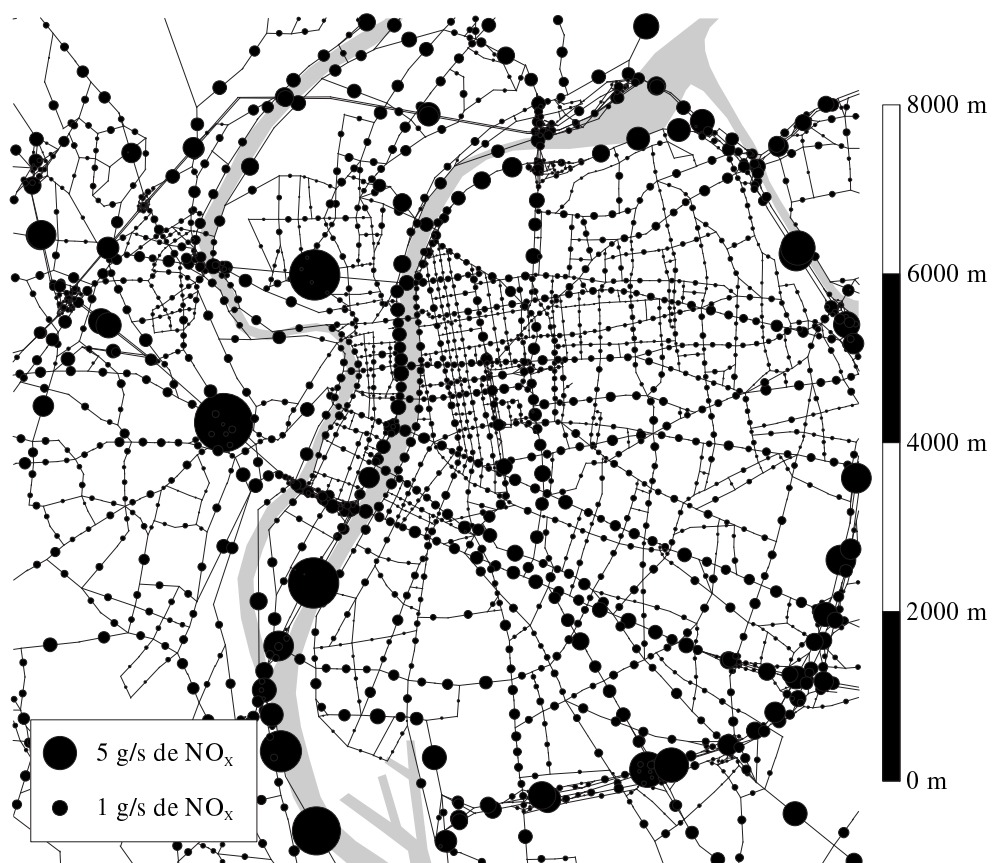


Figure IV.1.8 – Émissions de NO_x sur l'agglomération lyonnaise pendant l'heure de pointe du matin.

de l'agglomération. Seules les plus importantes sont représentées. Dans toutes les autres rues, on ne dispose d'aucune information sur le trafic.

Nous avons représenté, sur la figure IV.1.7, la répartition du trafic dans l'agglomération lyonnaise, fournie par la COURLY. On remarque que le flux véhiculaire est maximum au niveau des grands axes de circulation (autoroutes, boulevard périphérique).

IV.1.4.1.2 Le calcul des émissions

À partir des données de trafic, il est possible d'estimer les quantités de polluants émis par la circulation automobile. Le principe des inventaires d'émission repose sur une classification des véhicules par catégories et sur la détermination expérimentale des émissions de chaque catégorie. La méthodologie utilisée dans notre travail a été établie dans le cadre des programmes de recherche européens MEET (Methodologies to Estimate Emissions from Transport) et COST319 (NOPPE, 1998 ; JOUMARD, 1999).

Le principe de base du calcul des émissions de polluants repose sur la formule suivante :

$$E_i = \sum_{j=1}^N F_{i,j} P_j Q L \quad (\text{IV.1.2})$$

avec :

- E_i (en g/s) l'émission par unité de temps du polluant i sur le trajet considéré.
- $F_{i,j}$ (en g/véh./m) le facteur d'émission du polluant i pour la catégorie de véhicules j .
- P_j le taux de véhicules de catégorie j sur le trajet considéré (distribution du parc automobile).
- Q (en véh./s) le flux total de véhicules.
- L (en m) la longueur du trajet.

Le trajet considéré peut être un simple tronçon de rue ou l'ensemble d'un réseau de circulation, à partir du moment où la longueur du trajet est connue. Le flux total de véhicules et la distribution du parc automobile sont des informations liées au trafic et évoquées au paragraphe précédent. Le paramètre caractéristique d'un modèle d'émission est donc le *facteur d'émission* $F_{i,j}$.

Dans l'absolu, un facteur d'émission dépend d'un très grand nombre de paramètres : le modèle exact du véhicule, son ancienneté et son niveau d'usure, le mode de conduite du chauffeur (vitesse moyenne, taux d'accélération), les conditions de route (pente, limitation de vitesse, embouteillage), la durée du trajet, les conditions météorologiques, ... Comme il n'est pas possible de prendre en compte tous ces paramètres, on effectue plusieurs simplifications qui conduisent à définir des comportements moyens pour des catégories de véhicules. Ces comportements sont basés sur un certain nombre de cycles de conduite représentatifs d'un conducteur moyen. On ne conserve alors explicitement que les paramètres jouant un rôle prépondérant dans l'émission.

Dans la méthodologie MEET/COST 319, plusieurs dizaines de classes de véhicules ont été utilisées. Pour chaque classe et pour chaque polluant (NO_x , CO, COV, particules), une formule empirique définit la relation entre le facteur d'émission et la vitesse moyenne du véhicule. Généralement, l'évolution du facteur d'émission est analogue à celle représentée sur la figure IV.1.9, avec une valeur minimale aux environs de 60 km/h. Ce facteur peut être corrigé pour prendre en compte le taux de véhicules circulant avec un moteur froid ; dans ce cas, l'émission

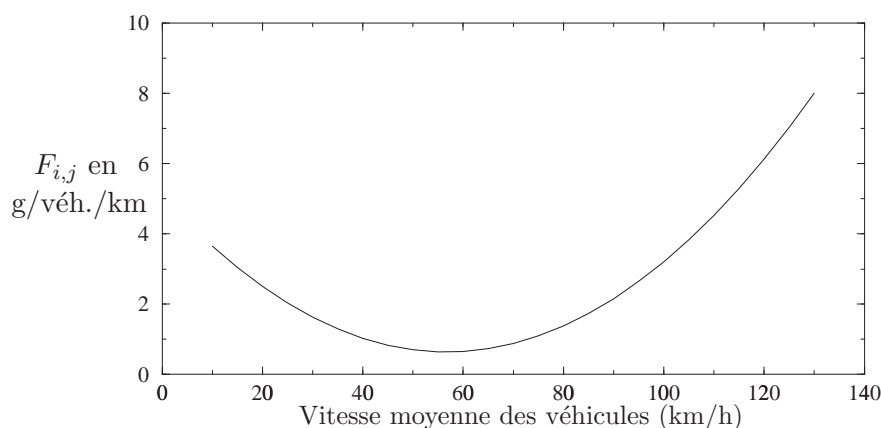


Figure IV.1.9 – Émission de CO pour des véhicules utilitaires légers à essence (AHLVIK *et al.*, 1997).

est en effet fortement accrue.

La méthodologie MEET/COST 319 a été utilisée pour évaluer les émissions de polluants pour chaque voie du réseau de circulation de l'agglomération lyonnaise. Nous avons supposé que la répartition des véhicules par catégorie correspondait à celle du parc moyen français pour des voies urbaines. Les résultats obtenus pour les oxydes d'azote ont été représentés sur la figure IV.1.8. On constate que la répartition spatiale est légèrement différente de la répartition du trafic. En effet, l'émission sur chaque tronçon dépend non seulement du trafic, mais également de la longueur du tronçon et de la vitesse moyenne.

IV.1.4.2 Les autres types d'émissions

Pour déterminer les émissions non-automobiles à l'intérieur de l'agglomération lyonnaise, nous disposons de l'étude POLYEN (1992), réalisée à l'initiative de la COURLY. Cette étude fournit les émissions annuelles des principaux polluants, pour chaque secteur d'activité : industrie, habitat, tertiaire, transports, énergie, agriculture. Les résultats sont fournis pour chaque zone géographique correspondant à une commune ou un arrondissement. Nous avons reporté, dans le tableau IV.1.1, la contribution de chaque secteur d'activité à l'émission globale sur l'agglomération et à l'émission sur le 6^{ème} arrondissement.

en %		Industrie	Habitat	Tertiaire	Transports	Énergie	Agriculture
SO ₂	COURLY	20,9	6,5	3,3	13,3	55,0	1,0
	6 ^{ème}	11,8	33,7	22,6	31,9	0,0	0,0
NO _x	COURLY	3,9	2,3	1,1	87,5	5,0	0,2
	6 ^{ème}	2,2	5,4	3,1	89,3	0,0	0,0
Particules	COURLY	20,2	9,2	1,7	48,9	19,5	0,5
	6 ^{ème}	4,1	21,8	5,4	68,7	0,0	0,0
CO	COURLY	0,6	2,5	0,1	96,4	0,4	≈ 0,0
	6 ^{ème}	0,3	3,1	0,2	96,4	0,0	0,0
CO ₂	COURLY	22,6	25,0	12,0	28,0	12,0	0,4
	6 ^{ème}	8,8	43,3	24,4	23,5	0,0	0,0

Tableau IV.1.1 – Répartition des émissions par secteur d'activité, pour l'agglomération lyonnaise et le 6^{ème} arrondissement, année 1990 (données POLYEN, 1992).

Au niveau de l'agglomération, cette étude met en évidence les différences de répartition des émissions par secteur d'activité, en fonction du type de polluant considéré. Dans le cas du

dioxyde de soufre, les secteurs les plus polluants sont la production d'énergie et l'industrie. Pour les oxydes d'azote, la plupart des émissions sont produites par les transports. Au niveau du quartier du 6^{ème} arrondissement, la répartition par secteur d'activité est sensiblement différente. En effet, ce quartier étant situé en centre-ville, les secteurs de l'industrie, de la production d'énergie et de l'agriculture sont quasiment inexistantes. Les principales sources de polluants sont alors les transports, l'habitat et le tertiaire. Les émissions liées aux transports ont été simulées en détail au paragraphe précédent. En ce qui concerne l'habitat et le tertiaire, l'étude POLYEN fournit uniquement la valeur annuelle globale de l'émission de chacun de ces secteurs sur l'ensemble du quartier. Il n'est donc pas possible de localiser précisément la position des sources (généralement des cheminées) à l'intérieur du quartier. La seule alternative consiste à supposer que l'émission est uniforme sur toute la surface du quartier. Cette méthode est très approximative et elle induit nécessairement une erreur importante. Pour limiter l'impact de cette erreur, nous avons choisi, dans le cadre de notre étude, de nous intéresser aux oxydes d'azote NO_x . En effet, pour ce type de polluants, la quasi-totalité des émissions (96,4 %) est due aux transports et la contribution des autres secteurs est négligeable. Les approximations effectuées dans la prise en compte de ces secteurs ne devraient donc pas affecter les résultats obtenus.

IV.1.5 La pollution

IV.1.5.1 Sites de mesures

La mesure de la pollution atmosphérique sur l'agglomération lyonnaise est coordonnée par l'association COPARLY (Comité de Coordination pour le Contrôle de la Pollution Atmosphérique dans la Région Lyonnaise). Elle regroupe les réseaux de mesure du Service d'Hygiène et de Santé de la Ville de Lyon, de l'Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique (APPA), du groupement d'industriels ALPOLAIR, et d'EDF (centrale thermique de Loire-sur-Rhône). L'ensemble du réseau est constitué de 44 sites de mesures, correspondant à 99 capteurs et 130 mesures différentes. L'emplacement des sites, correspondant au centre de l'agglomération, est illustré sur la figure IV.1.1.

Les principaux polluants mesurés sont le monoxyde de carbone CO , les oxydes d'azote NO et NO_2 , le dioxyde de soufre SO_2 , l'ozone O_3 et les particules. Comme pour les données météorologiques, tous les polluants ne sont pas mesurés sur tous les sites. Les mesures sont moyennées tous les quarts d'heure.

IV.1.5.2 Évolutions temporelles

À partir des données de pollution de COPARLY, nous avons effectué un traitement statistique afin de déterminer les évolutions moyennes de la concentration sur des périodes caractéristiques. Cette analyse a été effectuée pour le site de la rue Garibaldi, pour la période 1996-97.

Nous avons représenté, sur la figure IV.1.10-a, l'évolution annuelle de quatre polluants mesurés. Cette évolution a été obtenue en effectuant une moyenne des données mois par mois. Nous constatons que les périodes les plus polluées sont situées en hiver. Les raisons de ce comportement sont bien connues : utilisation des chauffages domestiques, activité humaine importante (par opposition à la période estivale), passage de nombreux épisodes anticycloniques (BERAL-GUYONNET, 1996).

Pour obtenir une évolution hebdomadaire (cf. figure IV.1.10-b), nous avons effectué une moyenne journalière conditionnée par le jour de la semaine (moyenne de tous les lundis de l'année, ...). Cette évolution met en évidence une augmentation progressive de la pollution au

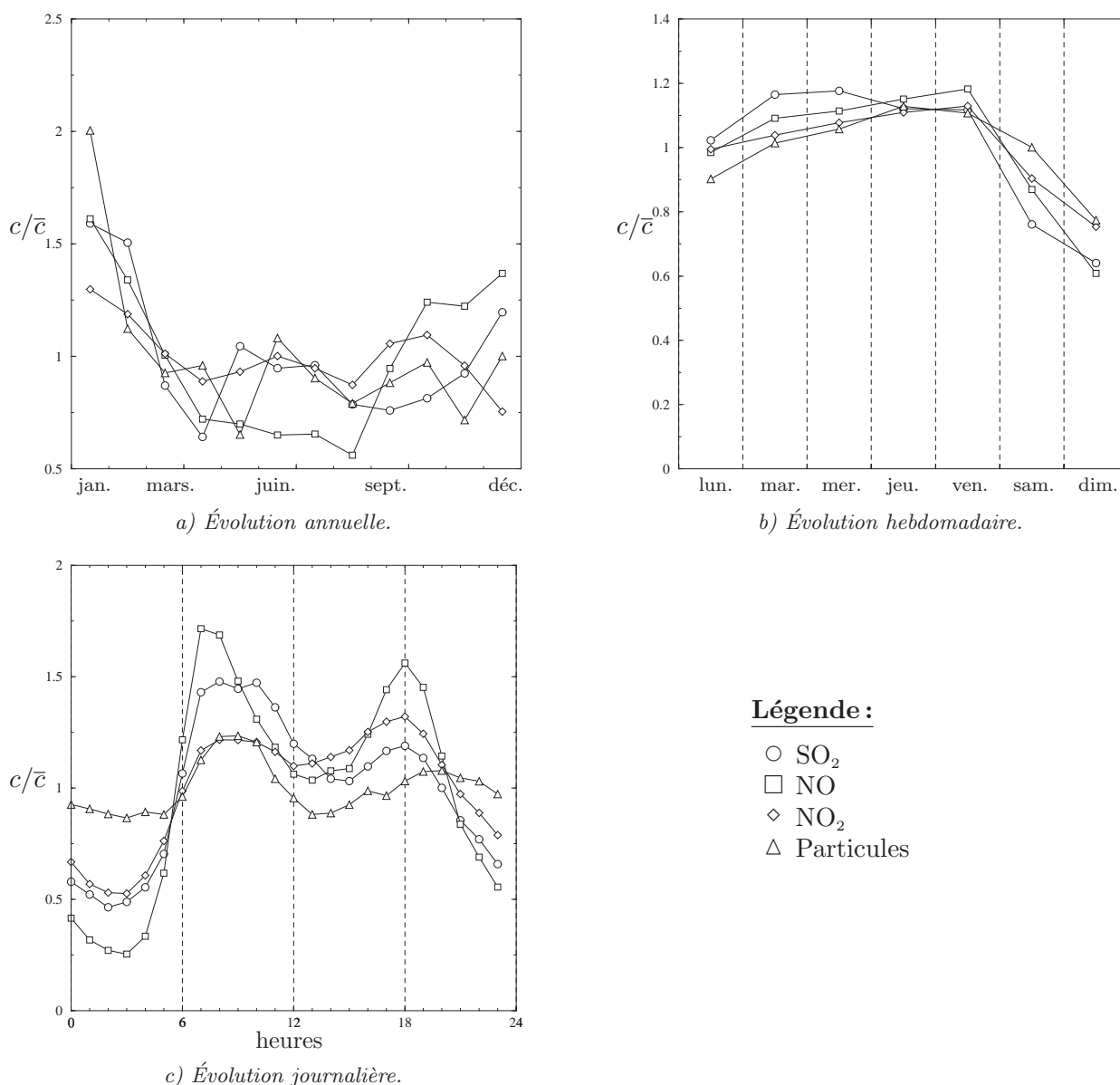


Figure IV.1.10 – Évolution moyenne de la pollution mesurée rue Garibaldi (données COPARLY, 1996–97).

cours de la semaine, associée à une diminution le week-end. Ainsi, pour la plupart des polluants, le vendredi est le jour où la concentration est la plus élevée.

L'évolution quotidienne, obtenue à partir d'une moyenne horaire conditionnée par l'heure du jour, est représentée sur la figure IV.1.10-c. Nous observons la présence de deux pics quotidiens correspondant aux heures de pointe du matin et du soir. Le pic du matin est généralement plus intense et moins étalé dans le temps que le pic du soir. La concentration diminue au cours de la nuit, avec un minimum observé vers trois heures du matin.

IV.1.5.3 Variations spatiales

À partir des données temporelles de pollution mesurées sur différents sites, il est possible de se faire une idée de la répartition moyenne de cette pollution sur l'agglomération lyonnaise. Pour illustrer les comportements observés, nous avons utilisé une méthode d'interpolation simple et couramment appliquée (fonction inverse de la distance à l'ordre 2). La carte de répartition ainsi obtenue pour les oxydes d'azote – polluants caractéristiques de la circulation automobile – est

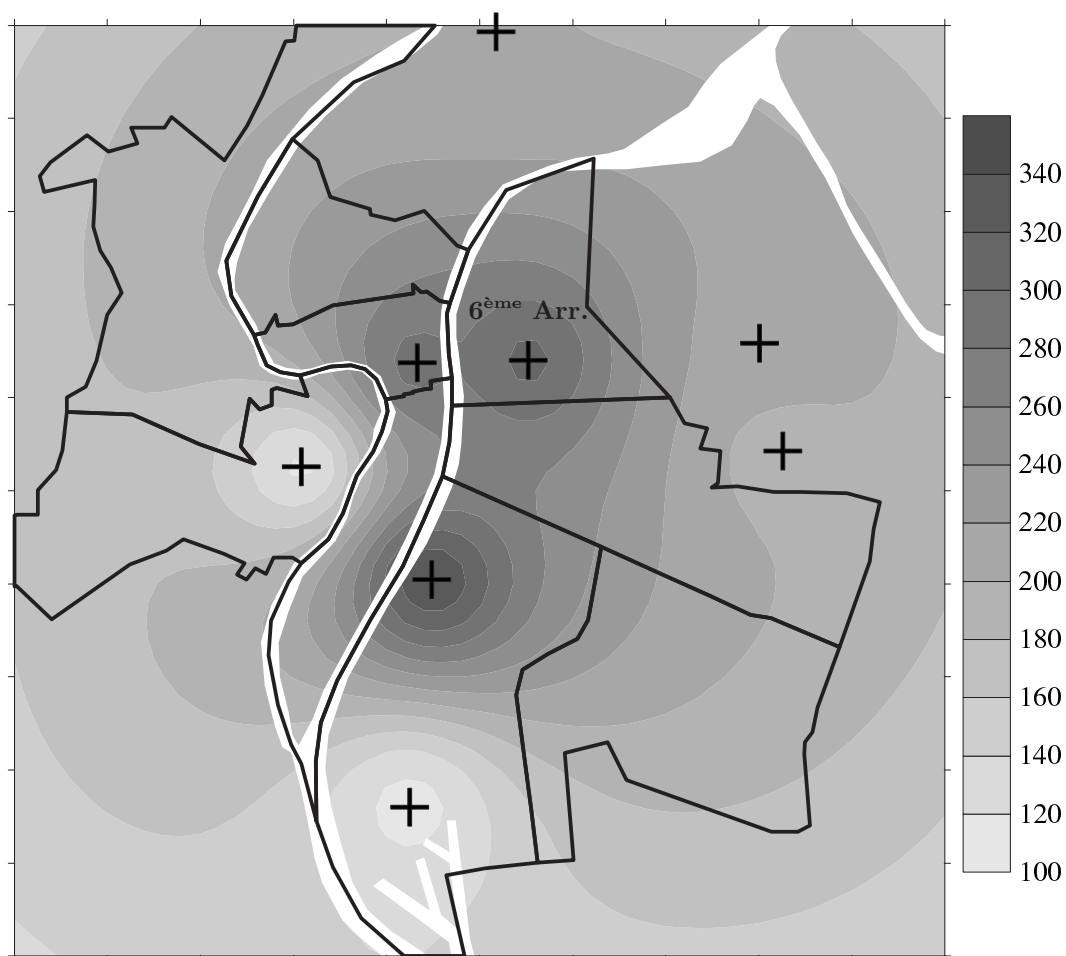


Figure IV.1.11 – Répartition spatiale annuelle de NO_x sur l'agglomération lyonnaise, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (données COPARLY, 1998). Les croix indiquent l'emplacement des capteurs utilisés pour l'interpolation.

représentée sur la figure IV.1.11. Il apparaît sur ce graphique que la concentration en NO_x n'est pas uniforme dans l'espace. Elle est en effet maximale au centre de l'agglomération, en raison de la densité du trafic à cet endroit.

Même s'il est tentant de poursuivre l'analyse de cette cartographie plus en détail, il faut cependant remarquer que ce type d'interpolation présente des inconvénients majeurs. Tout d'abord, on constate sur la figure IV.1.11 que les extrema de concentration sont systématiquement localisés à l'emplacement des capteurs. Or a priori, rien ne justifie un tel comportement. Par ailleurs, les méthodes simples d'interpolation ne permettent pas de prendre en compte la complexité des phénomènes locaux. En particulier, elles supposent que tous les capteurs ont le même poids dans l'interpolation, qu'il s'agisse de sites *de fond* ou *de proximité*. C'est ainsi que la forte valeur de concentration, au niveau du capteur Garibaldi, semble affecter l'ensemble du quartier du 6^{ème} arrondissement. Inversement, la faible valeur au niveau du capteur de St-Just affecte toute la partie ouest de la ville.

Or en réalité, il est très probable que les valeurs observées au niveau de ces capteurs soient plus le fait d'un phénomène local que d'une tendance uniforme à l'échelle d'un quartier. Pour établir une cartographie de la pollution à l'échelle de l'agglomération, il serait donc plus raisonnable de pondérer chaque site de mesures par un *coefficient de représentativité*, qui tiendrait compte des effets locaux. Un problème analogue se pose lors de la comparaison de simulations numériques à l'échelle de l'agglomération, qui ne prennent pas en compte la dispersion en champ

proche, avec des mesures effectuées sur un site soumis à des effets locaux. Ne doit-on pas, là aussi, pondérer chaque mesure pour que la comparaison ait un sens ?

Pour résoudre ce problème et évaluer la représentativité de chaque capteur, il est nécessaire de modéliser la dispersion des polluants à l'échelle locale. Au cours du chapitre suivant, nous allons effectuer une simulation de la pollution sur le 6^{ème} arrondissement de Lyon. Nous montrerons en particulier que le capteur Garibaldi est soumis à des effets locaux importants, qui provoquent une surestimation de la pollution par rapport au reste du quartier. Cet exemple illustre l'intérêt de l'approche proposée et la nécessité d'établir des cartographies plus précises et plus exactes que celle présentée sur la figure IV.1.11.

IV.1.6 Conclusion

L'agglomération lyonnaise est un site particulièrement intéressant pour l'étude de la pollution atmosphérique : émissions de différentes natures, relief affectant la météorologie locale, ... Afin d'étudier la pollution à l'échelle locale, nous avons choisi de nous intéresser au quartier du 6^{ème} arrondissement. Il s'agit d'un site en terrain plat, constitué d'un bâti dense et où les transports sont la principale source de pollution. Ce quartier est caractérisé par la présence d'un capteur de pollution et par la proximité d'une station météorologique.

Les données topographiques, météorologiques, d'émission et de pollution ont également été décrites au cours de ce chapitre. Leur analyse a permis de mettre en évidence un certain nombre de comportements caractéristiques : géométrie moyenne des rues, climatologie du site, évolutions habituelles de la pollution.

Au cours du chapitre suivant, nous présentons les résultats de simulations effectuées avec le modèle *SIRANE* sur le quartier du 6^{ème} arrondissement de Lyon.

IV.2 Modélisation d'un quartier de Lyon

Dans ce chapitre, nous présentons les résultats de simulations effectuées avec le modèle SIRANE sur le 6^{ème} arrondissement de Lyon. Dans un premier temps, les simulations sont comparées aux mesures d'un capteur de pollution du réseau COPARLY. L'accord entre les deux approches est convenable ; les écarts observés sont analysés dans l'objectif d'améliorer les modèles. Dans un deuxième temps, ces simulations sont utilisées pour illustrer les applications possibles du modèle SIRANE en matière de cartographie de la pollution, de représentativité des capteurs et d'exposition de la population.

IV.2.1 Introduction

Au cours du chapitre III.2, nous avons testé le modèle de dispersion *SIRANE* sur des configurations idéalisées de quartier. Ces simulations nous ont permis d'évaluer le comportement du modèle dans une situation où toutes les conditions étaient parfaitement maîtrisées. Pour compléter ces résultats, nous allons donc maintenant appliquer le modèle à une situation réelle, dans laquelle est intégrée toute la complexité du problème.

Cette étude appliquée a principalement deux objectifs. Il s'agit tout d'abord de montrer l'intérêt et les applications concrètes que l'on peut attendre de cette nouvelle approche. Il s'agit ensuite d'améliorer la "validation" du modèle en effectuant une comparaison avec des données réelles mesurées sur le terrain.

Pour effectuer cette étude, nous avons choisi le quartier du 6^{ème} arrondissement de Lyon (cf. figure IV.1.2). Les raisons de ce choix – absence de relief, présence de nombreuses rues-canyons, localisation par rapport aux données météorologiques – ont été fournies au chapitre précédent. L'étude a été réalisée sur une année complète, lors de la période mai 1996 – avril 1997. Pour chaque heure de cette année, le champ de concentration a été calculé avec le modèle *SIRANE* en utilisant les données météorologiques de la station du cours Lafayette.

Les données d'émission automobile ont été déterminées à partir des données de trafic du modèle DAVIS et du modèle de calcul des émissions décrit dans la méthodologie MEET/COST319. Considérant uniquement les émissions d'origine automobile, nous nous sommes essentiellement intéressés à l'étude de polluants primaires, les oxydes d'azote, dont la présence est caractéristique de ce type d'émissions. Le calcul de la concentration sur l'ensemble du quartier (400 tronçons de rues) et pour toutes les heures de l'année (8760 heures) a nécessité environ une heure sur une machine DEC ALPHA 250.

Dans ce chapitre, nous analyserons dans un premier temps les résultats de la comparaison

entre la simulation du modèle *SIRANE* et les mesures de pollution. Dans un deuxième temps, nous présenterons plusieurs applications du modèle, concernant la cartographie de la pollution, la représentativité des capteurs et l'exposition des personnes.

IV.2.2 Comparaison modèle–mesures

Pour évaluer le modèle *SIRANE*, nous allons comparer les concentrations simulées numériquement avec les mesures du réseau COPARLY. Le domaine d'étude a été choisi de façon à contenir au moins un capteur du réseau (capteur Garibaldi). Compte tenu des contraintes que nous avons évoquées au chapitre précédent, il n'a pas été possible d'intégrer plusieurs capteurs dans le même domaine d'étude.

Pour effectuer cette comparaison, nous avons choisi de nous intéresser aux oxydes d'azote NO_x , qui sont des polluants caractéristiques de la pollution automobile. De plus, l'espèce générique NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) constitue un polluant passif du point de vue des réactions chimiques (cf. annexe E). Pour étudier le transport de cette espèce, il n'est donc pas nécessaire d'utiliser un modèle de chimie, ce qui limite l'introduction d'une incertitude supplémentaire dans la modélisation.

Avant d'aborder l'analyse des résultats de la comparaison, intéressons-nous au problème de la prise en compte du niveau de pollution de fond dans la simulation.

IV.2.2.1 Prise en compte du niveau de fond

Le modèle *SIRANE* est un outil qui permet de modéliser la concentration en polluants, provenant de sources situées à l'intérieur d'un quartier, et transportés par des mécanismes de dispersion à petite échelle. Or nous avons rappelé, au chapitre I.1, que la pollution réelle peut être décomposée en une somme de termes correspondant à une large gamme d'échelles, plus grandes ou plus petites que l'échelle d'un quartier. Pour effectuer une comparaison entre le modèle et les mesures de terrain, il est donc nécessaire de prendre en compte les plus grandes échelles sous forme d'un niveau de fond ajouté aux valeurs des concentrations calculées par le modèle.

Pour déterminer ce niveau de fond, nous allons utiliser les propriétés d'échelle du champ de pollution. Si l'on considère que la vitesse caractéristique de l'air atmosphérique au-dessus de l'agglomération est U , le temps caractéristique T d'évolution de la pollution à l'échelle L varie proportionnellement à L :

$$T \sim \frac{L}{U} \quad (\text{IV.2.1})$$

Si l'on considère que le temps caractéristique d'évolution de la pollution à l'échelle d'un quartier est de l'ordre de l'heure, alors le temps caractéristique d'évolution, à une échelle plus importante d'un ordre de grandeur (échelle de l'agglomération), doit également être supérieur d'un ordre de grandeur (évolution à l'échelle de la journée).

Pour estimer cette évolution lente, nous allons utiliser les valeurs de pollution mesurées à 3 heures du matin par un capteur de COPARLY (capteur de la rue Garibaldi). Cette heure correspond au moment où le trafic est minimum et quasiment nul. On peut donc considérer que cette valeur ne peut pas être due aux émissions automobiles à l'intérieur du quartier et qu'elle correspond au niveau de fond à l'intérieur de l'agglomération. Comme la variation à cette échelle est lente, nous supposons que le niveau de fond au cours de la journée peut être évalué par interpolation linéaire entre les valeurs obtenues à 3 heures du matin.

Nous avons représenté, sur la figure IV.2.1, la concentration mesurée par le capteur Garibaldi et le niveau de fond estimé. Nous constatons qu'au cours de la journée, le niveau de fond

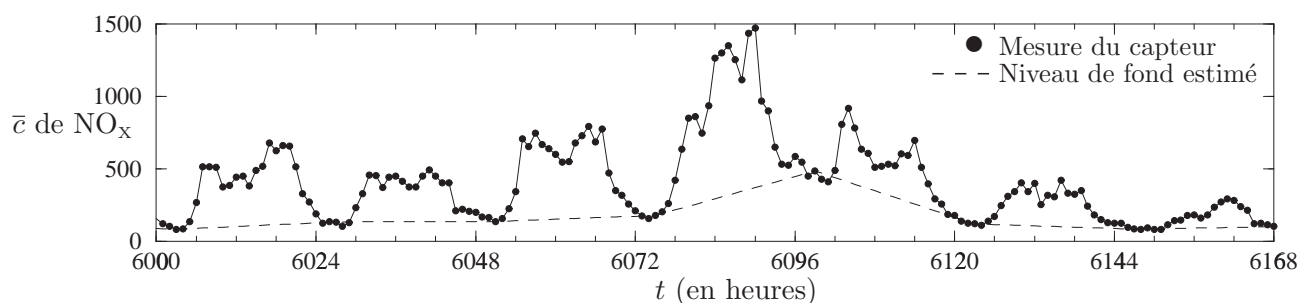


Figure IV.2.1 – Détermination du niveau de fond à partir des concentrations mesurées par le capteur.

représente une faible proportion de la concentration totale mesurée. Les valeurs estimées par la méthode précédente sont utilisées dans le modèle *SIRANE* comme un niveau de fond uniforme sur l'ensemble du domaine. Ce niveau est ajouté aux valeurs de concentration calculées par le modèle.

IV.2.2.2 Présentation d'une simulation

Avant d'entrer dans le détail de l'analyse des résultats, intéressons-nous un instant aux informations fournies par le modèle *SIRANE*. Pour cela, nous avons représenté, sur la figure IV.2.2, une cartographie de la pollution dans le 6^{ème} arrondissement, calculée avec *SIRANE* dans une situation météorologique particulière. Comme nous l'avons décrit au chapitre III.2, le modèle permet de déterminer la concentration moyenne à l'intérieur de chaque rue du réseau considéré. La figure IV.2.2 nous indique qu'il existe des écarts importants de concentration entre les différentes rues du quartier. Le modèle permet également de calculer, à partir d'une formule de dispersion gaussienne, le champ tridimensionnel de concentration dans l'écoulement extérieur, au-dessus du niveau des toits. Sur la figure IV.2.2, nous avons illustré les iso-contours de concentration dans un plan situé à la hauteur des toits. On distingue nettement les panaches de concentration, advectés par l'écoulement extérieur, par exemple au niveau du parc de la Tête d'Or.

Le calcul précédent correspond à des valeurs d'émissions et à des conditions météorologiques particulières. Pour comparer le modèle aux mesures, nous avons effectué une série de calculs identiques en faisant varier les paramètres pour chaque heure de l'année 1996–97. Un tel calcul fournit une base de données très détaillée sur l'évolution spatiale et temporelle de la pollution à l'échelle d'un quartier. En particulier, il est possible de connaître la concentration dans le tronçon de rue où est situé le capteur de pollution de COPARLY. Une comparaison statistique des valeurs de concentration, obtenues par simulation et mesurées sur le terrain, va donc nous permettre de faire une première évaluation des performances du modèle *SIRANE*.

IV.2.2.3 Comparaison des résultats

La comparaison des valeurs numériques et expérimentales de concentration est illustrée sur la figure IV.2.3. La représentation est effectuée en échelle logarithmique afin de pouvoir comparer les résultats à ceux de la figure III.2.11. Compte tenu des différences d'ordre de grandeur entre les valeurs de concentration, une telle représentation permet de mieux visualiser l'ensemble du spectre de valeurs. D'après cette figure, l'accord entre le modèle et les mesures semble acceptable. Cependant, il faut rester vigilant face à ce type de représentation qui a tendance à atténuer visuellement les écarts. C'est pourquoi il est nécessaire d'effectuer une analyse plus quantitative des résultats.

Les grandeurs statistiques des évolutions réelle et simulée ont été reportées dans le tableau IV.2.1. Au niveau de la concentration moyenne et des percentiles 50 et 98, on constate que



Figure IV.2.2 – **Simulation de la pollution dans le 6^{ème} arrondissement de Lyon.** *Le calcul a été effectué pour une heure particulière. Les cercles représentent la concentration moyenne à l'intérieur des rues. Les iso-contours correspondent à la concentration au niveau des toits.*

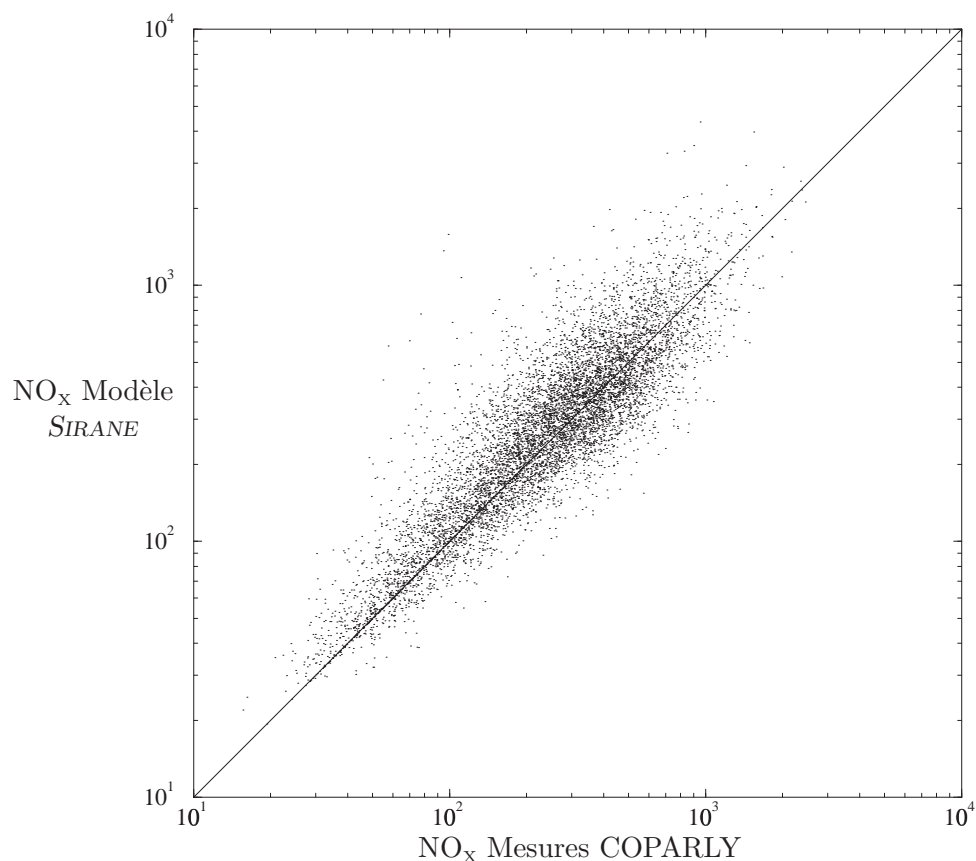
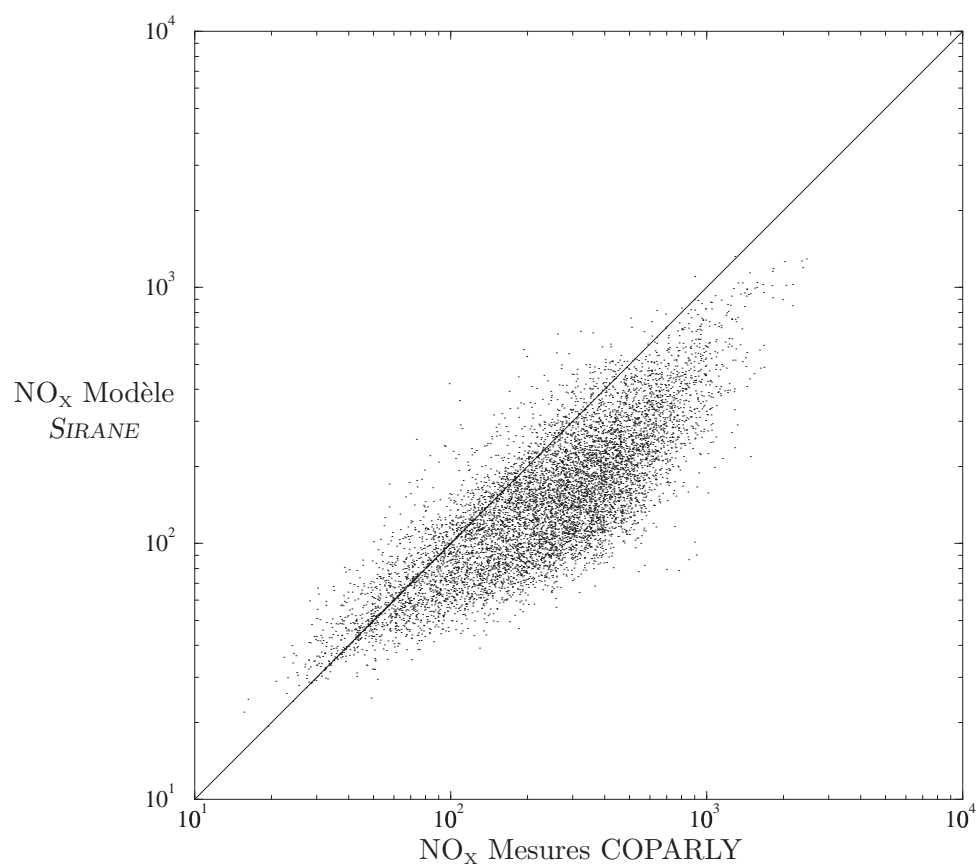
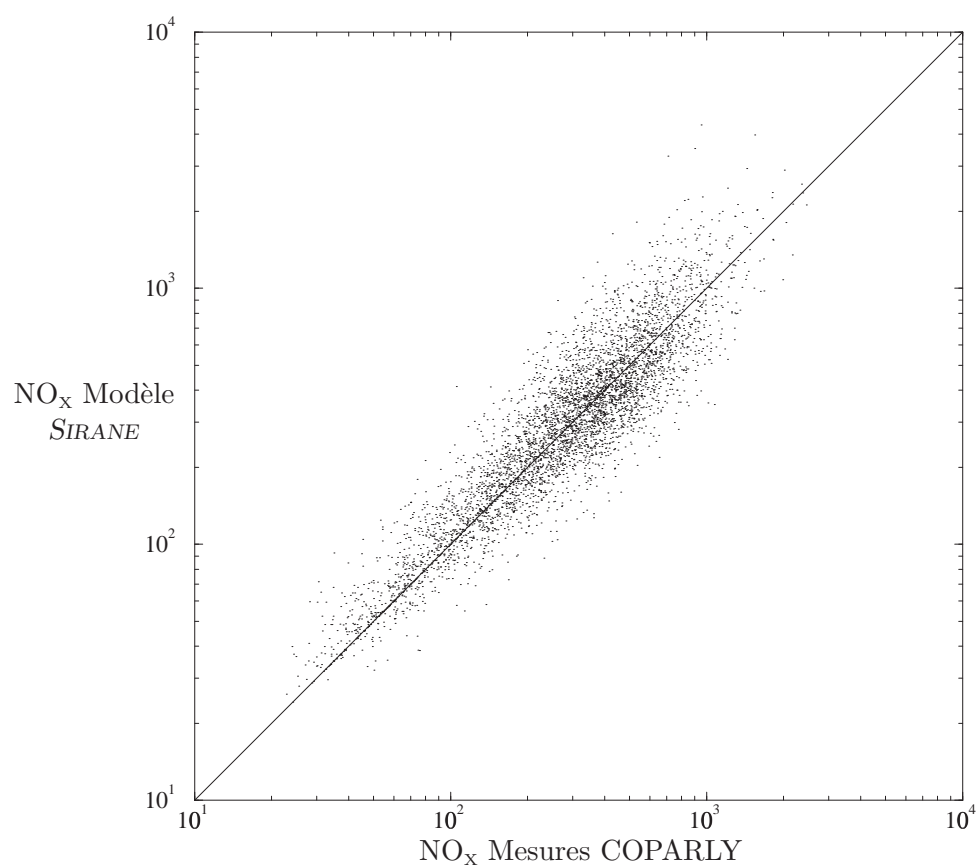


Figure IV.2.3 – **Comparaison modèle SIRANE – mesures COPARLY.** *Simulation du réseau complet. La comparaison est effectuée par rapport au capteur de la rue Garibaldi, pour l'année 1996–97 (valeurs en $\mu\text{g}/\text{m}^3$).*

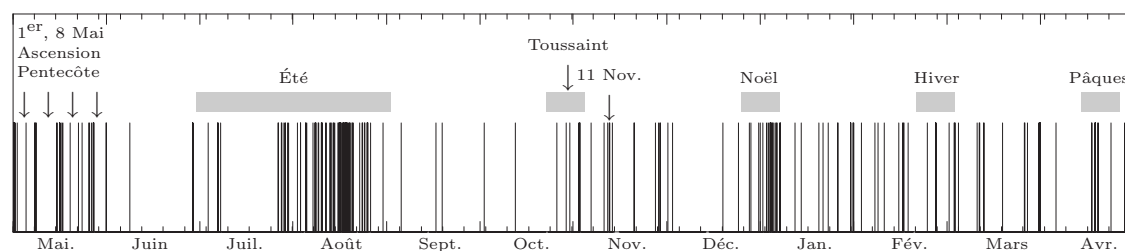


a) Simulation de la rue Garibaldi uniquement.

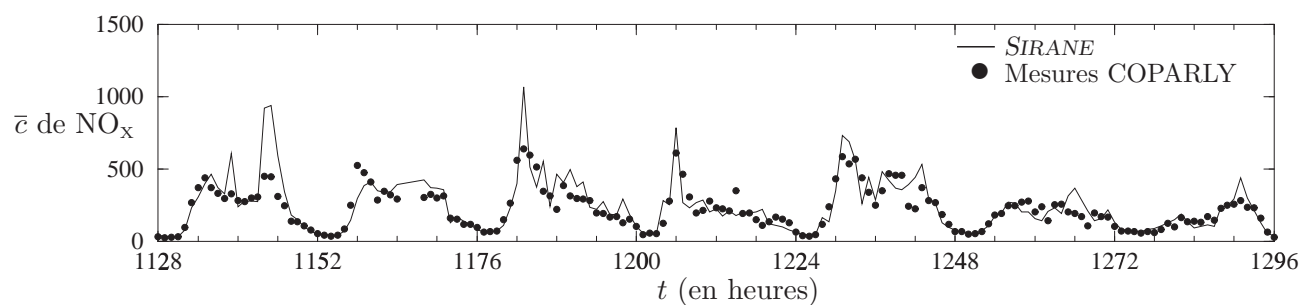


b) Simulation du réseau complet, sans les jours fériés.

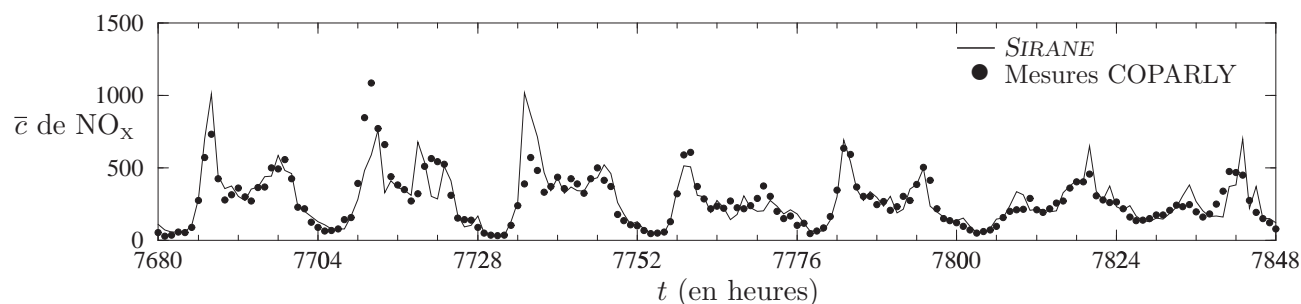
Figure IV.2.4 – **Comparaison modèle SIRANE – mesures COPARLY.** La comparaison est effectuée par rapport au capteur de la rue Garibaldi, pour l'année 1996–97 (valeurs en $\mu\text{g}/\text{m}^3$).



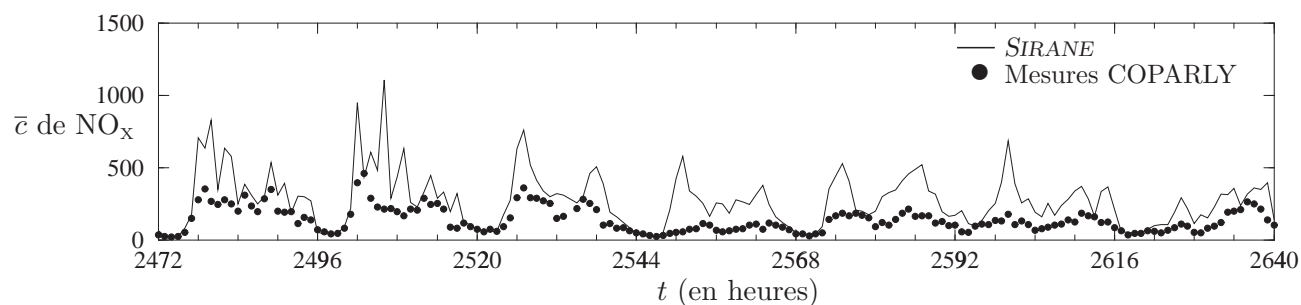
a) Localisation des différences entre le modèle et les mesures. Chaque trait vertical représente une heure pendant laquelle le rapport modèle/mesures est supérieur à 2,5 ou inférieur à 0,4.



b) Épisode n° 1: semaine du 17 au 23 Juin 1996.



c) Épisode n° 2: semaine du 17 au 23 Mars 1997.



d) Épisode n° 3: semaine du 12 au 18 Août 1996.

Figure IV.2.5 – Comparaison modèle **SIRANE** – mesures **COPARLY**. La comparaison est effectuée par rapport au capteur de la rue Garibaldi, pour l'année 1996–97 (valeurs en $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

le modèle a tendance à légèrement surestimer les valeurs. Ceci est confirmé par la pente de la droite de régression qui est supérieure à 1 (1,07). Le coefficient de corrélation de 0,83 indique que l'accord entre le modèle et les mesures est acceptable, avec cependant un certain taux d'erreur résiduelle.

	Mesures COPARLY	<i>SIRANE</i> Calcul pour un réseau complet	<i>SIRANE</i> Calcul pour la rue Garibaldi uniquement
Données NO _x (en µg/m ³)			
Conc. moyenne	305	338	171
Percentile 50	250	274	137
Percentile 98	958	1165	544
Comparaison par rapport à COPARLY			
Pente de régression (modèle/mesures)	—	1,07	0,52
Coefficient de corrélation linéaire	—	0,83	0,86
Coefficient de corrélation entre les logarithmes des concentrations	—	0,89	0,82

Tableau IV.2.1 – Comparaison modèle *SIRANE* – mesures *COPARLY*. Concentration en oxydes d'azote sur le site de la rue Garibaldi pour l'année 1996-97.

Pour évaluer l'intérêt de modéliser la contribution de l'ensemble d'un quartier à la pollution dans une rue, nous avons réalisé la même simulation en considérant uniquement le tronçon de la rue Garibaldi, où est situé le capteur. Les résultats correspondants sont présentés sur la figure IV.2.4-a et dans le tableau IV.2.1. Dans ce cas, il apparaît clairement que le modèle sous-estime largement le niveau de pollution observé. L'analyse de la concentration moyenne et des percentiles indique que les valeurs calculées sont deux fois plus faibles que les valeurs réelles, ce qui est confirmé par la pente de la courbe de régression (0,52). Par contre, le coefficient de corrélation est du même ordre de grandeur que précédemment (0,86). En réalité, il semble que le coefficient de corrélation linéaire ne soit pas un paramètre pertinent pour étudier des données s'étalant sur plusieurs ordres de grandeur. C'est pourquoi nous avons également calculé le coefficient de corrélation entre les logarithmes des concentrations. Dans le cas du réseau complet, ce coefficient est égal à 0,89 alors que pour la rue Garibaldi isolée, il vaut 0,82.

La sous-estimation de la concentration dans le cas de la rue Garibaldi isolée peut être expliquée en observant que cette rue est orientée dans la direction nord-sud, qui correspond à la direction des vents dominants. Le vent est donc généralement parallèle à la rue, provoquant un effet de canalisation du panache de polluants (cf. chapitre II.3). Comme par ailleurs la rue Garibaldi est une des rues où la circulation est la plus importante, il est essentiel de prendre en compte la contribution des tronçons de rues situés en amont de celui étudié. C'est pourquoi la simulation avec le réseau complet est beaucoup plus précise que la simulation utilisant un seul tronçon de rue. Cet exemple illustre l'intérêt de simuler l'ensemble des interactions entre les différentes rues, par rapport à la plupart des approches existantes qui consistent à simuler indépendamment chaque tronçon.

La comparaison entre le modèle *SIRANE* et les données mesurées révèle donc un comportement tout à fait acceptable du modèle. La concentration annuelle moyenne et les percentiles sont assez bien reproduits. Le nuage de points met cependant en évidence des écarts de concentration, parfois importants, auxquels nous allons maintenant nous intéresser.

IV.2.2.4 Analyse des écarts

La simulation effectuée met en jeu une succession de modèles (trafic, émission, dispersion), qui utilisent une grande quantité de données très variées (topographie, météorologie, ...). Les erreurs observées au cours de la comparaison avec les mesures peuvent donc avoir plusieurs origines.

- **Les données utilisées.** Plusieurs hypothèses ont été effectuées pour simplifier les données utilisées dans les modèles. Ces simplifications peuvent conduire à des erreurs dans le calcul de la concentration. Les données topographiques (relief, forme des bâtiments) ont dû être simplifiées, en considérant en particulier des géométries du type rue-canyon. Par ailleurs, les données météorologiques sont discutables : utilisation d'un seul point de référence qui n'est pas situé dans le domaine de calcul, prise en compte uniquement de la vitesse et de la direction du vent (la stabilité thermique et les paramètres de turbulence sont supposés constants au cours du temps).
- **Les modèles proprement dits.** Selon les informations de la COURLY, les valeurs du trafic simulé aux heures de pointe peuvent être entachées d'une erreur d'environ 10 %. Il faut certainement y rajouter une erreur beaucoup plus importante, générée au cours de l'extrapolation temporelle des données pour les autres heures de la journée. En particulier, la variabilité naturelle du trafic ou les situations exceptionnelles, comme les jours fériés ou les départs en vacances, n'ont pas été prises en compte. Le modèle d'émission MEET/COST319 est basé sur une modélisation empirique de l'émission d'un véhicule moyen, circulant dans des conditions moyennes (cycle de conduite standard). Une telle approche ne permet pas d'appréhender la variabilité des conditions réelles et contribue donc à augmenter l'erreur totale de la simulation. Enfin, notre modèle de dispersion apporte certainement une part d'erreur non négligeable. En effet, nous avons effectué de nombreuses simplifications qui peuvent affecter la qualité des résultats. En particulier, le modèle *SIRANE* fournit une valeur moyenne de concentration à l'intérieur de la rue, qui est ici comparée à une mesure ponctuelle réalisée sur un côté de la rue. Nous avons montré, au cours de la deuxième partie, que cette approche peut conduire à des erreurs importantes.

Il est possible de décomposer l'erreur observée en la somme d'une erreur systématique et d'une erreur résiduelle (ou aléatoire). L'erreur systématique est fournie par les coefficients de la courbe de régression. Elle indique la tendance générale du modèle à surestimer ou sous-estimer les données mesurées. Dans notre cas, cette erreur systématique n'est pas très importante car la pente de la droite de régression est voisine de 1. L'erreur résiduelle correspond aux écarts supplémentaires par rapport à l'erreur systématique. Ces écarts sont caractérisés par l'absence d'un comportement privilégié. Dans notre simulation, ces erreurs constituent une part importante des écarts observés.

Pour comprendre l'origine des écarts résiduels, nous avons recherché des corrélations entre l'apparition d'un écart important et les données temporelles utilisées, comme la date, l'heure ou les conditions météorologiques, ... Nous avons ainsi représenté, sur la figure IV.2.5-a, la localisation des heures pour lesquelles le rapport entre le modèle et les mesures est supérieur à 2,5 ou inférieur à 0,4. Il est intéressant de constater que les erreurs ne sont pas distribuées uniformément tout au long de l'année, mais sont concentrées sur des périodes particulières. Pour mieux comprendre la signification de ces périodes, nous avons reporté parallèlement les périodes de vacances, ainsi que les principaux jours fériés. Il apparaît une concordance assez nette entre les deux phénomènes, qui peut s'expliquer par une mauvaise estimation du trafic pour ces périodes. En effet, le calcul du trafic a été effectué en supposant que toutes les semaines de l'année sont identiques et correspondent à des semaines de travail. Or pendant les vacances ou les jours

fériés, le trafic est généralement moins important. Au contraire, lors d'un départ en vacances, le trafic peut être plus important que d'habitude. Il semble donc qu'une meilleure connaissance du trafic au cours de ces périodes permettrait d'améliorer sensiblement la modélisation de la concentration. Pour quantifier cet effet, nous avons effectué un tri des données afin d'éliminer de la comparaison les jours de vacances et les jours fériés. Le résultat correspondant est illustré sur la figure IV.2.4-b. Nous constatons une amélioration de l'allure du nuage de points, qui se traduit par une augmentation du coefficient de corrélation logarithmique, qui atteint la valeur 0,92.

Afin d'illustrer concrètement l'influence de la mauvaise prise en compte du trafic, nous avons représenté, sur les figures IV.2.5-b à d, le comportement du modèle pour une semaine "normale" (en dehors des périodes de vacances et des jours fériés) et pour une période de vacances. Sur les figures IV.2.5-b et c, nous avons choisi des périodes estivale et hivernale normales pour lesquelles le comportement du modèle est plutôt bon. Sur la figure IV.2.5-d, nous avons représenté une semaine située au milieu des vacances d'été. Dans ce cas, nous constatons une surestimation systématique du modèle, qui continue à simuler un cycle quotidien, avec des heures de pointe le matin et le soir.

Même si la mauvaise prise en compte du trafic semble jouer un rôle essentiel dans l'erreur observée, d'autres causes sont certainement envisageables. En particulier, il serait intéressant de rechercher une corrélation entre l'apparition d'une erreur importante et des conditions météorologiques particulières : stabilité de l'atmosphère, orientation du vent, ... Une telle démarche devrait permettre de mettre en évidence quelles sont les situations pour lesquelles le modèle de dispersion n'est pas bien adapté et, par conséquent, quels sont les phénomènes physiques qui doivent être mieux représentés. Cette analyse est actuellement en cours et doit être poursuivie.

IV.2.2.5 Bilan

Les résultats de comparaison entre le modèle *SIRANE* et les données de *COPARLY* sont particulièrement encourageants. La corrélation entre les données est plutôt satisfaisante, compte tenu du nombre d'hypothèses effectuées. En simulant le cas du réseau de rues complet et le cas d'un tronçon isolé, nous avons également mis en évidence l'intérêt de simuler l'ensemble d'un quartier. La comparaison des séries temporelles illustre particulièrement la qualité des simulations. Il existe cependant des erreurs mais elles semblent en grande partie attribuables à une mauvaise estimation du trafic pour des périodes de vacances.

Pour améliorer la validation du modèle sur des configurations réelles, il est nécessaire d'améliorer la précision des données utilisées. En particulier, il serait intéressant de disposer de mesures du trafic en continu, qui permettraient de compléter les données modélisées. Au niveau météorologique, l'utilisation d'une mesure locale du vent et la prise en compte de grandeurs concernant la stabilité thermique ou la turbulence permettraient certainement d'améliorer la qualité des résultats. Enfin, la mesure de la pollution sur plusieurs rues permettrait d'évaluer la répartition spatiale de concentration simulée par le modèle. Des expériences de terrain, réalisées dans cette optique, seraient certainement très enrichissantes.

IV.2.3 Exploitation des simulations

La simulation de la pollution à l'échelle d'un quartier ouvre des perspectives intéressantes. Au cours du paragraphe précédent, nous avons confronté les résultats du modèle aux mesures effectuées par *COPARLY* au niveau du capteur de la rue Garibaldi. Cette analyse a permis d'étudier la validité des simulations effectuées.

Pour évaluer les possibilités offertes par la simulation d'un quartier, nous allons maintenant présenter plusieurs applications possibles du modèle de dispersion *SIRANE* : la cartographie de la pollution, la représentativité des capteurs et l'exposition des populations à la pollution.

IV.2.3.1 Cartographie de la pollution

Une des principales lacunes des mesures de pollution in situ est de ne fournir une information qu'en quelques points d'une agglomération. Or le public, relayé par les autorités politiques, souhaite connaître avec précision le niveau de pollution auquel il est quotidiennement exposé. Pour répondre à cette attente, il est nécessaire de disposer d'outils de modélisation permettant de déterminer des *cartographies* de la pollution.

En effectuant un calcul de la concentration dans chaque rue d'un quartier, le modèle *SIRANE* permet d'établir des cartographies de la pollution à cette échelle. De plus, en simulant la concentration sur une période d'une année, il est possible de déterminer pour chaque rue des informations statistiques (valeur moyenne, maximale, percentiles, nombre d'heures de dépassement d'un seuil, ...) qui étaient jusqu'à présent disponibles uniquement au niveau du capteur. Nous allons dans la suite présenter quelques cartographies obtenues sur le quartier du 6^{ème} arrondissement de Lyon.

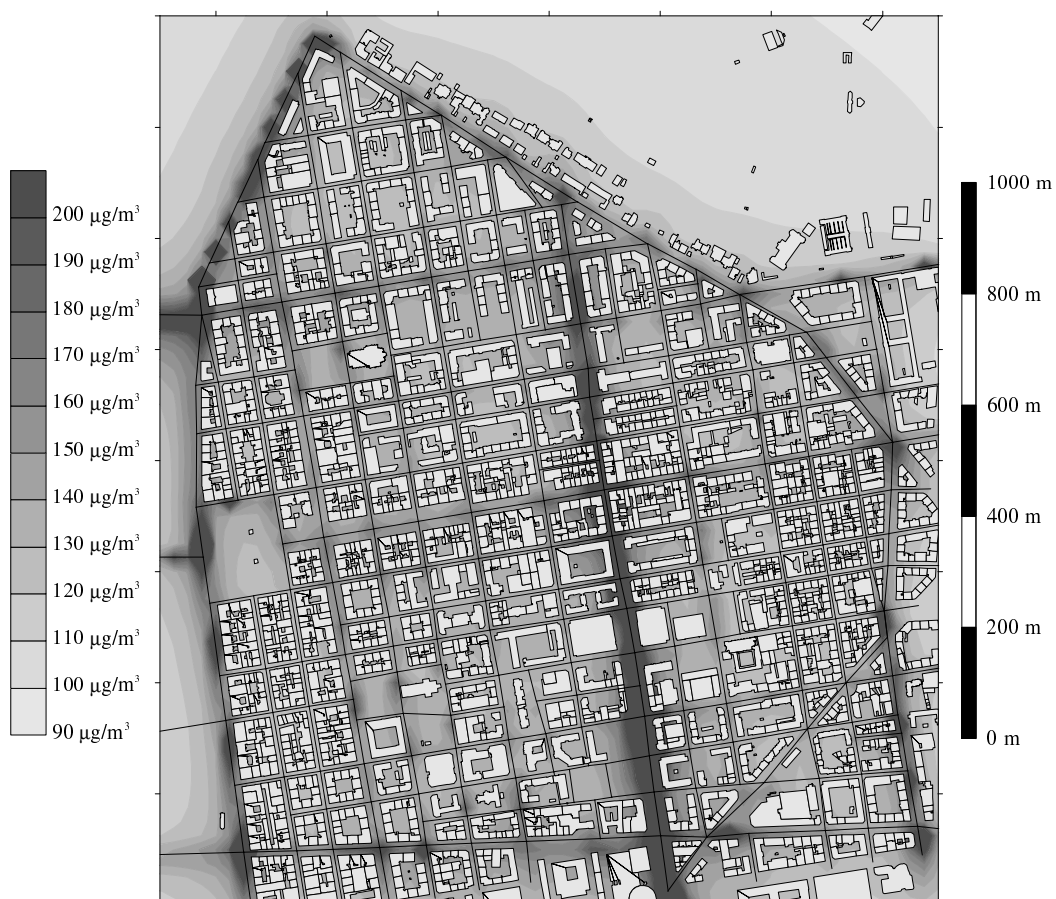
Nous avons représenté, sur la figure IV.2.6-a, le champ de concentration moyen en NO_x au niveau des toits, calculé avec le modèle *SIRANE*. On constate que la pollution est principalement localisée au niveau de quelques rues où la circulation est importante (dont la rue Garibaldi). La concentration au niveau des toits ne correspond pas exactement à la pollution réellement respirée par la population. C'est pourquoi nous allons nous intéresser par la suite aux cartographies de la pollution à l'intérieur des rues. Néanmoins, la figure IV.2.6-a constitue un bon moyen d'illustrer la répartition spatiale de cette pollution.

Objectif de qualité (valeur guide)	moyenne journalière	$< 50\mu\text{g}/\text{m}^3$
	percentile 98	$< 135\mu\text{g}/\text{m}^3$
Valeur limite	percentile 98	$< 200\mu\text{g}/\text{m}^3$
Seuil d'alerte	moyenne horaire	$< 400\mu\text{g}/\text{m}^3$

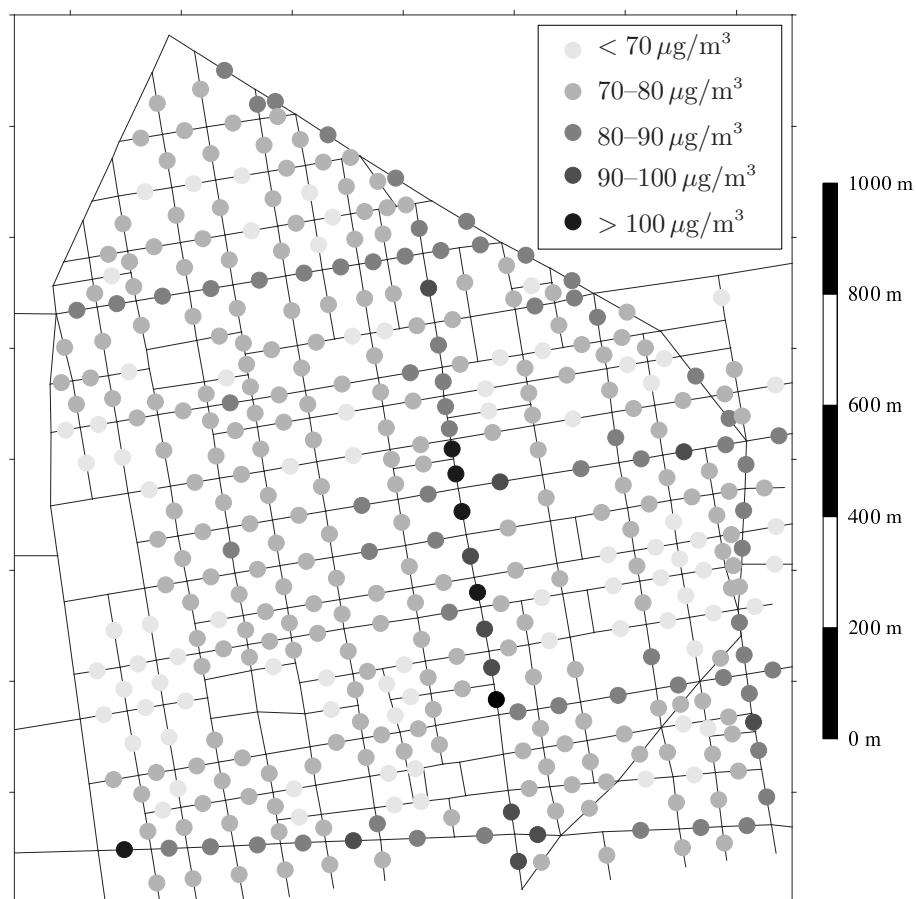
Tableau IV.2.2 – Réglementation en matière de dioxyde d'azote (décret n° 98-360 du 6 Mai 1998).

Les résultats précédents concernent les oxydes d'azote NO_x , sans distinction entre NO et NO_2 . Or les valeurs réglementaires relatives aux oxydes d'azote (cf. tableau IV.2.2) sont établies uniquement pour le NO_2 , dont la toxicité est beaucoup plus importante que celle du NO. À l'intérieur des rues, il semble donc plus intéressant de représenter la concentration en dioxyde d'azote. Pour cela, nous avons utilisé le module chimique, présenté en annexe E, qui permet de calculer la concentration en NO_2 à partir de la concentration en NO_x . Cette méthode suppose de connaître le niveau de fond en ozone. Nous avons utilisé pour cela une valeur constante de $80\mu\text{g}/\text{m}^3$.

La concentration annuelle moyenne dans chaque rue du quartier est représentée sur la figure IV.2.6-b. La pollution est principalement localisée sur les grands axes de circulation. L'analyse des séries temporelles permet de déterminer des grandeurs plus précises comme la valeur maxi-

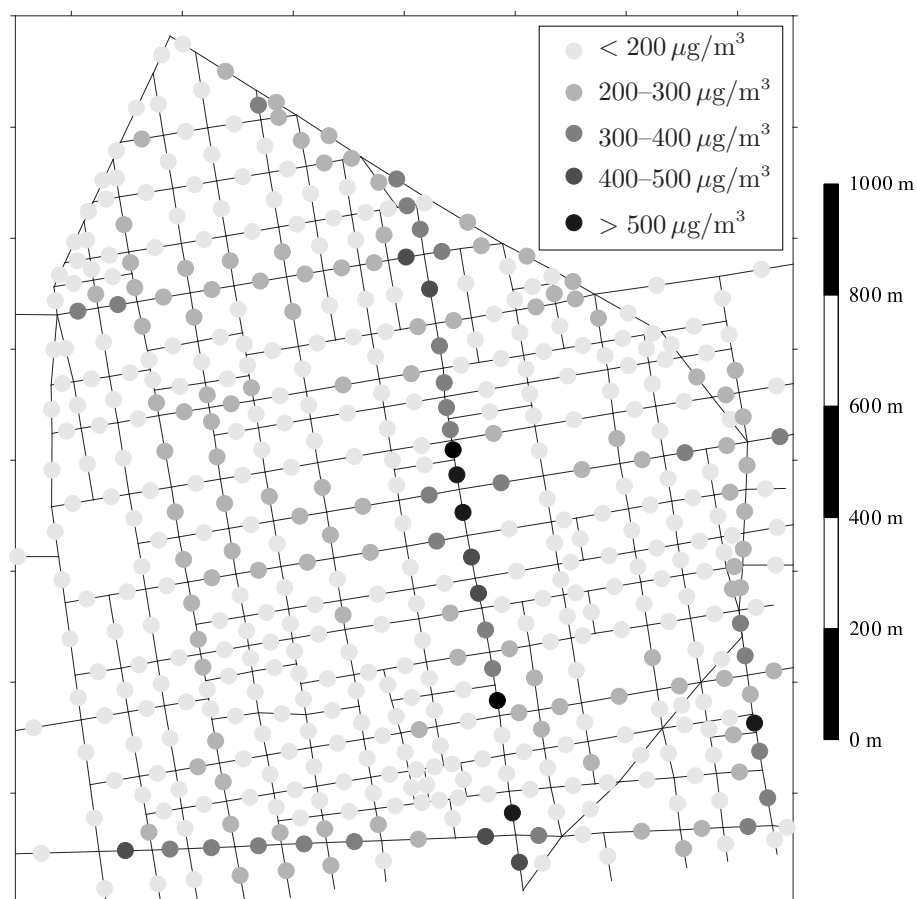


a) Champ de concentration en NO_x au niveau des toits (moyenne annuelle).

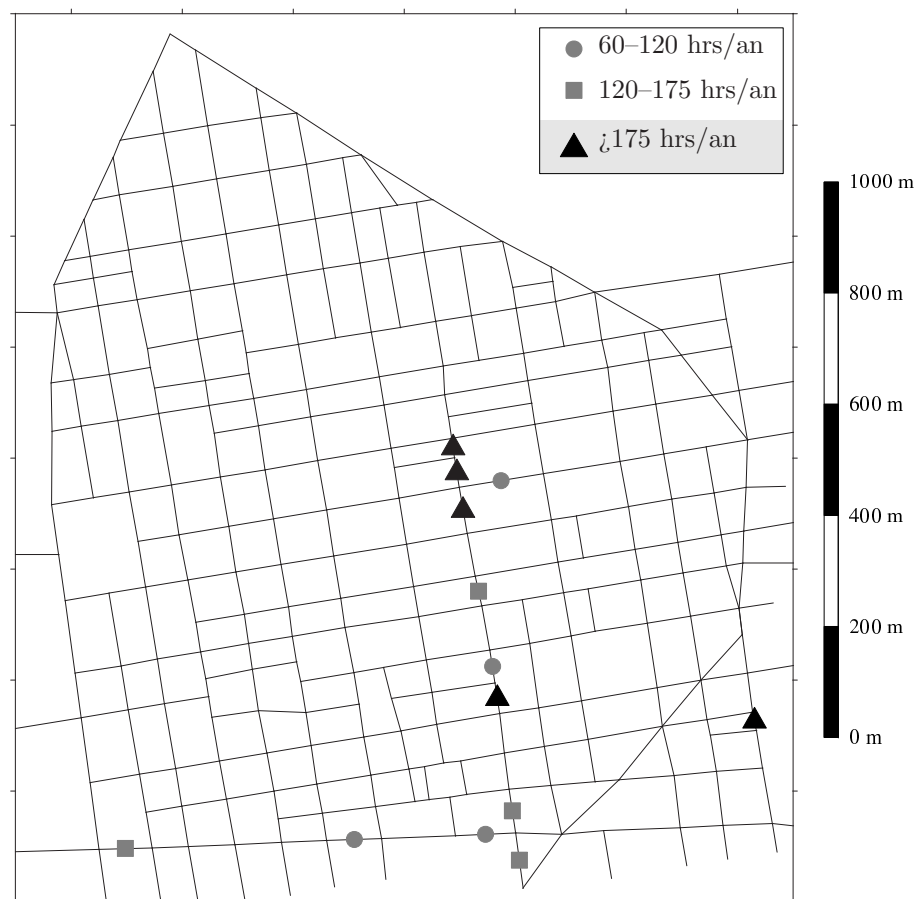


b) Concentration en NO_2 à l'intérieur des rues (moyenne annuelle).

Figure IV.2.6 – Cartographie de la pollution sur le 6^{ème} arrondissement de Lyon : valeurs moyennes au niveau des toits et à l'intérieur des rues.

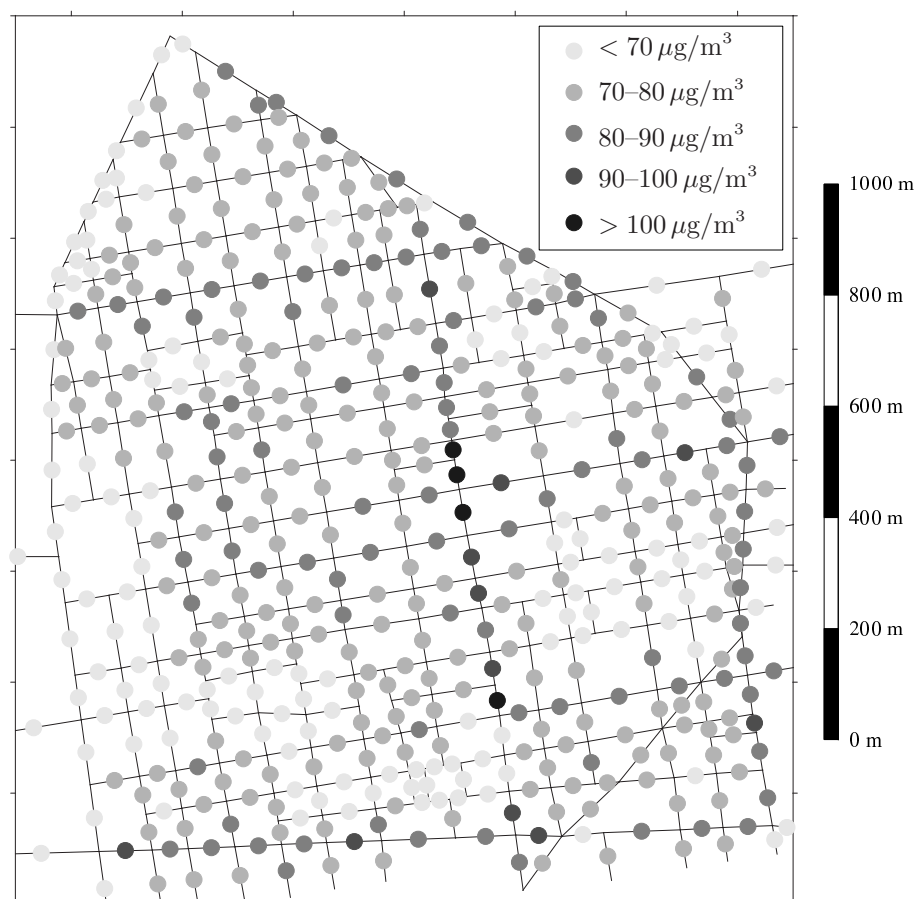
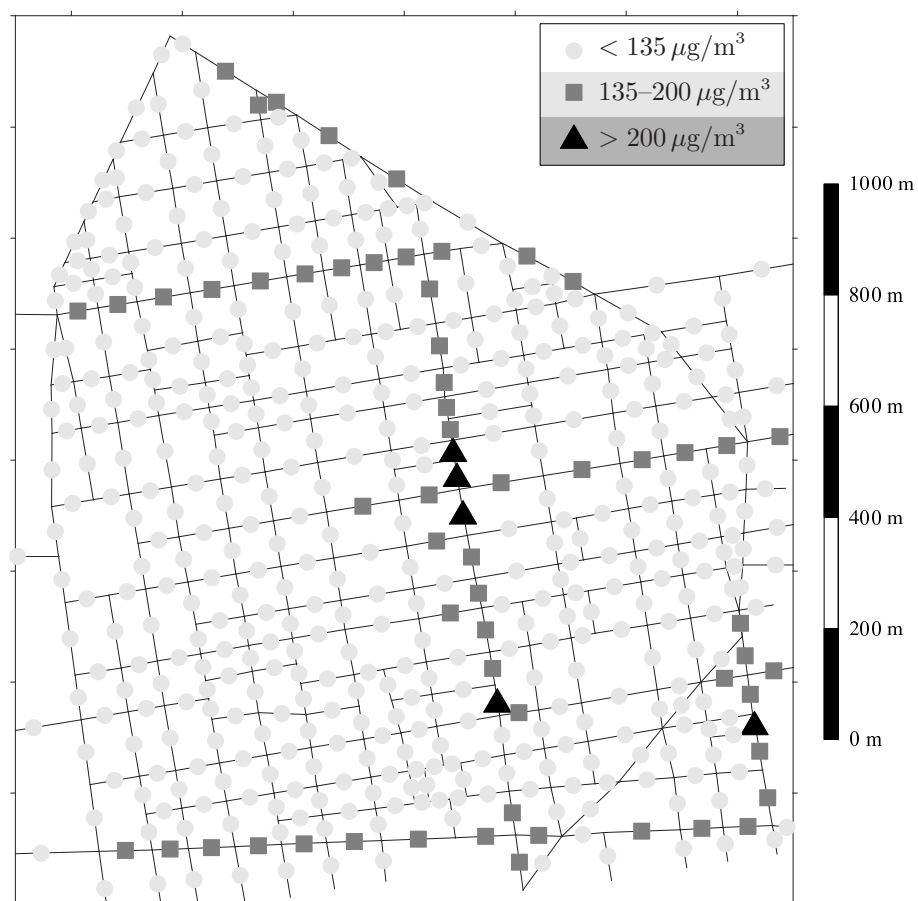


a) Concentration maximale en NO_2 à l'intérieur des rues.



b) Nombre d'heures de dépassement de la valeur limite de NO_2 ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Figure IV.2.7 – Cartographie de la pollution sur le 6^{ème} arrondissement de Lyon : valeurs maximales et dépassements de seuils.

a) Percentile 50 de NO₂.b) Percentile 98 de NO₂.Figure IV.2.8 – Cartographie de la pollution sur le 6^{ème} arrondissement de Lyon : percentiles 50 et 98.

male atteinte au cours de l'année (cf. figure IV.2.7-a) et le nombre d'heures de dépassement de la valeur limite (cf. figure IV.2.7-b). On constate que la limite réglementaire de 175 heures est dépassée dans 5 tronçons de rues. Les valeurs horaires maximales peuvent atteindre $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans certains cas.

Les valeurs des percentiles 50 et 98 sont représentées sur les figures IV.2.8-a et b. Le comportement du percentile 50 est analogue à celui de la concentration moyenne. L'étude du percentile 98 permet de montrer que la plupart des rues sont situées en dessous de la valeur guide de $135 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur guide est dépassée sur certains axes de circulation tandis que la valeur limite est dépassée uniquement sur 5 tronçons.

L'étude de ces cartographies permet donc d'appréhender la répartition spatiale de la pollution en terme de grandeurs réglementaires. Ce type d'analyse peut être appliqué à l'étude d'un lieu sensible situé dans le quartier, comme par exemple une école, une crèche, une maison de retraite ou encore un monument historique dont on voudrait connaître le temps de dégradation. En utilisant la notion de réseau, on peut aussi modéliser la pollution le long d'un trajet suivi par un piéton. Il est également envisageable d'isoler un seul tronçon de circulation afin d'évaluer son impact sur le reste du réseau, ou inversement, de déterminer la contribution de chaque tronçon du réseau sur la pollution en un point particulier. Enfin, ces diverses applications peuvent être associées à des études de sensibilité aux différents paramètres météorologiques, comme la vitesse et la direction du vent ou la stabilité thermique de l'atmosphère.

Pour compléter ces différentes applications, intéressons-nous maintenant au problème spécifique de l'exposition des populations et de la représentativité des capteurs de suivi de la pollution.

IV.2.3.2 Exposition des populations et représentativité des capteurs

IV.2.3.2.1 Définition

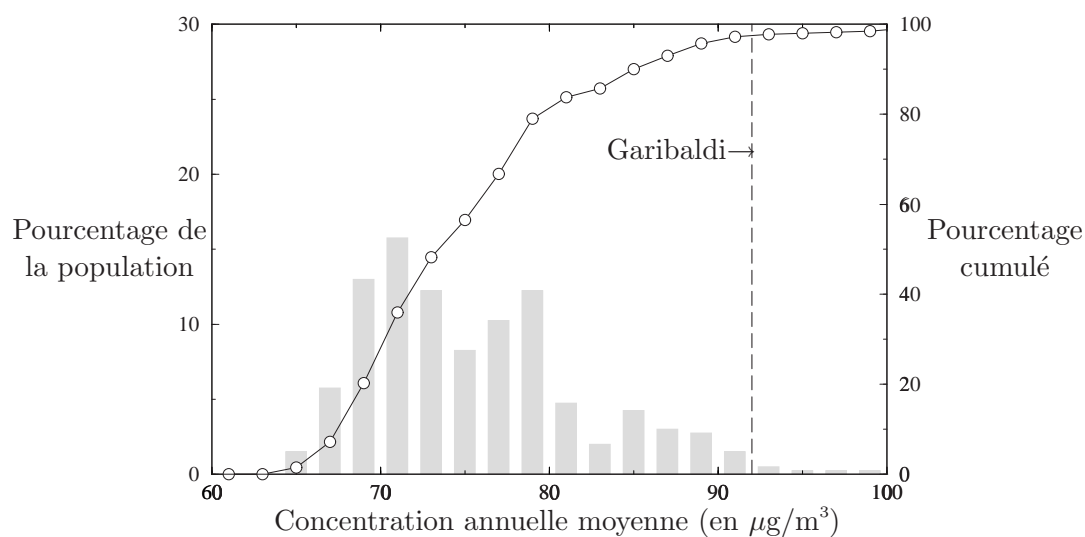
L'*exposition* est souvent définie comme l'intégration de la concentration ressentie par un sujet au cours d'une période donnée :

$$E = \sum_i f_i C_i \quad (\text{IV.2.2})$$

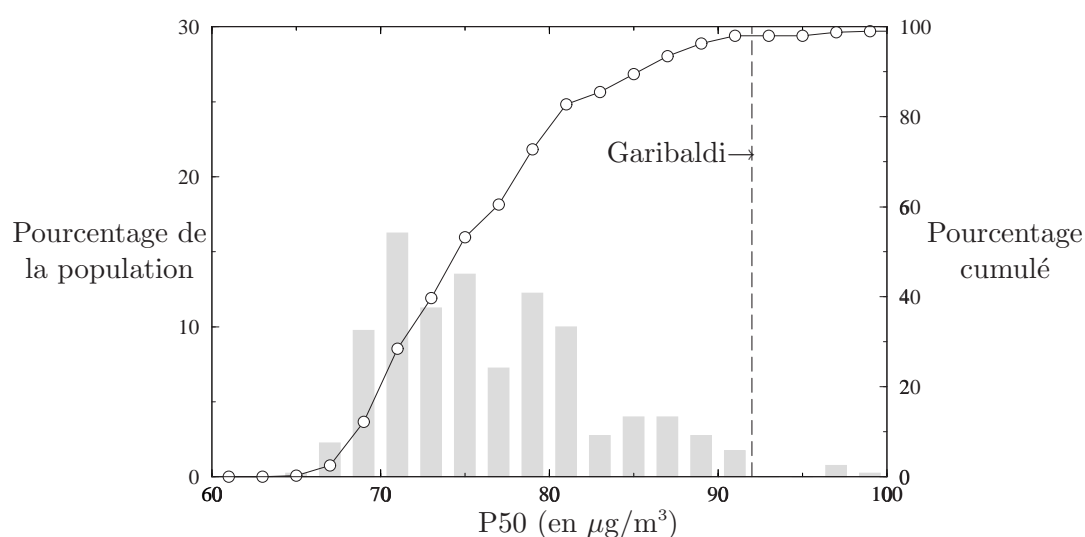
où f_i représente la fraction du temps passée dans l'environnement i , soumis à la concentration moyenne C_i . Le sujet considéré peut donc être fixe (personne immobile, végétation, monument) ou mobile (par exemple, une personne se rendant de son domicile à son travail). Les cartographies de la concentration en polluants permettant de localiser géographiquement les zones les plus touchées par la pollution, il est donc possible, à partir de ces cartographies, d'évaluer l'exposition de différents types de sujets.

Pour avoir une vision plus globale de l'exposition d'une population à la pollution, il peut être intéressant de rechercher la distribution de la population par rapport à cette pollution, c'est-à-dire le pourcentage de la population soumis à un certain niveau de concentration. L'intérêt d'une telle approche est d'estimer la fraction de la population exposée à une pollution excessive. Une autre perspective est de pouvoir comparer la valeur de concentration, mesurée par un capteur, avec le niveau de pollution effectivement respiré par la majorité de la population, soit, en d'autres termes, déterminer la *représentativité des capteurs* de mesures.

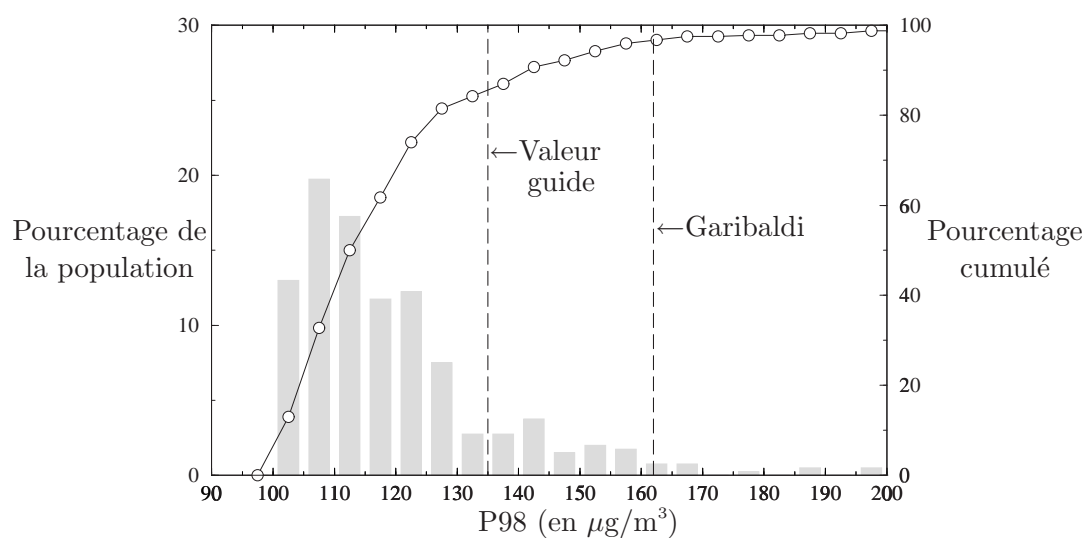
Pour calculer cette exposition, il est nécessaire de "croiser" les cartographies de la pollution avec une cartographie de la population considérée. Il peut s'agir de la population humaine totale, mais également de populations plus spécifiques comme les enfants, les commerçants, les automobilistes, les touristes, ou d'autres sujets comme la végétation, les monuments historiques, ... La répartition de chacune de ces populations sera spécifique et son exposition à la pollution sera



a) Moyenne annuelle.



b) Percentile 50.



c) Percentile 98.

Figure IV.2.9 – Exposition des personnes et représentativité des mesures sur le 6^{ème} arrondissement de Lyon. Distribution des concentrations moyennes et des percentiles de NO_2 .

donc différente.

L'approche précédente est particulièrement intéressante pour les gestionnaires des réseaux de mesure, qui cherchent à évaluer l'impact de la pollution sur les populations. Une étude de ce type, à l'échelle régionale, a récemment été réalisée par AIRPARIF sur l'agglomération parisienne (AIRPARIF, 1999). Le modèle *SIRANE* constitue un nouvel outil permettant d'étendre cette démarche à l'échelle d'un quartier.

IV.2.3.2.2 Application à l'échelle d'un quartier

Afin d'illustrer cette approche et de déterminer l'exposition de la population à l'échelle d'un quartier, nous avons utilisé le modèle *SIRANE* sur le 6^{ème} arrondissement de Lyon. Pour simplifier, nous avons supposé que la population est répartie uniformément le long des rues du réseau, si bien que la valeur de concentration dans chaque rue contribue à l'exposition globale au prorata de la longueur de la rue.

La méthode précédente nous a permis de calculer la *courbe d'exposition moyenne*, illustrée sur la figure IV.2.9-a. Cette courbe indique le pourcentage de la population du quartier affectée par chaque niveau de pollution. Pour évaluer la représentativité à l'échelle du quartier du capteur de la rue Garibaldi, nous avons reporté la valeur moyenne calculée par le modèle au niveau du capteur. Nous constatons que plus de 90 % de la population est exposée à une concentration plus faible que celle mesurée par le capteur. Cela nous indique que ce capteur est représentatif des conditions extrêmes rencontrées dans le quartier mais qu'il surestime la pollution respirée par la majorité de la population. La répartition de la population par rapport au percentile 50 (cf. figure IV.2.9-b) est tout à fait analogue à la précédente.

La courbe relative au percentile 98 est représentée sur la figure IV.2.9-c. Du point de vue de la représentativité du capteur Garibaldi, on observe le même comportement de surestimation que sur les autres courbes. La comparaison de la répartition de population avec la valeur guide de $135 \mu\text{g}/\text{m}^3$ indique que plus de 80 % de la population est exposée à une pollution inférieure à cette valeur.

Les valeurs ci-dessus sont avant tout indicatives. Elles devront être corrigées au fur et à mesure de l'amélioration des données et des modèles. Cependant, les résultats obtenus sont d'ores et déjà utilisables et ils donnent une idée assez précise de l'exposition des personnes sur ce quartier de Lyon.

IV.2.4 Conclusion

Au cours de ce chapitre, nous avons simulé la pollution à l'échelle d'un quartier avec le modèle *SIRANE*. La comparaison effectuée avec les données mesurées par le réseau COPARLY fournit des résultats particulièrement encourageants. Des erreurs subsistent cependant mais elles semblent en partie attribuables à une mauvaise prise en compte du trafic lors des périodes de congés.

Des exemples d'applications concrètes ont également permis d'illustrer l'intérêt de cette approche. Les cartographies de la concentration permettent de localiser les zones les plus fortement polluées. En analysant la distribution de la population par rapport aux niveaux de pollution, il est possible d'évaluer l'exposition moyenne de cette population et d'estimer la représentativité des capteurs en fonction de leur emplacement. Ces différentes applications s'inscrivent parfaitement dans les besoins exprimés par les décideurs politiques, pour comprendre et traiter le

problème de la pollution atmosphérique.

Dans le futur, il serait très intéressant de pouvoir comparer le modèle *SIRANE* à une expérience de terrain bien documentée, réalisée à l'échelle d'un quartier. Ce type d'expérience permettrait de mieux comprendre les mécanismes de dispersion à cette échelle et fournirait une base de données indispensable pour valider les modèles.

Conclusion de la quatrième partie

L'application du modèle *SIRANE*, au quartier du 6^{ème} arrondissement de Lyon, a mis en évidence les potentialités de l'approche proposée et les difficultés rencontrées dans sa mise en œuvre. La description des données topographiques, météorologiques, d'émission et de pollution a été l'occasion d'identifier ou de rappeler les comportements caractéristiques de ces données, comme par exemple la géométrie moyenne des rues, la climatologie du site ou les évolutions temporelles de la pollution.

La simulation du quartier de Lyon a été comparée aux données mesurées par un capteur du réseau COPARLY. Les paramètres de la comparaison (pente de régression, coefficient de corrélation) indiquent que le comportement du modèle est relativement encourageant. Les erreurs, qui ont malgré tout été observées, semblent en grande partie corrélées à une mauvaise prise en compte du trafic lors des vacances scolaires ou des jours fériés. Ces erreurs pourront être atténuées en améliorant la modélisation du trafic lors de ces périodes. Les applications du modèle qui ont été présentées illustrent les perspectives d'utilisation de cette approche pour des études concrètes, visant à répondre aux attentes des décideurs politiques et aux interrogations de la population.

Cette étude a également permis d'identifier plusieurs axes de développements futurs. Il serait tout d'abord intéressant de réfléchir à des méthodes systématiques de simplification des données topographiques très détaillées qui décrivent la canopée urbaine.

La rareté des données météorologiques a également illustré le besoin concret de mettre en application les hiérarchies de modèles, qui permettront de disposer à chaque échelle de conditions limites acceptables. Pour intégrer dans le modèle *SIRANE* des conditions limites complexes – comme par exemple un champ de vent extérieur non uniforme – il sera nécessaire d'améliorer le modèle de dispersion des polluants au-dessus du niveau des toits. Le modèle *SIRANE* pourra alors être utilisé dans des conditions d'écoulement plus générales, en particulier en présence d'un relief complexe.

Enfin, pour améliorer la qualité des comparaisons, il serait très intéressant d'effectuer une campagne de mesures de terrain sur un quartier, en utilisant un plus grand nombre de moyens de mesures. La mesure du trafic en continu permettrait de s'affranchir des problèmes de modélisation de la circulation lors des journées exceptionnelles. L'utilisation de plusieurs capteurs de pollution permettrait également d'étudier plus précisément la répartition spatiale de la pollution à l'échelle d'un quartier.