

# Évaluation des écarts modèle-mesure sur le territoire de Toulouse Métropole – Année 2023

---

**ETU-2024-215**

**Edition Décembre 2024**

[www.atmo-occitanie.org](http://www.atmo-occitanie.org)

[contact@atmo-occitanie.org](mailto: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](http://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](mailto:contact@atmo-occitanie.org)

# SOMMAIRE

---

<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>1</b>
<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>2</b>
<b>2. MÉTHODE</b> .....	<b>2</b>
2.1. DISPOSITIF D'ÉVALUATION .....	2
2.2. RÉGLEMENTATIONS PRISES EN COMPTE .....	2
<b>3. RESULTATS</b> .....	<b>4</b>
3.1. SITUATION DU TERRITOIRE VIS-A-VIS DES DIFFÉRENTS SEUILS RÉGLEMENTAIRES.....	4
3.2. COMPARAISON MODÈLE/MESURES .....	5
<b>4. CONCLUSIONS</b> .....	<b>9</b>
<b>TABLE DES ANNEXES</b> .....	<b>10</b>

# RÉSUMÉ

---

Chaque année, dans le cadre de ses missions réglementaires, Atmo Occitanie réalise une cartographie des concentrations annuelles de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) sur les territoires à enjeux de la région Occitanie et notamment sur le territoire du Plan de Protection de l'Atmosphère de Toulouse. Cette carte présente la concentration en moyenne annuelle de ce polluant en tout point du territoire et permet d'évaluer la situation de ce dernier vis-à-vis de la réglementation.

En 2021, l'Organisation Mondiale de la Santé a révisé ses lignes directrices pour les principaux polluants atmosphériques et publié de nouvelles recommandations plus exigeantes fondées sur les recherches scientifiques les plus récentes concernant les incidences de la pollution atmosphérique sur la santé. Compte tenu de cette publication, la Commission Européenne a décidé d'actualiser les normes actuelles en matière de qualité de l'air de l'Union Européenne afin de les aligner plus étroitement sur les recommandations 2021 de l'OMS. La nouvelle Directive Européenne relative à la qualité de l'air adoptée en octobre 2024 fixe la valeur limite annuelle du NO<sub>x</sub> à 20 µg/m<sup>3</sup> contre 40 µg/m<sup>3</sup> jusqu'alors (la valeur de référence de l'OMS étant de 10 µg/m<sup>3</sup>).

Afin d'évaluer la situation des différents territoires vis-à-vis de ces nouveaux seuils, le dispositif actuel d'évaluation du NO<sub>2</sub> qui priorise le suivi dans les environnements les plus pollués en proximité d'axes routiers à fort trafic doit être complété par une évaluation des concentrations dans des environnements moins pollués en milieu périurbain et rural. Ainsi, en 2023, Atmo Occitanie a débuté une campagne de mesure du NO<sub>2</sub> sur le territoire de l'agglomération toulousaine qui permettra d'en couvrir l'ensemble en 3 ans.

**En 2023, 62 sites de mesures situés sur les communes à l'est de la ville de Toulouse ont été équipés d'échantillonneurs passifs permettant la mesure du NO<sub>2</sub> pendant un mois.** Ces dispositifs de mesures font partie d'un dispositif d'évaluation complet à plus grande échelle, intégrant des données d'inventaires des sources de pollutions, des données de modélisation, des données météo et topographiques. Ils ont pour objectif de valider les modélisations annuelles de la qualité de l'air, qui répondent à des exigences normatives.

Il est établi que les concentrations sont correctement modélisées quand l'écart entre le modèle et la mesure est inférieur à ±30%.

**Ainsi, pour 56 sites sur les 62 totaux, (90% des sites de mesure), l'écart modèle mesure est inférieur à ±30%. De fait, la carte de dispersion du NO<sub>2</sub> sur le territoire de Toulouse Métropole représente correctement les concentrations annuelles et permet ainsi une estimation précise de la population exposée au-delà de la valeur limite pour la protection de la santé.**

Cette stratégie de validation des cartographies de concentration en 1<sup>ère</sup> et 2<sup>ème</sup> couronne de l'agglomération continuera en 2024 et 2025 grâce à la pose de nouveaux échantillonneurs passifs sur le reste du territoire de Toulouse Métropole.

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

# 1. INTRODUCTION

---

Dans le but de garantir une évaluation des concentrations et de l'exposition des populations sur le territoire de Toulouse Métropole vis-à-vis de la réglementation de plus en plus contraignante, le dispositif actuel de mesures du NO<sub>2</sub> qui priorise le suivi dans les environnements les plus pollués en proximité d'axes routiers à fort trafic a été complété par un suivi dans des environnements moins pollués en milieu périurbain et rural. Ainsi, en 2023, Atmo Occitanie a débuté une campagne de mesure du NO<sub>2</sub> sur les communes périphériques de l'agglomération toulousaine qui permettra d'en couvrir l'ensemble en 3 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 ceux recommandés par l'Organisation Mondiale de la Santé, ainsi que les indicateurs de validation des cartographies de concentrations.**

## 2. MÉTHODE

---

### 2.1. Dispositif d'évaluation

Pour réaliser les cartes de dispersion du NO<sub>2</sub> 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 pollutions, des modèles de dispersion, des données météo et topographiques.

**Dans le cadre de son partenariat avec Toulouse Métropole, Atmo Occitanie a instrumenté 62 sites de mesures situés sur les communes à l'est de la ville de Toulouse à l'aide d'échantillonneurs passifs permettant la mesure du NO<sub>2</sub> pendant un mois.** Ces dispositifs de mesures s'inscrivent dans la stratégie de validation des cartes de concentration de l'année 2023, qui répondent à des exigences normatives.

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

Les réglementations européenne et française définissent plusieurs critères de performance des cartographies de concentration qui ont été pris en compte dans la stratégie de validation d'Atmo Occitanie.

### 2.2. Réglementations prises en compte

La carte de dispersion du NO<sub>2</sub> pour l'année 2023 a été comparée aux :

- valeurs réglementaires actuellement en vigueur ;
- valeurs réglementaires de la nouvelle Directive Européenne ;
- lignes directrices OMS.

En France, la valeur limite pour la protection de la santé fixée à **40 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle**.

En septembre 2021, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a publié ses nouvelles lignes directrices en matière de qualité de l'air. Ces nouveaux seuils prennent en compte l'évolution des connaissances sur l'impact de la pollution de l'air sur la santé et sont ainsi nettement plus faibles que ceux recommandés en 2005. La valeur guide annuelle pour le NO<sub>2</sub> est de **de 10 µg/m<sup>3</sup>**.

A la suite de la publication de ces lignes directrices et en réponse à l'objectif « zéro pollution » européen annoncé en 2021<sup>1</sup>, la Commission Européenne a proposé de réviser les règles actuelles de l'Union Européenne en matière de qualité de l'air. En octobre 2024, une nouvelle directive européenne a ainsi été adoptée et fixe des valeurs limites et des valeurs cibles contraignantes plus strictes pour tous les polluants atmosphériques à atteindre d'ici à 2030. Ainsi, la **valeur limite de la nouvelle directive Européenne est de 20 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle pour le NO<sub>2</sub>.**

Les concentrations en NO<sub>2</sub> estimées sur l'année 2023 ont donc été comparées à ces réglementations et **une estimation du nombre de personne exposée à des dépassements de ces réglementations a été évaluée en intégrant une marge d'erreur inhérente à ces méthodologies.**

---

<sup>1</sup> Cet objectif consiste à ramener la pollution de l'air, de l'eau et des sols à des niveaux qui ne nuisent pas aux personnes ni à l'environnement d'ici à 2050. Cet objectif s'inscrit dans le cadre de l'initiative du pacte vert pour l'Europe.

## 3. Résultats

### 3.1. Situation du territoire vis-à-vis des différents seuils réglementaires

#### 3.1.1. Seuils réglementaires 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/m <sup>3</sup> en moyenne annuelle	Entre 1 500 et 3 650 personnes	Entre 3 et 5 km <sup>2</sup>

Sur le territoire de Toulouse Métropole, en 2023, entre 1 500 et 3 650 personnes seraient exposées à des concentrations supérieures à la valeur limite actuelle pour la protection de la santé.

#### 3.1.2. Seuils réglementaires Européens

		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/m <sup>3</sup> en moyenne annuelle	Entre 86 350 et 149 250 personnes	Entre 24 et 34 km <sup>2</sup>

Sur le territoire de Toulouse Métropole, en 2023, entre 86 350 et 149 250 personnes seraient exposées à un dépassement du seuil réglementaire actuellement en cours de discussion dans l'Union Européenne.

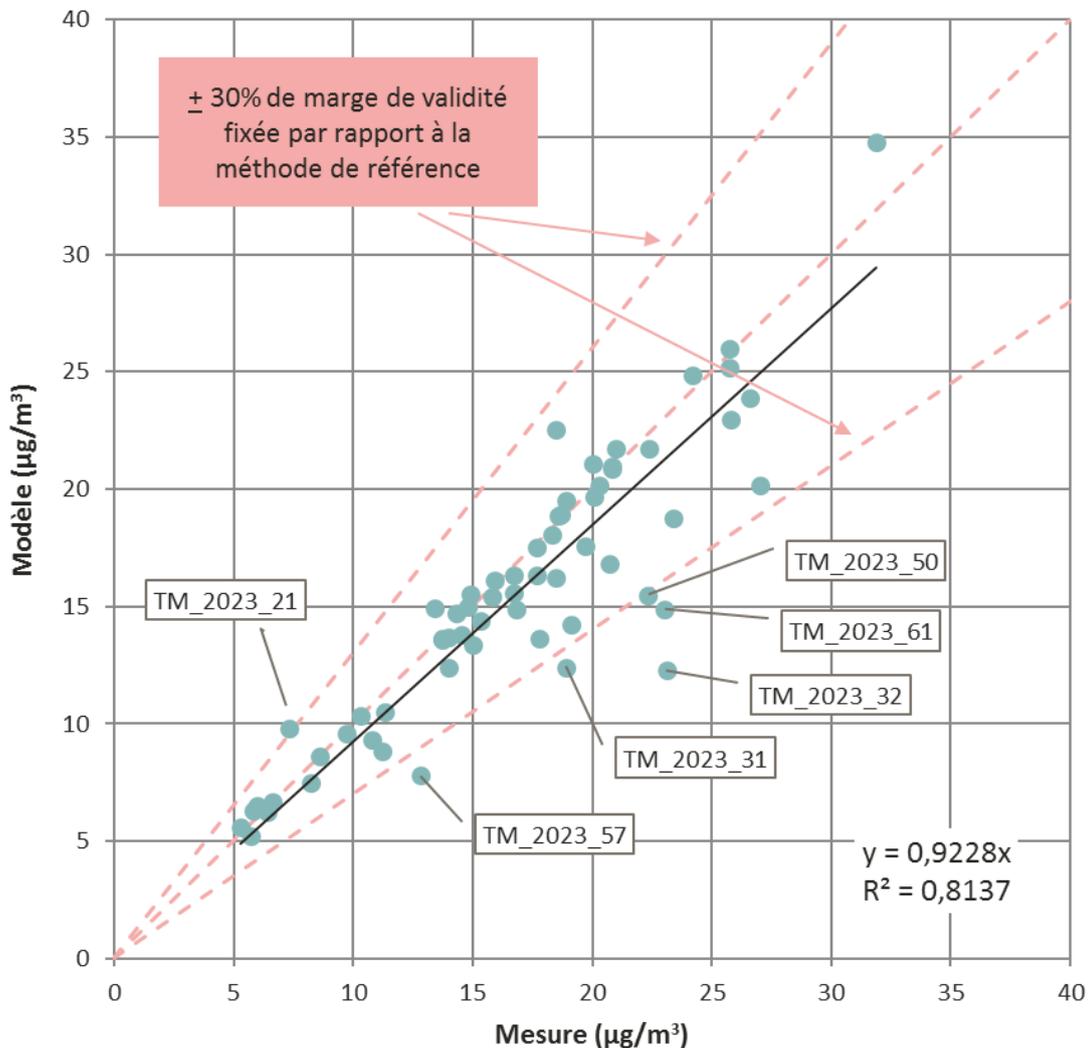
#### 3.1.3. Seuils OMS

		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/m <sup>3</sup> en moyenne annuelle	Entre 557 000 et 619 650 personnes	Entre 160 et 192 km <sup>2</sup>

Sur le territoire de Toulouse Métropole, en 2023, entre 557 000 et 619 650 personnes seraient exposées à un dépassement de la ligne directrice de l'OMS.

## 3.2. Comparaison modèle/mesures

Le graphe ci-dessous présente les concentrations modélisées par rapport aux concentrations évaluées par échantillonneurs passifs aux mêmes sites. La marge de validité, fixée à  $\pm 30\%$  selon les recommandations faites par J.C. Chang et S. R. Hanna dans leurs mesures de la performance de modèles de qualité de l'air<sup>2</sup>, a été renseignée.



<sup>2</sup> J.C Chang and S. R Hanna : Air quality model performance evaluation, Meteorology and Atmospheric Physics 87, 167–196 (2004)

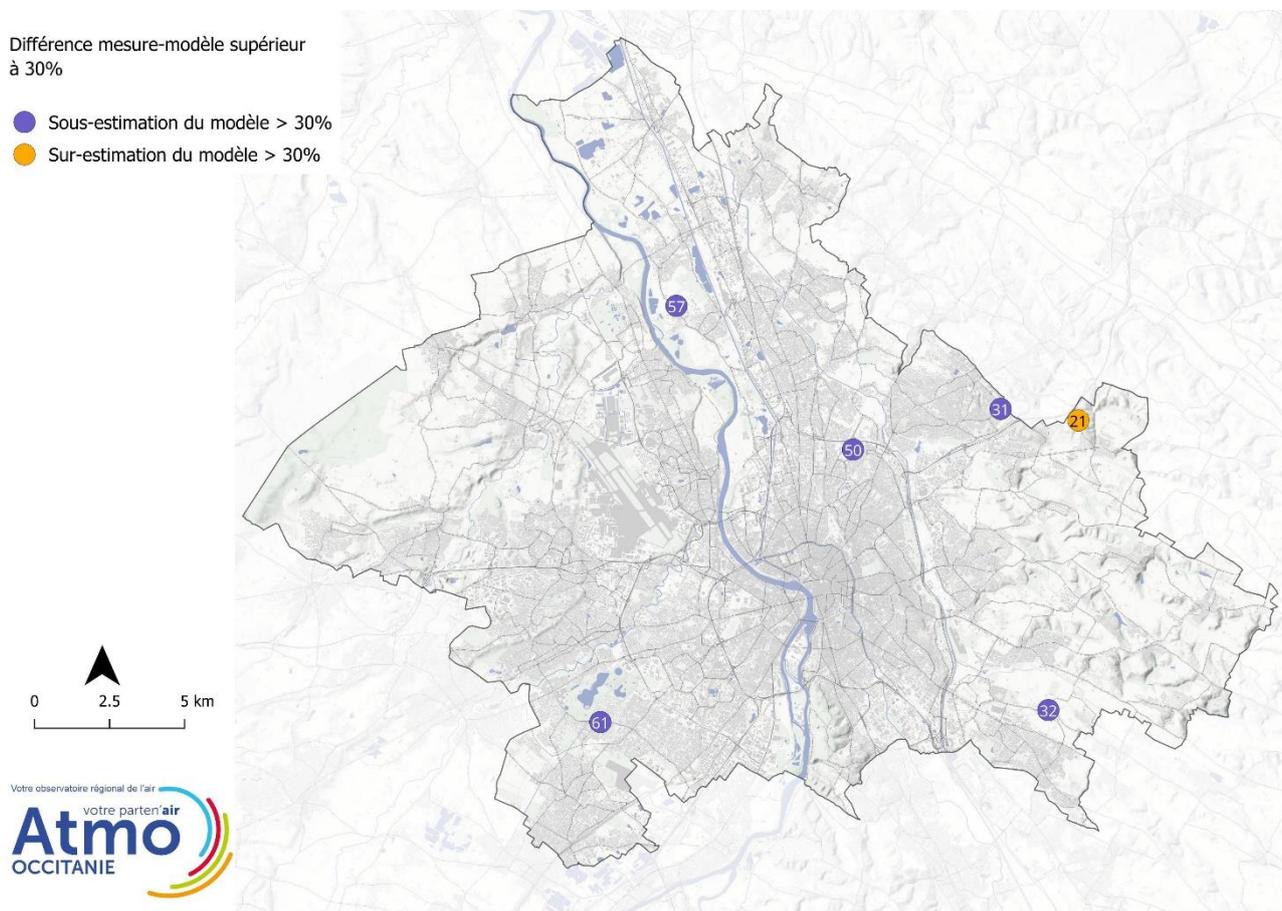
Ainsi, **56 sites sur les 62 au total**, soit 90%, **présentent des résultats en accord avec ceux issus de la modélisation** avec un écart *données modélisées/données mesurées* inférieur aux  $\pm 30\%$  de marge de validité par rapport à la méthode de référence.

Les concentrations les plus fortes (supérieures à  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sont systématiquement correctement modélisées. De fait, le modèle de dispersion du  $\text{NO}_2$  sur le territoire de Toulouse Métropole **simule précisément les concentrations aux limites des valeurs réglementaires** actuelles et permet ainsi une **estimation précise de la population exposée sur ce même territoire**.

Seuls six sites présentent un écart modèle / mesure supérieur aux  $\pm 30\%$  fixés au niveau européen dont :

- 1 **surestimation** du modèle par rapport aux mesures (site 21) ;
- 5 **sous-estimations** du modèle par rapport aux mesures terrain (sites n°31, 32, 50, 57 et 61).

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



Sur ces six sites, quatre sont placés le long d'axes routiers pour lesquels Atmo Occitanie dispose de comptages du trafic antérieurs à 2017, ce qui peut expliquer la sous-estimation des concentrations modélisées (sites n°31, 32, 50 et 57), le trafic routier étant potentiellement plus important que celui actuellement considéré par la cartographie des concentrations.

La concentration sur le site localisé à Tournefeuille (site n°61) paraît élevée par rapport à celles relevées sur cette commune à l'occasion d'autres campagnes de mesures. Ce site sera à nouveau instrumenté lors de la campagne de 2024 pour vérifier la fiabilité de la concentration mesurée.

Seul un site situé à l'Est de l'agglomération en milieu rural (site n°21) présente une concentration modélisée plus élevée que la concentration mesurée. S'agissant d'un faible niveau de concentration mesurée (moins de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), l'écart absolu est tout à fait acceptable au regard des seuils réglementaires.

À faible concentration (inférieur à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), le modèle semble avoir tendance à être moins précis. La continuité de la campagne en 2024 et 2025 permettra de poursuivre la vérification de la justesse d'estimation des concentrations par modélisation.

Ainsi, le modèle simule précisément la majorité des concentrations évaluées via échantillonneurs passifs.

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 présentées précédemment. La méthodologie complète et les critères statistiques utilisés pour valider le modèle à partir des mesures sont détaillés en **Annexe 4**. Les graphes ci-dessous présentent ces caractéristiques par rapport à leur domaine de validité.

**Biais fractionnel (FB)**

Domaine de validité

0,07

Valeur recherchée : 0

-0,4 -0,3 -0,2 -0,1 0 0,1 0,2 0,3 0,4

**Biais moyen géométrique (MG)**

Domaine de validité

1,07

Valeur recherchée : 1

0,5 0,6 0,7 0,8 0,9 1 1,1 1,2 1,3 1,4 1,5

**Erreur quadratique normalisée (NMSE)**

Domaine de validité

0,17

Valeur recherchée : 0

0 0,5 1 1,5 2 2,5 3

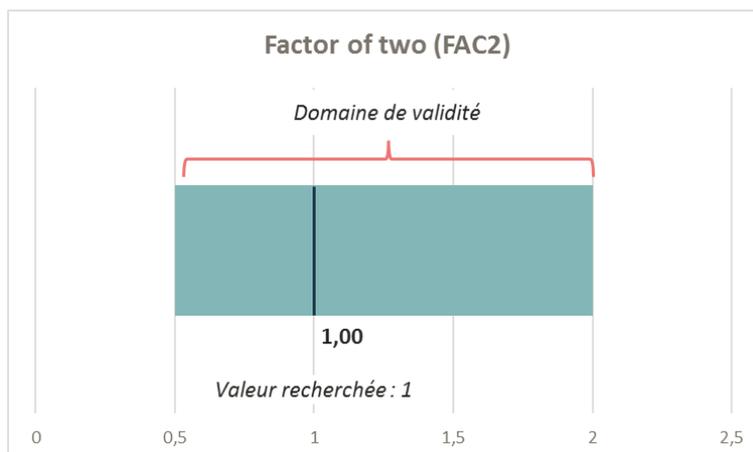
**Variance géométrique (VG)**

Domaine de validité

1,03

Valeur recherchée : 1

0 0,5 1 1,5 2



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*.

## 4. Conclusions

---

Dans le cadre de son partenariat avec Toulouse Métropole, Atmo Occitanie fournit chaque année à l'agglomération une carte de concentration moyenne annuelle de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) permettant d'évaluer la concentration de ce polluant en tout point du territoire et d'estimer la population exposée au dépassement de la valeur réglementaire. **En 2023, entre 1 500 et 3 650 personnes étaient estimées concernées par un dépassement de cette valeur seuil fixée à 40 µg/m<sup>3</sup> pour la protection de la santé.**

Cependant, une révision de la valeur réglementaire au niveau européen et l'actualisation par l'OMS de sa valeur seuil fixée désormais à 10 µg/m<sup>3</sup> pour limiter au mieux les impacts du dioxyde d'azote sur la santé conduisent à une réévaluation des enjeux en termes d'exposition des populations à la pollution de l'air.

C'est dans ce contexte qu'Atmo Occitanie a débuté en 2023 une campagne de trois ans de mesure de NO<sub>2</sub> sur le territoire de l'agglomération toulousaine. Cette campagne s'inscrit dans la stratégie de validation des cartographies mises à disposition sur le territoire.

Ainsi en 2023, **62 environnements ont été étudiés pour mesurer le NO<sub>2</sub>** en différents points de Toulouse Métropole. Ces environnements ont tous présenté des niveaux de concentration en dessous de la valeur limite réglementaire actuelle fixée à 40 µg/m<sup>3</sup>.

Les cartes de concentration sont systématiquement validées par une méthodologie définie au niveau national et européen en les comparant aux mesures *in-situ*. **Au total, 90% des environnements étudiés présentent des résultats en accord avec les données issues de la modélisation** ; notamment les concentrations les plus importantes. De fait, **la cartographie des concentrations du NO<sub>2</sub> sur le territoire de Toulouse Métropole évalue précisément les limites des valeurs réglementaires et l'exposition de la population exposée sur ce même territoire** au-delà des valeurs réglementaires et de référence.

Cette stratégie de validation des cartes de concentration continuera en 2024 et 2025 grâce à l'évaluation de nouveaux environnements sur le reste du territoire de Toulouse Métropole. La continuité de cette campagne permettra de garantir une évaluation de l'exposition de la population conforme aux exigences réglementaires et normatives.

# TABLE DES ANNEXES

---

**ANNEXE 1 : ORIGINES ET EFFETS DU DIOXYDE D'AZOTE**

**ANNEXE 2 : RESULTATS DE LA CAMPAGNE DE MESURES 2023**

**ANNEXE 3 : MÉTHODOLOGIE DE LA MODÉLISATION ET DE LA CARTOGRAPHIE**

**ANNEXE 4 : MÉTHODOLOGIE DE 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 (NO<sub>2</sub>). Toute combustion génère donc du NO et du NO<sub>2</sub>, c'est pourquoi ils sont habituellement regroupés sous le terme d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>).

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/m<sup>3</sup>, 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

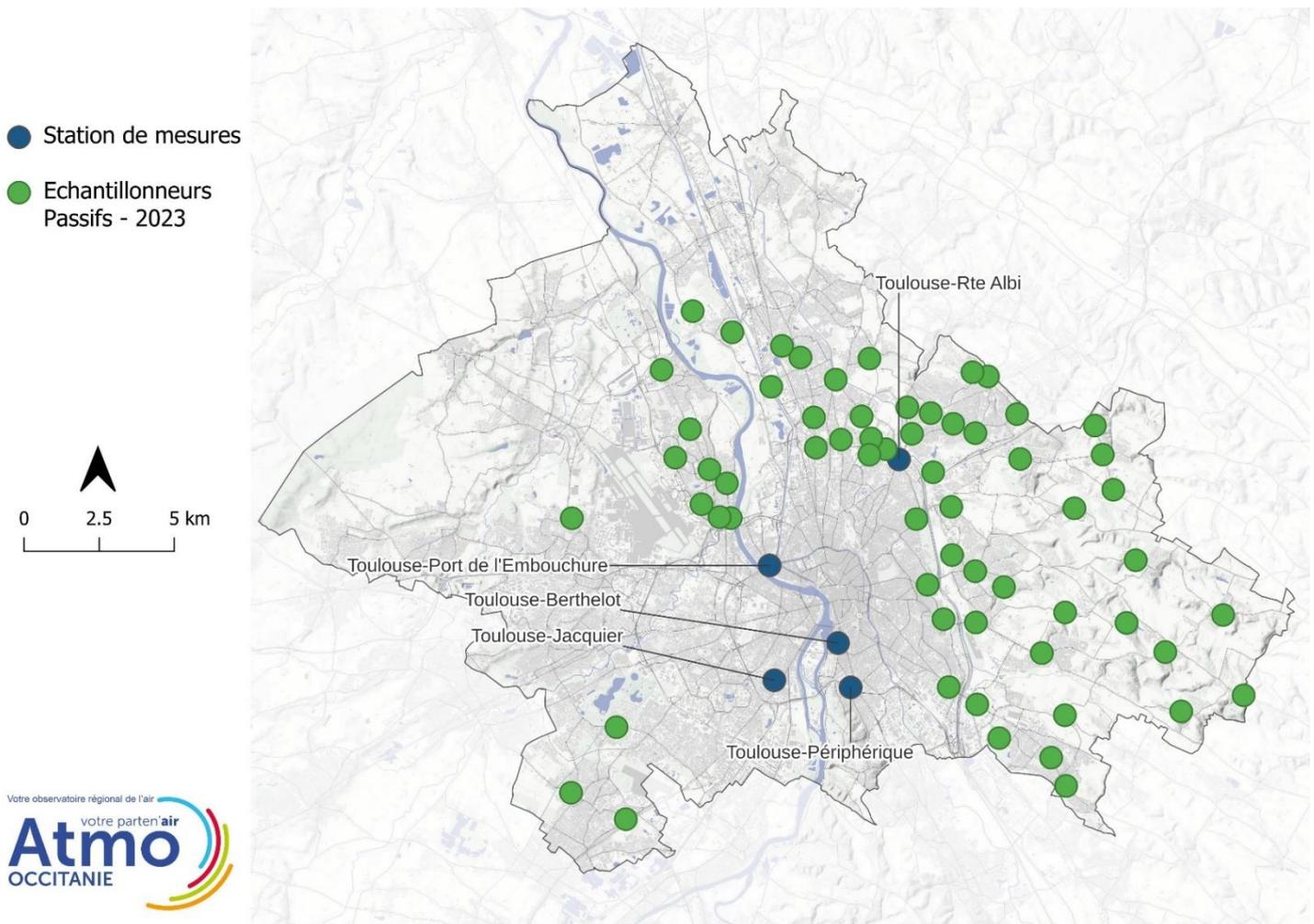
Le NO<sub>2</sub> participe aux phénomènes des pluies acides, à la formation de l'ozone troposphérique, dont il est l'un des précurseurs, à l'atteinte de la couche d'ozone stratosphérique et à l'effet de serre. Associés aux composés organiques volatils (COV), et sous l'effet du rayonnement solaire, les 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 2023

Atmo Occitanie s'est appuyé sur des échantillonneurs passifs pour mesurer le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) en différents sites de Toulouse Métropole. Ainsi, Atmo Occitanie a instrumenté 62 environnements du 12 octobre au 08 novembre 2023.

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 NO<sub>2</sub> adaptés statistiquement sur l'année 2023 ont été comparées à :

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



Valeur réglementaire

Territoire de Toulouse Métropole -  
Année 2023

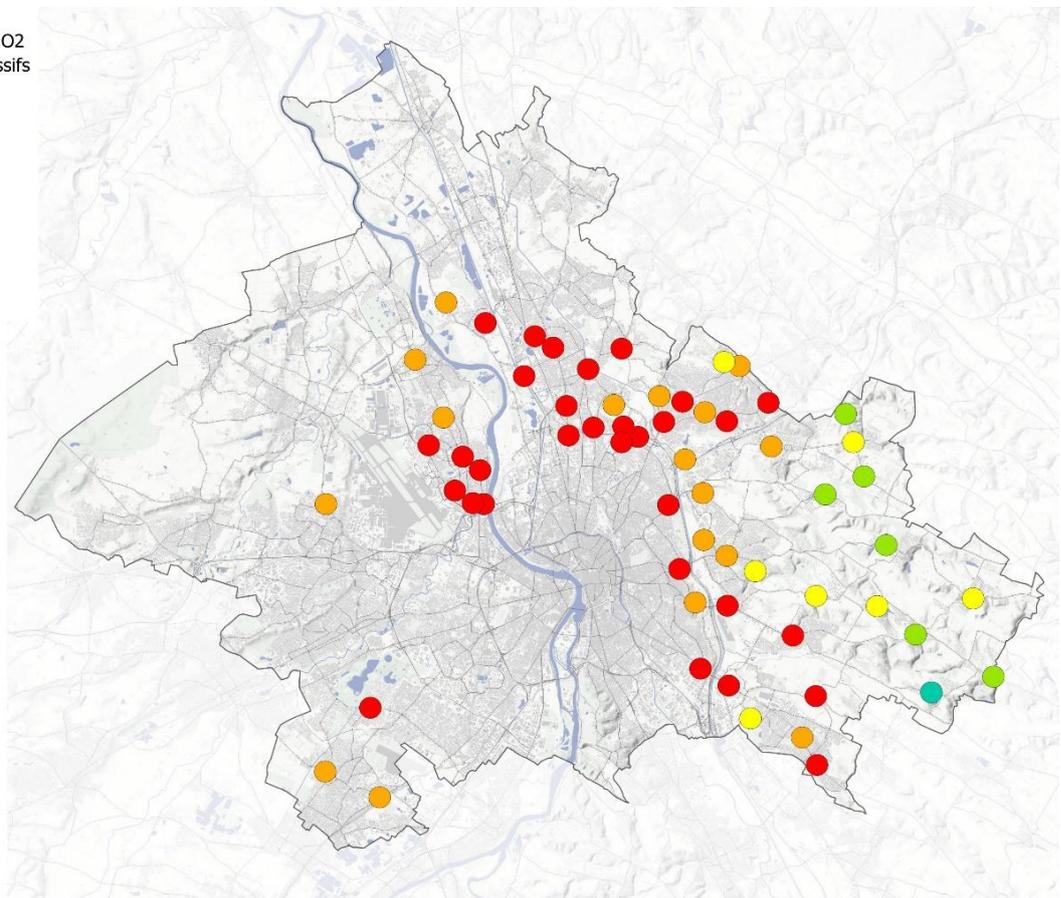
Exposition de longue durée	Valeur limite réglementation en vigueur	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle	Entre 8 et 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Exposition de longue durée	Valeur limite réglementation européenne	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle	Entre 8 et 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Exposition de longue durée	Valeur limite OMS	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle	Entre 8 et 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Sur le territoire de Toulouse Métropole, les concentrations annuelles en  $\text{NO}_2$  varient fortement en fonction de l'environnement. Ainsi, en zone périurbaine, 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.

## Concentrations annuelles 2023 mesurées dans l'environnement des sites

Concentration moyenne en  $\text{NO}_2$   
( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) Echantillonneurs Passifs  
2023

- > 40
- 20 - 40
- 15 - 20
- 10 - 15
- 8 - 10
- 0 - 8

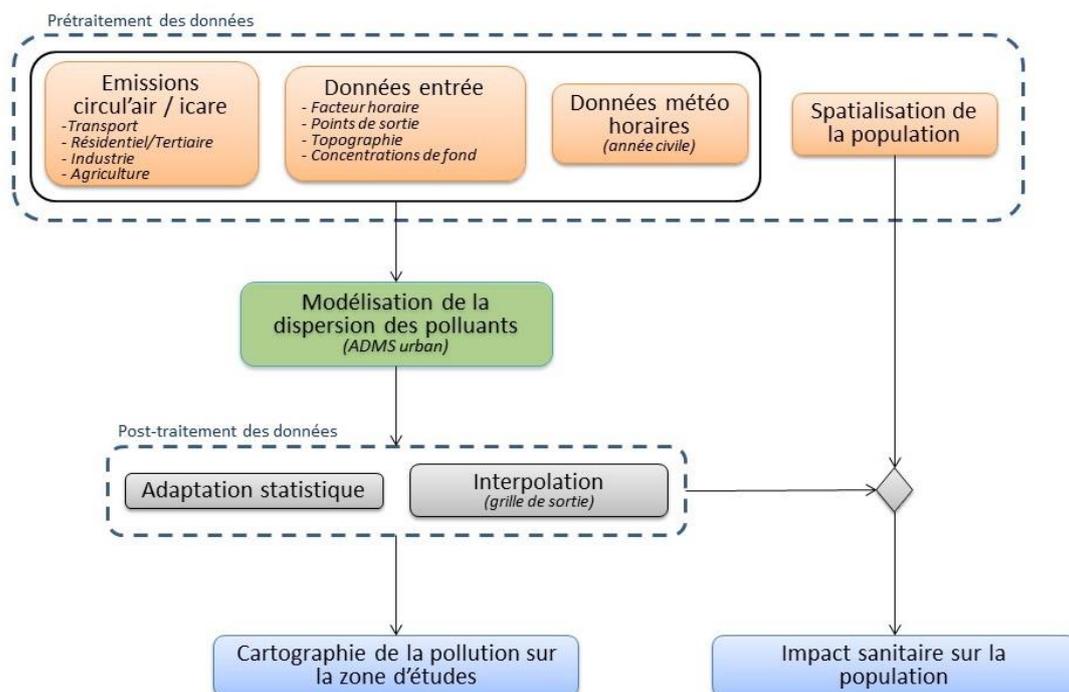


# ANNEXE 3 : MÉTHODOLOGIE DE LA MODÉLISATION ET DE LA CARTOGRAPHIE

## 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 NO<sub>2</sub> en sortie des pots d'échappement. L'estimation des concentrations en dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) 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.

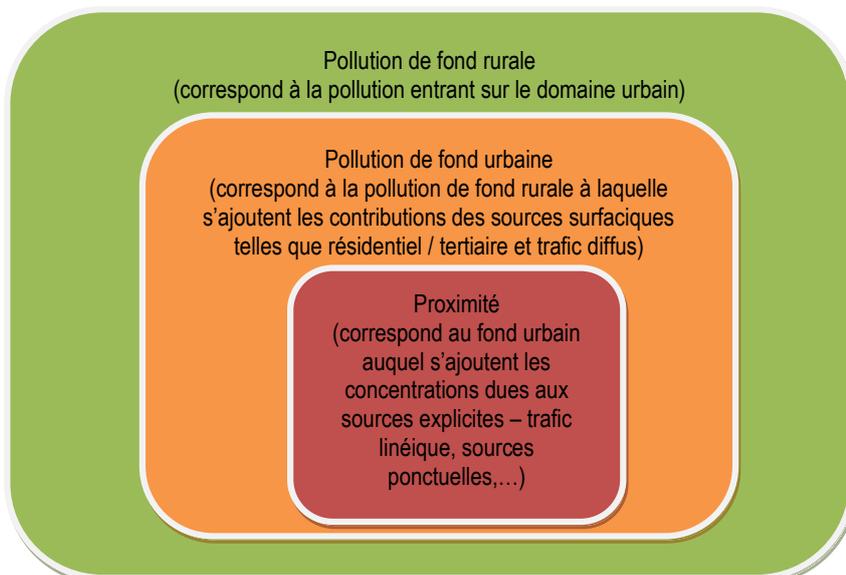
Un facteur horaire constant est utilisé pour le secteur industriel.

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 spatialisées 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 dispersion de la pollution sont obtenues en géo référençant l'interpolation des données décrites précédemment avec un Système d'Information Géographique (SIG).

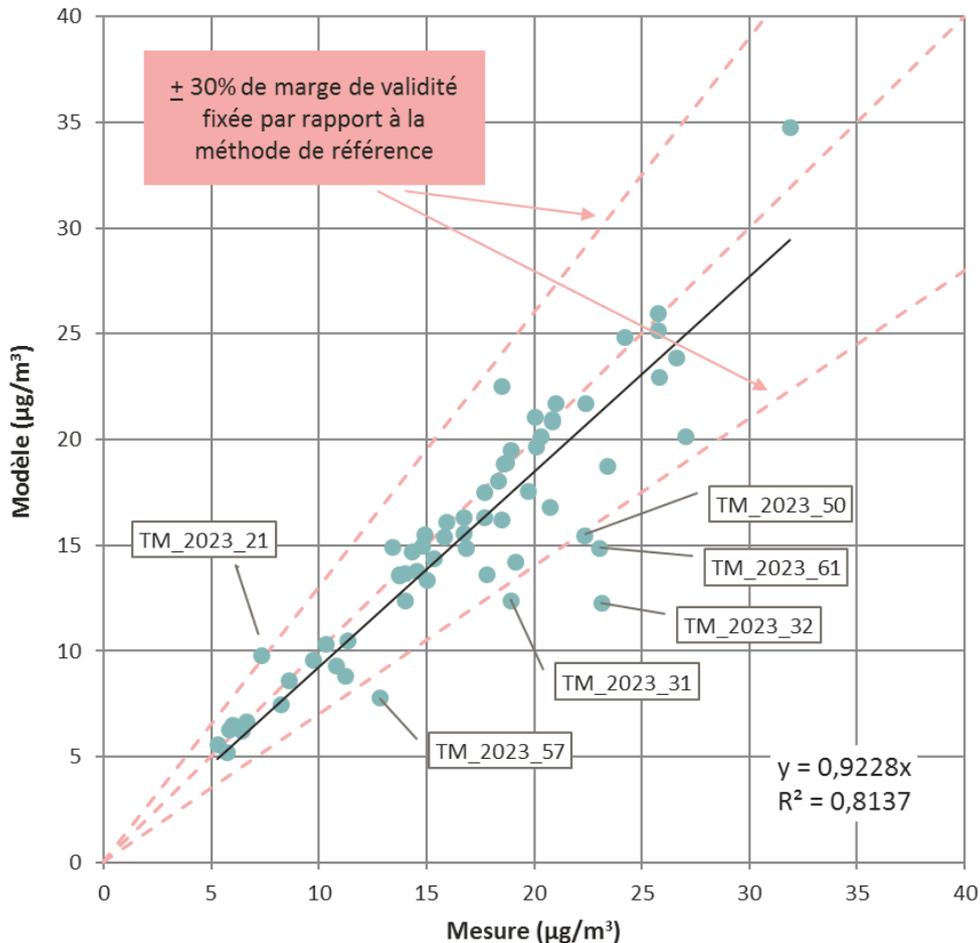
Les cartes issues du SIG permettent de suivre l'évolution de la pollution sur une zone donnée en comparant les cartes sur plusieurs années.

### 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.

## ANNEXE 4 : 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'air<sup>3</sup>.

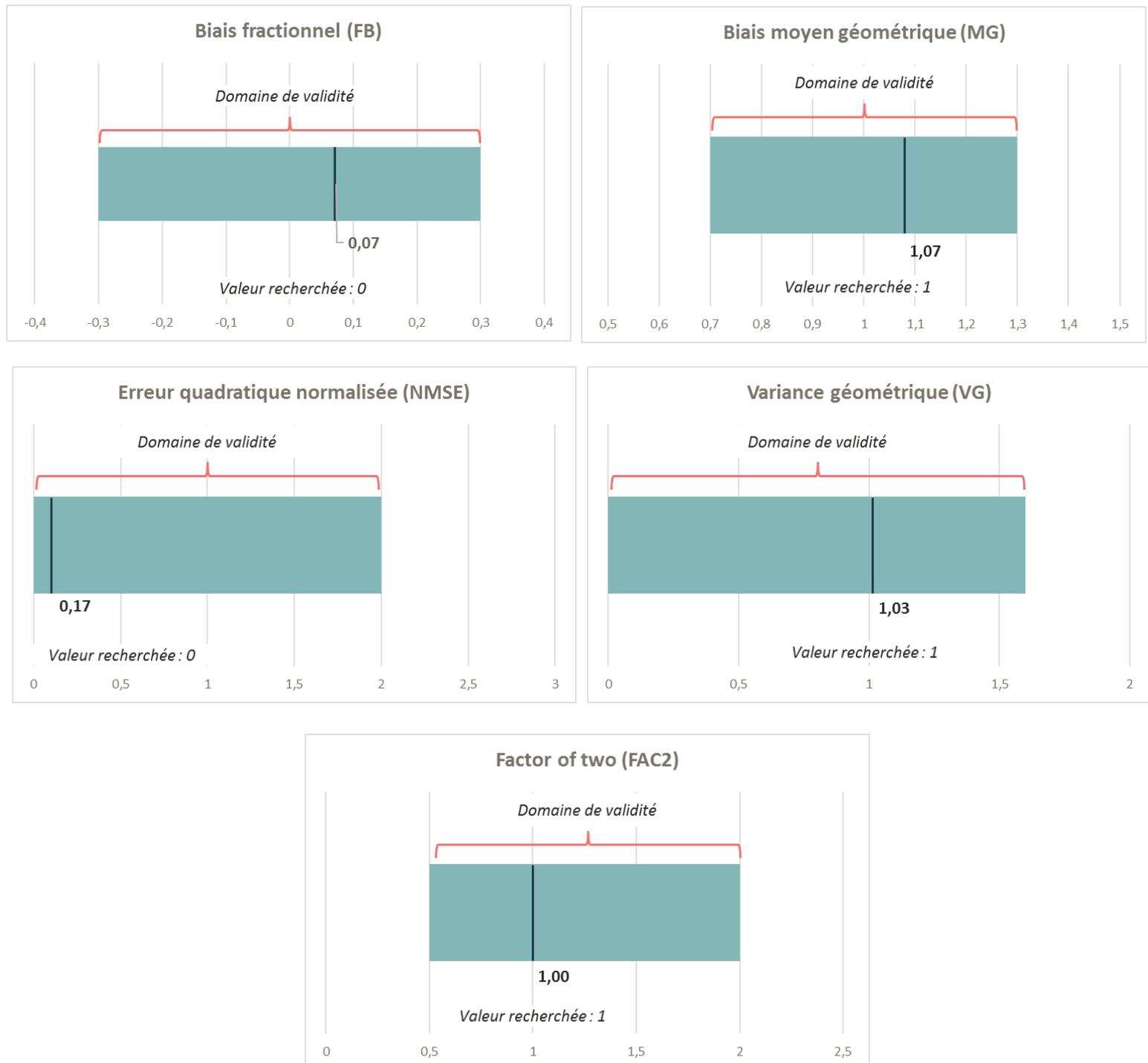


Dans le tableau ci-après, nous indiquons les performances statistiques du modèle relativement aux concentrations moyennes sur la période en NO<sub>2</sub> modélisées et observées sur le domaine d'études.

Indicateurs statistiques	Modèle 2022	Caractéristiques d'un modèle performant
<b>FB</b>	0,2	-0,3 < FB < 0,3
<b>MG</b>	1,26	-0,7 < MG < 1,3
<b>NMSE</b>	0,27	NMSE <=2
<b>VG</b>	1,11	VG < 1,6
<b>FAC2</b>	0,97	FAC2 > 0,5
<b>r</b>	0,69	R=1

<sup>3</sup> J.C Chang and S. R Hanna : Air quality model performance evaluation, Meteorology and Atmospheric Physics 87, 167–196 (2004)

Les graphes ci-dessous présentent ces caractéristiques par rapport à leur domaine de validité.



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, **82%** 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 NO<sub>2</sub>, l'erreur sur la moyenne annuelle doit être inférieure à ±30 % sur les sites de fond (sites en bleu sur le graphe). Cette incertitude est représentée par les lignes dorées sur le graphe.

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**

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

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**

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

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

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

## **R : Coefficient de corrélation linéaire**

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  $x_i = a \cdot x_i + b$  (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".

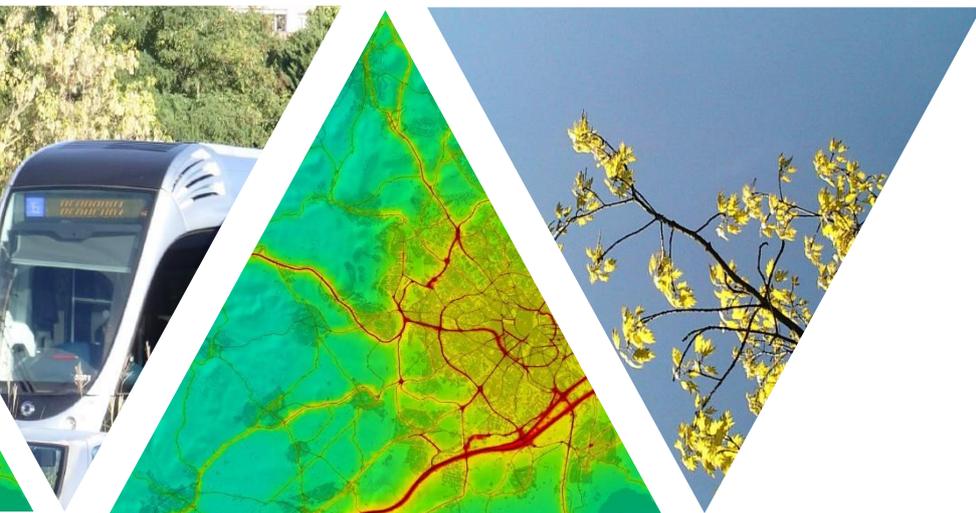
Valeur recherchée : 1 ou -1 (une valeur proche de -1 dénote toutefois un comportement étrange du modèle mais démontre sa bonne capacité de prévision moyennant une correction simple. Ce genre de cas met souvent en évidence une erreur grossière et facilement corrigable au sein du modèle, ou dans le traitement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