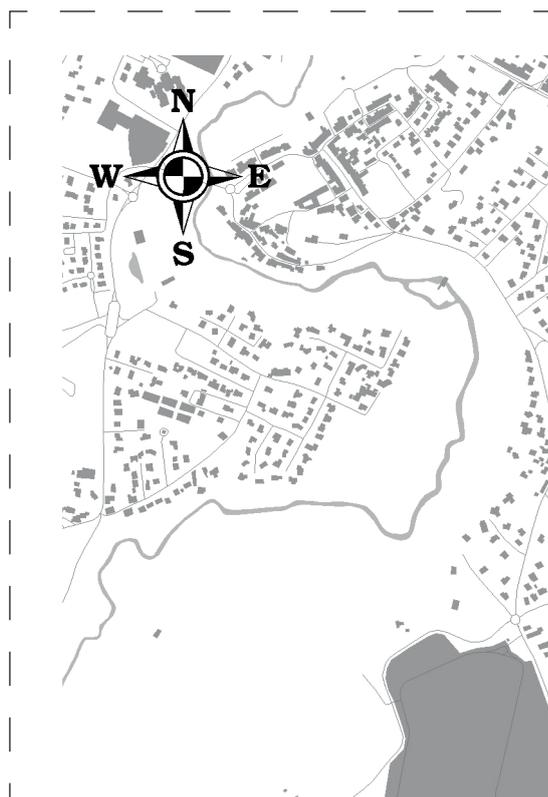




**ORAMIP**  
OBSERVATOIRE RÉGIONAL  
DE L'AIR EN MIDI-PYRÉNÉES  
Atmo Midi-Pyrénées

# RAPPORT D'ÉTUDE ÉDITION 2016

## ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR DANS L'ENVIRONNEMENT DU CENTRE LOGISTIQUE AIRLOG - AIRBUS



**Atmo Midi-Pyrénées - ORAMIP**

19 avenue Clément Ader

31770 COLOMIERS

Tél : 05 61 15 42 46

[contact@oramip.org](mailto:contact@oramip.org) - <http://oramip.atmo-midipyrenees.org>

## CONDITIONS DE DIFFUSION

ORAMIP Atmo - Midi-Pyrénées, est une association de type loi 1901 agréée par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable des Transports et du Logement (décret 98-361 du 6 mai 1998) pour assurer la surveillance de la qualité de l'air sur le territoire de Midi-Pyrénées. ORAMIP Atmo-Midi-Pyrénées fait partie 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.

ORAMIP Atmo-Midi-Pyrénées met à disposition les informations issues de ses différentes études et garantit la transparence de l'information sur le résultat de ses travaux. A ce titre, les rapports d'études sont librement accessibles sur le site <http://oramip.atmo-midipyrenees.org>.

Les données contenues dans ce document restent la propriété intellectuelle de ORAMIP Atmo-Midi-Pyrénées. Toute utilisation partielle ou totale de données ou d'un document (extrait de texte, graphiques, tableaux, ...) doit obligatoirement faire référence à ORAMIP Atmo-Midi-Pyrénées.

Les données ne sont pas rediffusées en cas de modification ultérieure.

Par ailleurs, ORAMIP Atmo-Midi-Pyrénées 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 l'ORAMIP : depuis le formulaire de contact sur le site <http://oramip.atmo-midipyrenees.org>  
par mail : [contact@oramip.org](mailto:contact@oramip.org)  
par téléphone : 05.61.15.42.46

## SOMMAIRE

UNE ÉTUDE POUR ÉVALUER LA QUALITÉ DE L'AIR DANS L'ENVIRONNEMENT DU CENTRE LOGISTIQUE AIRLOG .....	4
SYNTHÈSE DE L'ÉTUDE D'ÉVALUATION .....	5
ÉVALUATION DES NIVEAUX DE POLLUTION .....	7
UNE CONTRIBUTION LIMITÉE AUX ÉMISSIONS DU TERRITOIRE .....	13
UN EXCÈS FAIBLE DE CONCENTRATION DUE À L'EXTENSION D'AIRLOG.....	13
ANNEXE I : CARTES DE POLLUTION ET DE VARIATION DES CONCENTRATIONS ENTRE LES DEUX PHASES .....	14
Dioxyde d'azote .....	14
Particules de diamètre inférieur à 10 µm .....	17
Particules de diamètre inférieur à 2,5 µm .....	20
ANNEXE II : DISPOSITIF DE MESURE.....	23
ANNEXE III : NOTES MÉTHODOLOGIQUES.....	27
ANNEXE IV : GÉNÉRALITÉS SUR LES POLLUANTS ETUDIÉS .....	37

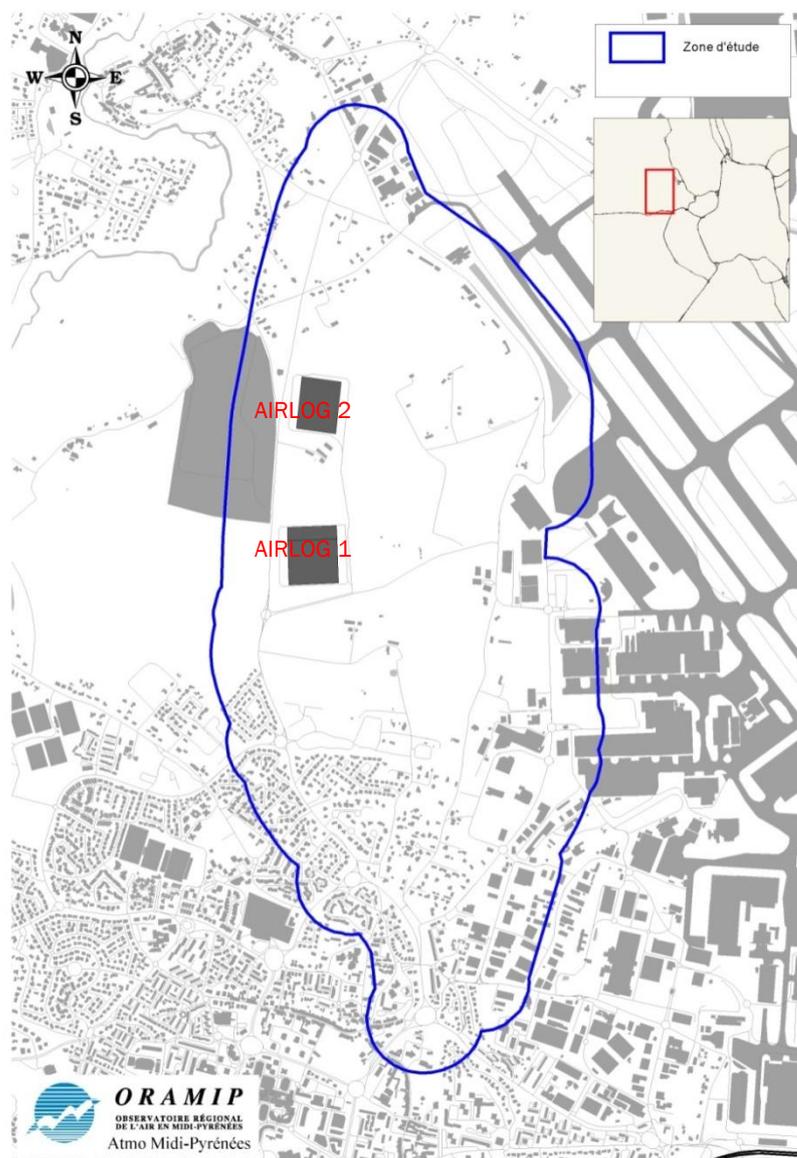
## UNE ÉTUDE POUR ÉVALUER LA QUALITÉ DE L'AIR DANS L'ENVIRONNEMENT DU CENTRE LOGISTIQUE AIRLOG

Depuis 2014, le groupe Kuehne+Nagel exploite pour Airbus un entrepôt de stockage et de préparation de pièces aéronautiques baptisé AIRLOG 1 sur la zone "Barquil" située sur la commune de Cornebarrieu en bordure de la route départementale 63. Dans le cadre du développement de son activité, AIRBUS a décidé de renforcer ce dispositif de logistique industrielle avec :

- une extension d'AIRLOG 1 dont la mise en service est prévue en mars 2017,
- un second hub prévu sur le même site (AIRLOG 2) dont la mise en service est prévue en 2018.

Lors de l'enquête publique, le commissaire enquêteur s'est interrogé sur l'impact sur les particules PM<sub>2,5</sub> de l'augmentation du trafic routier lié à la création et à l'extension du hub logistique AIRLOG.

L'ORAMIP a donc été sollicité pour évaluer la qualité de l'air dans l'environnement d'AIRLOG avant et après mise en service de l'extension d'Airlog I et d'Airlog II, pour pouvoir mesurer l'impact à posteriori de cette opération.



Carte 1 : Domaine d'étude pris en compte autour d'AIRLOG

L'évaluation est menée sur un domaine d'étude prenant en compte les voies de circulation impactées par le trafic routier induit par AIRLOG. Une distance de 200 mètres aux voies a été définie. Elle correspond à la distance nécessaire pour que l'influence du trafic sur la qualité de l'air disparaisse en bordure du périphérique toulousain.

Ce domaine d'étude est adapté à l'étude de l'influence du projet sur la pollution atmosphérique locale.

Ce domaine d'étude a fait l'objet d'un inventaire des émissions de polluants, de mesures sur plusieurs sites et d'une modélisation de la dispersion des polluants pour 2015 et 2018.

Deux types de sites sont étudiés :

- les sites en **proximité trafic**, afin d'estimer les niveaux maximaux auxquels sont soumises les personnes à proximité d'axes de circulation,
- les sites de **fond urbain**, représentatifs de la pollution respirée par la majorité de la population.

Le dispositif de mesure est détaillé en **Annexe II**. Les méthodologies d'adaptation statistique des mesures, d'inventaire des sources de pollution, de modélisation et de validation du modèle sont décrites dans l'**Annexe III**.

Les **polluants** évalués sont les principaux indicateurs du trafic routier. Leurs sources d'émissions, leurs effets sur la santé et sur l'environnement sont décrits en **Annexe IV**.

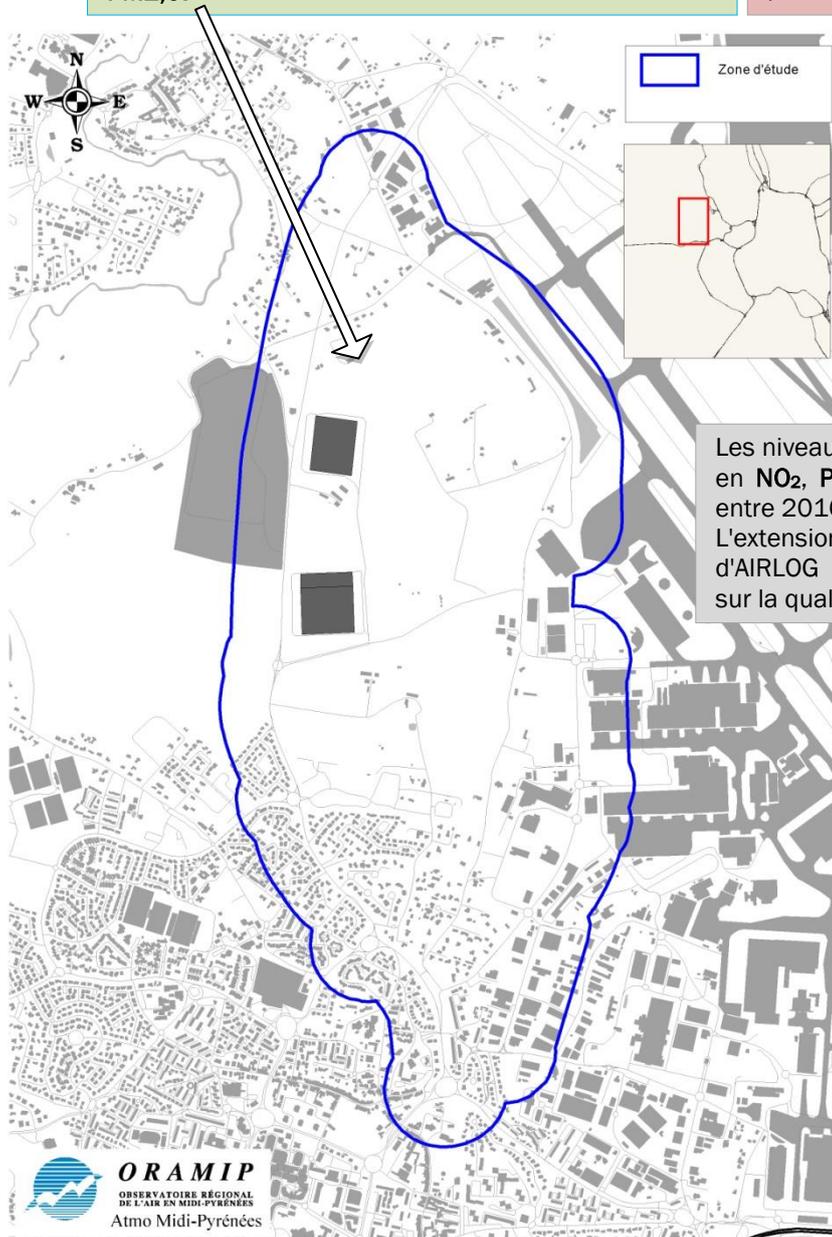
Polluants atmosphériques	Symbole
Dioxyde d'azote	NO <sub>2</sub>
Particules de diamètre inférieur à 10 µm	PM10
Particules de diamètre inférieur à 2,5 µm	PM <sub>2,5</sub>

## SYNTHÈSE DE L'ÉTUDE D'ÉVALUATION

Comparaison  
à la réglementation  
2015 - 2018

Sur tout le domaine d'études, les valeurs réglementaires sont respectées pour le **NO<sub>2</sub>** et les **PM<sub>10</sub>**.  
Les valeurs cible et limite sont respectées pour les **PM<sub>2,5</sub>**.

Dans l'ensemble du domaine d'études, comme sur le reste de l'agglomération toulousaine, les niveaux en **PM<sub>2,5</sub>** ne respectent pas l'objectif de qualité.



Évolution des niveaux  
entre 2015 et 2018

Les niveaux de pollution en fond urbain en **NO<sub>2</sub>**, **PM<sub>10</sub>** et **PM<sub>2,5</sub>** sont stables entre 2016 et 2018.  
L'extension d'AIRLOG 1 et la création d'AIRLOG 2 ont un impact très limité sur la qualité de l'air de la zone.

Carte 2 : Domaine d'étude pris en compte autour d'AIRLOG

### Objectif de qualité

Niveau de concentration à atteindre à long terme, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble

### Valeur cible

Niveau fixé afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou sur l'environnement, à atteindre dans la mesure du possible sur une période donnée.

### Valeur limite

Niveau fixé sur la base des connaissances scientifiques afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou sur l'environnement, à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser une fois atteint.

DIOXYDE D'AZOTE					
	Respect de la réglementation		Environnement <u>trafic</u> sur le domaine d'études	Environnement <u>urbain</u> sur le domaine d'études	Evolution des niveaux
	Valeur limite en moyenne annuelle 40 µg/m <sup>3</sup>	Valeur limite 18 dépassements par an de 200 µg/m <sup>3</sup> en concentration horaire			Environnement <u>Trafic et urbain</u>
<b>2018</b>	OUI	OUI	En moyenne 19 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 16 et 31 µg/m <sup>3</sup> ) 0 dépassement de 200 µg/m <sup>3</sup> en concentration horaire	En moyenne 17 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 16 et 27 µg/m <sup>3</sup> )	2018 ≈ 2015
<b>2015</b>	OUI	OUI	En moyenne 19 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 16 et 30 µg/m <sup>3</sup> ) 0 dépassement de 200 µg/m <sup>3</sup> en concentration horaire	En moyenne 17 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 16 et 26 µg/m <sup>3</sup> )	

PARTICULES DE DIAMETRE INFÉRIEUR A 10 µm						
	Objectif de qualité en moyenne annuelle 30 µg/m <sup>3</sup>	Valeur limite en moyenne annuelle 40 µg/m <sup>3</sup>	Valeur limite 35 dépassements par an de 50 µg/m <sup>3</sup> en concentration journalière	Environnement <u>trafic</u> sur le domaine d'études	Environnement <u>urbain</u> sur le domaine d'études	Evolution des niveaux
						Environnement <u>Trafic et urbain</u>
<b>2018</b>	OUI	OUI	OUI	En moyenne 19 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 18 et 24 µg/m <sup>3</sup> ) 0 dépassement de 50 µg/m <sup>3</sup> en concentration journalière	En moyenne 18 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 18 et 22 µg/m <sup>3</sup> )	2018 ≈ 2015
<b>2015</b>	OUI	OUI	OUI	En moyenne 19 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant 18 et 24 µg/m <sup>3</sup> ) 0 dépassement de 50 µg/m <sup>3</sup> en concentration journalière	En moyenne 18 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 18 et 22 µg/m <sup>3</sup> )	

PARTICULES DE DIAMETRE INFÉRIEUR A 2,5 µm						
	Objectif de qualité en moyenne annuelle 10 µg/m <sup>3</sup>	Valeur cible en moyenne annuelle 20 µg/m <sup>3</sup>	Valeur limite en moyenne annuelle 25 µg/m <sup>3</sup>	Environnement <u>trafic</u> sur le domaine d'études	Environnement <u>urbain</u> sur le domaine d'études	Evolution des niveaux
						Environnement <u>Trafic et urbain</u>
<b>2018</b>	NON (Comme sur l'ensemble de l'agglo. toulousaine)	OUI	OUI	En moyenne 11 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 10 et 14 µg/m <sup>3</sup> )	En moyenne 10 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 10 et 13 µg/m <sup>3</sup> )	2018 ≈ 2015
<b>2015</b>	NON (Comme sur l'ensemble de l'agglo. toulousaine)	OUI	OUI	En moyenne 11 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 10 et 14 µg/m <sup>3</sup> )	En moyenne 10 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 10 et 13 µg/m <sup>3</sup> )	

µg/m<sup>3</sup> : microgramme par mètre cube

## ÉVALUATION DES NIVEAUX DE POLLUTION

### Impact limité de la mise en service de l'extension d'AIRLOG 1 et de AIRLOG 2 sur la qualité de l'air environnante

Sur le territoire du PDU,

- 79% des émissions en oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) sont liées au secteur du transport routier (source Act'Air\_V3.1) : les concentrations les plus élevées sont attendues à proximité des routes.
- les émissions de PM10 proviennent à 42% du transport routier et à 38% du secteur résidentiel. Les émissions de PM2,5 proviennent à 37% du transport routier et à 51% du secteur résidentiel (source Act'Air\_V3.1). Les niveaux les plus élevés en

particules sont attendus en proximité trafic dans les zones urbaines

Entre 2015 et 2018, les niveaux de fond urbain en dioxyde d'azote et particules sont stables et inférieurs aux valeurs limites dans le domaine d'étude.

A proximité des axes routiers, les niveaux de pollution en NO<sub>2</sub> et particules augmentent de façon très limitée . **Il semble donc qu'il y ait un impact très limité des mises en service de l'extension d'AIRLOG 1 et d'AIRLOG 2 sur la qualité de l'air du domaine d'étude.**

#### Hausse très limitée des niveaux

En bordure des routes, les niveaux de polluants augmentent très légèrement :

+ 0.8 µg/m<sup>3</sup> au maximum pour le NO<sub>2</sub>

+ 0.6 µg/m<sup>3</sup> au maximum pour les PM10

+0.4 µg/m<sup>3</sup> au maximum pour les PM2,5

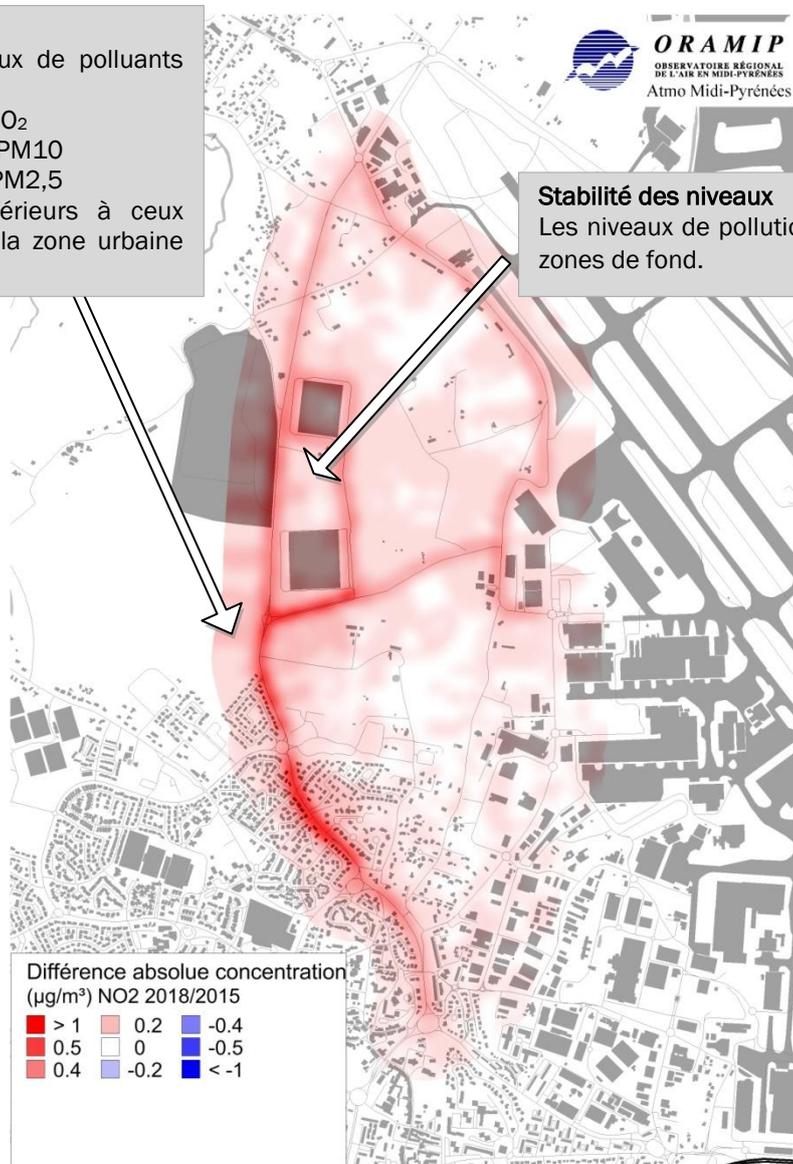
Ces niveaux sont nettement inférieurs à ceux mesurés en proximité trafic dans la zone urbaine toulousaine.



**ORAMIP**  
OBSERVATOIRE RÉGIONAL  
DE L'AIR EN MIDI-PYRÉNÉES  
Atmo Midi-Pyrénées

#### Stabilité des niveaux

Les niveaux de pollution sont stables en zones de fond.



Carte 3 : Évolution des concentrations moyennes annuelles en NO<sub>2</sub> dans la bande d'étude, entre 2015 et 2018

## Respect des réglementations pour le NO<sub>2</sub> et les PM<sub>10</sub>

Nous indiquons ici la carte de distribution des concentrations en NO<sub>2</sub> pour l'année 2018, la carte de distribution des concentrations en NO<sub>2</sub> pour l'année 2015 étant sensiblement identique. Cette dernière ainsi

que les cartes de distribution obtenues pour les PM<sub>10</sub> sont consultable en **Annexe II**.



Carte 4 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en NO<sub>2</sub> dans la bande d'étude, 2018

**ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR DANS L'ENVIRONNEMENT DU CENTRE LOGISTIQUE AIRLOG**

En 2015 et en 2018, toutes les réglementations sont respectées pour le NO<sub>2</sub> et les PM10 sur l'ensemble du domaine d'étude.

<b>DIOXYDE D'AZOTE</b>					
	<b>Respect de la réglementation</b>		<b>Environnement <u>trafic</u> sur le domaine d'études</b>	<b>Environnement <u>urbain</u> sur le domaine d'études</b>	<b>Evolution des niveaux</b>
	<b>Valeur limite en moyenne annuelle 40 µg/m<sup>3</sup></b>	<b>Valeur limite 18 dépassements par an de 200 µg/m<sup>3</sup> en concentration horaire</b>			<b>Environnement <u>Trafic et urbain</u></b>
	<b>2018</b>	<b>OUI</b>	<b>OUI</b>	En moyenne 19 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 16 et 31 µg/m <sup>3</sup> ) 0 dépassement de 200 µg/m <sup>3</sup> en concentration horaire	En moyenne 17 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 16 et 27 µg/m <sup>3</sup> )
<b>2015</b>	<b>OUI</b>	<b>OUI</b>	En moyenne 19 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 16 et 30 µg/m <sup>3</sup> ) 0 dépassement de 200 µg/m <sup>3</sup> en concentration horaire	En moyenne 17 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 16 et 26 µg/m <sup>3</sup> )	

µg/m<sup>3</sup> : microgramme par mètre cube

<b>PARTICULES DE DIAMETRE INFÉRIEUR A 10 µm</b>						
	<b>Objectif de qualité en moyenne annuelle 30 µg/m<sup>3</sup></b>	<b>Valeur limite en moyenne annuelle 40 µg/m<sup>3</sup></b>	<b>Valeur limite 35 dépassements par an de 50 µg/m<sup>3</sup> en concentration journalière</b>	<b>Environnement <u>trafic</u> sur le domaine d'études</b>	<b>Environnement <u>urbain</u> sur le domaine d'études</b>	<b>Evolution des niveaux</b>
						<b>Environnement <u>Trafic et urbain</u></b>
	<b>2018</b>	<b>OUI</b>	<b>OUI</b>	<b>OUI</b>	En moyenne 19 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 18 et 24 µg/m <sup>3</sup> ) 0 dépassement de 50 µg/m <sup>3</sup> en concentration journalière	En moyenne 18 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 18 et 22 µg/m <sup>3</sup> )
<b>2015</b>	<b>OUI</b>	<b>OUI</b>	<b>OUI</b>	En moyenne 19 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant 18 et 24 µg/m <sup>3</sup> ) 0 dépassement de 50 µg/m <sup>3</sup> en concentration journalière	En moyenne 18 µg/m <sup>3</sup> (niveaux variant entre 18 et 22 µg/m <sup>3</sup> )	

µg/m<sup>3</sup> : microgramme par mètre cube

## Objectif de qualité atteint pour les PM2.5

Nous indiquons ici la carte de distribution des concentrations en PM<sub>2,5</sub> pour l'année 2018, la carte de distribution des concentrations en PM<sub>2,5</sub> pour l'année 2015 étant sensiblement identique.



Carte 5 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en PM<sub>2,5</sub> dans la bande d'étude, 2018

En 2015 et en 2018, les concentrations en particules fines (PM2,5) sur l'ensemble du domaine d'étude dépassent l'objectif de qualité et respecte les autres valeurs réglementaires.

PM2,5	PARTICULES DE DIAMETRE INFERIEUR A 2,5 µm					
	Objectif de qualité en moyenne annuelle 10 µg/m³	Valeur cible en moyenne annuelle 20 µg/m³	Valeur limite en moyenne annuelle 25 µg/m³	Environnement <u>trafic</u> sur le domaine d'études	Environnement <u>urbain</u> sur le domaine d'études	Evolution des niveaux Environnement <u>Trafic et urbain</u>
<b>2018</b>	<b>NON</b> (Comme sur l'ensemble de l'agglo. toulousaine)	OUI	OUI	En moyenne 11 µg/m³ (niveaux variant entre 10 et 14 µg/m³)	En moyenne 10 µg/m³ (niveaux variant entre 10 et 13 µg/m³)	2018 ≈ 2015
<b>2015</b>	<b>NON</b> (Comme sur l'ensemble de l'agglo. toulousaine)	OUI	OUI	En moyenne 11 µg/m³ (niveaux variant entre 10 et 14 µg/m³)	En moyenne 10 µg/m³ (niveaux variant entre 10 et 13 µg/m³)	

### Des concentrations inférieures à celles relevées sur le reste de l'agglomération toulousaine

En 2015, les niveaux mesurés en NO<sub>2</sub> et particules PM10 et PM2,5 en fond urbain et à proximité du trafic

sur le domaine d'étude sont inférieurs à ceux mesurés sur le reste de l'agglomération toulousaine.

 <b>NO<sub>2</sub></b>	 Domaine d'études AIRLOG Environnement urbain	 Domaine d'études AIRLOG Environnement trafic	 Agglo. toulousaine Environnement urbain	 Agglo. toulousaine Environnement trafic
	Année 2015 concentration moyenne 17 µg/m³	19 µg/m³	20 µg/m³	59 µg/m³
 <b>PM10</b>	 Domaine d'études AIRLOG Environnement urbain	 Domaine d'études AIRLOG Environnement trafic	 Agglo. toulousaine Environnement urbain	 Agglo. toulousaine Environnement trafic
	Année 2015 concentration moyenne 18 µg/m³	19 µg/m³	20 µg/m³	59 µg/m³
 <b>PM2,5</b>	 Domaine d'études AIRLOG Environnement urbain	 Domaine d'études AIRLOG Environnement trafic	 Agglo. toulousaine Environnement urbain	 Agglo. toulousaine Environnement trafic
	Année 2015 concentration moyenne 10 µg/m³	11 µg/m³	12 µg/m³	14 µg/m³

## Conclusions

Impact limité sur la qualité de l'air en 2015 comme en 2018.

NO<sub>2</sub> et PM<sub>10</sub> : Valeurs réglementaires respectées sur tout le domaine d'études en 2015 et 2018.

PM<sub>2,5</sub> : objectif de qualité dépassé en 2015 et 2018 comme sur l'ensemble de l'agglomération toulousaine. Autres réglementations respectées.

2018 / 2015

Valeurs limites réglementaires respectées en fond urbain.

Stabilité des niveaux du fond urbain sur le domaine d'études.

Hausse très limitée en bordure des routes.

2015

Niveaux inférieurs à ceux rencontrés sur l'agglomération toulousaine pour le fond urbain et à proximité du trafic.

## UNE CONTRIBUTION LIMITÉE AUX ÉMISSIONS DU TERRITOIRE

L'intégration des émissions du pôle de logistique AIRLOG dans l'inventaire des émissions totales permet de déterminer le poids de cette activité face aux autres secteurs émissifs sur la zone COLOMIERS - CORNEBARRIEU.

En 2015, l'exploitation d'AIRLOG 1 génère **0,6% des émissions de NOx, 0,4 % des émissions de PM10 et 0,3% des émissions de PM2,5** du territoire des communes de Colomiers et Cornebarrieu.

En 2018, l'extension d'AIRLOG 1 et la création d'AIRLOG 2 induisent une hausse de 56% des quantités de polluants émis par l'activité.

Cependant, à l'échelle du territoire des communes de Colomiers et Cornebarrieu, cette hausse des émissions reste faible. **Ainsi, en 2018, l'exploitation d'AIRLOG devrait émettre 0.9% des NOx, 0.7% des PM10 et 0.5% des PM2,5 du territoire.**

## UN EXCÈS FAIBLE DE CONCENTRATION DUE À L'EXTENSION D'AIRLOG

Dans le cadre de l'évaluation quantitative des risques sanitaires liés aux émissions de véhicules, le bureau d'études AECOM a modélisé la concentration de plusieurs polluants en 14 points récepteurs pour 2 scénarii :

- Scénario 1 : Etat initial, comprenant les émissions atmosphériques liées au site AIRLOG1 (incluant l'extension actuellement en cours de construction)
- Scénario 2 : Etat futur, comprenant les émissions atmosphériques liées au site AIRLOG1 (et son extension) plus celles du projet AIRLOG2

Afin de caractériser l'exposition des populations, des sites récepteurs ont été déterminés pour lesquels des concentrations moyennes annuelles ont été modélisés

NOx (assimilé au NO<sub>2</sub>) et PM2,5 (toutes les particules ayant été assimilées à des PM2,5) pour les deux sites récepteurs les plus exposés de l'étude (1 site résidentiel et 1 site professionnel) liés aux émissions supplémentaires dues au trafic lié au projet AIRLOG 2.

Les excès de concentration en particules PM2,5 obtenus sont similaires pour l'ORAMIP et pour le bureau d'études. En revanche, les excès de concentration en NOx fournis par le bureau d'études sont 10 fois plus importants que ceux fournis par l'ORAMIP. Cet écart ne peut être expliqué sans une connaissance approfondie des hypothèses faites par le bureau d'études. **Il semble cependant que les hypothèses retenues étaient majorantes.**

Nous indiquons ci-dessous l'excès de concentration modélisée par le bureau d'études (BE) et par l'ORAMIP en

Scénario 2 (État futur) - Scénario 1 (État Initial)					
Excès de concentration en moyenne annuelle en µg/m <sup>3</sup>					
	Récepteur résidentiel		Récepteur professionnel		Habitation la plus exposée dans l'environnement d'AIRLOG
	BE	ORAMIP	BE	ORAMIP	ORAMIP
NOx	3.81	0.3	2.1	0.4	0.5
PM2,5	0.14	0.1	0.08	0.1	0.0

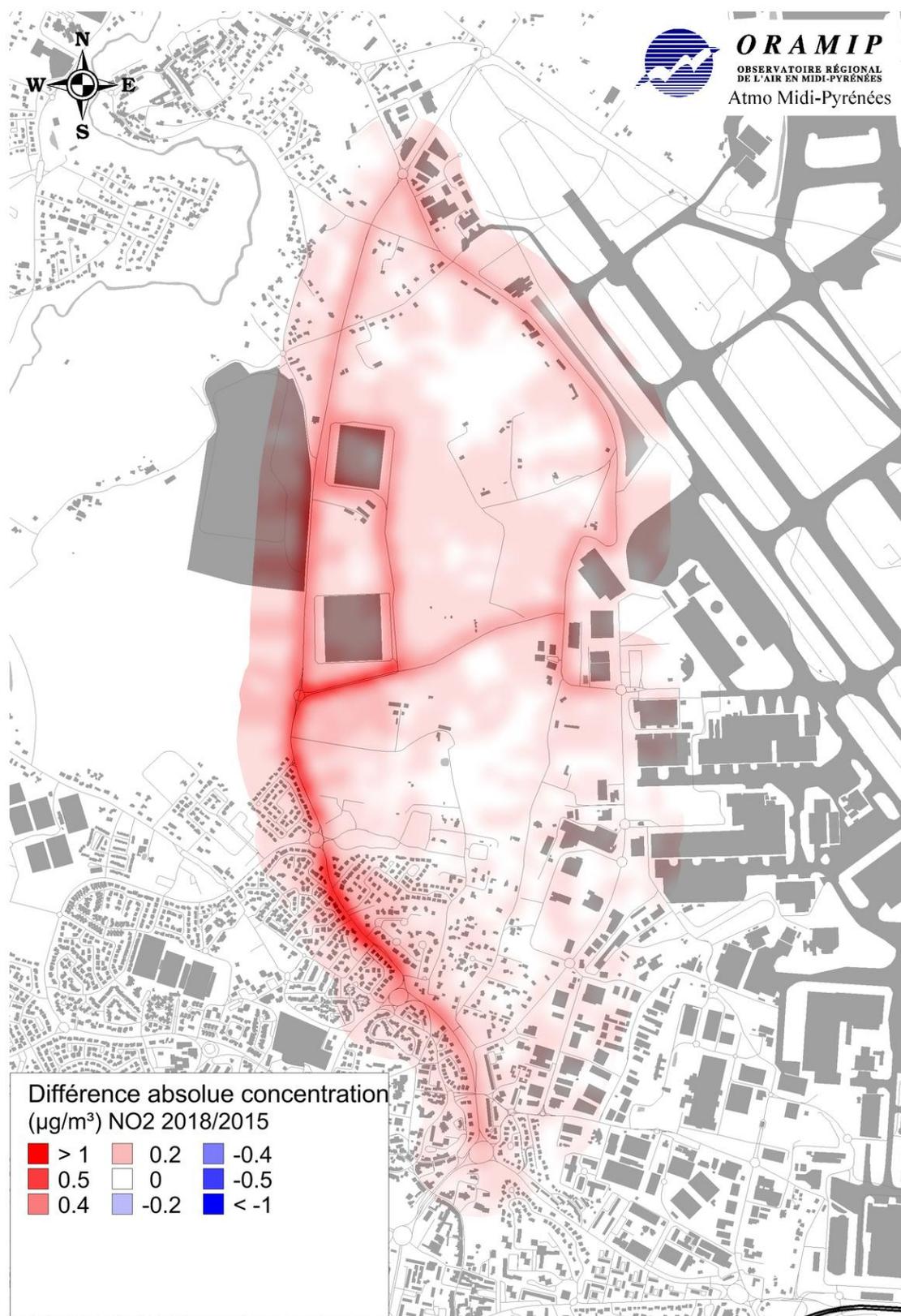
# ANNEXE I : CARTES DE POLLUTION ET DE VARIATION DES CONCENTRATIONS ENTRE LES DEUX PHASES Dioxyde d'azote



Carte 6 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en NO<sub>2</sub> dans le domaine d'étude, 2015



Carte 7 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en NO<sub>2</sub> dans le domaine d'étude, 2018



Carte 8 : Évolution des concentrations moyennes annuelles en NO<sub>2</sub> sur le domaine d'étude, entre 2015 et 2018

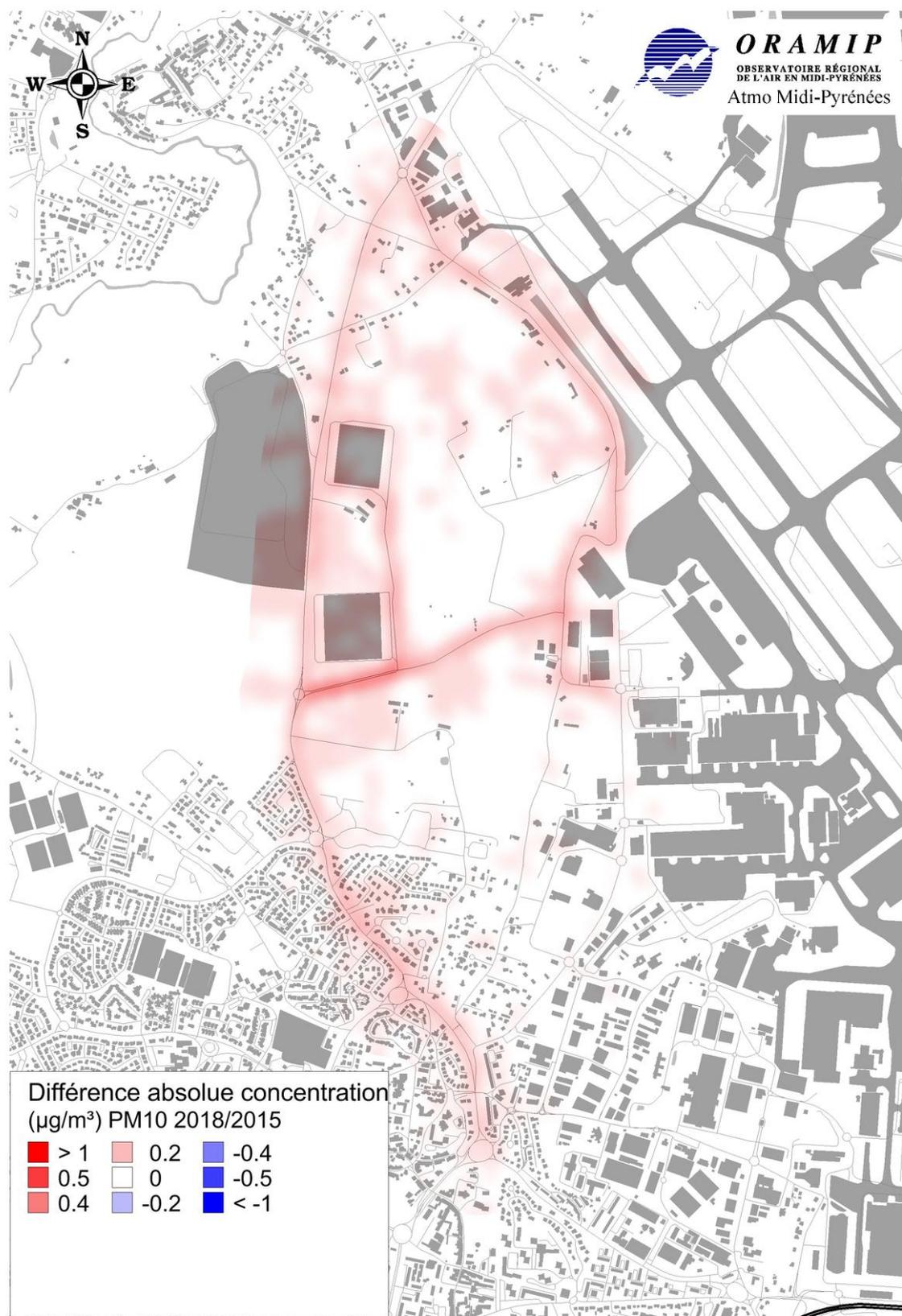
## Particules de diamètre inférieur à 10 $\mu\text{m}$



Carte 9 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en PM10 dans le domaine d'étude, 2015



Carte 10 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en PM10 dans le domaine d'étude, 2018



Carte 11 : Évolution des concentrations moyennes annuelles en PM10 sur le domaine d'étude, entre 2015 et 2018

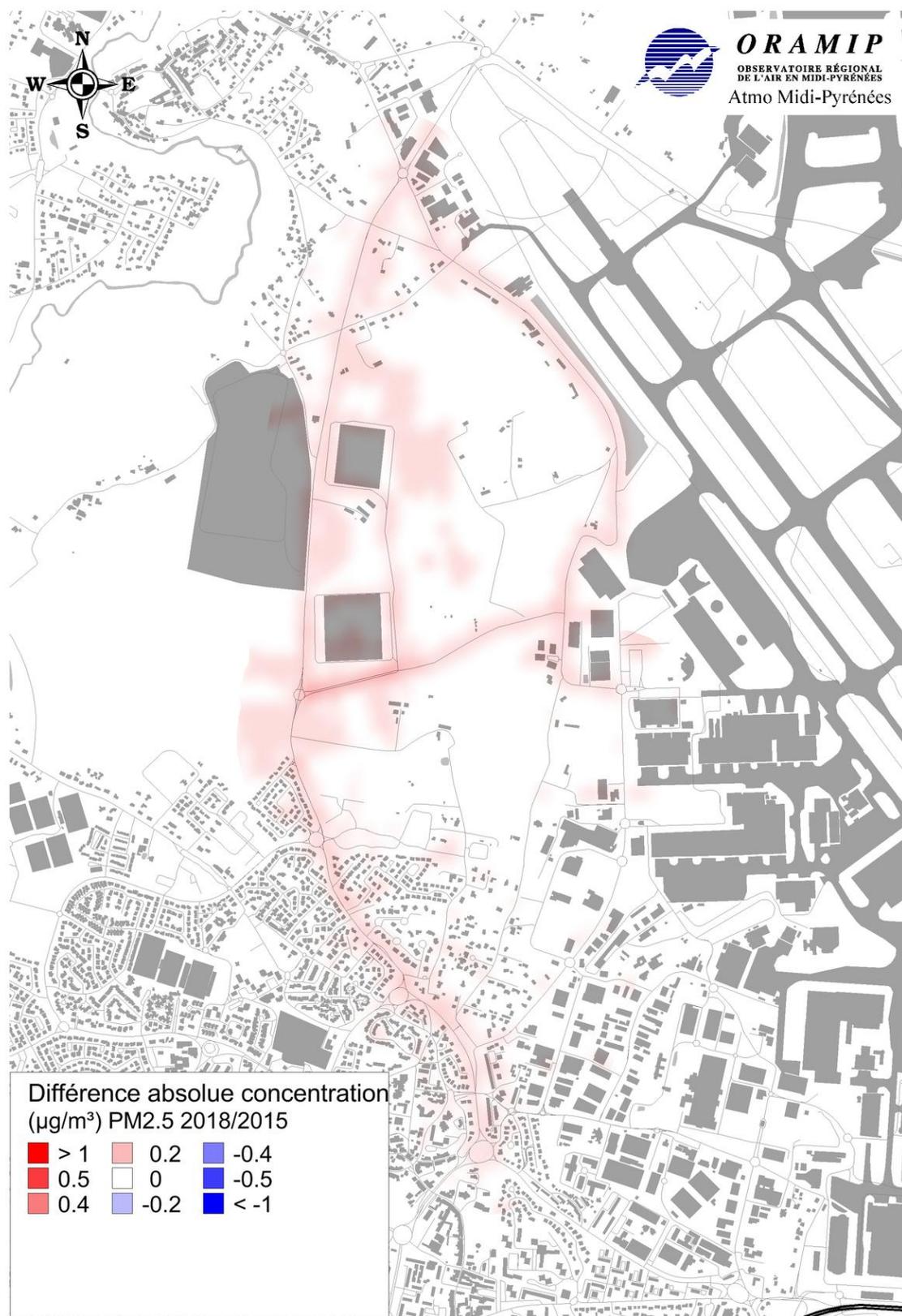
## Particules de diamètre inférieur à 2,5 µm



Carte 12 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en PM<sub>2.5</sub> dans le domaine d'étude, 2015



Carte 13 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en PM<sub>2.5</sub> dans le domaine d'étude, 2018



Carte 14 : Évolution des concentrations moyennes annuelles en PM2.5 sur le domaine d'étude, entre 2015 et 2018

## ANNEXE II : DISPOSITIF DE MESURE

### Présentation du dispositif mis en place

Les mesures réalisées doivent permettre de quantifier l'impact réel des aménagements sur la qualité de l'air, en comparaison avec la tendance initialement attendue.

Pour ce faire, plusieurs dispositifs de mesures sont temporairement installés sur la zone d'étude :

- une **station mobile** mesure les indicateurs les plus pertinents de la qualité de l'air. Leurs niveaux sont comparés aux stations fixes de l'ORAMIP implantées sur l'agglomération toulousaine. Cette station mobile fournit en temps réel une concentration moyenne tous les quarts d'heure.
- des **échantillonneurs passifs** évaluent la dispersion de certains polluants. Ils fournissent une concentration moyenne sur l'ensemble du temps d'exposition.

A partir des concentrations mesurées, les **concentrations annuelles sont estimées**, selon la méthode d'adaptation statistique des mesures. Les méthodologies d'exploitation des mesures pour la modélisation des émissions et la cartographie des niveaux de pollution, sont décrites en **Annexe IV**.

### La station mobile

La station mobile a été installée sur le site d'AIRLOG coté RD63 et parcs de stationnement du 23 septembre au 27 octobre 2016. **Cette station est représentative des conditions à proximité du trafic, dans la bande d'étude.**

La station mobile était équipée d'analyseurs permettant la mesure des polluants suivants :

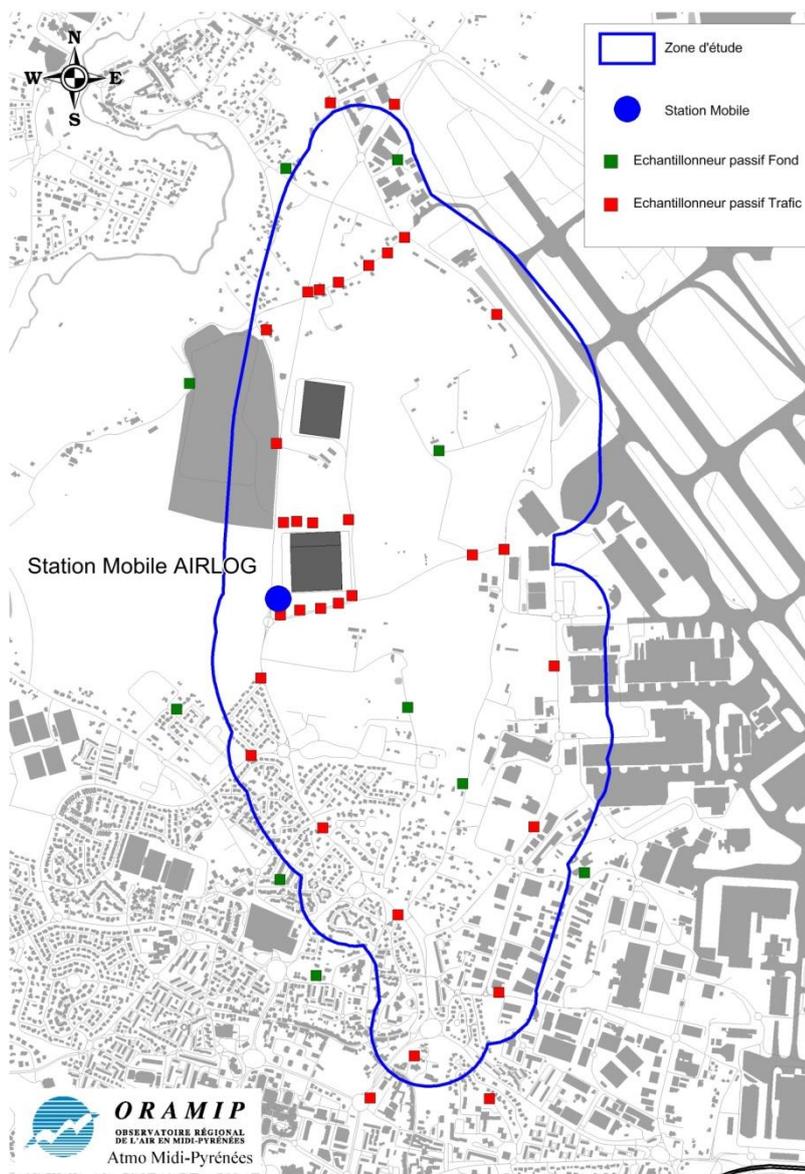
- Dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>),
- Particules de diamètre inférieur à 10 µm (PM10),
- Particules de diamètre inférieur à 2,5 µm (PM2,5),

### Les échantillonneurs passifs

Les échantillonneurs passifs ont été installés du 27 septembre au 11 octobre 2016.

Ils permettent d'évaluer la dispersion du dioxyde d'azote NO<sub>2</sub>, par rapport à la distance à la voie. Pour cette étude le niveau de pollution en NO<sub>2</sub> est évalué sur 43 sites (33 en proximité trafic et 10 de fond).

La campagne de mesures par échantillonneurs passifs est réalisée en même temps que celle de la station mobile, afin de comparer et ajuster les valeurs mesurées.



Carte 15 : Position de la station mobile et des échantillonneurs passifs sur le domaine d'étude, 2016

## Mesure du dioxyde d'azote

Les niveaux en NO<sub>2</sub> sont évalués par la station mobile implantée sur le site AIRLOG, ainsi que par échantillonneurs passifs sur 43 sites, dont 33 en proximité trafic et 10 en fond urbain.

La modélisation révèle une concentration maximale de 30 µg/m<sup>3</sup> (voir méthodologie de la modélisation en Annexe II).

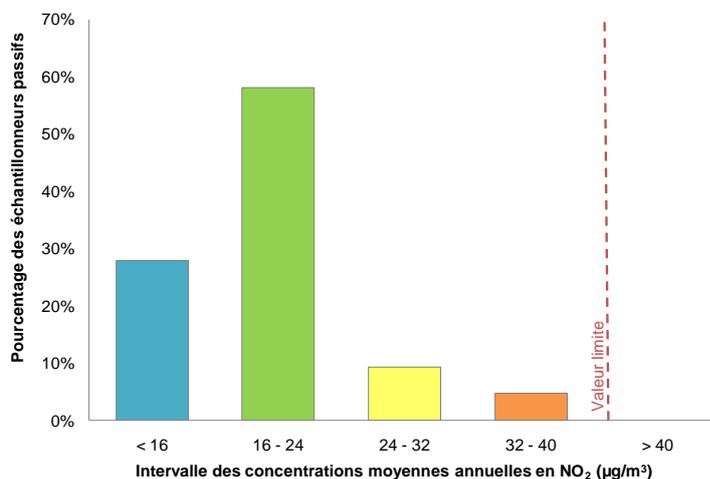
	DIOXYDE D'AZOTE	
	Station AIRLOG	Échantillonneurs passifs
<b>Concentration moyenne annuelle</b>	18 µg/m <sup>3</sup>	<b>Moyenne des 43 sites 19 µg/m<sup>3</sup></b> 10 en fond urbain 17 µg/m <sup>3</sup> 33 en proximité trafic 20 µg/m <sup>3</sup>
<b>Dépassement de 200 µg/m<sup>3</sup> en concentration horaire</b>	0 dépassement	

Le tableau ci-dessous décrit les statistiques issues des concentrations moyennes en NO<sub>2</sub> estimées sur l'année. Il met en évidence des variations de concentrations entre les sites de fond et les sites de proximité trafic.

En proximité trafic, les variations de concentration sont importantes selon le trafic routier, les concentrations sont plus hétérogènes qu'en situation de fond urbain ; l'écart-type est donc plus élevé.

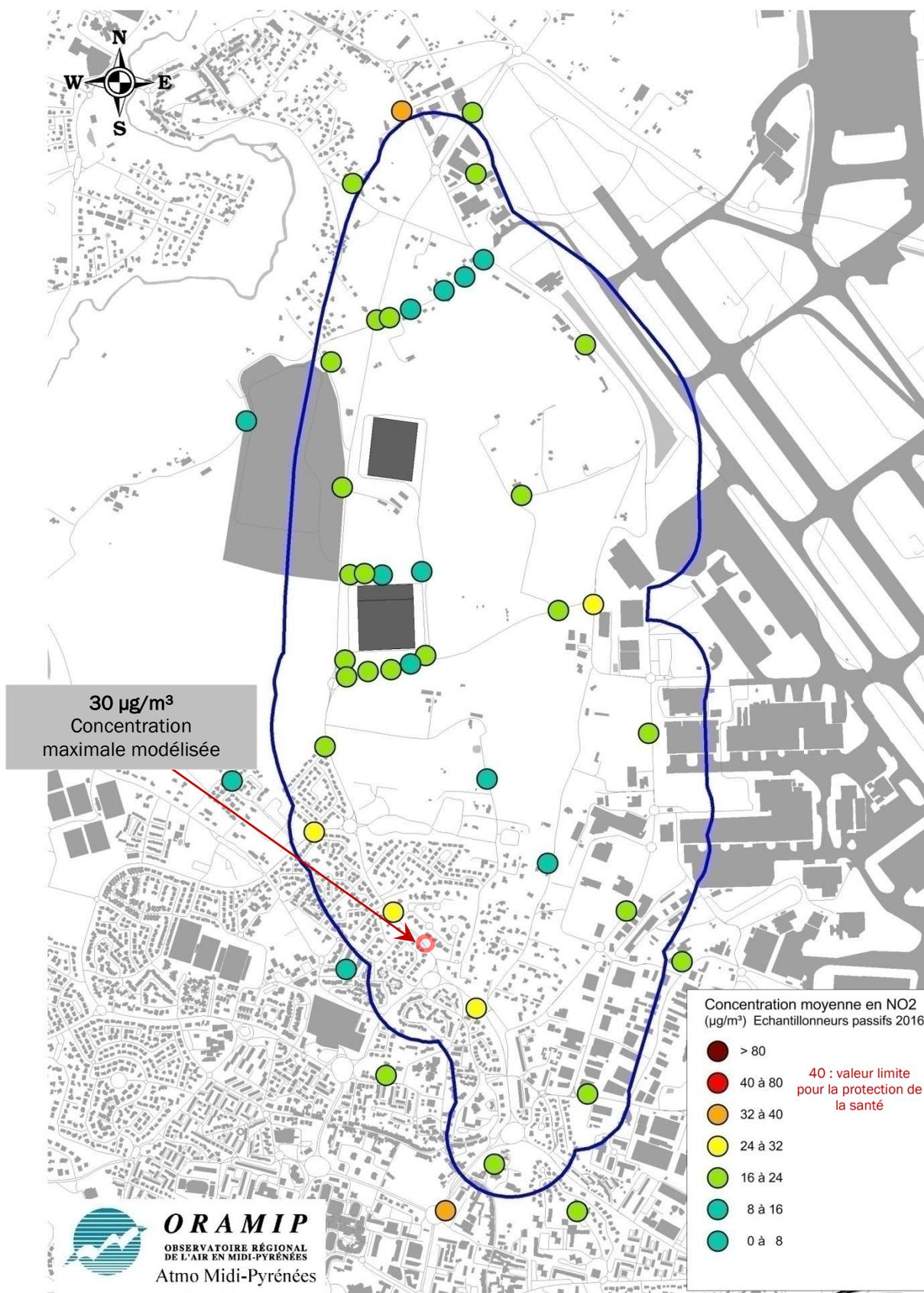
	Echantillonneurs passifs				
	Minimum	Maximum	Moyenne	Médiane	Ecart Type
<b>Sites de fond</b>	13 µg/m <sup>3</sup>	23 µg/m <sup>3</sup>	17 µg/m <sup>3</sup>	17 µg/m <sup>3</sup>	± 3 µg/m <sup>3</sup>
<b>Sites en proximité trafic</b>	14 µg/m <sup>3</sup>	35 µg/m <sup>3</sup>	20 µg/m <sup>3</sup>	18 µg/m <sup>3</sup>	± 5 µg/m <sup>3</sup>

Le graphique ci-contre met en évidence la dispersion des concentrations des échantillonneurs passifs sur les sites de mesure choisis. De répartition hétérogène sur l'ensemble de la bande d'étude, les concentrations respectent la valeur limite de 40 µg/m<sup>3</sup>.



Graphe 1 : Répartition des échantillonneurs passifs en fonction des intervalles de concentration en NO<sub>2</sub>, 2015

La carte ci-après présente les gammes de concentrations observées sur les sites de mesures du NO<sub>2</sub> dans le domaine d'étude.



Carte 16 : Concentrations moyennes annuelles estimées des échantillonneurs passifs en NO<sub>2</sub>, 2015

## Mesure des particules

Les niveaux en particules PM10 et PM2,5 sont évalués sur le domaine d'étude avec la station mobile implantée sur le site d'AIRLOG. Sur l'ensemble de l'année 2015, les concentrations estimées en PM10 et PM2,5 sur la

station AIRLOG sont représentatives des niveaux rencontrés en proximité du trafic dans la bande d'étude.

	 	
		<b>PARTICULES PM10</b>
		<b>Station AIRLOG</b>
<b>Concentration moyenne annuelle</b>		<b>19 µg/m<sup>3</sup></b>
<b>Dépassement de 50 µg/m<sup>3</sup> en concentration journalière</b>		<b>0 dépassement</b>

	<b>PARTICULES PM2,5</b>
	<b>Station AIRLOG</b>
	<b>11 µg/m<sup>3</sup></b>

## ANNEXE III : NOTES MÉTHODOLOGIQUES

### Méthodologie de l'adaptation statistique des mesures

#### ADAPTATION STATISTIQUE DES ÉCHANTILLONNEURS PASSIFS

Les mesures des échantillonneurs passifs sont statistiquement corrigées par une équation de type linéaire. Cette équation correspond à la droite de

tendance des « moyennes pendant la période de campagne » sur les « moyennes annuelles » du réseau des stations fixes de l'ORAMIP.

#### ADAPTATION STATISTIQUE DES STATIONS MOBILES

##### Hypothèses

Nous avons cherché à mettre en avant une relation de dépendance entre les variables  $Y$  et  $X_1, X_2, X_3$ .  $Y$  appelée variable endogène, est la variable que l'on cherche à expliquer (à prédire). Le modèle de régression linéaire simple s'écrit :

$$y_i = a \times x_i + b + \varepsilon_i$$

$a$  et  $b$  sont les paramètres (les coefficients) du modèle. Dans le cas spécifique de la régression simple,  $a$  est la pente,  $b$  est la constante.

Avec le modèle de régression, on cherche à déterminer une droite qui représenterait au mieux la relation existant entre  $X$  et  $Y$ . La droite retenue est celle pour laquelle la somme des carrés des distances verticales de chaque point à la droite est minimale.

La régression linéaire simple permet de résumer la relation entre deux variables, et donc de prédire une variable  $Y$  en fonction d'une variable  $X$ . Mais la prédiction d'une variable donnée peut être plus fine si l'on prend en compte plus de variables prédictives  $X_j$ , ( $j = 1, \dots, p$ ). La régression multiple permet de calculer une équation additive de forme :

L'équation de régression s'écrit :

$$y_i = a_0 + a_1x_{i,1} + \dots + a_px_{i,p} + \varepsilon_i$$

Nous devons estimer les valeurs des  $(p + 1)$  paramètres ( $a_0, a_1, \dots, a_p$ ) à partir d'un échantillon de  $n$  observations. Nous remarquons dans le modèle :

- $i = 1, \dots, n$  correspond au numéro des observations ;
- $y_i$  est la  $i$ -ème observation de la variable  $Y$  ;
- $x_{i,j}$  est la  $i$ -ème observation de la  $j$ -ème variable ;
- $\varepsilon_i$  est l'erreur du modèle, il résume les informations manquantes qui permettrait d'expliquer linéairement les valeurs de  $Y$  à l'aide des  $p$  variables  $X_j$  (ex. valeurs prédictives manquantes, etc.).

##### Variables explicatives

Afin d'obtenir les modèles les plus pertinents, nous avons pris en compte un maximum de variables pouvant jouer un rôle explicatif :

- Les niveaux mesurés par le réseau des stations fixes toulousaines
- les conditions météorologiques relevées dans l'air ambiant toulousain (direction du vent, vitesse du vent, température, pression).

Une attention particulière a été portée au risque de colinéarité entre les variables explicatives. On parle de colinéarité entre deux ou plusieurs variables lorsqu'il existe une liaison linéaire entre elles. La colinéarité peut entraîner une instabilité dans l'estimation des coefficients et des variances, et par conséquent peut fausser complètement les résultats des tests. Il faut donc éviter d'introduire simultanément dans le modèle initial des variables explicatives qui sont liées ou susceptibles d'être liées linéairement entre elles.

Un programme a été créé grâce au logiciel R, afin de tester les différentes combinaisons de variables explicatives et de déterminer le modèle de régression le plus pertinent.

##### Détection des points aberrants et des points influents

La recherche de la meilleure régression nécessite dans un premier temps d'étudier la distribution des concentrations quart-horaires mesurées afin de repérer les observations qui jouent un rôle anormal dans la modélisation.

Par définition, un point atypique (ou point aberrant), est une observation qui s'écarte résolument des autres. Cela peut être dû à une erreur de recueil des données, cela peut aussi correspondre à un individu qui n'appartient pas à la population étudié.

Les points influents sont des observations qui pèsent exagérément sur les résultats de la régression.

On peut les distinguer de plusieurs manières : ils sont "isolés" des autres points, on constate alors que la distribution des résidus est asymétrique ; ils correspondent à des valeurs extrêmes des variables, en cela ils se rapprochent des points atypiques.

Bien souvent la distinction entre les points atypiques et les points influents est difficile. Un point peut être influent sans être atypique, il peut être atypique sans être influent.

La meilleure manière de le circonscrire est de recalculer les coefficients de la régression en écartant le point : si les résultats diffèrent significativement, en termes de prédiction ou terme de différence entre les coefficients estimés, le point est influent.

Les points atypiques peuvent être détectés par la construction d'une boîte à moustaches.

## Tests de significativité

La pertinence du modèle a été analysée à l'aide de plusieurs tests de significativité :

### Le coefficient de détermination :

La part de la variance expliquée par le modèle est traduite par le coefficient de détermination  $R^2$ .

Le coefficient de détermination  $R^2$  est compris entre 0 et 1. Lorsqu'il est proche de 0, cela signifie que les variables explicatives choisies n'expliquent en rien les valeurs prises par Y tandis que plus il tend vers 1, meilleur est le modèle. Il permet ainsi de tester la significativité globale du modèle. Le  $R^2$  est donc un

indicateur de qualité mais il présente un défaut : plus le nombre de variables explicatives augmentent (même non pertinentes) plus grande sera la valeur du  $R^2$ , mécaniquement. Le  $R^2$  n'est donc pas un bon outil pour évaluer le rôle de variables supplémentaires lors de la comparaison de modèles imbriqués. En augmentant le nombre de variables explicatives, la valeur du  $R^2$  augmente de manière mécanique tandis que dans le même temps, le degré de liberté diminue. L'intégration du nombre de degrés de liberté permet de contrecarrer l'évolution du  $R^2$  donne le  $R^2$  ajusté. Le  $R^2$  ajusté permet de comparer les modèles imbriqués.

### Le test de significativité globale de la régression

Le test de significativité globale consiste à vérifier si le modèle, pris dans sa globalité, est pertinent.

L'hypothèse nulle correspond à la situation où aucune des variables explicatives n'emmène de l'information utile dans l'explication de Y c'est-à-dire que le modèle ne sert à rien. Sous l'hypothèse nulle, F suit une loi de Fisher. On considère que le modèle est globalement significatif lorsque F est supérieur au quantile d'ordre 1- risque choisi.

### Le test de significativité d'un coefficient

Après avoir établi la significativité globale de la régression, nous devons évaluer la pertinence des variables prises individuellement. Si l'hypothèse nulle est avérée, Le retrait de la variable  $X_j$  de la régression est possible. Par rapport aux autres variables, la contribution de  $X_j$  dans l'explication de Y n'est pas significative.

## Méthodologie de l'inventaire, de la modélisation et de la cartographie

### Principe de la méthode

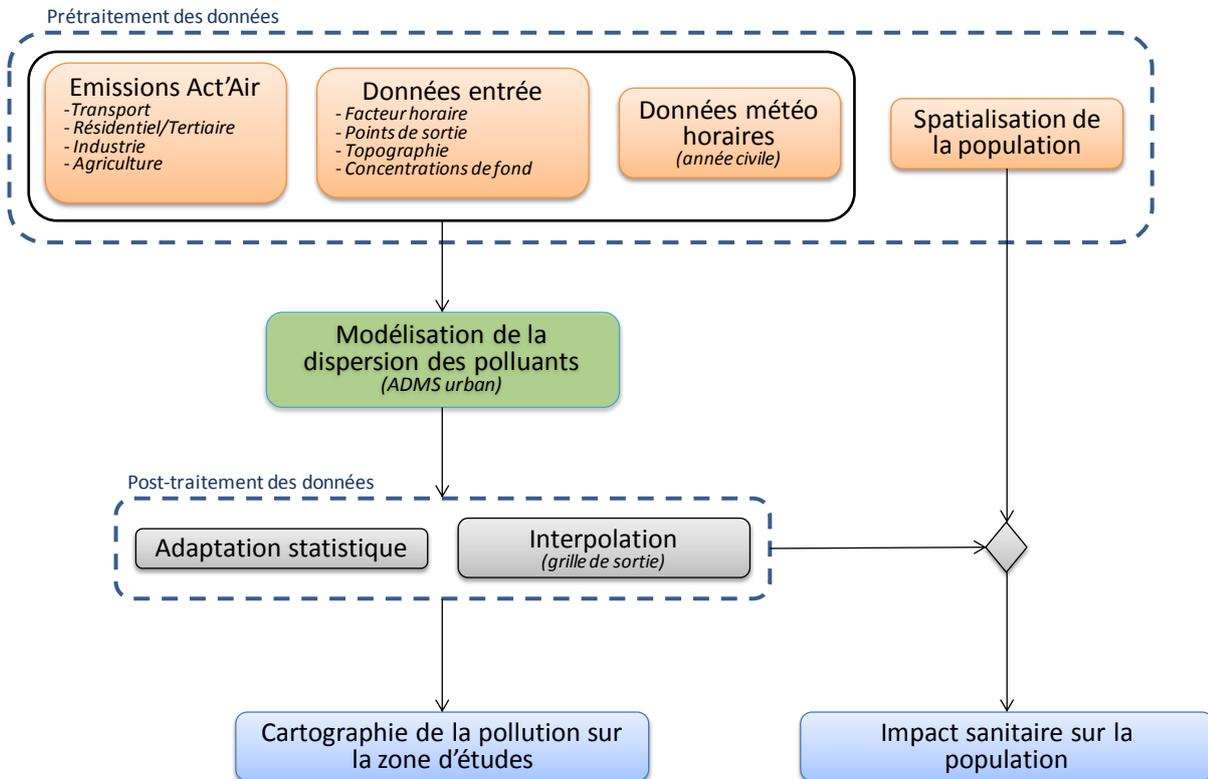


Schéma 1 : Méthodologie utilisée pour la modélisation de la dispersion à fine échelle sur la zone d'études

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. A 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.

## Prétraitement de la modélisation

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.

### Organisation de l'outil d'évaluation des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre : Act'air

L'ORAMIP est chargé d'effectuer les inventaires d'émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre, et de les mettre à jour suivant un guide méthodologique mis en place dans le cadre de l'arrêté du 24 août 2011 relatif au Système National d'Inventaires d'Émissions et de Bilans dans l'Atmosphère (SNIEBA), le Pôle de Coordination nationale des Inventaires Territoriaux (PCIT) associant :

- le Ministère en charge de l'Environnement,
- l'INERIS,
- le CITEPA,
- les Associations Agréées de Surveillance de Qualité de l'Air.

Ce guide constitue la référence nationale à laquelle chaque acteur local doit se rapporter pour l'élaboration des inventaires territoriaux.

L'outil de calcul des émissions Act'Air est utilisé pour estimer les émissions de 4 grands secteurs principaux : trafic routier, industriel, résidentiel/tertiaire et agricole.

Le calcul d'émission consiste à croiser des données d'activité (comptage routier, cheptels, consommation énergétique, etc.) avec des facteurs d'émission relatifs à cette activité.

L'inventaire des émissions référence une trentaine de substances avec les principaux polluants réglementés (NOx, particules en suspension, NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, benzène, métaux lourds, HAP, COV, etc.) et les gaz à effet de serre (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, etc.).

Les quantités d'émissions sont disponibles à l'échelle de la commune, de la communauté de communes, du département de la région, avec une définition pouvant aller de l'hectare à l'axe routier.

La mise à jour de l'inventaire est faite annuellement en fonction de la disponibilité des données.

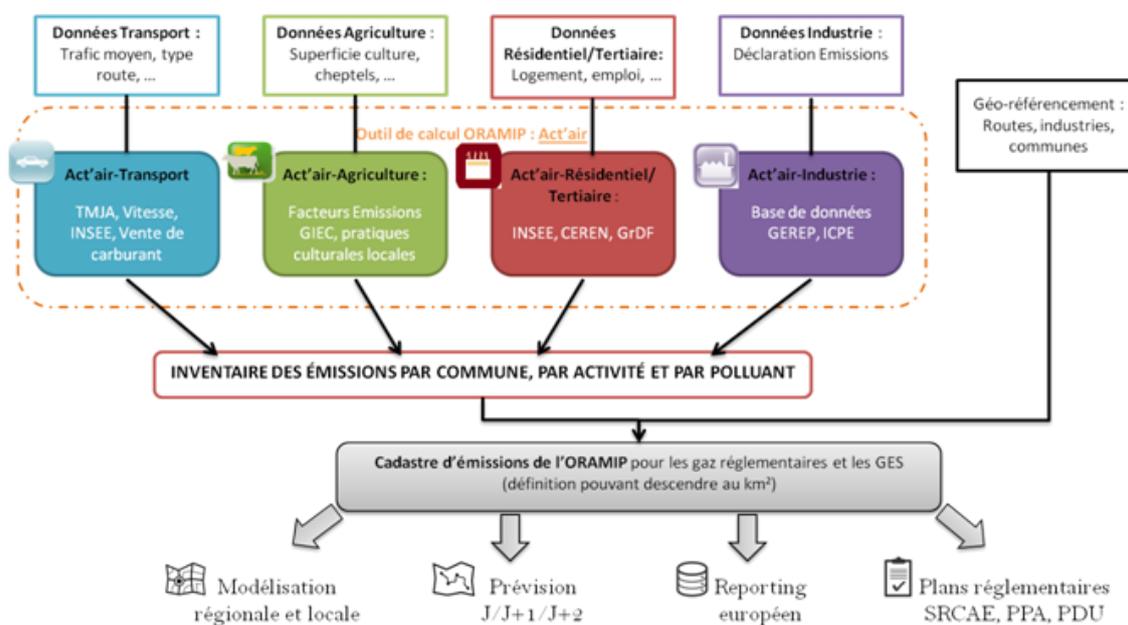


Schéma 2 : organigramme de l'outil de calcul Act'air

### L'INDUSTRIE

L'ORAMIP est chargé d'effectuer les inventaires d'émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre, et de les mettre à jour suivant un guide méthodologique mis en place dans le cadre de l'arrêté du 24 août 2011 relatif au Système National d'Inventaires d'Émissions et de Bilans dans l'Atmosphère (SNIEBA), le Pôle de Coordination nationale des Inventaires Territoriaux (PCIT) associant :

- le Ministère en charge de l'Environnement,
- l'INERIS,
- le CITEPA,

- les Associations Agréées de Surveillance de Qualité de l'Air.

Ce guide constitue la référence nationale à laquelle chaque acteur local doit se rapporter pour l'élaboration des inventaires territoriaux.

Les émissions issues du secteur industriel sont déterminées d'une part à partir des déclarations annuelles d'émissions faites auprès de la DREAL (base Installations Classées Pour l'Environnement) et d'autre

part à partir des données relatives aux emplois par secteurs d'activité (INSEE). Pour les polluants pour lesquels les informations ne sont pas disponibles, l'ORAMIP calcule une estimation de ces émissions à partir de caractéristiques de l'activité (consommation énergétique, production, etc.) du site, et de facteurs d'émissions provenant du guide OMINEA du CITEPA.

Les activités des carrières, des chantiers et travaux de BPT sont prise en compte grâce aux quantités d'extraction et surface permettant de calculer les émissions de particules fines.

Ainsi l'ORAMIP suit l'évolution des émissions de l'ensemble des installations classées de la région Midi-Pyrénées depuis 2008, et met à jour **annuellement** ces données et dispose donc actuellement d'un **historique sur six années**.

### LES TRANSPORTS

Le calcul des émissions pour le trafic routier se fait en deux temps : le réseau structurant et le réseau secondaire, en prenant en compte les émissions liées à la consommation de carburant, à l'usure des équipements (pneus, freins et routes) et au ré-envoi des particules lors du passage des véhicules. Le transport routier représente une part importante dans les émissions de la région.

- Le réseau structurant représente les grands axes de circulation pour lesquels il existe des données de comptage fournies par les partenaires de l'ORAMIP (Conseils généraux, ASF, DIRSO, DIRMC, Collectivités, modèles trafic (SGGD), etc.). Sur ces axes les émissions sont calculées en fonction du trafic moyen journalier annuel (TMJA), de la vitesse autorisée et de la composition des véhicules pour chaque heure de la semaine en prenant en compte les surémissions liées aux ralentissements aux heures de pointe.
- Les émissions liées à la circulation sur le reste du réseau routier (réseau secondaire) sont calculées en prenant en compte la population, le nombre d'actifs et les données des enquêtes déplacements.

Les autres moyens de transport (aérien et ferroviaire) les émissions ont été déterminées à partir des données de la SNCF et des aéroports de la région.

### L'AGRICULTURE

L'ORAMIP utilise les données issues du recensement agricole réalisé par l'AGRESTE au sein des services de la DRAAF. Elles permettent de disperser des données d'activités agricoles à l'échelle communale sur l'ensemble de la région. La culture des sols engendre, au-delà des émissions liées à l'utilisation de machines munies de moteurs thermiques, des émissions dues aux labours des sols et aux réactions consécutives à l'utilisation de fertilisants. L'élevage se traduit par des émissions liées, d'une part, à la fermentation entérique et, d'autre part, aux réactions chimiques engendrées par les déjections animales.

### LE RÉSIDENTIEL / TERTIAIRE

Les émissions sont essentiellement dues aux dispositifs de chauffage et ont été déterminées à partir des données de consommation d'énergie (gaz naturel, fioul, bois, électricité, etc.) à l'échelle communale. Dans le cas où les données de consommation ne sont pas disponibles, des données statistiques sont alors utilisées prenant en compte la composition des logements sur le territoire et l'activité économique.

### Données d'entrée (hors émissions)

#### Sectorisation du domaine d'étude

Le modèle ADMS est limité quant à la taille des données d'émission qu'il peut utiliser. Aussi quand le domaine d'étude est trop vaste, il est nécessaire de le découper en secteurs relativement homogènes.

#### Topographie

La topographie n'a pas été intégrée dans cette modélisation.

#### 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 :

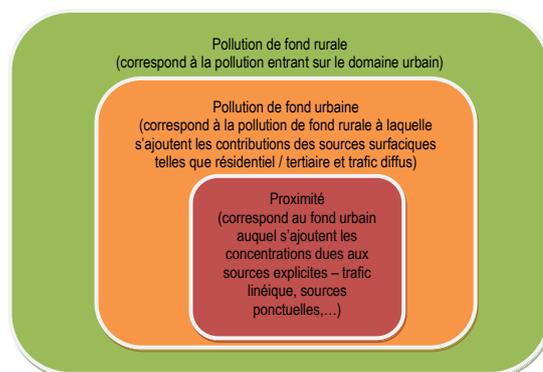


Schéma 3 : Les principales échelles de pollution en milieu urbain

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.

## Facteurs horaires

Les données de sortie d'émissions d'Act'Air sont des données annuelles et/ou horaires sur une année civile complète. Cependant vu les limitations d'ADMS en terme de prise en compte des facteurs horaires et vu le fait que l'année est modélisée par périodes de 2 semaines en moyenne :

- 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 issue d'Act'Air
- 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 pondéré entre les émissions horaires du trafic routier et celles du secteur résidentiel tertiaire sur l'ensemble du domaine d'étude

## 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 les stations météorologiques les plus proches de la zone d'études et pour l'année de référence.

## Spatialisation de la population

La méthodologie retenue pour spatialiser la population utilise un croisement entre la base de données topographique de l'IGN (BD TOPO) et les Ilots Regroupés pour des Indicateurs Statistiques de l'INSEE (IRIS) :

- La BD TOPO est une base de données vecteur de référence développé par l'IGN et fournissant une information sur les éléments du paysage à l'échelle métrique. Pour cette méthodologie seuls les champs "Bâti", "Administratif" et "Zone d'activité" sont retenus pour évaluer les zones d'habitat.
- Les IRIS d'habitat sont des découpages du territoire français en maille contenant entre 1800 et 5000 habitants. Les communes d'au moins 10 000 habitants et une forte proportion des communes de 5 000 à 10 000 habitants sont découpées en IRIS.

Le principe de cette méthode est d'affecter un nombre d'habitants pour chaque bâtiment d'habitation se trouvant dans la zone d'études.

## 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.

Sur l'agglomération toulousaine, les stations de fond de l'ORAMIP 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'étude. 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.

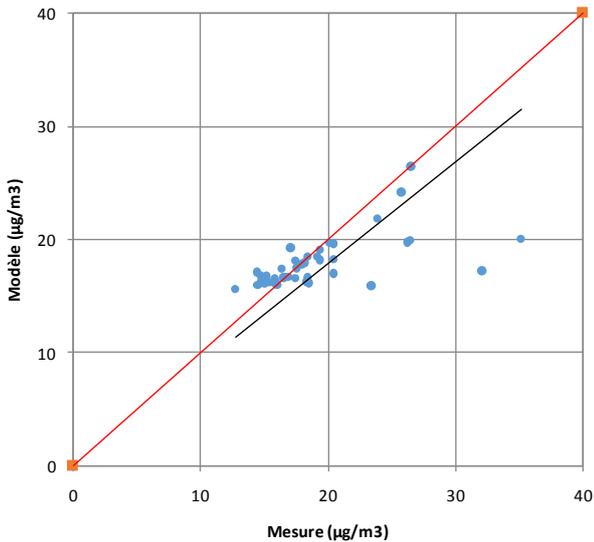
### Impact sur les populations

Les concentrations interpolées de polluants dépassant les valeurs réglementaires sont croisées avec les données de population sur chaque point de grille ce qui permet à la fois de cartographier les zones de populations les plus touchées par la pollution mais aussi d'estimer le nombre d'habitants soumis à des taux de pollution dépassant les valeurs réglementaires.

## Méthodologie de la validation du modèle

### Un modèle performant

Dans le tableau ci après, nous indiquons les performances statistiques du modèle relativement aux concentrations moyennes annuelles en NO<sub>2</sub> modélisées et observées sur le domaine d'étude. Seuls les points communs aux différentes phases sont pris en compte dans cette comparaison mesure/modèle.



Indicateurs statistiques	Modèle 42observations	Caractéristiques d'un modèle performant
FB	0.07	$-0.3 < FB < 0.3$
MG	1.05	$-0.7 < MG < 1.3$
NMSE	0.05	$NMSE \leq 2$
VG	1.03	$VG < 1.6$
FAC2	1.00	$FAC2 > 0.5$
r	0.61	Le plus proche de 1

### 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 valeurs proches de 0 du biais fractionnel (FB) indiquent qu'en moyenne, le modèle tend à bien estimer les valeurs observées.

Cependant, le tracé mesure / modèle indique que le modèle tend à surestimer les plus faibles concentrations en NO<sub>2</sub> tandis qu'il sous-estime les plus fortes concentrations.

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. Les NMSE obtenus pour le modèle est correct.

L'indicateur logarithmique VG est autant sensible aux valeurs fortes qu'aux valeurs faibles.

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 calculé pour les concentrations quart-horaires, **61%** des concentrations modélisées sont corrélées avec les mesures.

**Les critères de performance sont atteints pour le modèle utilisé lequel peut être considéré comme relativement performant.**

**Les concentrations sont donc correctement modélisées. La modélisation obtenue répond donc à nos besoins.**

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 équations suivantes incluant le biais fractionnaire (FB), l'erreur quadratique moyenne normalisée (NMSE), la variance géométrique (VG), le coefficient de corrélation et la fraction de prédiction comprise dans un facteur 2 (FAC2) ont ainsi été utilisées :

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 (annexe A), les valeurs de FB sont négatives en cas de sur-

estimation, 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.

Un modèle est considéré comme acceptable si :

- $-0.3 < FB < 0.3$ ;
- $0.7 < MG < 1.3$
- $NMSE < 0.5$ ,
- $VG < 0.6$
- $0.5 < FAC2$

## Présentation des indicateurs statistiques utilisés

On utilise les notations suivantes :

- Co: observation au temps i
- Cp: valeur modélisée au temps i
- N : nombre de couple 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 : Biais fractionnel

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

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 positive 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 négative 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

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

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 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  $x_i = a \cdot x_i + b$  (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 corrigéable 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

## ANNEXE IV : GÉNÉRALITÉS SUR LES POLLUANTS ETUDIÉS

### NO<sub>2</sub> le dioxyde d'azote

#### SOURCES

Le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) sont émis lors des phénomènes de combustion. Le dioxyde d'azote est un polluant secondaire issu de l'oxydation du NO. Les sources principales sont les véhicules (près de 60%) et les installations de combustion (centrales thermiques, chauffages...).

Le pot catalytique a permis, depuis 1993, une diminution des émissions des véhicules à essence. Néanmoins, l'effet reste encore peu perceptible compte tenu de l'âge moyen des véhicules et de l'augmentation forte du trafic automobile. Des études montrent qu'une fois sur 2 les européens prennent leur voiture pour faire moins de 3 km, une fois sur 4 pour faire moins de 1 km et une fois sur 8 pour faire moins de 500m ; or le pot catalytique n'a une action sur les émissions qu'à partir de 10 km.

### PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> les particules

PM = Particulate Matter (matière particulaire)

#### SOURCES

Les particules peuvent être d'origine naturelle (embruns océaniques, éruption volcaniques, feux de forêt, érosion éolienne des sols, pollens ...) ou anthropique (liées à l'activité humaine). Dans ce cas, elles sont issues majoritairement de la combustion incomplète des combustibles fossiles (circulation automobile, centrale thermique, sidérurgie, cimenteries, incinération de déchets, manutention de produits pondéreux, minerais et matériaux,...).

#### EFFETS SUR LA SANTÉ

**Plus une particule est fine, plus sa toxicité potentielle est élevée.**

Les plus grosses particules sont retenues par les voies aériennes supérieures. Les plus fines pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire où elles peuvent provoquer une inflammation et altérer la fonction respiratoire dans son ensemble. Les particules ultra fines sont suspectées de provoquer également des effets cardio-vasculaires. Certaines particules ont des propriétés mutagènes et cancérigènes : c'est

#### EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT

Les effets de salissures des bâtiments et des monuments sont les atteintes à l'environnement les plus évidentes.

#### EFFETS SUR LA SANTÉ

Le dioxyde d'azote est un gaz irritant qui pénètre dans les plus fines ramifications des voies respiratoires. Dès que sa concentration atteint 200 µg/m<sup>3</sup>, il peut entraîner une altération de la fonction respiratoire, une hyper réactivité bronchique chez l'asthmatique et un accroissement de la sensibilité des bronches aux infections chez l'enfant.

#### EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT

Les oxydes d'azote participent aux phénomènes des pluies acides, à la formation de l'ozone troposphérique, dont ils sont l'un des précurseurs, à l'atteinte de la couche d'ozone stratosphérique et à l'effet de serre.

Une partie d'entre elles, les particules secondaires, se forme dans l'air par réaction chimique à partir de polluants précurseurs comme les oxydes de soufre, les oxydes d'azote, l'ammoniac et les COV. On distingue les particules de diamètre inférieur à 10 microns (PM<sub>10</sub>), à 2,5 microns (PM<sub>2.5</sub>) et à 1 micron (PM<sub>1</sub>).

notamment le cas de certaines particules émises par les moteurs diesel qui véhiculent certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Une corrélation a été établie entre les niveaux élevés de PM<sub>10</sub> et l'augmentation des admissions dans les hôpitaux et des décès, liés à des pathologies respiratoires et cardiovasculaires.

Ces particules sont quantifiées en masse mais leur nombre peut varier fortement en fonction de leur taille.



**ORAMIP**  
OBSERVATOIRE RÉGIONAL  
DE L'AIR EN MIDI-PYRÉNÉES  
Atmo Midi-Pyrénées

# Surveillance de la qualité de l'air en Midi-Pyrénées

24 heures/24 • 7 jours/7

• • prévisions • •

• • mesures • •



L'information  
sur la qualité de l'air  
en Midi-Pyrénées :

<http://oramip.atmo-midipyrenees.org>