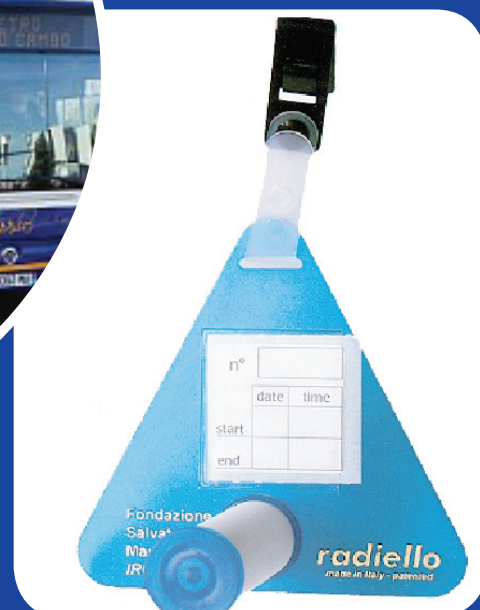




ORAMIP
OBSERVATOIRE RÉGIONAL
DE L'AIR EN MIDI-PYRÉNÉES
Atmo Midi-Pyrénées

Qualité de l'air Rapport d'étude 2015

Tisséo-SMTC ÉVALUATION N+5 TCSP RD813



Atmo Midi-Pyrénées - ORAMIP
19 avenue Clément Ader
31770 COLOMIERS
Tél : 05 61 15 42 46
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'Etat 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 www.oramip.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 www.oramip.org
- par mail : contact@oramip.org
- par téléphone : 05.61.15.42.46

SOMMAIRE

SYNTHÈSE DE LA CAMPAGNE DE MESURES.....	4
Objectif du suivi.....	4
Principes Méthodologiques	4
Description des moyens mis en oeuvre.....	5
Les faits marquants	6
ANNEXE I : RÉSULTATS DES MESURES DE DIOXYDE D'AZOTE.....	12
Réglementations respectées sur l'année 2014 pour tous les sites du domaine d'études	14
Des niveaux mesurés représentatifs des niveaux annuels.....	15
Sur le domaine d'études, des concentrations généralement plus faibles que celles mesurées par les stations fixes toulousaines	15
Entre 2005 et 2014, diminution des concentrations en fond sur l'agglomération toulousaine	16
ANNEXE II : MÉTHODOLOGIE DE MODÉLISATION ET DE CARTOGRAPHIE	17
Principe de la méthode.....	17
Prétraitement de la modélisation	18
Post traitement de la modélisation.....	20
Cartographie et Impact sur les populations	20
ANNEXE III: INDICATEURS STATISTIQUES DE COMPARAISON MESURES/MODÈLE	21
Méthodologie.....	21
Présentation des indicateurs statistiques utilisés	21
Un modèle performant.....	23

SYNTHÈSE DE LA CAMPAGNE DE MESURES

Objectif du suivi

Les études de suivi des grandes infrastructures de déplacements ont pour objectif l'**observation** des **modifications** apportées par la nouvelle infrastructure au système de déplacements et à son environnement physique, économique et social, de façon à évaluer l'efficacité de l'investissement public.

Le TCSP RD813 a été mis en service en décembre 2007. A l'époque, aucun état initial de la qualité de l'air n'avait été réalisé. Le but de l'étude présentée dans ce rapport est :

- de reconstituer un état initial à partir d'une étude ORAMIP datant de 2005 et d'une modélisation.
- de réaliser un suivi de l'évolution de la qualité de l'air entre 2005 et 2014. Cette étude de suivi est une étude d'impact sur la qualité de l'air dite de Phase 3: c'est à dire une étude sur l'impact de la qualité de l'air dans la zone d'études desservie par le TCSP RD813 7 ans après sa mise en service.

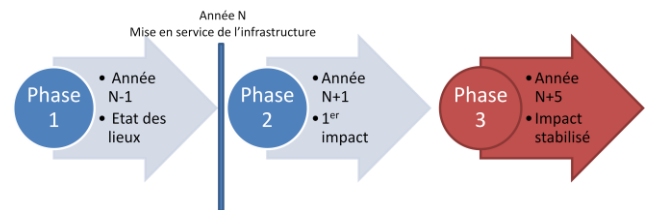


Schéma 1 : Etude de suivi air Phase 3

Cette étude de suivi est axée sur le dioxyde d'azote.

Elle s'articule autour de deux axes principaux:

- Une comparaison de l'évolution de la qualité de l'air entre 2005, date à laquelle un état des lieux des niveaux de fond du dioxyde d'azote avait été réalisé sur l'ensemble de l'agglomération toulousaine et 2014.
- une cartographie complète de la qualité de l'air sur la zone d'études pour le dioxyde d'azote (NO₂) en 2014. Cette cartographie devrait aussi permettre d'estimer les zones sensibles à proximité du TCSP RD813.

Principes Méthodologiques

La **méthodologie** de mesure de la qualité de l'air s'articule autour des **deux axes** suivants :

- **Une évaluation de la pollution de fond** avec la mise en place de tubes échantillonneurs passifs permettant la mesure du dioxyde d'azote sur une période de 15 jours sur les mêmes sites qu'en 2005. Ces tubes permettent d'évaluer la concentration en NO₂ de fond sur la zone d'études.
- **Une évaluation intégrant la pollution de proximité trafic** avec la mise en place de tubes échantillonneurs passifs complémentaires avec une densité plus grande qu'en 2005 afin de valider la modélisation et de produire des cartes de concentrations en NO₂ haute définition à proximité du TCSP Secteur Est.

Les mesures réalisés doivent permettre d'évaluer l'évolution de la concentration de fond en NO₂ entre 2005 et 2014 mais aussi de valider la cartographie haute définition effectuée sur la zone d'études.

RAPPEL

Lorsque des mesures sont effectuées sur une période inférieure à l'année, nous estimons la qualité de l'air observée pendant cette période vis-à-vis de la réglementation, même si les valeurs de référence sont annuelles et si les conditions particulières de la campagne de mesures peuvent être différentes de celles d'une année entière. Pour cela, différentes méthodes sont utilisées (comparaison avec les données des sites de mesures les plus proches, sur le même temps et en année complète, analyse des conditions météorologiques, reconstitution des données, ...). Cependant, il pourra toujours exister une différence entre des mesures de quelques jours et des mesures sur une année entière.

L'ensemble des mesures conduisant à cette synthèse sont consultables en annexe. Afin de situer les mesures de cette campagne, les concentrations mesurées sur le domaine d'études sont comparées aux situations suivantes :

- situation urbaine toulousaine
- situation trafic toulousaine

Description des moyens mis en oeuvre

La campagne de mesures du dioxyde d'azote par tubes échantillonneurs passifs a été menée sur une bande d'études de 750m autour du tracé de l'axe de la RD 813.

Deux types de sites ont été recherchés pour la mise en place des échantillonneurs passifs.

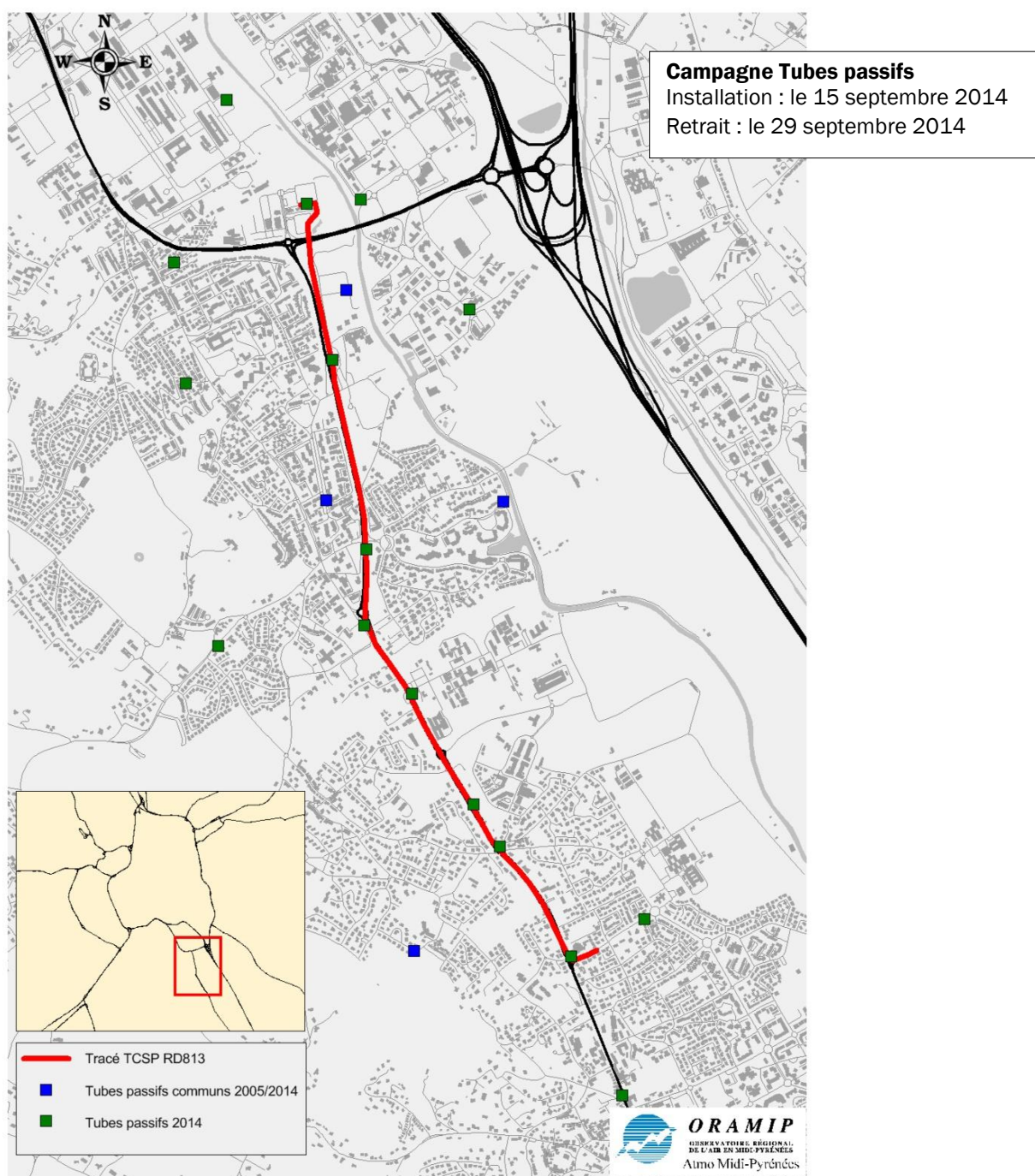
- Certains sites sont représentatifs de la pollution de proximité trafic : ils permettent d'estimer les niveaux maximaux de dioxyde

d'azote auxquels sont soumises les personnes dans la rue,

- d'autres sites sont représentatifs de la pollution urbaine de fond : la pollution respirée par la majorité de la population.

Les sites de fond choisis sont ceux qui avaient été instrumentés lors de l'étude de 2005.

23 sites NO₂ ont été mis en place pour cette étude.



Carte 1 : Position des tubes passifs le long du TCSP de la RD813

Les faits marquants

Evaluation de la pollution de fond sur la zone d'études

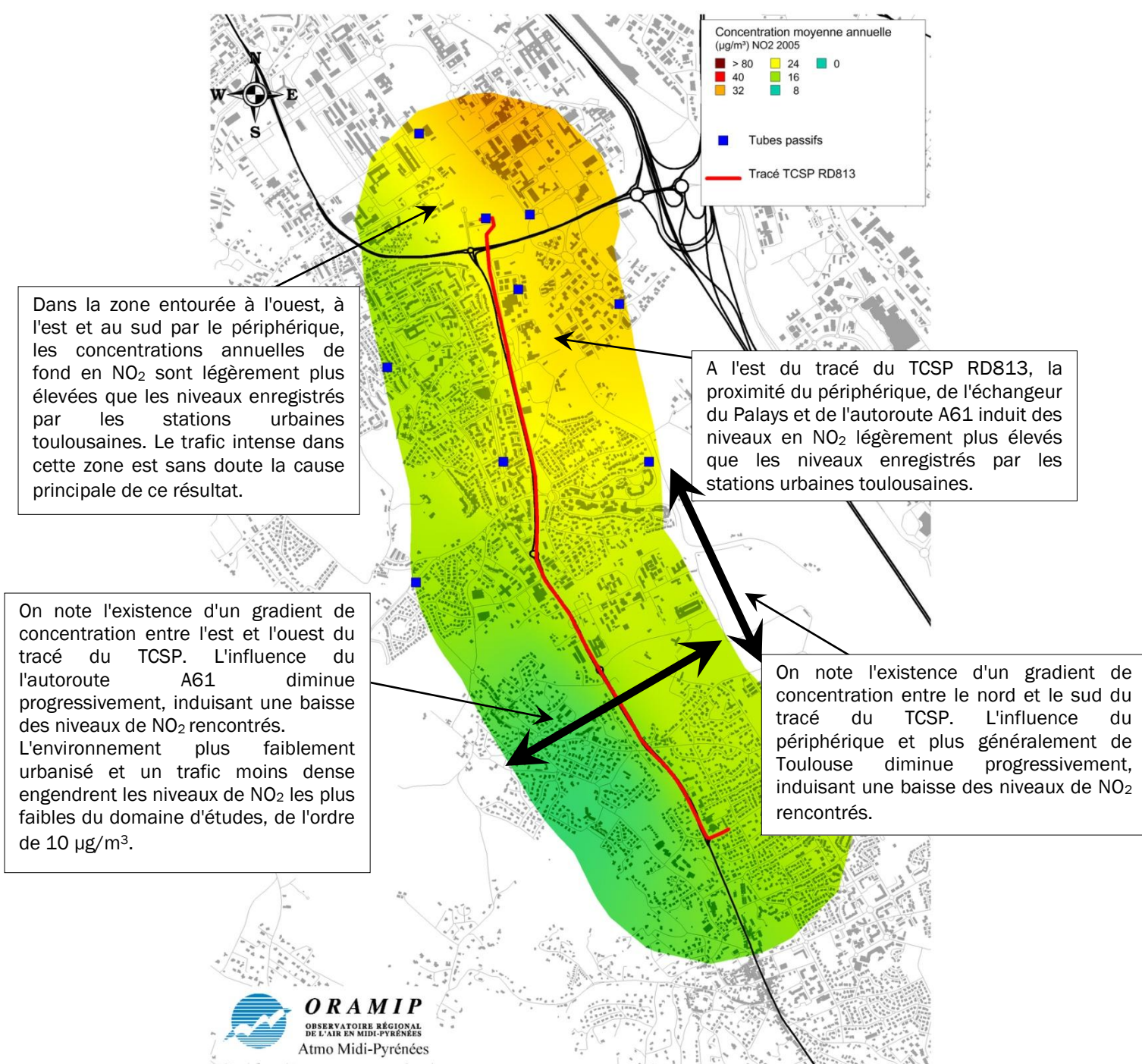
Avant la mise en service du TCSP - année 2005

En 2005, les concentrations en NO₂ mesurées pour les sites de fond sur la zone d'études sont, pour la quasi totalité, du même ordre de grandeur ou légèrement supérieures à celles relevées par les stations fixes urbaines toulousaines (en moyenne 24 µg/m³ sur l'année).

Sur le domaine d'études, les niveaux de concentration du NO₂ varient donc entre 16,4 et 26,6 µg/m³.

L'ensemble des sites respectent la valeur limite pour la protection de la santé humaine de 40 µg/m³ fixée pour une année de mesures.

La modélisation des concentrations annuelles en NO₂ sur le domaine d'études met en évidence l'influence du périphérique et de l'autoroute A61 sur les niveaux de NO₂ rencontrés.



Carte 2 : Situation du niveau de fond du dioxyde d'azote sur le domaine d'études pour l'année 2005

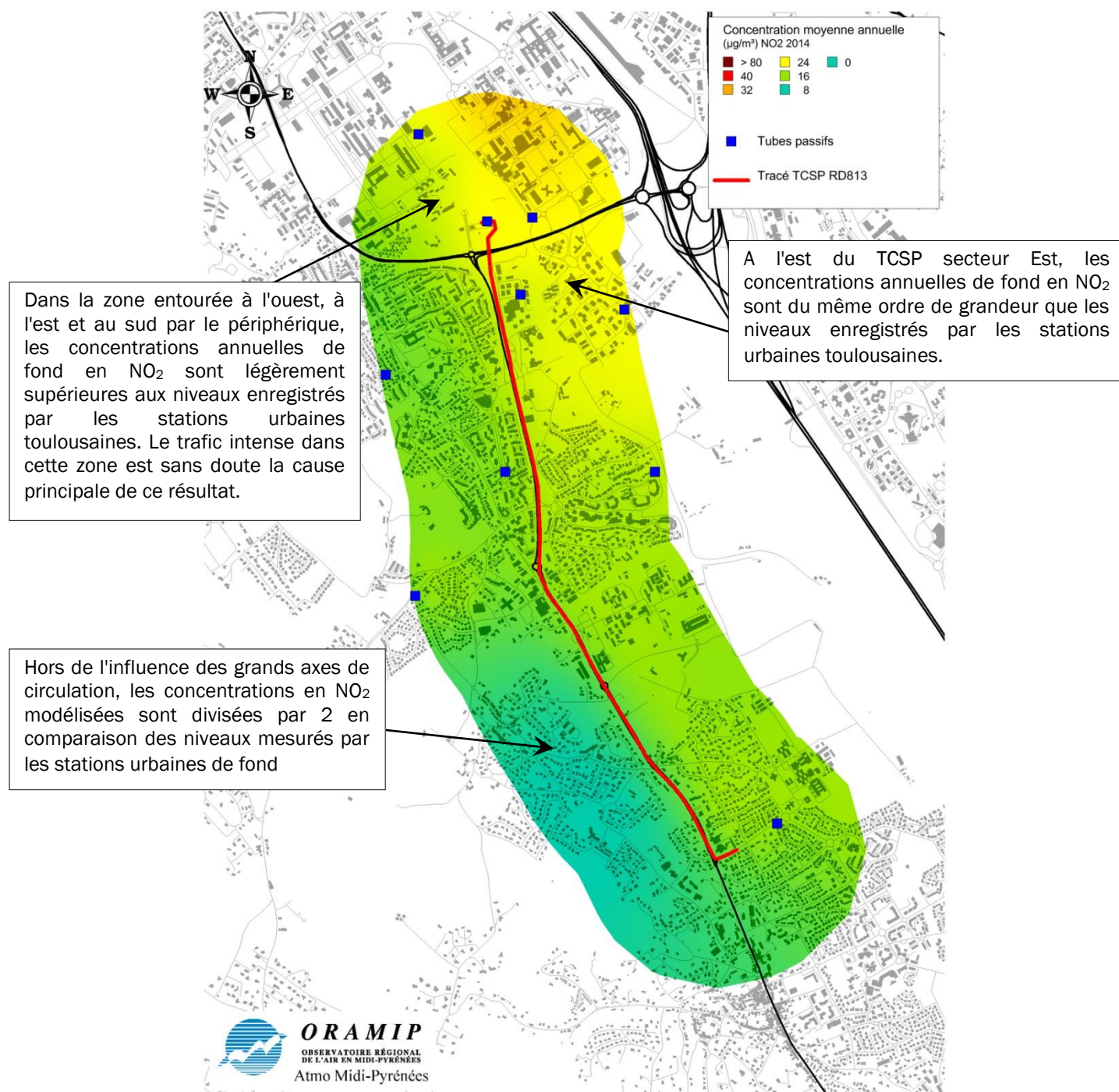
Sept ans après la mise en service du TCSP - année 2014

En 2014, les concentrations en NO₂ mesurées pour les sites de fond sur la zone d'études sont, pour la majorité des sites, inférieures à celles relevées par les stations fixes urbaines toulousaines (en moyenne 20,7 µg/m³ sur l'année). Les niveaux de NO₂ sur le domaine d'études varient ainsi entre 13,3 et 25,4 µg/m³ en moyenne sur l'année.

Les niveaux de concentration en NO₂ ont donc globalement diminué sur la zone d'études entre 2005 et 2014.

L'ensemble des sites respectent la valeur limite de 40 µg/m³ fixée pour une année de mesures.

La modélisation des concentrations annuelles en NO₂ sur le domaine d'études met en évidence l'influence du périphérique au nord et de l'autoroute A61 à l'est sur les niveaux de NO₂ rencontrés.

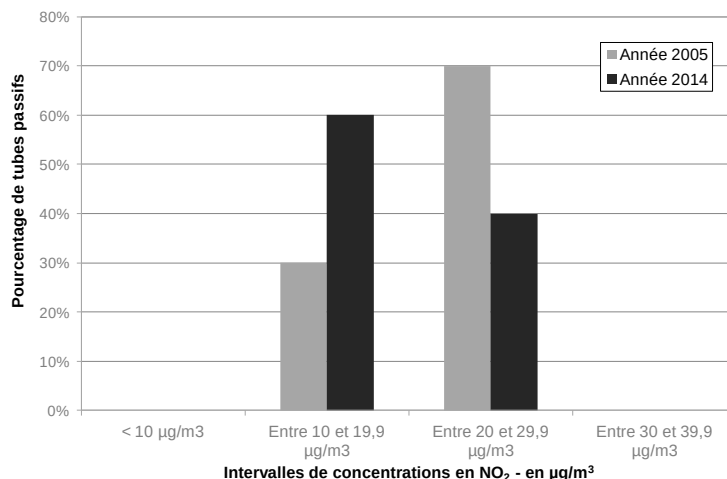


Carte 3 : Situation du niveau de fond du dioxyde d'azote sur le domaine d'études pour l'année 2014

Entre 2005 et 2014, des niveaux du NO₂ de fond en légère baisse sur la zone d'études

La répartition des concentrations en NO₂ a donc évolué entre 2005 et 2014.

On constate en effet une diminution du nombre de sites enregistrant une concentration entre 20 et 29,9 µg/m³ au profit de l'intervalle de concentration inférieur.



Graph 1 : Comparaison de la répartition des niveaux de dioxyde d'azote obtenus en niveau de fond sur le domaine d'études par intervalles pour 2005 et 2014

Les cartes suivantes présentent l'évolution des concentrations moyennes de dioxyde d'azote entre 2005 (Etat zéro) et 2014.

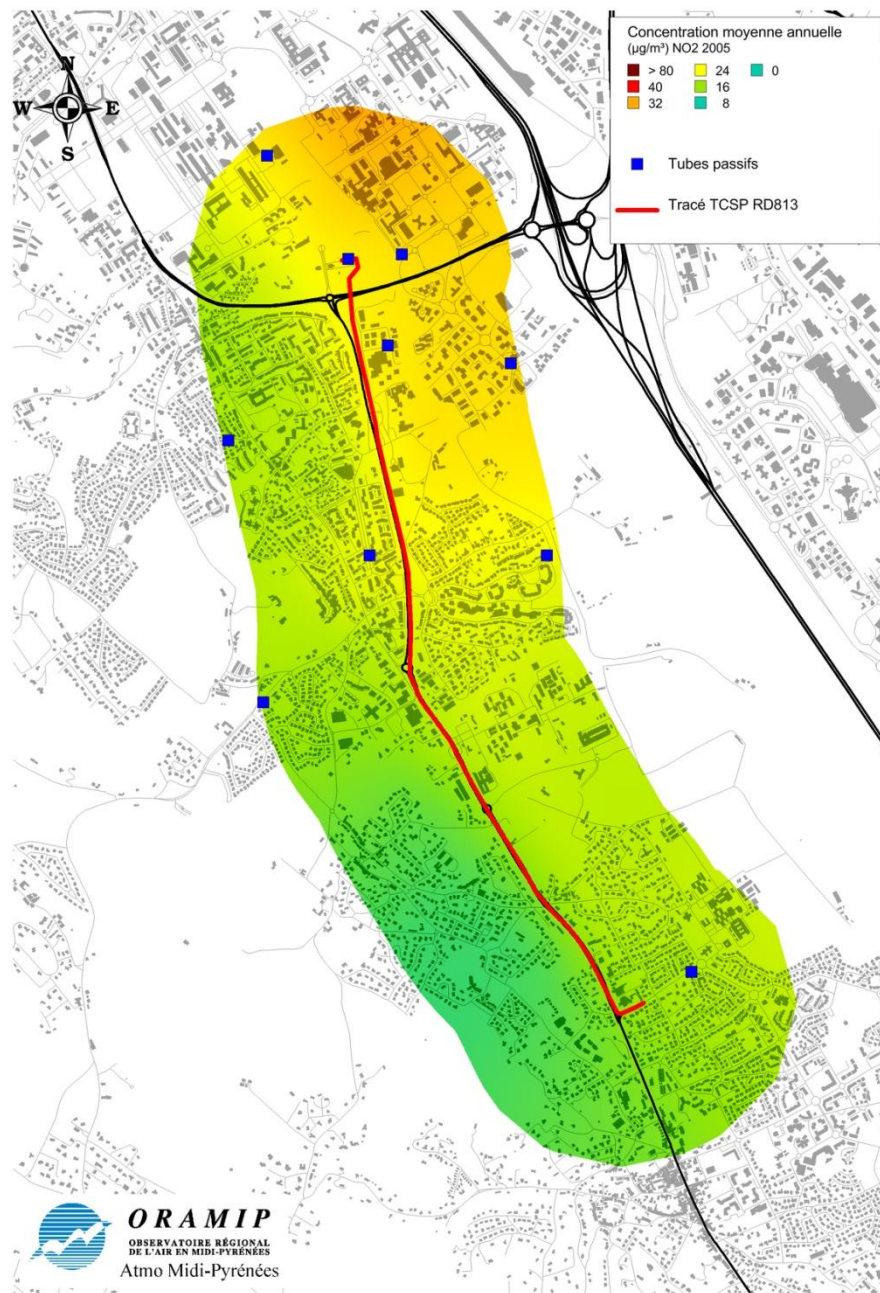
La carte d'évolution montre une diminution générale des niveaux de NO₂ sur l'ensemble du domaine d'études.

Cette tendance à la baisse des niveaux de NO₂ a également été observée pour les stations urbaines toulousaines. Ainsi, en moyenne, sur les trois stations urbaines, les niveaux de NO₂ ont diminué de 14%. (cf. annexe I)

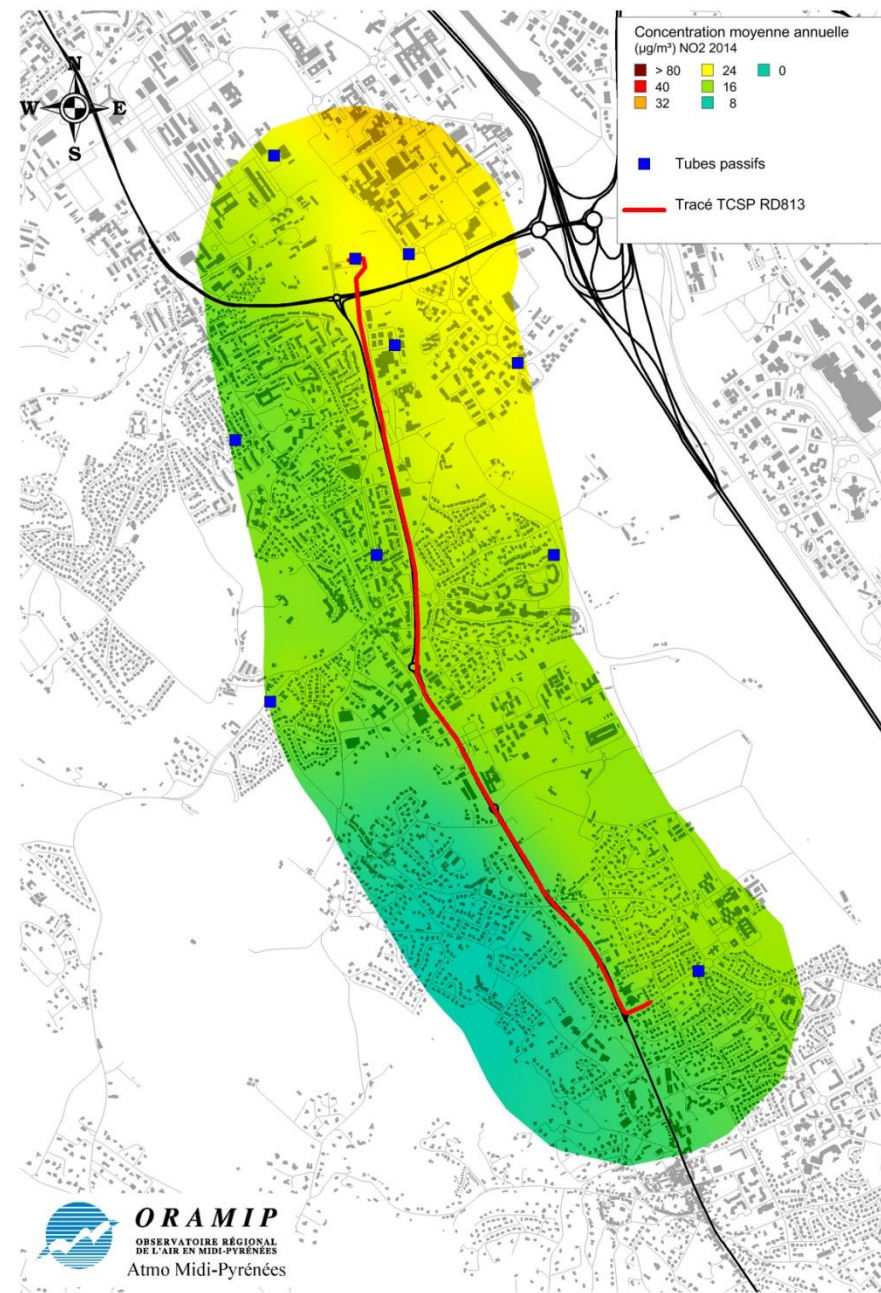
En revanche, sur le domaine d'études, les niveaux de NO₂ ont diminué d'environ 20% pour la zone située à l'est du tracé du TCSP et d'environ 30% pour la zone située à l'ouest. Cette diminution est ainsi plus forte que celle relevée pour les stations fixes toulousaines.

La mise en place du TCSP RD813 semble donc avoir eu un impact positif sur les niveaux de fond de NO₂ rencontré sur le domaine d'études.

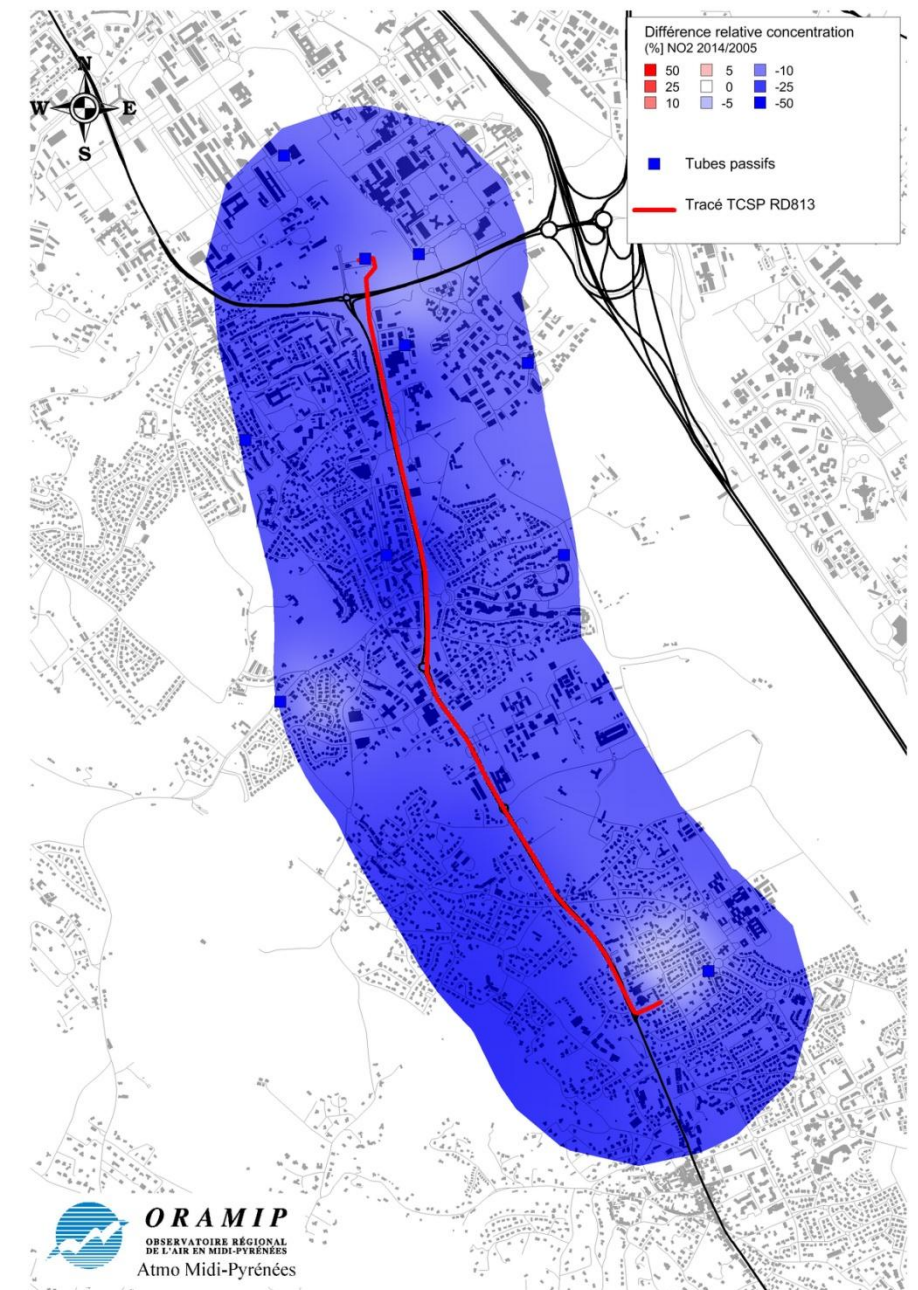
L'évolution des niveaux de NO₂ présentant une très forte hétérogénéité en fonction des sites, il ne nous est donc pas possible de donner une approximation chiffrée de la contribution de l'aménagement du TCSP RD813 à l'amélioration de la qualité de l'air sur le domaine d'études.



Carte 4 : Situation du niveau de fond du dioxyde d'azote sur le domaine d'études pour l'année 2005



Carte 5 : Situation du niveau de fond du dioxyde d'azote sur le domaine d'études pour l'année 2014



Carte 6 : Evolution des concentrations en dioxyde d'azote entre 2005 et 2014 (en %) sur le domaine d'études

Évaluation intégrant la pollution de proximité trafic

Les différentes études effectuées par l'ORAMIP sur l'agglomération toulousaine, Plan de Protection de l'Atmosphère (PPA), Plan de Déplacements Urbains (PDU), ont permis de désigner le périphérique comme zone potentiellement à risque par rapport à l'exposition de la population au niveau du domaine d'études.

Dans le cadre de cette étude, cette zone apparaît également comme une zone à enjeux pour la protection de la santé.

Un domaine d'étude coupé en deux zones

Le domaine d'études peut être séparé en deux zones :

- la première zone correspond à l'ensemble du domaine d'études hors proximité du périphérique. Les concentrations sont du même ordre de grandeur que celles relevées dans Toulouse,
- La seconde zone correspond au périphérique et à sa proximité immédiate avec des concentrations beaucoup plus importantes.

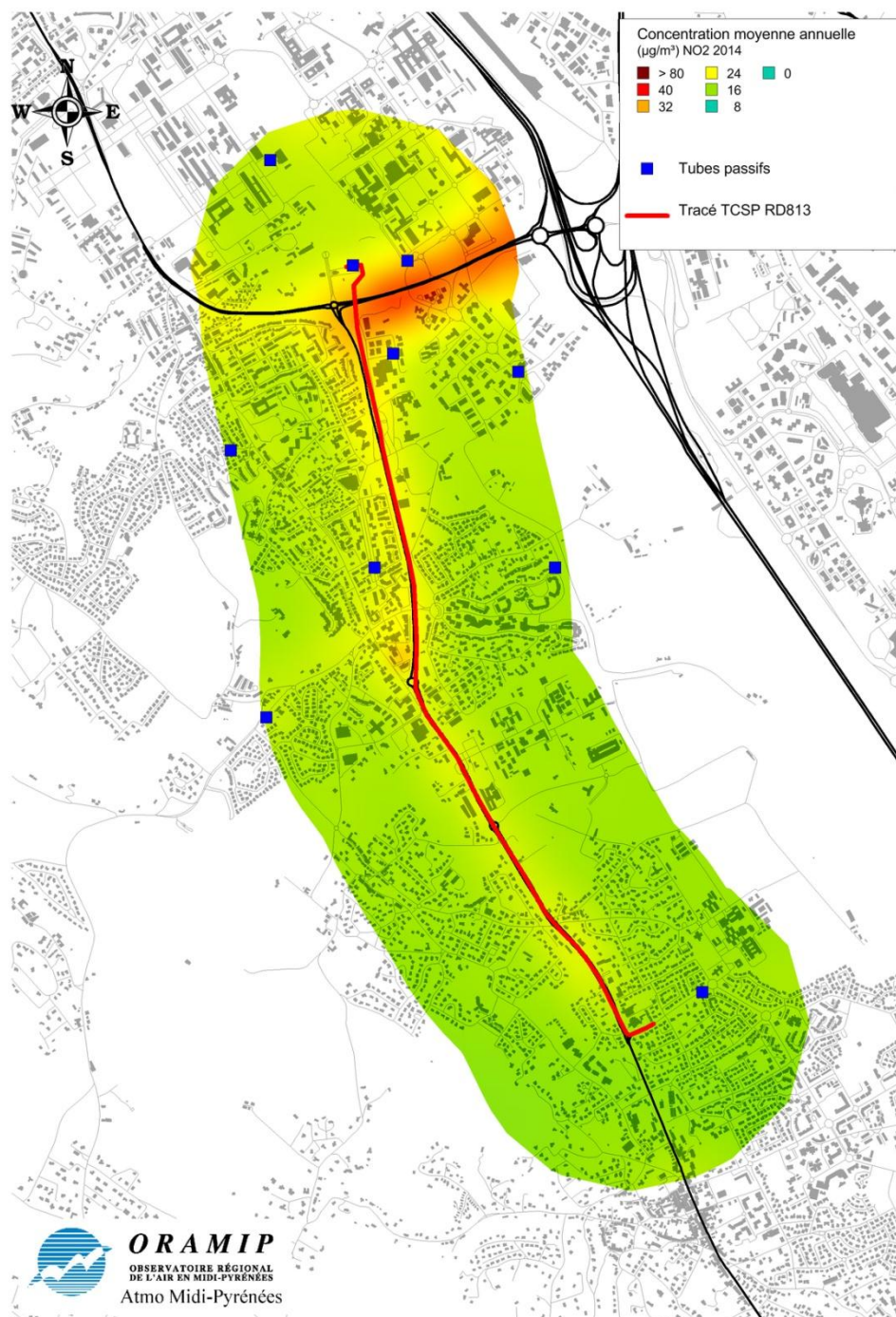
Des zones en dépassement de valeurs limites proches des grands axes

Dans le domaine d'étude, 0.04 km² sont susceptibles de dépasser la valeur limite annuelle pour la protection de la santé humaine pour le dioxyde d'azote.

Cette surface est située en bordure du périphérique entre la route de Narbonne et l'échangeur du Palays.

Cette zone est une zone d'activité non habitée aux regards des données de population disponible (année 2011). Il n'y a donc pas d'habitants exposés à des niveaux de dioxyde d'azote susceptibles de ne pas respecter la valeur limite pour la santé de la population.

Tout développement urbain de type logements est à éviter dans cette zone pour ne pas risquer d'exposer des populations à des concentrations en NO₂ importantes.



Carte 7 : concentrations moyennes annuelles modélisées en NO₂, en proximité trafic le long du TCSP RD813 (dans la zone d'études) pour l'année 2014



ANNEXE I : RÉSULTATS DES MESURES DE DIOXYDE D'AZOTE

LES FAITS MARQUANTS DE LA CAMPAGNE DE MESURES

- ➔ Respect de la valeur limite fixée sur la moyenne annuelle pour la protection de la santé humaine pour l'ensemble des sites de mesures du domaine d'études.
- ➔ En fond, les concentrations mesurées sont inférieures à celles des stations de fond urbain toulousaines. De même, les concentrations de proximité trafic obtenues sur le domaine d'études sont généralement plus faibles que celles relevées en proximité trafic dans Toulouse.

LE DIOXYDE D'AZOTE: SOURCES ET EFFETS SUR LA SANTE ET L'ENVIRONNEMENT

SOURCES

Le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂) 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.

EFFETS SUR LA SANTE

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/m³, 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.

La campagne de mesures 2014 couvre 3.9% de l'année.

Les concentrations mesurées par les stations fixes toulousaines sur la période et sur l'année 2014, ont été comparées afin d'étudier la nécessité de réaliser une adaptation statistique des concentrations en NO₂ mesurées sur les sites autour du tracé du TCSP RD813

(cf. paragraphe estimation des concentrations en NO₂ sur l'année 2014).

Les concentrations annuelles en NO₂ estimées pour la zone d'études ont été comparées à la réglementation en vigueur.

Réglementations respectées sur l'année 2014 pour tous les sites du domaine d'études

Sites urbains de fond

		DIOXYDE D'AZOTE		
		Conformité à la réglementation	Valeurs réglementaires	Estimation sur l'année
Exposition de longue durée				
	Valeurs limites pour la protection de la santé	OUI	40 µg/m ³ en moyenne annuelle	En moyenne annuelle : Sur la zone étudiée, les concentrations moyennes en NO ₂ obtenues pour les sites urbains de fond varient de 13.3 µg/m ³ à 25.4 µg/m ³ . Tous les sites respectent donc la valeur limite fixée.

µg/m³ : microgramme par mètre cube

Sites de proximité trafic

		DIOXYDE D'AZOTE		
		Conformité à la réglementation	Valeurs réglementaires	Estimation sur l'année
Exposition de longue durée				
	Valeurs limites pour la protection de la santé	OUI	40 µg/m ³ en moyenne annuelle	En moyenne annuelle : Sur la zone étudiée, les concentrations moyennes en NO ₂ obtenues pour les sites urbains de fond varient de 21.3 µg/m ³ à 35.8 µg/m ³ . Tous les sites respectent donc la valeur limite fixée.

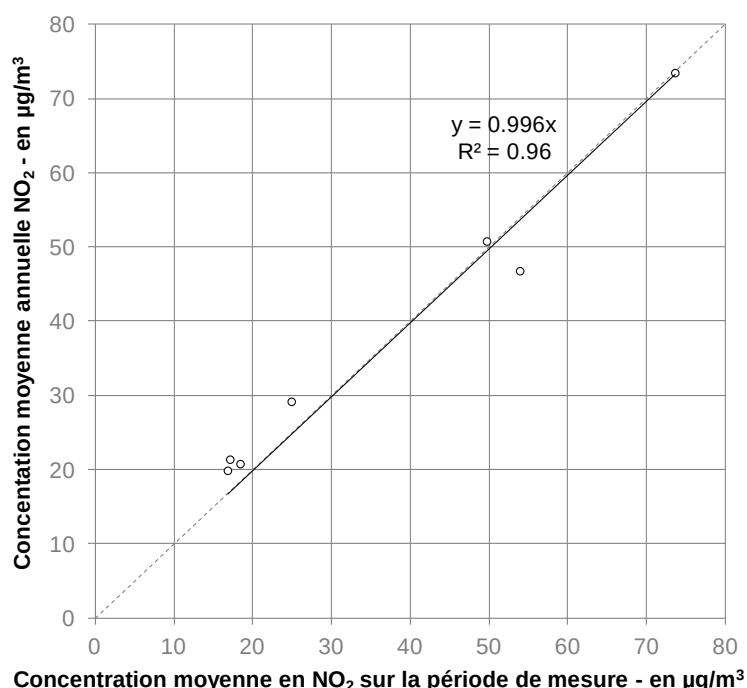
µg/m³ : microgramme par mètre cube

Des niveaux mesurés représentatifs des niveaux annuels

La campagne de mesures 2014 couvre 3.9% de l'année.

La comparaison des mesures réalisées pendant la campagne de mesures à celles obtenues sur l'ensemble de l'année sur le dispositif fixe toulousain, constitué de 7 stations urbaines ou trafic de mesures, a permis de d'étudier la nécessité de réaliser une adaptation statistique des concentrations en NO₂ mesurées sur les sites autour du tracé du TCSP RD813.

Les concentrations moyennes relevées pendant la période de mesures choisie étant similaires aux moyennes annuelles, l'adaptation statistique n'a pas été nécessaire.



Graph 2: Droite de régression linéaire entre les concentrations NO₂ mesurées sur la période et sur l'année pour l'ensemble des stations toulousaines

Sur le domaine d'études, des concentrations généralement plus faibles que celles mesurées par les stations fixes toulousaines

Les tableaux et le graphe ci-après décrivent les statistiques issues des concentrations moyennes en NO₂ estimées sur l'ensemble de l'année 2014 :

- pour les sites de fond pour lesquels de mesures de NO₂ ont été réalisées en 2005 et 2014,
- pour les sites de proximité du tracé du TCSP RD813.

Un niveau de fond inférieur au fond urbain toulousain

Les concentrations de fond mettent en évidence une certaine homogénéité des niveaux sur la zone. L'écart-type obtenu est relativement faible.

Le niveau moyen mesuré sur le domaine d'études (18.6 µg/m³ en moyenne annuelle, apparaît plus faible que la concentration moyenne de fond relevée par les stations urbaines toulousaines du dispositif fixe (20,7 µg/m³ en moyenne annuelle).

Valeur de NO ₂ en µg/m ³ - Année 2014					
	Minimum	Maximum	Moyenne	Médiane	Ecart Type
Sites de fond	13.3	25.4	18.6	17.5	± 5.0

Des concentrations de proximité trafic généralement plus faibles que celles relevées dans Toulouse

Les concentrations en proximité du trafic sont supérieures à celles relevées en site urbain de fond. En revanche, avec un écart type de ±5.1 µg/m³, les

concentrations relevées en proximité du trafic présentent une homogénéité similaire.

	Valeur de NO ₂ en µg/m ³ - Année 2014				
	Minimum	Maximum	Moyenne	Médiane	Ecart Type
Sites de proximité du trafic	21.3	35.8	26.8	25.8	± 5.1

µg/m³ : microgramme par mètre cube

Le niveau moyen reste cependant assez faible en comparaison de ceux relevés par les stations trafic toulousaines.

En moyenne sur le domaine d'études, la concentration en NO₂, sur l'année 2014, est de 25,7 µg/m³ tandis

qu'en proximité trafic dans Toulouse, les niveaux de NO₂ relevée sur la même période varient de 29.2 µg/m³ pour la rue Pargaminière à 50.8 µg/m³ pour l'axe de Metz.

Entre 2005 et 2014, diminution des concentrations en fond sur l'agglomération toulousaine

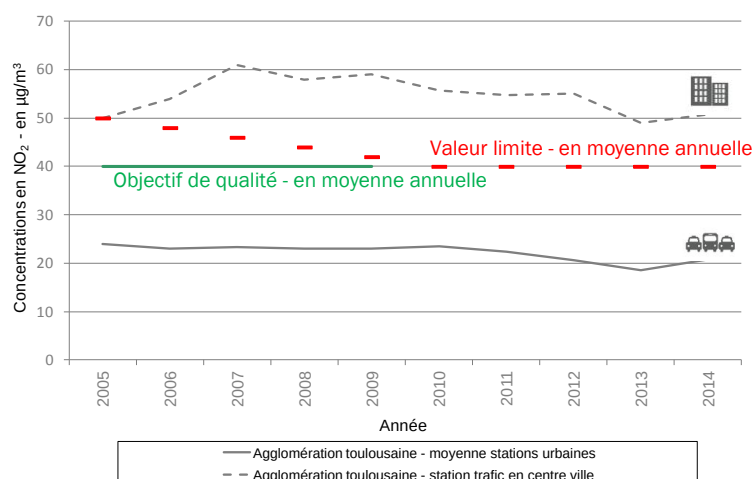
Le dioxyde d'azote (NO₂) est essentiellement issu de l'oxydation du monoxyde d'azote (NO), lui-même principalement produit par la circulation routière. Les maxima en NO₂ sont donc observés sur les stations trafic.

Les concentrations de fond en NO₂ en milieu urbain diminuent depuis le début des années 2000. Elles ont ainsi diminué de 14% entre 2005 et 2014. Elles respectent l'objectif de qualité (40 µg/m³ en moyenne annuelle) et de la valeur limite pour la protection de la santé humaine dégressive depuis 2001 jusqu'à atteindre 40 µg/m³ en 2010.

En proximité de trafic routier dans le centre de l'agglomération toulousaine, depuis 2000, aucune tendance stable d'évolution des niveaux de NO₂ ne se dessine. Ainsi, en 2014, les concentrations annuelles en NO₂ en proximité trafic dans le centre de Toulouse sont similaires à celles relevées en 2005.

Ces niveaux sont supérieurs à la valeur de l'objectif annuel. En outre depuis 2006, ils dépassent en moyenne le seuil de la valeur limite annuelle pour la protection de la santé.

L'écart entre les mesures urbaines "de fond" et les mesures en proximité de trafic automobile en centre ville de Toulouse se creuse donc, et ce malgré les efforts des constructeurs automobiles et des directives européennes. L'une des dernières évolutions technologiques, le filtre à particules, permet la réduction drastique des particules émises mais semble compenser ce progrès par une oxydation accrue du monoxyde d'azote mis (NO) en NO₂ freinant ainsi la diminution des émissions de ce dernier dans l'air ambiant.



Graph 3: Evolution des concentrations en dioxyde d'azote sur l'agglomération toulousaine entre 2005 et 2014

ANNEXE II : MÉTHODOLOGIE DE MODÉLISATION ET DE CARTOGRAPHIE

Principe de la méthode

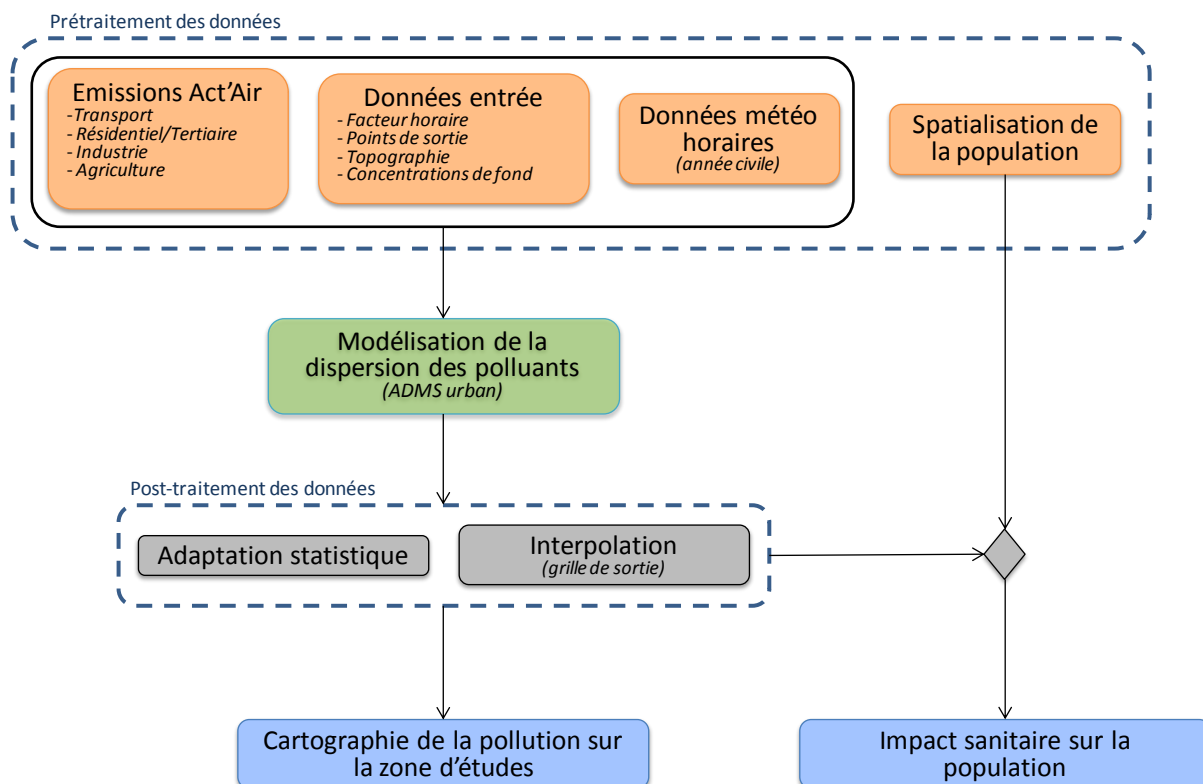


Schéma 2 : Méthodologie utilisée pour la modélisation de la dispersion à fine échelle sur la zone d'études

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.

Emissions

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.

Emissions du secteur transport

Act'Air Transport utilise 3 types de données d'entrée :

- les données de trafic routier
- Une estimation de la composition du parc roulant de 2008 à 2020,
- Les facteurs d'émissions COPERT IV

Les données de trafic

Le trafic routier sur l'aire urbaine de Toulouse a été modélisé par Tissé (pour les scénarios « 2008 », « 2020 Fil de l'eau » et « 2020 PDU »).

Les données fournies sont des données linéiques (associées à un tronçon de route) :

- les Trafics Heure de Pointe du Soir (HPS) pour l'ensemble des véhicules (véhicules légers (VL) et transport en commun (TC)),
- la capacité de chaque tronçon,
- la vitesse à vide
- et la vitesse en charge HPS.

Le trafic horaire est ensuite calculé et la vitesse est estimée en fonction de la charge du trafic et de la capacité du tronçon étudié : ceci permet de prendre en compte heure par heure, la présence d'embouteillages sur chaque tronçon et d'estimer les surémissions de polluants qui y sont dues.

L'évaluation de la composition du parc automobile français

(Méthodologie issue de la note Certu 2010/13 « Le calcul des émissions des pollutions routières et la consommation énergétique »)

Le parc roulant relatif à une année donnée est composé de différentes classes technologiques de véhicules qui conditionnent largement les émissions de polluants. La méthode de calcul permet de connaître pour chaque année, les effectifs, la nature et les caractéristiques détaillées des véhicules en circulation. Ces données servent de base aux calculs d'inventaire des émissions du trafic routier en France.

En 2010, 40% des voitures respecteront les normes de 2005 contre 90% en 2020.

Les facteurs d'émission : la méthodologie COPERT

La réalisation de la modélisation des émissions à l'échappement et par évaporation a été menée à partir de la méthodologie européenne COPERT IV adaptée à la situation française.

Les facteurs d'émission utilisés sont donc issus de la méthodologie européenne du programme COPERT IV (Computer Programme to calculate Emissions from Road Transport) développée pour le compte de l'Agence Européenne de l'Environnement dans le cadre des activités du Centre thématique européen sur les émissions atmosphériques. La méthodologie COPERT IV repose sur une banque de données européennes réunissant les résultats de mesures réalisées sur cycles réels, segmentées en classes technologiques.

Calcul des émissions

L'outil Act'Air Transport combine alors ses 3 types de données d'entrée afin de calculer les émissions directes de tous les polluants réglementés sur chaque axe routier pris en compte et pour chaque heure de la journée.

Emissions du secteur résidentiel/tertiaire

Principe général

Les émissions de ce secteur sont principalement liées aux chauffages, à la production d'eau chaude sanitaire et aux divers équipements ménagers (cuisson, agrément, ...) et dépendent du combustible utilisé.

Pour le secteur résidentiel il s'agit de croiser les données relatives au parc régional de résidences principales issues du recensement général de la population (RGP INSEE 2006 - Fichier Détail Logements) avec des consommations énergétiques unitaires (par type de logement) fournies par le CEREN. Le parc de résidences principales de chaque commune est spécifié selon 96 catégories. Ainsi à chaque ensemble homogène de résidences principales est associé une consommation unitaire type de chauffage principal, chauffage d'appoint, d'eau chaude sanitaire, de cuisson, d'usage spécifique de l'électricité.

Pour le secteur tertiaire il s'agit de croiser les données relative aux emplois (voir des surfaces - on suppose que les surfaces par emploi sont stables au sein d'un même secteur d'activité) issues du RGP (INSEE 2006) avec des consommations unitaires (consommation thermique et électrique par emploi). Les branches d'activité du tertiaire retenues dans l'étude sont au nombre de 7 (bureaux et administrations / santé / enseignement / sport loisir culture / établissement du transport / hôtels cafés restaurants / commerces).

Ces données retravaillées sont fournies par l'OREMIP (Observatoire Régionale de l'Energie en région Midi-Pyrénées). Elles sont ensuite multipliées par les facteurs d'émissions associées issues du guide OMINEA (Organisation et Méthodes des Inventaires Nationaux des Emissions Atmosphériques)

Temporalisation des données de chauffage du secteur résidentiel/Tertiaire

Les émissions de chauffage du secteur résidentiel/tertiaire sont calculées annuellement mais dépendent fortement des conditions météorologique de l'année retenue. C'est pour cela qu'une temporalisation des émissions est estimée pour chaque zone de modélisation et pour chaque année civile retenue.

La variable de départ de cette méthode est la différence entre la température extérieure "ressentie" et la température intérieure souhaitée. La température "ressentie" permet de prendre en compte l'impact du refroidissement éolien dans les consommations (i.e. la déperdition supplémentaire de chaleur due à la présence du vent)

Finalement le pourcentage d'émission annuelle pour chaque heure est estimé en comparant cette variable avec la différence de températures totale sur l'année retenue.

Emissions du secteur industriel

Les « grandes industries » regroupent les industries qui déclarent leurs émissions annuelles à la DREAL. Ces données sont publiques et disponibles sur internet via la base IREP (Registre Français des Emissions Polluantes) ou par demande à la DREAL. Ces industries sont localisées avec précision et forment des sources ponctuelles d'émissions.

Une base de données sur les ICPE est disponible sur le site du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement. Il est ainsi possible de connaître les différentes activités des ICPE et d'avoir accès aux arrêtés préfectoraux correspondants.

Les émissions pour les polluants non déclarées sont recalculées en fonction de la nature des activités, avec les facteurs d'émissions disponibles par le CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique).

Sur Midi-Pyrénées, les données d'environ 170 industries sont intégrées dans l'inventaire.

Emissions du secteur agricole

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.

Les quantités engendrées pour certaines substances telles que le méthane, le protoxyde d'azote et l'ammoniac notamment sont très importantes et font de ce secteur l'émetteur parfois le plus important.

Les données utilisées dans l'inventaire proviennent du recensement agricole AGRESTE de l'année 2000. Il fournit les surfaces cultivées en fonction du type de culture et les cheptels par type d'animaux au niveau de la commune. Les facteurs d'émissions associées aux activités proviennent du CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique).

Données d'entrée (hors émissions)

Sectorisation du domaine d'études

Le modèle ADMS est limité quant à la taille des données d'émission qu'il peut utiliser. Aussi quand le

domaine d'études 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 :

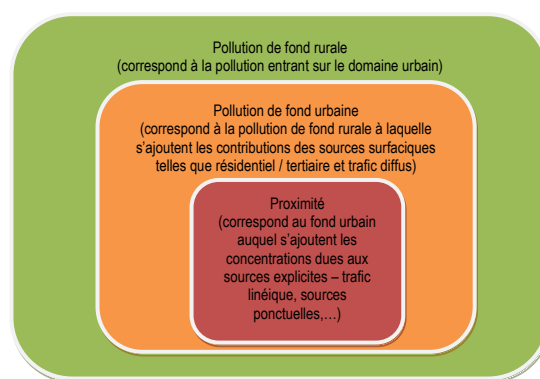


Schéma 3 : Les principales échelles de pollution en milieu urbain

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 pondérée entre les émissions horaires du trafic routier et celles du secteur résidentiel tertiaire sur l'ensemble du domaine d'études

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.

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

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.

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'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 référencant l'interpolation des données décrites précédemment avec un Système d'Information Géographique (SIG).

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.

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

ANNEXE III: INDICATEURS STATISTIQUES DE COMPARAISON MESURES/MODÈLE

Méthodologie

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 tubes 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 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) :

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

- 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 :

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

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

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

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

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

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 = 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

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

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 $y = a.x + b$ (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".

Un modèle performant

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

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 modélisées". 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

Indicateurs statistiques	Modèle 20 observations	Caractéristiques d'un modèle performant
FB	0.06	$-0.3 < FB < 0.3$
MG	1.04	$-0.7 < MG < 1.3$
NMSE	0.24	$NMSE < 4$
VG	1.07	$VG < 1.6$
FAC2	1.00	$FAC2 > 0.5$
r	0.6	Le plus proche de 1

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 de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ les plus faibles concentrations en NO_2 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.

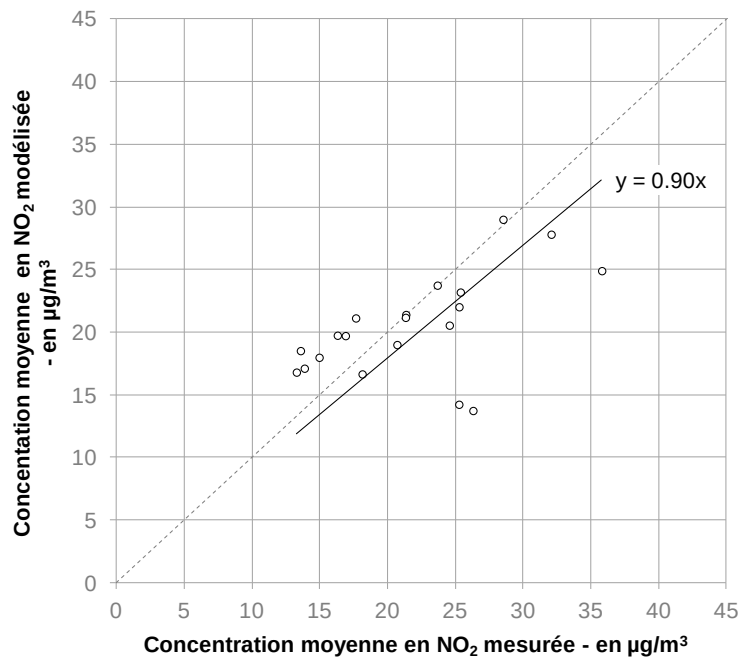
L'indicateur logarithmique VG est autant sensible aux valeurs fortes qu'aux valeurs faibles.

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, 60% des concentrations modélisées sont corrélées avec les mesures.

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

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



Graph 4: comparaison mesures / modèle pour le dioxyde d'azote sur le domaine d'études



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>