

Suivi des concentrations de dioxyde d'azote sur le territoire de Toulouse Métropole

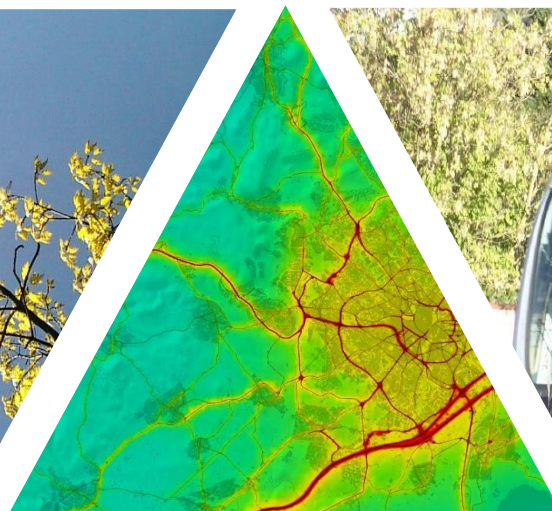
Année 2024

ETU-2025-189 – Edition décembre 25

www.atmo-occitanie.org

contact@atmo-occitanie.org

09 69 36 89 53 (Numéro CRISTAL – Appel non surtaxé)



CONDITIONS DE DIFFUSION

Atmo Occitanie est une association de type loi 1901 agréée (décret 98-361 du 6 mai 1998) pour assurer la surveillance de la qualité de l'air sur le territoire de la région Occitanie. Atmo Occitanie est adhérent de la Fédération Atmo France.

Ses missions s'exercent dans le cadre de la loi sur l'air du 30 décembre 1996. La structure agit dans l'esprit de la charte de l'environnement de 2004 adossée à la constitution de l'État français et de l'article L.220-1 du Code de l'environnement. Elle gère un observatoire environnemental relatif à l'air et à la pollution atmosphérique au sens de l'article L.220-2 du Code de l'Environnement.

Atmo Occitanie met à disposition les informations issues de ses différentes études et garantit la transparence de l'information sur le résultat de ses travaux. À ce titre, les rapports d'études sont librement accessibles sur le site :

www.atmo-occitanie.org

Les données contenues dans ce document restent la propriété intellectuelle d'Atmo Occitanie.

Toute utilisation partielle ou totale de données ou d'un document (extrait de texte, graphiques, tableaux...) doit obligatoirement faire référence à **Atmo Occitanie**.

Les données ne sont pas systématiquement rediffusées lors d'actualisations ultérieures à la date initiale de diffusion.

Par ailleurs, **Atmo Occitanie** n'est en aucune façon responsable des interprétations et travaux intellectuels, publications diverses résultant de ses travaux et pour lesquels aucun accord préalable n'aurait été donné.

En cas de remarques sur les informations ou leurs conditions d'utilisation, prenez contact avec **Atmo Occitanie** par mail :

contact@atmo-occitanie.org

SOMMAIRE

- 1. RÉSUMÉ.....1
- 2. INTRODUCTION2
- 1. MÉTHODE3
 - 1.1. DISPOSITIF D'ÉVALUATION3
 - 1.2. REGLEMENTATIONS PRISES EN COMPTE3
- 2. RÉSULTATS4
 - 2.1. SITUATION DU TERRITOIRE VIS-A-VIS DES DIFFERENTS SEUILS POUR LA PROTECTION DE LA SANTE4
 - 2.2. COMPARAISON MODELE/MESURES5
- 3. CONCLUSION.....9
- 4. TABLE DES ANNEXES10

1. RÉSUMÉ

Chaque année, dans le cadre de ses missions réglementaires, Atmo Occitanie réalise une **cartographie des concentrations annuelles de dioxyde d'azote (NO₂)** sur les territoires à enjeux de la région Occitanie tels que le **Plan de Protection de l'Atmosphère de Toulouse**. Ces cartes permettent de visualiser la concentration moyenne annuelle de ce polluant en tout point du territoire et d'évaluer ainsi sa situation au regard des exigences réglementaires.

En 2021, l'**Organisation Mondiale de la Santé (OMS)** a publié des lignes directrices plus strictes basées sur les données scientifiques les plus récentes concernant les effets de la pollution sur la santé. La **Commission Européenne** a ensuite engagé une révision des normes en vigueur afin de les rapprocher de ces recommandations. La **nouvelle Directive Européenne relative à la qualité de l'air**, adoptée en octobre 2024, fixe la valeur limite annuelle pour la protection de la santé du NO₂ à **20 µg/m³** contre **40 µg/m³** pour le seuil réglementaire actuellement en vigueur, la valeur de référence de l'OMS étant de **10 µg/m³**.

Pour évaluer l'exposition des différents territoires à ces différents seuils, il est nécessaire d'élargir le dispositif actuel de mesure du NO₂, qui priorise historiquement les zones les plus polluées en proximité d'axes routiers à fort trafic, à des environnements moins pollués situés en milieux périurbains et ruraux. Dans ce cadre, en 2024, Atmo Occitanie a poursuivi une **campagne de mesures du NO₂** sur l'ensemble du territoire de l'agglomération toulousaine, visant à couvrir l'ensemble de Toulouse Métropole sur une période de trois ans.

Cette campagne a mobilisé **62 sites de mesure** sur les communes du nord de la métropole et sur les communes voisines de la ville de Toulouse, pendant un mois, à l'aide d'**échantillonneurs passifs**. Intégrés au dispositif global d'évaluation de la qualité de l'air comprenant l'inventaire des sources de pollution et des outils de modélisation, ces sites de mesure, ainsi que l'ensemble des mesures réalisées sur le territoire contribuent à la **validation de la carte de concentration du NO₂**, conformément aux préconisations du référentiel technique national du Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA).

Les critères de validation du LCSQA sont respectés, ce qui confirme que la carte de concentration du NO₂ sur Toulouse Métropole reflète de manière fiable les concentrations annuelles et permet d'estimer avec précision la population exposée au-delà des différents seuils pour la protection de la santé.

Cette stratégie de validation se poursuivra en 2025 avec la réalisation d'une nouvelle campagne de mesure, notamment sur les communes situées à l'ouest du territoire métropolitain.

2. INTRODUCTION

Chaque année, dans le cadre de ses missions réglementaires, Atmo Occitanie élabore des cartographies des concentrations annuelles de dioxyde d'azote (NO₂) sur les territoires à enjeux de la région, notamment au sein du périmètre du Plan de Protection de l'Atmosphère de Toulouse. Ces cartes permettent de caractériser la moyenne annuelle de ce polluant en tout point du territoire et d'apprécier sa conformité au regard des exigences réglementaires.

En 2021, l'Organisation Mondiale de la Santé a renforcé ses lignes directrices relatives aux principaux polluants atmosphériques, en publiant de nouvelles recommandations fondées sur les connaissances scientifiques les plus récentes quant aux effets de la pollution sur la santé. À la suite de cette révision, la Commission européenne a engagé une révision des normes en vigueur afin de les rapprocher de ces recommandations.

Dans le but de garantir une évaluation représentative des concentrations et de l'exposition des populations de Toulouse Métropole dans un contexte réglementaire de plus en plus contraignant, le dispositif de mesures du NO₂ — historiquement centré sur les environnements les plus exposés à proximité des axes routiers à fort trafic — a été élargi à des secteurs périurbains et ruraux, généralement moins pollués. Ainsi, en 2024, Atmo Occitanie a poursuivi la mise en œuvre de sa stratégie de validation des cartes de concentration avec notamment une campagne de mesures sur les communes périphériques de l'agglomération toulousaine, avec l'objectif de couvrir l'ensemble du territoire de Toulouse Métropole en trois ans.

Les sources et les effets sur la santé et l'environnement de ce polluant sont présentés en **annexe 1**.

Cette étude présente **l'exposition de la population de Toulouse Métropole aux différents seuils réglementaires et à ceux recommandés par l'Organisation Mondiale de la Santé, ainsi que les indicateurs de validation des cartographies de concentrations.**

1. MÉTHODE

1.1. Dispositif d'évaluation

Pour réaliser les cartes de concentration du NO₂ sur le territoire de Toulouse Métropole, Atmo Occitanie s'appuie sur son dispositif d'évaluation intégrant des stations de mesure, des données d'inventaire des sources de pollution, des modèles de dispersion, des données météo et topographiques.

En 2024, dans le cadre de son partenariat avec Toulouse Métropole, Atmo Occitanie a renforcé son dispositif d'évaluation pendant 1 mois, sur 62 sites de mesure sur les communes du nord de la métropole ainsi que sur les communes voisines à la ville de Toulouse à l'aide d'échantillonneurs passifs permettant la mesure du NO₂. Les concentrations mesurées dans le cadre de cette évaluation ont été comparées à l'historique des mesures disponibles afin d'en analyser l'évolution et la cohérence dans le temps. Cette campagne de mesure s'inscrit dans la **stratégie de validation de la carte de concentration du NO₂ du territoire du Plan de Protection de Toulouse de l'année 2024** élaborée dans le respect des préconisations définies par le **référentiel technique national du Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA)** et fondée sur l'ensemble des mesures réalisées sur le territoire.

Le dispositif de mesure et les résultats sont détaillés en **annexe 2**.

1.2. Réglementations prises en compte

La carte de concentration du NO₂ pour l'année 2024 a été comparée à la :


- Valeur réglementaire pour la protection de la santé actuellement en vigueur fixée à 40 µg/m³ en moyenne annuelle,
- Valeur réglementaire annuelle pour la protection de la santé de la nouvelle Directive Européenne fixée à 20 µg/m³,
- Ligne directrice OMS de 10 µg/m³ en moyenne annuelle.

Les concentrations en NO₂ estimées sur l'année 2024 ont donc été comparées à ces réglementations et au référentiel de l'OMS. Le **nombre de personnes exposées à des dépassements de ces seuils a été estimé en intégrant un intervalle de confiance inhérent à ces méthodologies.**

2. RÉSULTATS


2.1. Situation du territoire vis-à-vis des différents seuils pour la protection de la santé

2.1.1. Seuil réglementaire français

		Valeur réglementaire	Nombre de personnes exposées à un dépassement de la valeur réglementaire	Surface concernée par un dépassement de la valeur réglementaire
Exposition de longue durée	Valeur limite	40 µg/m³ en moyenne annuelle	Entre 400 et 1 150 personnes	Entre 2,5 et 3,7 km²


Sur le territoire de Toulouse Métropole, en 2024, entre 400 et 1 150 personnes seraient exposées à des concentrations supérieures à la valeur limite actuelle pour la protection de la santé.

2.1.2. Seuil réglementaire Européen

		Valeur réglementaire	Nombre de personnes exposées à un dépassement de la valeur réglementaire	Surface concernée par un dépassement de la valeur réglementaire
Exposition de longue durée	Valeur limite	20 µg/m³ en moyenne annuelle	Entre 49 850 et 86 400 personnes	Entre 18 et 25 km²

Sur le territoire de Toulouse Métropole, en 2024, entre 49 850 et 86 400 personnes seraient exposées à un dépassement du seuil réglementaire actuellement en cours de discussion dans l'Union Européenne.

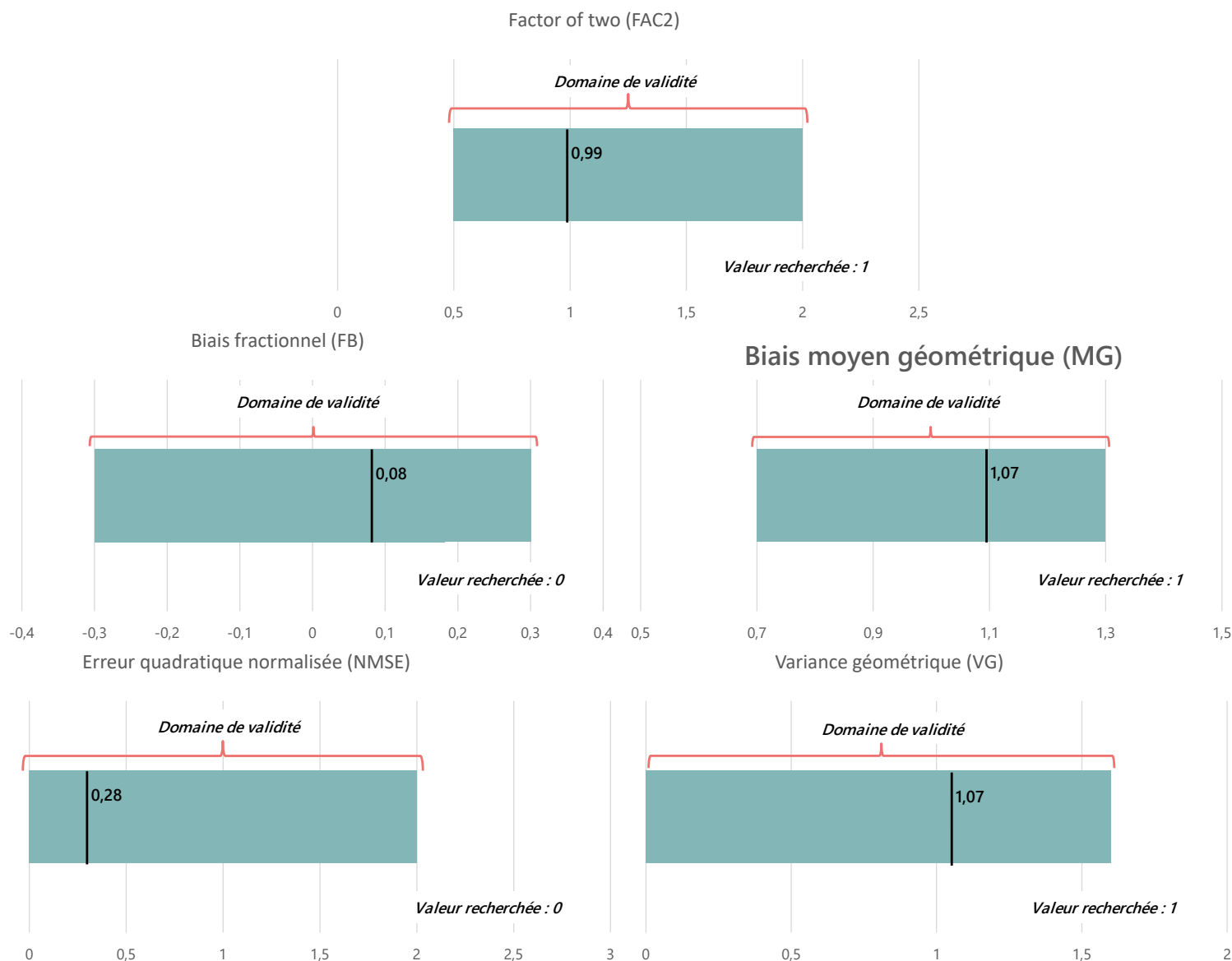
2.1.3. Seuils OMS

		Valeur réglementaire	Nombre de personnes exposées à un dépassement de la valeur réglementaire	Surface concernée par un dépassement de la valeur réglementaire
Exposition de longue durée	Valeur limite	10 µg/m³ en moyenne annuelle	Entre 556 750 et 605 450 personnes	Entre 143 et 173 km²

Sur le territoire de Toulouse Métropole, en 2024, entre 556 750 et 605 450 personnes seraient exposées à un dépassement de la ligne directrice de l'OMS.

2.2. Comparaison modèle/mesures

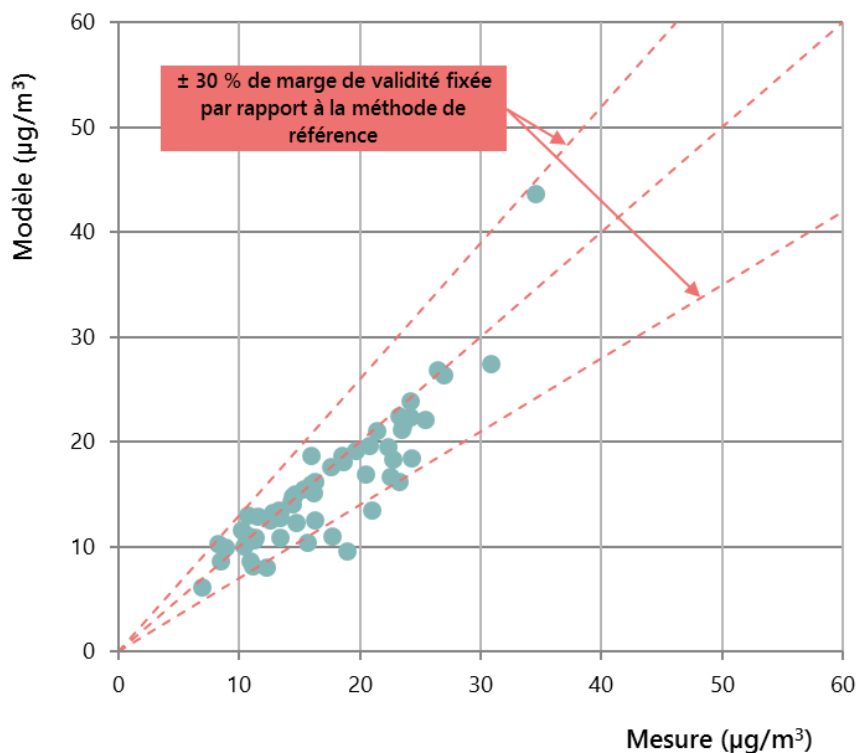
La méthodologie complète et les critères statistiques utilisés pour valider le modèle à partir des mesures sont détaillés en **annexe 3**. Les graphes ci-dessous présentent ces caractéristiques par rapport à leur domaine de validité.



Tous les indicateurs servant à valider le modèle sont dans leur domaine de validité respectif, et sont proches de leur valeur recherchée, valeurs théoriques d'un modèle *idéal*. Le modèle simule correctement les concentrations mesurées.

Sur 62 sites de mesure, les concentrations de cinq sites ont été invalidées, leur comparaison avec l'historique de mesure ayant mis en évidence qu'elles ne traduisaient pas les concentrations réelles du site et étaient sans doute attribuables à un phénomène ponctuel ou à des conditions spécifiques ayant affecté la campagne de mesure.

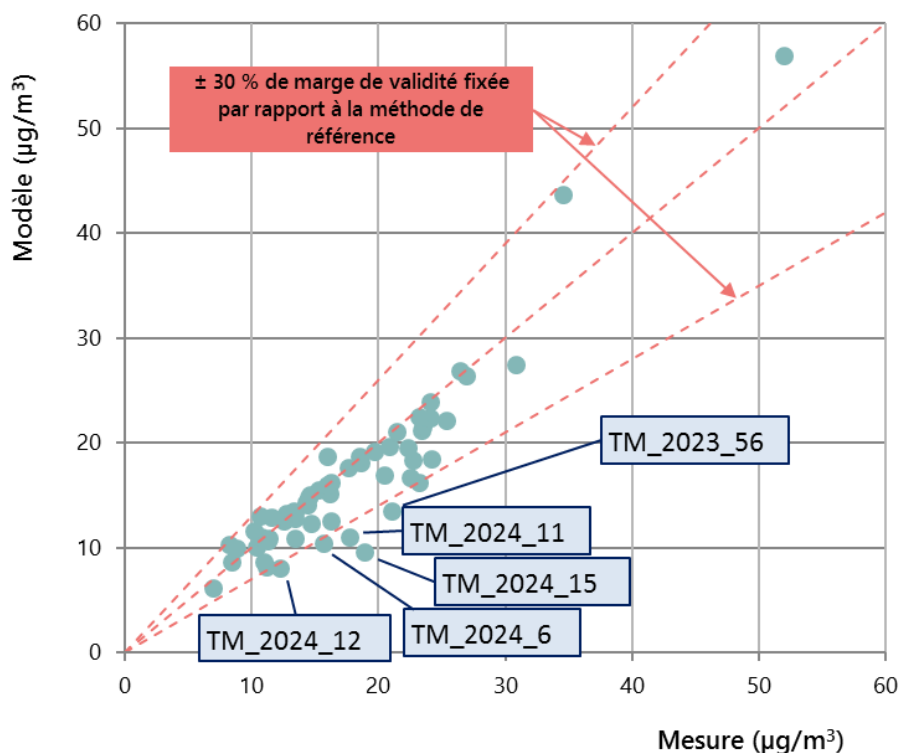
Le graphe ci-dessous présente les concentrations modélisées par rapport aux concentrations mesurées par échantillonneurs passifs et validées aux mêmes sites. La marge de validité, fixée à $\pm 30\%$ dans le référentiel technique national, a été renseignée.



88% des sites de mesure présentent des résultats en accord avec ceux issus de la modélisation avec un écart *données modélisées/données mesurées* inférieur aux $\pm 30\%$ de marge de validité par rapport à la méthode de référence.

Les concentrations supérieures à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont systématiquement correctement modélisées. De fait, le modèle de dispersion du NO_2 sur le territoire de Toulouse Métropole **évalue précisément les concentrations aux limites des valeurs réglementaires actuelles et européennes** et permet ainsi une **estimation précise de la population exposée sur ce même territoire**.

Le modèle présente une légère tendance à sous-estimer les concentrations. Pour 5 sites, les concentrations modélisées sous-estiment de plus de 30% les concentrations mesurées.

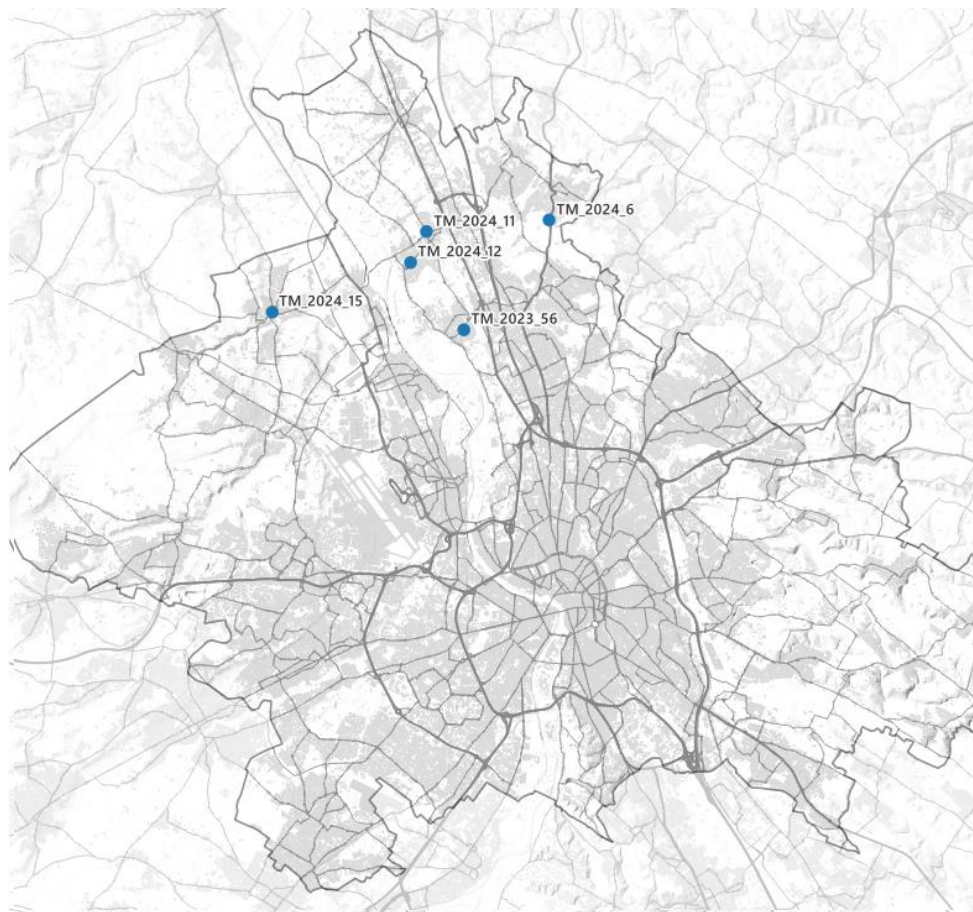


La carte ci-dessous présente la localisation de ces sites :

Échantillonneurs pour lesquels la différence mesure/modèle est supérieure à 30 %

Comportement du modèle par rapport aux mesures des échantillonneurs :

- Sous-estime
- Surestime



L'analyse des différentes concentrations mesurées aux différents sites met en évidence plusieurs situations où le modèle sous-estime les concentrations mesurées de NO₂. Ainsi, les concentrations modélisées sur les sites TM-2024-6 (Gratentour) TM-2024-11 (Lespinasse), TM-2024-12 (Gagnac-sur-Garonne), TM-2024-15 (Aussonne) et TM-2023-56 (Fenouillet) sous-estiment les concentrations mesurées de 30% et 50%. Les quatre premiers sites sont situés dans des secteurs résidentiels en bordure d'axes secondaires pour lesquels nous ne disposons pas de comptage routier. La fréquentation réelle de ces routes est probablement sous-estimée par le modèle camino-t, qui est notre source de données de trafic en l'absence de données de comptage. Pour le dernier site, la concentration mesurée en 2024 est cohérente avec l'historique de mesure ce qui confirme sa validité. Le trafic routier pris en compte pour cet axe est ancien, antérieur à 2015. L'évolution du trafic depuis ce comptage est sans doute sous-estimée.

La continuité de la campagne en 2025 permettra de poursuivre la vérification de la justesse d'estimation des concentrations par modélisation.

3. CONCLUSION

L'évaluation des concentrations de NO₂ sur le territoire de Toulouse Métropole en 2024 met en évidence plusieurs points majeurs concernant la qualité de l'air, l'exposition de la population et la performance du modèle de dispersion.

L'évaluation de l'exposition de la population montre qu'une part significative des habitants resterait **exposée à des concentrations supérieures aux seuils de santé publique en 2024** :

- Entre **400 et 1 150 personnes** pour la valeur limite réglementaire actuelle (40 µg/m³).
- Entre **49 850 et 86 400 personnes** pour la valeur limite fixée par la directive européenne (20 µg/m³).
- Entre **556 750 et 605 450 personnes** pour la ligne directrice OMS (10 µg/m³).

Ces chiffres soulignent l'importance de poursuivre les mesures de réduction des émissions, notamment sur les axes routiers les plus fréquentés et dans les cœurs de villes et de villages où la densité de population reste significative.

En outre, les concentrations mesurées confirment la **fiabilité globale du modèle de dispersion**. 88% des sites présentent un écart entre mesures et modélisation inférieur à ±30%, ce qui démontre que le modèle reproduit correctement les concentrations observées sur le terrain et permet une estimation précise de la population exposée aux seuils réglementaires pour la protection de la santé. Les rares divergences observées peuvent être expliquées par des limites liées aux données de trafic disponibles.

Le dispositif de surveillance de la qualité de l'air d'Atmo Occitanie, associant modélisation, inventaire d'émissions et mesures, s'avère donc adapté pour fournir une vision représentative et fiable des concentrations de NO₂ et de l'exposition de la population à ce polluant en tout point du territoire. La poursuite du programme de mesures en 2025 permettra de consolider la validation du modèle sur la partie ouest de l'agglomération toulousaine.

4. TABLE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : ORIGINES ET EFFETS DU DIOXYDE D'AZOTE

ANNEXE 2 : RESULTATS DE LA CAMPAGNE DE MESURES 2024

**ANNEXE 3 : MÉTHODOLOGIE DE LA MODÉLISATION ET DE LA CARTOGRAPHIE ET
VALIDATION DU MODÈLE**

ANNEXE 1 : ORIGINES ET EFFETS DU DIOXYDE D'AZOTE

Sources

Le monoxyde d'azote (NO) anthropique est formé lors des combustions à haute température. Plus la température de combustion est élevée et plus la quantité de NO générée est importante. Au contact de l'air, le NO est rapidement oxydé en dioxyde d'azote (NO₂). Toute combustion génère donc du NO et du NO₂, c'est pourquoi ils sont habituellement regroupés sous le terme d'oxydes d'azote (NO_x).

Les oxydes d'azote proviennent essentiellement de procédés fonctionnant à haute température. Dans l'industrie, il s'agit des installations de combustion pour tout type de combustible (combustibles liquides fossiles, charbon, gaz naturel, biomasses, gaz de procédés...) et de procédés industriels (fabrication de verre, métaux, ciment...). Il se rencontre également à l'intérieur des locaux (appareils au gaz : gazinières, chauffe-eau...).

Néanmoins, la source principale des oxydes d'azote est le trafic routier (plus de 60%). Le pot catalytique a permis, depuis 1993, une diminution des émissions des véhicules à essence. Plus généralement, l'ensemble des mesures prises depuis 2000 pour réduire les émissions dues au transport routier et aux installations fixes ont été efficaces. Cependant, des efforts supplémentaires seront nécessaires pour que la France respecte ses engagements internationaux (protocole de Göteborg amendé en 2012 et directive relative aux plafonds d'émission révisée en 2016). Il est donc indispensable de poursuivre l'effort de réduction des émissions des sources fixes. À l'échelle planétaire, les orages, les éruptions volcaniques et les activités bactériennes produisent de très grandes quantités d'oxydes d'azote.

Effets sur la santé

Le dioxyde d'azote est un gaz irritant qui pénètre dans les plus fines ramifications des voies respiratoires. Il provoque des troubles respiratoires, des affections chroniques et des perturbations du transport de l'oxygène dans le sang, en se liant à l'hémoglobine. Dès que sa concentration atteint 200 µg/m³, il peut entraîner une hyper réactivité bronchique chez l'asthmatique et un accroissement de la sensibilité des bronches aux infections chez l'enfant.

Effets sur l'environnement

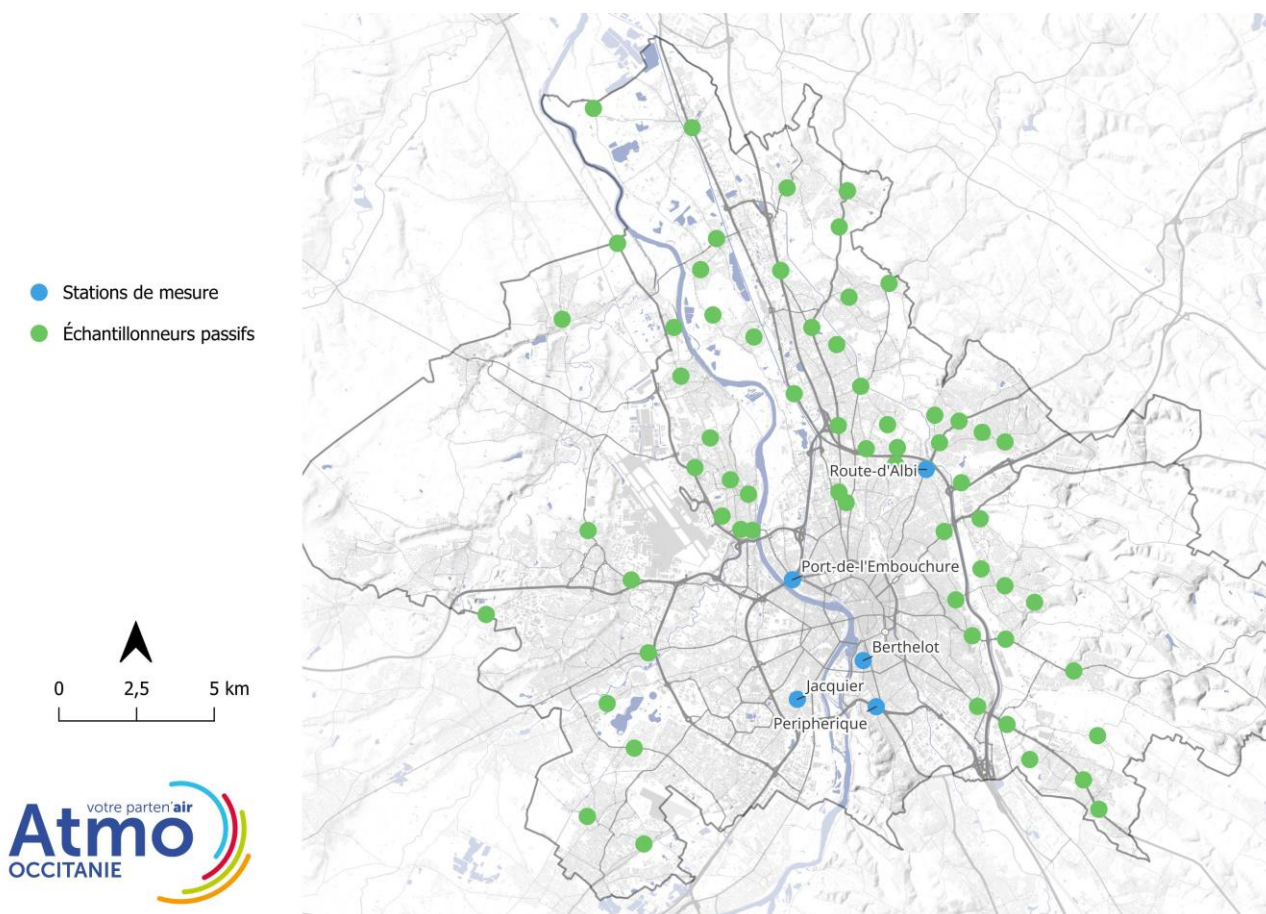
Le NO₂ participe aux phénomènes des pluies acides, à la formation de l'ozone troposphérique, dont il est l'un des précurseurs, à l'atteinte de la couche d'ozone stratosphérique et à l'effet de serre. Associés aux composés organiques volatils (COV), et sous l'effet du rayonnement solaire, les oxydes d'azote favorisent la formation d'ozone dans les basses couches de l'atmosphère (troposphère). Les oxydes d'azote jouent enfin un rôle dans la formation de particules fines dans l'air ambiant.

ANNEXE 2 : RESULTATS DE LA CAMPAGNE DE MESURES 2024

Atmo Occitanie s'est appuyé sur des échantillonneurs passifs pour mesurer le dioxyde d'azote (NO₂) en différents sites de Toulouse Métropole. Ainsi, Atmo Occitanie a instrumenté 62 environnements du 10 octobre au 7 novembre 2024.

La position des sites de mesure prises comme référence dans la stratégie de validation des cartes de concentration est rappelée sur la carte ci-dessous.

Implantation des sites de mesure

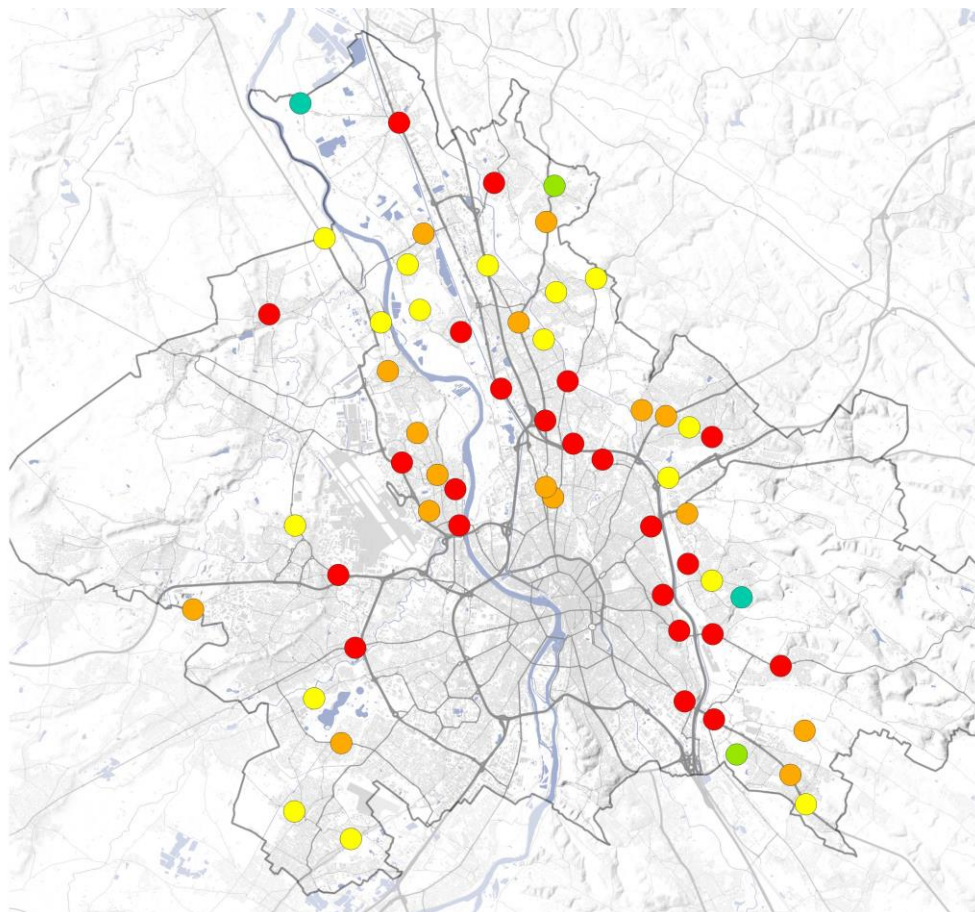


Les différentes réglementations prises en compte dans cette étude ont été détaillées dans le corps de ce rapport. Ainsi, les concentrations en NO₂ adaptés statistiquement sur l'année 2024 ont été comparées à :

- la réglementation actuellement en vigueur,
- la nouvelle directive Européenne,
- la ligne directrice OMS.

Sur le territoire de Toulouse Métropole, les concentrations annuelles en NO₂ varient fortement en fonction de l'environnement. Ainsi, en zone péri-urbaine, dans les environnements peu urbanisés, les concentrations mesurées sont les plus faibles. Elles sont inférieures à celles évaluées en environnement urbain de fond. Dans les zones plus urbanisées, les concentrations augmentent. Les plus élevées correspondent aux sites installés à proximité des axes de circulation les plus empruntés. Elles sont ainsi du même ordre de grandeur que celles mesurées par les stations trafic pérennes.

Échantillonneurs passifs
-
Concentration moyenne en
NO₂ (µg/m³)
-
Année 2024



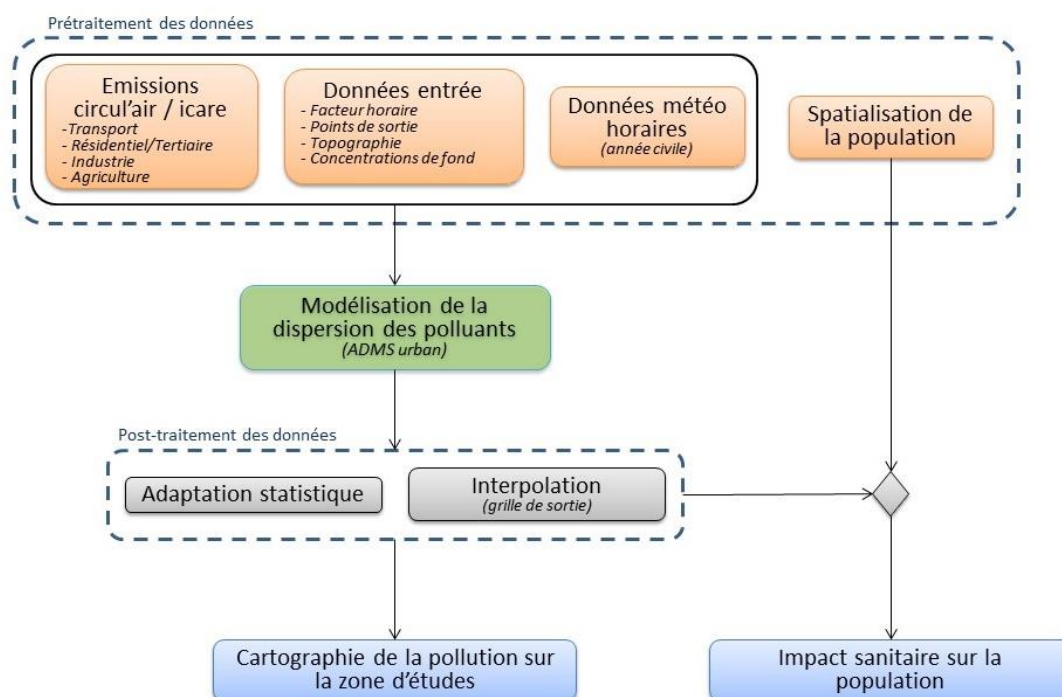
Concentrations annuelles 2024 dans l'environnement des sites

ANNEXE 3 : MÉTHODOLOGIE DE LA MODÉLISATION ET DE LA CARTOGRAPHIE ET VALIDATION DU MODÈLE

Modélisation de la dispersion des polluants

Principe de la méthode

Méthodologie utilisée pour la modélisation de la dispersion à fine échelle sur la zone d'études



Le modèle ADMS-Urban permet de simuler la dispersion des polluants atmosphériques issus d'une ou plusieurs sources ponctuelles, linéiques, surfaciques ou volumiques selon des formulations gaussiennes.

Ce logiciel permet de décrire de façon simplifiée les phénomènes complexes de dispersion des polluants atmosphériques. Il est basé sur l'utilisation d'un modèle gaussien et prend en compte la topographie du terrain de manière assez simplifiée, ainsi que la spécificité des mesures météorologiques (notamment pour décrire l'évolution de la couche limite).

Le principe du logiciel est de simuler heure par heure la dispersion des polluants dans un domaine d'étude sur une année entière, en utilisant des chroniques météorologiques réelles représentatives du site. À partir de cette simulation, les concentrations des polluants au sol sont calculées et des statistiques conformes aux réglementations en vigueur (notamment annuelles) sont élaborées. L'utilisation de données météorologiques horaires sur une année permet en outre au modèle de pouvoir calculer les percentiles relatifs à la réglementation.

Le logiciel ADMS-Urban est un modèle gaussien statistique cartésien. Le programme effectue les calculs de dispersion individuellement pour chacune des sources (ponctuelles, linéiques et surfaciques) et somme pour chaque espèce les contributions de toutes les sources de même type.

Pour le dioxyde d'azote, les émissions introduites dans ADMS-Urban concernent les NOx. Or seule une partie de NOx est oxydée en NO₂ en sortie des pots d'échappement. L'estimation des concentrations en dioxyde d'azote (NO₂) à partir de celles d'oxydes d'azote (NOx) est réalisée par le biais de 2 types de module intégrés dans le logiciel ADMS-Urban.

Les données d'entrée du modèle hors déplacements routiers

L'objet de cette section est de présenter la méthodologie utilisée pour agréger les données nécessaires à la modélisation fine échelle sur la zone d'études.

Les données intégrées

Facteurs horaires

Les données de sortie d'émissions sont des données annuelles et/ou horaires sur une année civile complète.

Un facteur horaire moyen par type de voiries et par jour de la semaine est attribué à chaque axe routier pris en compte dans la modélisation. Ce facteur horaire est calculé avec les émissions horaires du trafic linéique.

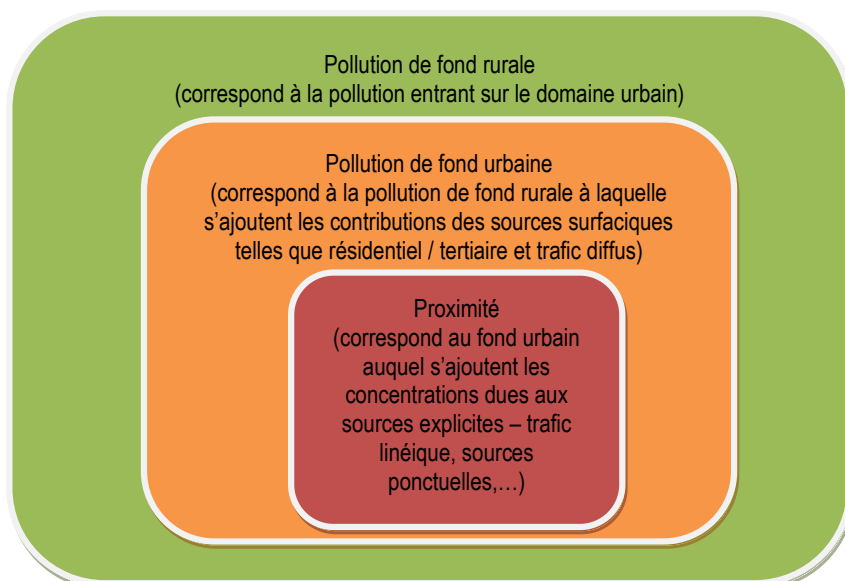
Un facteur horaire constant est utilisé pour le secteur industriel.

Un facteur horaire moyen sur la zone pour l'ensemble des émissions surfaciques (trafic surfacique, résidentiel/tertiaire, agriculture) est calculé. Ce calcul provient d'une moyenne pondérée entre les émissions horaires du trafic routier et celles du secteur résidentiel tertiaire sur l'ensemble du domaine d'études.

Pollution de fond

Les choix de caractérisation de la pollution de fond et des sources d'émissions complémentaires au trafic routier à intégrer au modèle sont des étapes déterminantes dans une étude de modélisation en milieu urbain. Pour réaliser ces choix, il est tout d'abord essentiel de comprendre les différentes contributions régionales et locales dans la structure de la pollution urbaine. Celles-ci peuvent ainsi être décrites par le schéma suivant.

Principales échelles de pollution en milieu urbain



Lorsque l'on s'intéresse à la pollution de fond urbaine au sens d'un modèle, celle-ci diffère sensiblement du fond urbain mesuré par les capteurs. En effet, au sens du modèle, la pollution de fond correspond à la pollution entrant sur le domaine modélisé. Les capteurs pour leur part, lorsqu'ils sont installés sur ce domaine, ne permettent pas de soustraire l'ensemble des sources locales. Ainsi la pollution de fond issue de la station rurale Peyrusse-Vieille dans le Gers est utilisée. Les biais potentiels quant à cette pollution de fond sont ensuite corrigés grâce à l'adaptation statistique.

Données météorologiques

La modélisation est réalisée pour obtenir des concentrations horaires. Les calculs de dispersion ont donc été menés à partir des mesures horaires de plusieurs paramètres météorologiques (vitesse et direction du vent, couverture nuageuse, température, etc.) fournies par la station météorologique la plus proche de la zone d'études.

Spatialisation de la population

La législation européenne sur la surveillance de la qualité de l'air requiert la cartographie des zones géographiques de dépassement d'une valeur limite et l'estimation du nombre d'habitants exposés au dépassement. Les cartographies des populations exposées à la pollution de l'air ambiant nécessitent deux variables : les concentrations de polluant d'une part et la population d'autre part, ainsi qu'une méthodologie permettant de croiser ces deux informations. Le LCSQA a été chargé de travailler sur cette problématique afin d'harmoniser les méthodes employées en France dans le domaine de la surveillance de la qualité de l'air. Il a ainsi développé une approche adaptée à toutes les résolutions spatiales rencontrées pour une étude de la qualité de l'air. La méthode de spatialisation nommée « MAJIC » permet une description très fine de la population à une échelle locale.

Les données des locaux d'habitation de la base MAJIC foncière délivrée par la DGFIP sont croisées avec des bases de données spatiales de l'IGN et les statistiques de population de l'INSEE pour estimer un nombre d'habitants dans chaque bâtiment d'un département. Cette méthodologie garantit ainsi une homogénéité des données de population spatialisée utilisées dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air, que ce soit au niveau local ou au niveau national. Le LCSQA assure la mise en œuvre de cette approche et met à disposition des AASQA les données spatiales de la population qui en sont issues.

Post traitement de la modélisation

Adaptation statistique de données

Les sorties brutes de modèles de dispersion tels qu'ADMS correspondent rarement à la réalité des concentrations mesurées. En effet, différents effets sont difficilement pris en compte par la modélisation :

Les surémissions de certains polluants dues à des bouchons suite à un accident

La pollution de fond sur laquelle vient s'ajouter la dispersion des sources prises en compte (trafic routier, industrie, chauffage, etc.). En effet l'évolution de la pollution de fond entre deux heures consécutives est difficilement prise en compte par les modèles de dispersion. L'apport de pollution provenant de l'extérieur de la zone de modélisation.

Ces différents points sont les sources principales de différence entre les sorties brutes de la modélisation et les mesures. L'hypothèse retenue dans cette méthodologie est que cette différence est homogène sur la zone

d'étude et peut être représentée par un biais moyen horaire. Le but de l'adaptation statistique est donc d'estimer ce biais moyen sur la zone pour chaque heure de l'année et pour chaque polluant.

Les stations de fond d'Atmo Occitanie sont utilisées pour estimer ce biais horaire.

Interpolation des données

Les données de sortie de modélisation ne sont pas spatialement homogènes dans le domaine d'études. Aussi avant de créer une cartographie des concentrations, une interpolation par pondération inverse à la distance est effectuée sur une grille régulière.

Cartographie et Impact sur les populations

Cartographie

Les cartes de concentration sont obtenues en géo référençant l'interpolation des données décrites précédemment avec un Système d'Information Géographique (SIG).

Les cartes issues du SIG permettent de suivre l'évolution de la pollution sur une zone donnée en comparant les cartes sur plusieurs années.

Impact sur les populations

Les concentrations interpolées de polluants dépassant les valeurs réglementaires sont croisées avec la base « MAJIC » qui fournit les données de population spatialisée.

MÉTHODOLOGIE DE VALIDATION DU MODÈLE

Les critères statistiques utilisés pour valider le modèle ont été choisis en tenant compte des recommandations faites par J.C. Chang et S. R. Hanna dans leurs mesures de la performance de modèles de qualité de l'air¹.

Dans le tableau ci-après, nous indiquons les performances statistiques du modèle relativement aux concentrations moyennes sur la période en NO₂ modélisées et observées sur le domaine d'études.

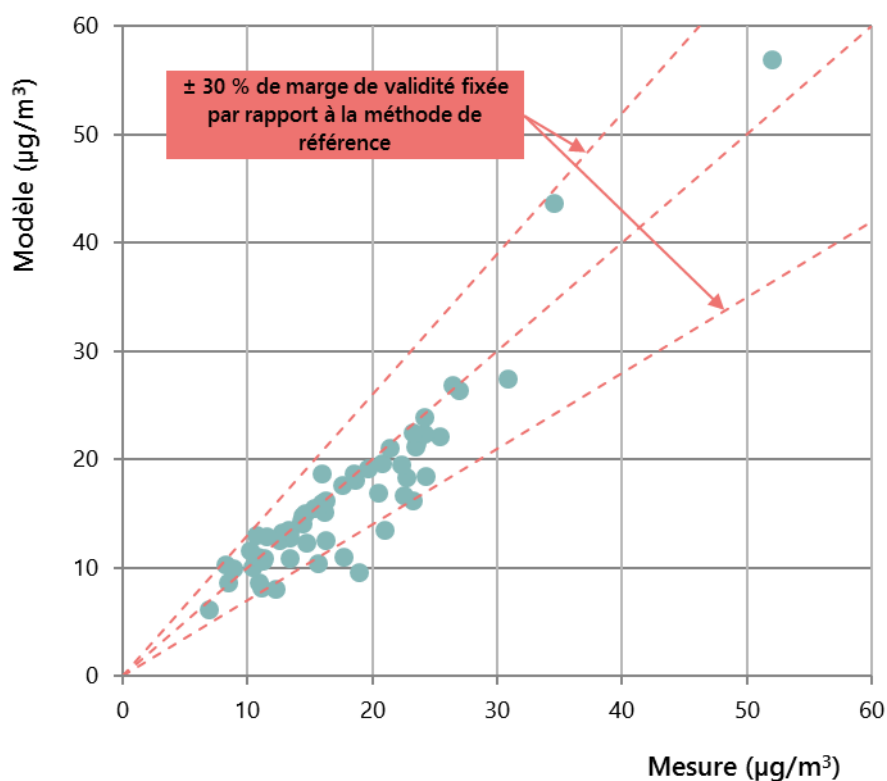
Indicateurs statistiques	Modèle 2024	Caractéristiques d'un modèle performant
FB	0,08	$-0,3 < FB < 0,3$
MG	1,07	$-0,7 < MG < 1,3$
NMSE	0,28	$NMSE \leq 2$
VG	1,07	$VG < 1,6$
FAC2	0,99	$FAC2 > 0,5$
r	0,89	$R = 1$

Les valeurs proches de 0 du biais fractionnel (FB) indiquent qu'en moyenne, le modèle tend à bien estimer les valeurs observées. Le tracé mesure-modèle indique une légère surestimation des concentrations modélisées dans les concentrations modérées.

NMSE permet de juger de l'erreur relative commise par le modèle. Plus NMSE est faible, plus les concentrations simulées par le modèle sont proches des observations. Le NMSE obtenu pour le modèle est correct.

- L'indicateur logarithmique VG est autant sensible aux valeurs fortes qu'aux valeurs faibles. Proche de 1, l'écart entre mesure et observation est assez faible.
- FAC2 renseigne sur la proportion des valeurs simulées à moins d'un facteur 2 des observations. 100% des valeurs simulées sont ainsi à moins d'un facteur 2 des observations.
- La corrélation mesure la capacité du modèle à reproduire les variations temporelles des observations. Dans le cas du modèle ADMS, **71%** des concentrations modélisées sont corrélées avec les mesures.
- La directive européenne 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe fixe des objectifs de qualité pour les concentrations modélisées.
- Pour le NO₂, l'erreur sur la moyenne annuelle doit être inférieure à $\pm 30\%$ sur les sites de fond (sites en bleu sur le graphe). Cette incertitude est représentée par les lignes roses sur le graphe.

¹ J.C Chang and S. R Hanna : Air quality model performance evaluation, Meteorology and Atmospheric Physics 87, 167–196 (2004)



L'erreur sur la moyenne annuelle est calculée selon la formule suivante :

$$\text{Erreur} = \frac{(\text{modèle} - \text{mesure})}{\text{mesure}}$$

Les critères de performance trouvés dans la littérature sont atteints ou suffisamment approchés pour le modèle utilisé lequel peut être considéré comme relativement performant.

Les concentrations sont donc correctement modélisées.

Principe de la méthode

Afin de vérifier la validité des résultats obtenus par la modélisation, nous avons utilisé des paramètres statistiques permettant de comparer les résultats de la modélisation aux résultats fournis par les échantillonneurs passifs.

Il existe dans la littérature de nombreux indicateurs ou outils de performance statistiques afin d'évaluer quantitativement la qualité d'un modèle de dispersion atmosphérique.

Le guide « evaluating the performance of Air Quality Models -3 juin 2010 » du department for environment, food & Rural Affairs of United Kingdom recommande une certaine simplification et rationalisation en adoptant un nombre limité d'indicateurs statistiques.

Les indicateurs statistiques ont été choisis en suivant les recommandations faites par Chang et Hanna dans leurs mesures de la performance de modèles de qualité de l'air.

Les performances des deux modèles sont évalués par les indicateurs statistiques suivants (formule indiquée ci-après) :

- Le biais fractionnel (fractional bias) FB ;

- Le biais moyen géométrique (MG) ;
- L'erreur quadratique normalisée (« normalized mean square error ») NMSE ;
- La variance géométrique (VG) ;
- Le coefficient de corrélation Corr ;
- La fraction de prédiction comprise dans un facteur 2 FAC2.

Un modèle parfait aurait MG, VG, R et FAC2 = 1; et FB et NMSE = 0.

Notons que, d'après les conventions utilisées, les valeurs de FB sont négatives en cas de surestimation, et positives en cas de sous-estimation des valeurs.

Des critères de performances acceptables ont été développés dans Chang et Hanna [2004] et Hanna et al [2004] à partir de l'évaluation de nombreux modèles sur un grand nombre d'expériences.

Présentation des indicateurs statistiques utilisés

On utilise les notations suivantes :

- Co : observation au temps i
- Cp : valeur modélisée au temps i
- N : nombre de couples de valeurs
- Les termes surmontés d'un trait désignent la moyenne temporelle de la grandeur indiquée.

Les différents paramètres présentés ici permettent de quantifier trois types d'erreur :

- L'erreur systématique, qui détermine si le modèle a tendance à sous-estimer ou surestimer globalement la réalité ;
- L'erreur locale, qui caractérise la « précision » des données du modèle (c'est à dire leur étalement autour de leur moyenne) ;
- L'erreur totale, qui caractérise la « justesse » globale des données du modèle par rapport à la réalité.

Il est intéressant lorsque l'on compare deux jeux de données de pouvoir estimer ces différents types d'erreur. Dans la suite, le type d'erreur que permet de quantifier chaque paramètre est indiqué.

$$FB = \frac{(\overline{C_o} - \overline{C_p})}{0.5 (\overline{C_o} + \overline{C_p})}$$

FB : BIAIS FRACTIONNEL

Signification : Le biais fractionnel est une normalisation de la valeur du biais. Ceci présente l'avantage de permettre la comparaison des valeurs de ce paramètre obtenues sur des échantillons différents. Ceci permet aussi de pouvoir interpréter la valeur du biais sans avoir à se référer aux données considérées : une même valeur de FB correspond à peu près au même type d'erreur quel que soit le cas étudié ou l'unité utilisée pour exprimer les grandeurs considérées.

Valeur recherchée : 0

Interprétation des valeurs : FB peut être positif ou négatif. Il est sans dimension. Si les valeurs observées et mesurées sont positives ou nulles (comme dans le cas de concentrations), FB est compris entre -2 et 2. Une valeur nulle indique que les données d'observations et les données modélisées ont la même moyenne. Le modèle est donc en mesure de bien restituer la valeur moyenne du paramètre considéré. Toutefois les écarts peuvent être ponctuellement ou systématiquement très importants : il suffit que les écarts positifs compensent les écarts négatifs.

Une valeur négative implique, qu'en moyenne, le modèle sous-estime la mesure : la moyenne des données issues du modèle est plus faible que celle des données mesurées. Toutefois ponctuellement, le modèle peut donner une valeur supérieure à la mesure.

Une valeur positive implique qu'en moyenne, le modèle surestime globalement la mesure : la moyenne des données issues du modèle est plus forte que celle des données mesurées. Toutefois ponctuellement, le modèle peut donner une valeur inférieure à la mesure.

Type d'erreur : systématique

NMSE : NORMALISED MEAN SQUARE ERROR

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

Signification : ce terme qualifie l'erreur totale existant entre observation et mesure. Il est normalisé ce qui présente l'avantage de permettre la comparaison des valeurs de ce paramètre obtenu sur des échantillons différents. Ceci permet aussi de pouvoir interpréter la valeur du NMSE sans avoir à se référer aux données considérées : une même valeur de NMSE correspond à peu près au même type d'erreur quel que soit le cas étudié ou l'unité utilisée pour exprimer les grandeurs considérées.

Valeur recherchée : 0

Interprétation des valeurs : La NMSE est une grandeur positive ou nulle. Elle est sans dimension. Si elle est nulle, les valeurs du modèle sont toutes égales aux valeurs observées. Plus la NMSE est grande, plus l'écart entre mesure et observation est grand. La NMSE ne donne toutefois pas d'indication sur la distribution de cette erreur. Une grande valeur de NMSE peut correspondre soit à un biais fort, soit à un écart type des erreurs fort, soit aux deux à la fois.

Type d'erreur : totale

MG : GEOMETRIC MEAN BIAS

$$MG = \exp \left(\overline{\ln C_o} - \overline{\ln C_p} \right)$$

Signification : MG est l'exponentielle du biais calculé à partir des logarithmes népériens des valeurs d'observations et des valeurs modélisées. Il donne le même type d'information que la valeur du biais. Toutefois

les propriétés du logarithme font que ce paramètre est influencé par l'écart relatif entre les valeurs et non pas par l'écart brut.

Concrètement, pour une même erreur relative, le biais est plus sensible à un écart sur des valeurs fortes que sur des valeurs faibles car la même erreur relative conduira alors à un écart plus grand. MG sera aussi sensible à l'un qu'à l'autre.

Valeur recherchée : 1

Interprétation des valeurs : MG est une grandeur strictement positive. C'est un nombre sans dimension. Une valeur égale à 1 indique que les données d'observations et les données modélisées ont la même moyenne. Le modèle est donc en mesure de bien restituer la valeur moyenne du paramètre considéré. Toutefois les écarts peuvent être ponctuellement ou systématiquement très importants : il suffit que les écarts positifs compensent les écarts négatifs.

Une valeur supérieure à 1 implique qu'en moyenne, le modèle sous-estime la mesure : la moyenne des données issues du modèle est plus faible que celle des données mesurées. Toutefois ponctuellement, le modèle peut donner une valeur supérieure à la mesure.

Une valeur inférieure à 1 implique, qu'en moyenne, le modèle surestime globalement la mesure : la moyenne des données issues du modèle est plus forte que celle des données mesurées. Toutefois ponctuellement, le modèle peut donner une valeur inférieure à la mesure.

Type d'erreur : systématique

VG : GEOMETRIC MEAN VARIANCE

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

Signification : VG est l'exponentielle du carré du RMSE calculé à partir des logarithmes népériens des valeurs d'observations et des valeurs modélisées. Il donne le même type d'information que la valeur du RMSE.

Toutefois les propriétés du logarithme font que ce paramètre est influencé par l'écart relatif entre les valeurs et non pas par l'écart brut. Concrètement, pour une même erreur relative, le RMSE est beaucoup plus sensible à un écart sur des valeurs fortes que sur des valeurs faibles car la même erreur relative conduira alors à un écart plus grand. VG sera aussi sensible à l'un qu'à l'autre.

Valeur recherchée : 1

Interprétation des valeurs : VG est une grandeur supérieure ou égale à 1. C'est un nombre sans dimension. Si elle est égale à 1, les valeurs du modèle sont toutes égales aux valeurs observées. Plus VG est grand, plus l'écart entre mesure et observation est grand. La VG ne donne toutefois pas d'indication sur la distribution de cette erreur. Une grande valeur de VG peut correspondre soit à un biais fort, soit à un écart type des erreurs fort, soit aux deux à la fois.

Type d'erreur : locale

FAC2 : FACTOR OF TWO

$$FAC2 = \text{fraction of data that satisfy } 0.5 \leq \frac{C_p}{C_o} \leq 2.0$$

Signification : Le FAC2 représente la fraction des données simulées qui sont en accord avec les données mesurées à un facteur 2 près.

Valeur recherchée : 1

Interprétation des valeurs : FAC2 est une grandeur comprise entre 0 et 1. Il est sans dimension. Une valeur nulle indique qu'aucune des données modélisées ne se trouve dans l'intervalle cité plus haut. Une valeur égale à 1 implique que les inégalités citées plus haut sont vérifiées pour chacune des valeurs simulées. Elle ne garantit pas une adéquation parfaite entre mesure et observation.

Type d'erreur : totale

R : Coefficient de corrélation linéaire

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

Signification : Ce paramètre permet de qualifier l'intensité de la liaison linéaire existante entre observation et valeur modélisée. Autrement dit, il évalue s'il existe une fonction affine du type $xi'=a.xi+b$ (avec a et b, 2 constantes) permettant une bonne restitution des valeurs des observations. D'un point de vue graphique, il permet de savoir s'il est possible de tracer une droite constituant une bonne approximation du nuage de points représentant les couples "observations/valeurs modélisées".

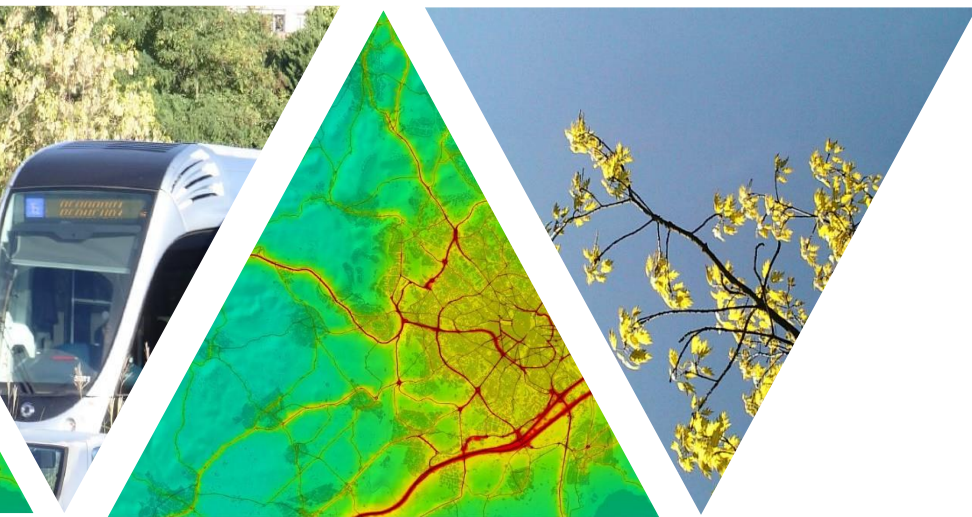
Valeur recherchée : 1 ou -1 (une valeur proche de -1 dénote toutefois un comportement étrange du modèle mais démontre sa bonne capacité de prévision moyennant une correction simple. Ce genre de cas met souvent en évidence une erreur grossière et facilement corrigeable au sein du modèle, ou dans le traitement des données).

Interprétation des valeurs : R est toujours compris entre -1 et 1. Si la valeur absolue de R est égale à 1, l'ensemble des valeurs observées peut être calculé à partir des valeurs modélisées par l'application d'une fonction affine (facilement calculable). Autrement dit, il est possible de construire une droite passant exactement par l'ensemble des points correspondant aux couples "observations/valeurs modélisée". Le signe de R donne alors le signe de la pente de cette droite ou encore le sens de variation de la fonction linéaire reliant observation et modèle : croissante si R est positif, décroissante si R est négatif.

Une valeur égale à 0, implique une absence de liaison linéaire entre les deux séries de données (modélisées et mesurées) c'est à dire qu'il n'existe pas de fonction affine qui, appliquée aux données modélisées, permette une amélioration de l'estimation des valeurs observées.

Les valeurs intermédiaires traduisent une plus ou moins grande importance de la liaison linéaire existante entre les valeurs observées et les valeurs modélisées. Le signe de R donne alors le comportement relatif global des données modélisées et observées : si R est positif, les valeurs modélisées tendent à croître lorsque les valeurs observées croissent. L'inverse se produit lorsque R est négatif.

Type d'erreur : locale



L'information sur la qualité de l'air en Occitanie

www.atmo-occitanie.org



Agence de Montpellier
(Siège social)
10 rue Louis Lépine
Parc de la Méditerranée
34470 PEROLS

Agence de Toulouse
10bis chemin des Capelles
31300 TOULOUSE

Tel : 09.69.36.89.53
(Numéro CRISTAL – Appel non surtaxé)

Crédit photo : Atmo Occitanie