



**EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE
A COURT TERME DE LA POLLUTION
ATMOSPHERIQUE URBAINE DANS
L'AGGLOMERATION TARBAISE**

Georges FAHET

novembre 2003

Etude financée dans le cadre du contrat de plan Etat – Région

Ont participé à cette étude :

Observatoire Régional de la Santé Midi-Pyrénées

Georges FAHET

Thibaud BOUILLIE

Institut de Veille Sanitaire

Sylvie CASSADOU (soutien méthodologique)

Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales Midi-Pyrénées

Claire BAUDINAT

Observatoire Régional de l’Air Midi-Pyrénées

Jean-Pierre DELLA MASSA

Mariam MEYBECK

Pierre-Yves ROBIC

Sandrine OLIVIER

LISTE DES ACRONYMES ET SIGLES UTILISES

APHEA : Air Pollution and Health - A European Approach
CHU: Centre Hospitalier Universitaire
CIM: Classification Internationale des Maladies
DRASS : Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales
EDF : Electricité De France
EIS : Evaluation d'Impact Sanitaire
GHM : Groupe Homogène de Malades
IGN : Institut Géographique National
INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
INSERM : Institut National de la Santé Et de la Recherche Médicale
ORAMIP : Observatoire Régional de l'Air en Midi-Pyrénées
ORMIP : Observatoire Régional de la Santé Midi-Pyrénées
PMSI : Programme de Médicalisation des Systèmes d'Information
PRQA : Programme Régional Pour la Qualité de l'Air
PSAS 9 : Programme de Surveillance Air et Santé 9 villes
RP : Recensement de la Population
RSA : Résumé de Sortie Anonymisé
RSS : Résumé de Sortie Standardisé
RUM : Résumé d'Unité Médicale

µg/m³ : microgrammes par mètre cube
COV : Composés Organiques Volatils
NO₂ : Dioxyde d'azote
O₃ : Ozone
PM10 : Particules de diamètre inférieur à 10 micromètres
SO₂ : Dioxyde de soufre

SOMMAIRE

1. Contexte	3
2. Pourquoi une évaluation d'impact sanitaire ?	4
3. Méthodologie de l'évaluation d'impact sanitaire	5
3.1. Définition de la zone d'étude	5
3.2. Estimation de l'exposition	6
3.3. Recueil des données sanitaires.....	7
3.4. Calcul du nombre de cas attribuables	8
4. Application à l'agglomération de Tarbes	11
4.1. Définition et description de la zone d'étude.....	11
4.1.1. Contexte économique et sources de pollution.....	11
4.1.2. Définition a priori de la zone d'étude	12
4.1.3. Sélection des communes.....	13
4.2. Estimation de l'exposition	17
4.2.1. Surveillance de la qualité de l'air	17
4.2.2. Période d'étude.....	18
4.2.3. Sélection des stations de mesure.....	19
4.2.4. Construction des indicateurs d' exposition	24
4.3. Indicateurs sanitaires.....	27
4.3.1. Mortalité	27
4.3.2. Morbidité	27
4.4. Calcul du nombre de cas attribuables	29
4.4.1. Impact sanitaire par rapport à une situation de faible pollution atmosphérique	29
4.4.1.1. Impact total de la pollution atmosphérique	29
4.4.1.2. Impacts sanitaires par niveaux de pollution.....	31
4.4.2. Gains sanitaires attendus en cas de réduction des niveaux de pollution atmosphérique	32
4.4.2.1. Gain sanitaire pour la mortalité anticipée	33
4.4.2.2. Gain sanitaire pour la morbidité cardiovasculaire, cardiaque et respiratoire	34
4.5. Discussion	36
4.5.1. Rappel des principaux résultats.....	36
4.5.2. Interprétation des résultats	36
4.5.3. Limites et incertitudes	38
4.5.3.1. Définition de la zone d'étude et estimation de l'exposition	38
4.5.3.2. Indicateurs sanitaires.....	39
4.5.3.3. Les relations exposition-risque	40
5. Conclusion	42
Annexe 1	43
Annexe 2	45
Bibliographie	46

1.CONTEXTE

Les risques sanitaires liés à la pollution atmosphérique sont maintenant relativement bien connus, du moins concernant les effets à court terme (survenue ou exacerbation d'une vaste gamme de manifestations sanitaires, allant de la mortalité prématurée à la modification des paramètres de la fonction ventilatoire).

Les études, tant toxicologiques qu'épidémiologiques menées ces dernières années ont ainsi permis d'objectiver le lien à court terme entre pollution atmosphérique et risque sanitaire. Les relations observées entre les variations journalières d'indicateurs de la pollution atmosphérique et les variations d'indicateurs sanitaires sont le plus souvent de type linéaire et sans seuil : les effets néfastes de la pollution sont observables pour des niveaux d'exposition faibles, inférieurs aux valeurs guides réglementaires.

La confrontation des résultats épidémiologiques aux éléments d'appréciation de la causalité habituellement retenus permet raisonnablement de conclure que la pollution atmosphérique constitue bien un facteur de risque pour la santé de nature causale.

La question qui nous occupe dans le cadre de l'EIS (évaluation de l'impact sanitaire) n'est donc pas de savoir si la pollution atmosphérique est néfaste pour la santé mais plutôt de quantifier au mieux l'importance de son impact.

Cette approche a déjà été utilisée, notamment en France avec le programme de surveillance air&santé [1] implanté dans 9 grandes villes françaises (PSAS-9) depuis 1997. L'objectif de ce programme est d'élaborer les relations exposition/risque permettant la quantification de l'impact sanitaire.

La méthodologie mise en œuvre s'appuie sur le principe des études temporelles.

La démarche consiste à relier les variations temporelles à court terme (d'un jour à l'autre) d'indicateurs de l'état de santé d'une population (mortalité, admissions hospitalières) à celles d'indicateurs d'exposition de cette population à la pollution atmosphérique urbaine, afin d'identifier des relations exposition/risque.

Ces relations expriment l'augmentation du risque sanitaire en fonction d'une augmentation donnée des concentrations des indicateurs de pollution et permettent ensuite d'estimer le nombre d'évènements sanitaires attribuables à cette pollution, ce qui constitue l'objet de l'EIS.

Le PSAS-9 a également recherché la faisabilité d'une EIS à une échelle locale, dans des villes n'ayant pas participé à ce programme.

En effet le programme PSAS 9 concerne un ensemble de villes contrastées sur le plan géographique, climatique, socio-économique, ainsi que sur le plan des sources de pollution, et cette approche multicentrique a permis de prendre en compte d'éventuelles différences entre les villes quand aux effets de la pollution atmosphérique sur les indicateurs sanitaires.

Cette approche permet ainsi de penser que les risques relatifs estimés par l'analyse combinée des résultats des neuf villes sont vraisemblablement plus proches des risques relatifs « réels » que ceux estimés sur une seule zone urbaine.

2. POURQUOI UNE EVALUATION D'IMPACT SANITAIRE ?

Un contexte législatif

La loi sur l'air du 30 décembre 1996 stipule que « l'Etat assure ... la surveillance de la qualité de l'air et ... de ses effets sur la santé » [2].

Cette loi prévoit notamment l'élaboration de plans régionaux pour la qualité de l'air (PRQA) ayant pour objet de fixer des orientations visant à prévenir, réduire ou atténuer les effets de la pollution atmosphérique.

Ces plans doivent s'appuyer, entre autres, sur une évaluation des effets de la qualité de l'air sur la santé.

Le projet de transfert, en 2002, de la réalisation des PRQA de l'Etat aux conseils régionaux n'en a pas modifié le contenu.

Un outil de planification

Outre le fait de répondre à une démarche réglementaire, l'EIS constitue également un outil de planification, parmi d'autres, des politiques locales en matière de gestion de la qualité de l'air.

Cette démarche permet en effet de fixer des objectifs d'amélioration de la qualité de l'air fondés sur des critères de santé publique et de comparer les bénéfices attendus, en terme de santé, de différents scénarii d'évolution de la pollution.

Les résultats sont présentés en nombre de cas attribuables ou attendus liés à une exposition et doivent permettre la prise en compte de l'impact sanitaire dans le processus décisionnel.

Un outil d'évaluation

L'EIS permet enfin, si des actions de réduction des émissions polluantes sont mises en œuvre, de mesurer leur impact sur la santé publique et d'en évaluer l'efficacité au plan sanitaire.

Au total l'EIS constitue donc un outil de gestion des risques.

Pour répondre à ces objectifs, une EIS a donc été mise en œuvre dans l'agglomération tarbaise.

Ce type de démarche a déjà été entrepris en Midi-Pyrénées dans l'agglomération toulousaine dans le cadre du PSAS 9 [1] [4], il paraît intéressant maintenant de la mettre en œuvre dans d'autres zones de la région telles que l'agglomération tarbaise qui dispose de surcroît d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air permettant la réalisation de cette étude. Cela devrait permettre au niveau local, une meilleure prise en compte des enjeux de santé publique liés à la pollution atmosphérique.

3. METHODOLOGIE DE L'EIS

L'étude suit la démarche préconisée par le guide méthodologique élaboré par l'institut de veille sanitaire [3].

Celle-ci se déroule en quatre étapes :

- définition de la zone d'étude
- estimation de l'exposition
- recueil des indicateurs sanitaires
- calcul du nombre de cas attribuables

3.1.Définition de la zone d'étude

Il s'agit à cette étape de définir une zone où l'on peut considérer que la population est exposée, en moyenne, à un même niveau de pollution, c'est à dire où la répartition des concentrations ambiantes de polluants peut être considérée, à priori, comme homogène.

La détermination de cette zone repose sur l'analyse de plusieurs critères détaillés ci-dessous.

Tout d'abord, le niveau de résolution le plus fin pour la définition de cette zone est l'échelon communal. En effet, le recueil des données sanitaires ne peut se faire à une échelle plus fine.

Les critères de sélection des communes sont les suivants :

- géographiques et topographiques : il est nécessaire d'identifier une zone sans rupture d'urbanisation afin de satisfaire l'hypothèse d'une qualité d'air ambiant homogène.
On a recours pour cela aux zonages réalisés par l'INSEE (délimitation des unités urbaines¹), ainsi qu'aux cartes IGN®.
Les unités urbaines définies par l'INSEE sont intéressantes en première approche puisqu'elles permettent de délimiter une zone présentant une certaine continuité urbaine, condition minimale pour une qualité d'air ambiant homogène. L'examen des cartes IGN® d'autre part, permet de vérifier l'absence de dénivelé brutal ou de particularité topographique pouvant mettre en question cette homogénéité.
- météorologiques : prise en compte des paramètres pouvant influencer sur la dispersion des polluants (vents dominants en particulier)
- démographiques : vérification que la population séjourne bien la majeure partie de son temps dans la zone d'étude.
On recense pour cela les déplacements de population et en particulier les navettes domicile-travail obtenues à l'INSEE.

¹ Une unité urbaine est constituée d'une ou plusieurs communes sur le territoire desquelles se trouve une zone bâtie continue de plus de 2000 habitants. Une zone bâtie est elle-même constituée de constructions avoisinantes espacées au maximum de 200 mètres (source INSEE).

- expertise du réseau de surveillance de la qualité de l'air : deux campagnes de mesures ponctuelles des niveaux de pollution ont été entreprises dans le cadre de cette étude, concernant en particulier l'ozone et le dioxyde d'azote.
La première campagne a eu lieu en période estivale (été 2002) et la seconde en période hivernale (hiver 2003).
Ces mesures, réalisées sur différents sites de la zone d'étude présumée, avaient pour objet d'apprécier la distribution spatiale de la pollution atmosphérique et donc de juger de l'homogénéité de l'exposition dans la zone prédéfinie.

A l'issue de cette première étape, est donc identifiée une zone sans rupture d'urbanisation où la majorité de la population séjourne en permanence et où la qualité de l'air (mesurée par des stations de type urbain) et la répartition des immissions peuvent être considérées, à priori, comme homogènes.

3.2. Estimation de l'exposition

L'objet de cette étape est de quantifier l'exposition à laquelle est soumise la population à partir de l'analyse des données de pollution collectées en routine par le réseau local de mesure de la qualité de l'air.

L'estimation de l'exposition repose sur l'hypothèse selon laquelle la moyenne journalière des mesures enregistrées par les capteurs de pollution sélectionnés, constitue une bonne approximation de la moyenne journalière des expositions individuelles.

Il est donc nécessaire de construire, pour chaque polluant mesuré localement, un indicateur d'exposition reflétant au mieux les concentrations auxquelles la population est soumise.

Cette construction comporte les étapes suivantes :

- recueil des données pertinentes auprès du réseau de surveillance de la qualité de l'air : cette étape permet notamment de définir la période d'étude qui sera fonction de la disponibilité des données de pollution, la durée minimale nécessaire étant au moins une année entière afin de prendre en compte les variations saisonnières.
- pour chaque indicateur de pollution, sélection des stations de mesure. Seules les stations de type urbain doivent en principe être retenues (on entend par station urbaine une station non directement influencée par une source de pollution. Ces stations, implantées dans les centres urbains, ont pour objectif de refléter le niveau d'exposition moyen de la population résidente de l'agglomération considérée).
Il est nécessaire que les stations que l'on retiendra pour construire les indicateurs d'exposition reflètent bien l'exposition moyenne et ne soient pas influencées par une source ou un phénomène de dispersion particulier.

On retiendra donc les stations urbaines qui, pour chaque indicateur de pollution, respectent les critères suivants :

- les différences entre les valeurs moyennes des mesures d'une station et celles de chacune des autres stations doivent être inférieures à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- les séries journalières de chaque indicateur de pollution doivent être bien corrélées entre les différentes stations (coefficients de corrélations au moins égaux à 0.6).

- construction des indicateurs d'exposition à partir des données recueillies par les stations de mesure retenues.

On calcule pour cela la moyenne arithmétique des valeurs journalières sur 24 h mesurées par les différentes stations sélectionnées, ceci pour chaque indicateur de pollution (on applique pour l'ozone la méthode du maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures).

3.3 Recueil des données sanitaires

La troisième étape de l'étude consiste à recueillir les données sanitaires pour lesquelles nous disposons de relations exposition / risque avec les polluants extérieurs mesurés en routine.

Ces relations exposition / risque et leur source bibliographique sont présentées en annexe 1.

Deux types d'indicateurs sanitaires ont ainsi été recueillis pour quantifier les effets à court terme de la pollution atmosphérique :

La mortalité :

- mortalité toutes causes (hors accidentelles et inconnues) et tous âges : CIM 9 < 799.9
- la mortalité cardiovasculaire tous âges : CIM 9 de 390 à 459
- la mortalité respiratoire tous âges : CIM 9 de 460 à 519

Ces données ont été obtenues auprès de l'INSERM, au service commun d'information sur les causes médicales de décès (SC 8)

La morbidité hospitalière :

- nombre d'admissions pour motif cardiaque tous âges : CIM 10 de I 20 à I 25 (sauf I 25.2) et I 44 à I 50.
- nombre d'admissions pour motif cardiovasculaire tous âges : CIM 10 de I 00 à I 99.
- nombre d'admissions pour motif respiratoire (15-64 ans et 65 ans et plus) : CIM 10 de J 00 à J 99.

Les données de morbidité concernent les patients hospitalisés pendant plus de 24 heures (ce qui exclu les bilans de surveillance par exemple), en provenance de leur domicile (cela exclu également les transferts en provenance d'autres établissements de soins).

Les établissements visés sont les établissements, publics ou privés, qui gèrent les services de soins de court séjour pour affections cardiovasculaires ou respiratoires.

Les données d'activité hospitalière ont été extraites du PMSI (Programme de Médicalisation du Système d'Information), le système d'information des établissements sanitaires publics et privés.

Avant tout outil d'évaluation médico-économique, le PMSI enregistre l'activité hospitalière et a pour finalité la classification des séjours en groupes homogènes de malades (GHM) selon une logique économique.

Chaque unité médicale accueillant un patient code, à la fin de son passage dans l'unité, un diagnostic principal correspondant à celui qui a mobilisé le plus de ressources médicales. Ce codage génère un Résumé d'Unité Médicale (RUM) qui contient entre autres le code postal de résidence du patient. A la fin de l'hospitalisation, qui peut avoir donné lieu à des séjours dans plusieurs unités médicales, le chaînage des RUM constitue un Résumé de Sortie Standardisé (RSS). Ce RSS est ensuite transformé en Résumé de Sortie Anonymisé (RSA) dans lequel ne figure plus le nom du patient et est ensuite transmis à la DRASS pour exploitation.

Les données de morbidité hospitalière nécessaires à notre étude ont été recueillies auprès de la DRASS Midi-Pyrénées (service statistiques) qui centralise les résumés de sortie anonymisés (RSA) en provenance de tous les établissements de soins de la région.

Il est à noter que les données du PMSI ne permettent pas de connaître formellement le motif d'admission, item le plus adapté pour caractériser les effets de la pollution atmosphérique sur l'activité hospitalière. On essaie de l'approcher au mieux en utilisant le diagnostic principal des RSA des séjours mono-unités, c'est à dire ne comportant qu'un seul RUM et concernant donc les patients n'ayant fréquenté qu'un seul service, ce qui évite de sélectionner des séjours où le diagnostic principal ne serait pas le diagnostic d'admission.

Ces indicateurs, mortalité et admissions hospitalières, ont été recueillis pour toutes les communes de la zone d'étude et pour chaque saison de la période d'étude.

3.4 Calcul du nombre de cas attribuables

Cette dernière étape permet de quantifier l'impact sanitaire en calculant un nombre de cas d'un indicateur sanitaire donné attribuables à la pollution atmosphérique représentée par un indicateur d'exposition, sur la période et la zone d'étude choisies.

Principe du calcul

D'une manière générale, la proportion de cas attribuables à un facteur de risque donné se calcule selon la formule suivante :

$$PA = f (RR - 1) / [1 + f (RR - 1)] \quad \text{où}$$

PA est la proportion de cas attribuables au facteur de risque

RR est le risque relatif exprimant la relation exposition-risque

f est la proportion de la population exposée au facteur étudié

Dans le cas de la pollution atmosphérique urbaine :

f =1 car toute la population peut être considérée comme étant exposée

Le nombre de cas attribuables pour la période considérée devient donc :

$$NA = [(RR - 1) / RR] \times N \quad \text{où}$$

NA est le nombre de cas attribuables pour la période considérée

N est le nombre d'événement sanitaires au cours de la période considérée

Dans les deux formules précédentes, le nombre d'événements attribuables est calculé en référence à un niveau de pollution atmosphérique nul auquel est associé un risque relatif égal à 1. Or d'un point de vue opérationnel, le choix d'un niveau de référence de pollution nul n'est pas approprié et ne constitue pas un objectif raisonnable.

En conséquence, le nombre d'événements attribuables sera donc calculé non pas pour un niveau de pollution donné, mais pour un différentiel de pollution donné selon la formule suivante :

$$NA = [(RR_{\Delta} - 1) / RR_{\Delta}] \times N \quad \text{où}$$

NA est le nombre de cas attribuables

N est le nombre moyen d'événements sanitaires sur la période étudiée

RR_Δ est l'excès de risque associé au différentiel de pollution Δ étudié, donné par la relation exposition / risque

En pratique, le nombre d'événements sanitaires attribuables à la pollution atmosphérique urbaine est calculé pour chaque journée de la période d'étude.

L'impact sanitaire saisonnier est ensuite obtenu en sommant les événements sanitaires attribuables journaliers.

Il est à noter que les risques relatifs associés à chaque indicateur de pollution ne sont pas indépendants.

Chaque polluant doit être considéré comme un indicateur d'exposition au mélange atmosphérique ambiant et non pas comme une substance chimique particulière aux effets spécifiques (les interactions entre polluants sont multiples et l'effet d'un polluant ou de la pollution dont il est le témoin peut varier en fonction du niveau d'autres polluants).

En conséquence, les nombres d'événements attribuables à chaque indicateur ne sont pas cumulables.

Les calculs sont donc réalisés pour chaque indicateur d'exposition et le nombre de cas attribuables retenu comme quantifiant l'impact sanitaire est le plus élevé parmi ceux calculés pour les différents indicateurs d'exposition. Il s'interprète comme l'impact sanitaire minimal de la pollution atmosphérique locale.

La méthode permet d'estimer l'impact de la pollution ambiante mesurée localement selon différents scénarios :

- **Scénario 1** : impact sanitaire par rapport à une exposition à un niveau faible de pollution atmosphérique.

Les niveaux de référence choisis dans cette situation correspondent au percentile 5 de la distribution de chaque indicateur de pollution, niveaux caractérisant une situation hypothétique de pollution urbaine quasi nulle. Dans ce scénario, le nombre de cas attribuables reflète l'impact global de la pollution atmosphérique.

- **Scénario 2** : gain sanitaire lié à la suppression des niveaux dépassant les normes en vigueur pour chaque polluant (réduction des pics de pollution).
Les niveaux de référence choisis correspondent aux objectifs de qualité fixés par décret [9].
 - Indicateur O₃ : le niveau de référence est de 110 µg/m³ sur 8h
 - Indicateur NO₂ : le niveau de référence est de 40 µg/m³ en moyenne annuelle
 - Indicateur SO₂ : le niveau de référence est de 50 µg/m³ en moyenne annuelle.
 - PM10 : le niveau de référence est de 30 µg/m³ en moyenne annuelleCe scénario a pour objectif de mettre en évidence l'impact sanitaire lié au dépassement des normes.

- **Scénario 3** : gain sanitaire lié à la diminution de 25% de la moyenne annuelle pour chaque polluant. Ce dernier scénario a un objectif décisionnel local.

4.APPLICATION A L'AGGLOMERATION DE TARBES

4.1.Définition et description de la zone d'étude

4.1.1. Contexte économique et sources de pollution

Tarbes est l'agglomération la plus peuplée du département des Hautes-Pyrénées et la troisième de la région Midi-Pyrénées (après Toulouse et Montauban).

La zone d'emploi de Tarbes est marquée, comme l'ensemble de la région, par une forte prédominance du secteur tertiaire qui regroupait, en 1998, plus de 75% des emplois salariés.

Les principales industries implantées sur l'agglomération oeuvrent dans le secteur de la chimie et du traitement des déchets.

Un inventaire des principales émissions en polluants atmosphériques est présenté dans le tableau 1.

Cet inventaire concerne l'unité urbaine de Tarbes, soit treize communes au total (voir paragraphe 4.1.2. pour la liste de ces communes).

Tableau 1 : Emissions polluantes sur l'unité urbaine de Tarbes par secteur d'activité, en tonnes par an et en pourcentages (2001).

Polluants	SO2	NOX	COV ^(*)	CO2
Emissions (tonnes/an)	111	517	846	214000
Sources émissions (%)				
Industrie, transformation de l'énergie et traitement des déchets	2.5	0.9	1.1	3.1
Résidentiel, tertiaire et commerce	76.2	16.6	58.7	57.6
Transports	21.3	82.5	40.2	39.3

(*) composés organiques volatils

Source : ORAMIP

Les principales sources de pollution sur la zone de Tarbes proviennent du secteur résidentiel en particulier pour le SO2 (installations domestiques de combustion) et également des transports (trafic routier pour l'essentiel) qui sont à l'origine de plus de 82% des émissions de NOX.

On peut noter par ailleurs la part très faible des émissions d'origine industrielles.

4.1.2. Définition à priori de la zone d'étude

Dans un premier temps, la zone d'étude a été délimitée en fonction des découpages en unités urbaines définis par l'INSEE à l'occasion du recensement de la population de 1999.

En plus de Tarbes, les communes retenues à priori étaient donc : Aureilhan, Barbazan-Debat, Bordères-sur-l'Echez, Bours, Chis, Horgues, Laloubère, Momères, Odos, Orleix, Séméac, et Soues.

Les critères de sélection sont ensuite appliqués à toutes ces communes afin de les inclure ou non dans la zone d'étude définitive.

Ces critères, comme nous l'avons vu, font appel à des données topographiques, météorologiques et démographiques ainsi qu'aux résultats des campagnes de mesures ponctuelles menées par l'ORAMIP (Observatoire Régional de l'air en Midi-Pyrénées).

Données météorologiques

La rose des vents obtenue auprès de Météo France (annexe 2) nous indique que les vents dominants dans la zone de Tarbes sont essentiellement orientés d'Ouest en Est, et dans une moindre mesure du Sud au Nord, favorisant ainsi la dispersion de la pollution atmosphérique dans ces deux directions.

Ces éléments militent en faveur de la sélection des communes situées préférentiellement à l'Est de l'agglomération tarbaise.

Données démographiques

La structure d'âge de la population des communes retenues à priori ainsi que les déplacements domicile-travail sont présentés dans les tableaux 2 et 3.

Tableau 2 : Structure de la population de l'unité urbaine de Tarbes par âge et par commune

COMMUNES	0-14 ans		15-64 ans		65 ans et +		Total
	N	%	N	%	N	%	N
AUREILHAN	1141	15,3%	4592	61,6%	1720	23,1%	7453
BARBAZAN-DEBAT	659	18,8%	2403	68,6%	441	12,6%	3503
BORDERES-SUR-L'ECHÉZ	554	15,6%	2312	65,0%	690	19,4%	3556
BOURS	154	21,5%	447	62,5%	114	15,9%	715
CHIS	49	20,0%	160	65,3%	36	14,7%	245
HORGUES	160	16,4%	705	72,5%	108	11,1%	973
LALOUBÈRE	220	16,2%	854	62,9%	284	20,9%	1358
MOMÈRES	114	19,4%	361	61,5%	112	19,1%	587
ODOS	599	18,2%	2184	66,5%	502	15,3%	3285
ORLEIX	339	20,3%	1055	63,1%	279	16,7%	1673
SEMEAC	772	16,2%	2848	59,8%	1140	23,9%	4760
SOUES	518	17,0%	2046	67,0%	492	16,1%	3056
TARBES	6505	14,0%	29817	64,2%	10111	21,8%	46433

Source : INSEE RP 1999

La répartition par tranche d'âge de la population renseigne notamment sur la mobilité supposée des personnes concernées et par voie de conséquence sur leur niveau d'exposition : les jeunes scolarisés en primaire restent probablement sur leur commune de résidence, tandis que ceux fréquentant le secondaire doivent majoritairement se diriger sur Tarbes où les établissements d'enseignement sont de loin les plus nombreux. Les personnes âgées de 65 ans et plus quand à elles sont plutôt susceptibles de rester également sur leur commune de résidence.

Tableau 3 : Déplacements domicile-travail vers Tarbes par commune de résidence

Communes	Population totale	Proportion de la population travaillant à Tarbes	
		N	%
TARBES	46433	10869	23,4%
AUREILHAN	7453	1369	18,4%
BARBAZAN-DEBAT	3503	704	20,1%
BORDERES SUR L'ECHÉZ	3556	654	18,4%
BOURS	715	149	20,8%
CHIS	245	41	16,7%
HORGUES	973	232	23,8%
LALOUBÈRE	1358	269	19,8%
MOMERES	587	104	17,7%
ODOS	3285	698	21,2%
ORLEIX	1673	320	19,1%
SEMEAC	4760	858	18,0%
SOUES	3056	525	17,2%

Source : INSEE RP 1999

Concernant les déplacements domicile-travail, nous nous sommes fixés un seuil de 20% de la population totale de chaque commune se rendant quotidiennement à Tarbes pour travailler.

Lorsque ce seuil n'a pas été atteint, cela a pu constituer un argument en faveur de l'exclusion de communes qui par ailleurs répondaient mal aux autres critères de sélection.

4.1.3. Sélection des communes

Bordères sur l'Echez

Toute la partie Ouest de la commune est couverte d'une importante zone verte mais faiblement urbanisée, l'essentiel de l'habitat étant concentré à l'Est, en continuité avec l'agglomération tarbaise.

Cette proximité avec Tarbes et ses deux stations de mesure conduit à retenir cette commune pour l'étude.

Bours, Orleix, Chis

Ces trois communes se situent au Nord de la zone d'étude présumée : la direction des vents ne paraît pas favorable à une bonne dispersion de la pollution dans cette direction. L'habitat y semble plus disséminée que dans l'agglomération précédente et la continuité urbaine avec Tarbes est moins assurée.

La distance enfin entre ces communes et la plus proche station de mesure située à Tarbes oscille entre 5 et 8 Km.

Dans un premier temps, Bours, Orleix et Chis ne sont pas incluses dans la zone d'étude.

Aureilhan, Séméac

Ces deux communes sont bordées à l'Est par une zone verte relativement importante mais l'urbanisation est concentrée à l'Ouest en continuité avec Tarbes.

La direction des vents dominants est favorable à la dispersion de la pollution vers ces communes.

Seulement 18 à 18.4% des habitants de ces communes travaillent à Tarbes, en revanche la structure par âge indique une proportion relativement importante de personnes âgées de 65 ans et plus (moins susceptibles de s'absenter de la zone d'étude).

L'ensemble de ces arguments conduit à inclure Aureilhan et Séméac dans la zone d'étude.

Barbazan-Debat

La commune est recouverte d'une zone verte sur près de la moitié de sa surface mais avec un habitat qui se situe plutôt dans la continuité de l'agglomération tarbaise.

La situation de Barbazan relativement aux vents dominants suggère une diffusion de la pollution dans cette direction.

Enfin plus de 20% de la population de la commune se déplace vers Tarbes pour son activité professionnelle.

Barbazan est donc retenue dans la zone d'étude.

Soues, Laloubère

On ne note pas d'obstacle topographique sur cette zone ni de rupture d'urbanisation avec l'agglomération tarbaise.

Les communes sont incluses dans l'étude.

Odos

L'urbanisation dans cette commune est concentrée au Nord-Ouest, en continuité avec Tarbes.

En outre, plus de 21% de la population d'Odos se déplace à Tarbes dans le cadre de son travail.

La commune est retenue dans la zone d'étude.

Horgues, Momères

Ces deux communes se situent au Sud de la zone d'étude présumée.

Les vents dominants ne concourent pas à une diffusion de la pollution atmosphérique dans cette direction.

De plus, la continuité urbaine avec l'agglomération tarbaise paraît s'interrompre sur une distance non négligeable.

Ces deux dernières communes ne sont pas retenues dans un premier temps pour l'étude.

Campagnes de mesures ponctuelles

Deux campagnes de mesures ponctuelles étaient planifiées dans le cadre de cette étude, afin de juger de la répartition spatiale des niveaux de pollution sur la zone d'étude pressentie.

La première campagne de mesures a eu lieu durant l'été 2002 et a concerné l'ozone et le NO₂, elle a été complétée en 2003 par les résultats des mesures hivernales portant uniquement sur le NO₂, les concentrations hivernales d'ozone étant négligeables par rapport à celles de l'été.

Les principales conclusions de ces campagnes de mesures sont les suivantes :

Distribution spatiale du NO₂

Période estivale

De manière générale, les teneurs estivales en dioxyde d'azote pour une exposition de fond peuvent être qualifiées de faibles sur l'ensemble du domaine d'étude.

Plusieurs observations peuvent tout de même être formulées concernant la répartition du polluant.

Il ressort ainsi de cette étude que l'est de la commune de Tarbes présente les concentrations en dioxyde d'azote les plus importantes de la zone étudiée.

Cette observation se justifie par l'origine des vents dominants, majoritairement d'ouest, qui favorisent le déplacement des polluants à l'est du centre ville.

Une autre observation concerne l'inégalité de la répartition du dioxyde d'azote entre les communes situées au nord et au sud de la zone d'étude.

Les concentrations moyennes sur les trois périodes de mesures sont en effet plus élevées sur les communes situées au sud de la zone d'étude. Cette situation peut s'expliquer par une occupation du sol plus importante sur ces communes que sur celles situées au-dessus de l'agglomération tarbaise.

Période hivernale

En période hivernale, les concentrations en dioxyde d'azote sont deux à trois fois plus élevées que durant la période estivale. Le fonctionnement du chauffage urbain, la circulation plus importante que durant les vacances d'été et la participation du dioxyde d'azote nettement plus faible à la production d'ozone expliquent ce constat.

Les concentrations les plus élevées se situent majoritairement au centre-ville de Tarbes et les écarts de concentration, entre le centre-ville et les communes voisines sont plus marqués que durant la période estivale.

Au total, la distribution du polluant sur le domaine d'étude se fait de manière décroissante en fonction des axes de circulation fréquentés et de l'occupation des sols.

Distribution spatiale de l'ozone

L'ensemble de la zone ne pouvant être couverte en raison du coût élevé d'une telle analyse, quatre communes pour lesquelles l'hypothèse d'homogénéité des teneurs en ozone était à vérifier ont fait l'objet de mesures complémentaires (les communes concernées sont Orleix, Momères, Horgues et Odos).

Une station provisoire de mesure de l'ozone a été installée dans la commune d'Orleix du 26 juin au 16 octobre 2002, tandis que les trois autres communes ont fait l'objet de trois ou quatre journées de mesures ponctuelles avec un véhicule léger.

Les données obtenues sur chaque site ont été comparées à celles relevées pendant les mêmes périodes par les deux stations fixes de mesures implantées sur la commune de Tarbes.

Au regard des résultats de la campagne de mesures estivale, il ressort que l'hypothèse d'homogénéité des teneurs en ozone est validée pour la période étudiée.

Les coefficients de corrélation sont, pour toutes les séries de mesures, supérieurs à 0.8 par rapport à la moyenne des stations de Tarbes prises pour référence.

Nous avons donc dans le cadre de cette étude, la confirmation que l'ozone est un polluant dont les teneurs dans l'air ambiant sont homogènes à l'échelle de plusieurs communes pour une exposition de fond.

Zone d'étude définitive

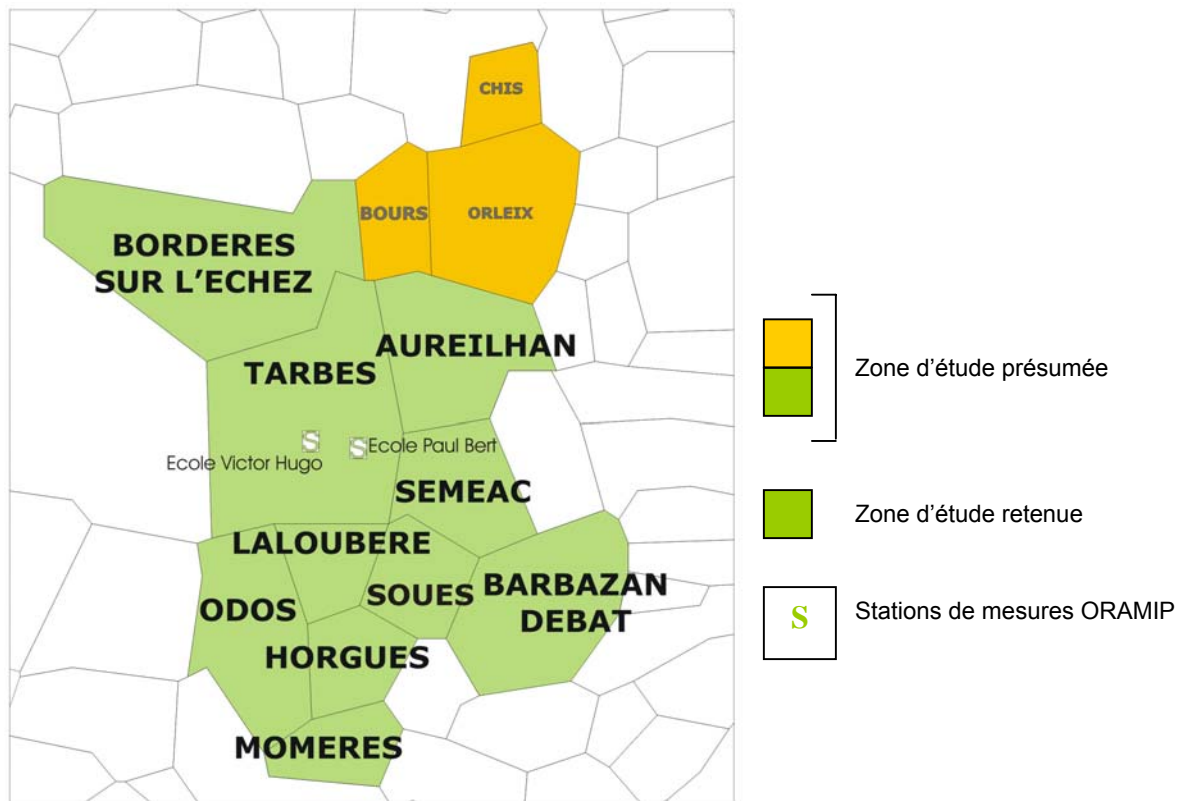
En première approche, cinq communes n'avaient pas été intégrées dans la zone d'étude :

- les communes de Chis, Bours et Orleix au nord de Tarbes
- les communes de Horgues et Momères au sud de Tarbes

Au vu de l'ensemble des critères de sélection et des informations apportées par les campagnes de mesures ponctuelles réalisées par l'ORAMIP, les communes de Horgues et Momères sont finalement incluses dans la zone d'étude, en revanche Chis, Bours et Orleix ne sont pas retenues dans l'étude en raison du manque d'homogénéité avec le reste de la zone concernant le dioxyde d'azote, notamment en période estivale.

La zone d'étude finalement retenue comprend donc l'ensemble des communes figurant sur la carte suivante.

Localisation de la zone d'étude



Cette zone regroupe 73404 habitants sur une superficie de 74 km².

Notre hypothèse de travail à l'issue de cette étape est donc que la pollution atmosphérique enregistrée par les deux stations est homogène sur cette zone et que l'ensemble de la population est exposée, en moyenne, aux niveaux mesurés.

4.2. Estimation de l'exposition

4.2.1. Surveillance de la qualité de l'air

La surveillance de la qualité de l'air dans la région Midi-Pyrénées est assurée par l'ORAMIP, basé à Colomiers en périphérie de Toulouse.

Créé en 1976, le réseau de surveillance couvre aujourd'hui l'ensemble des huit départements de la région.

Il assure des mesures en continu (24h/24) d'indicateurs majeurs de la pollution atmosphérique, notamment sur Toulouse, Tarbes et Albi.

L'agglomération tarbaise comprend deux stations de mesures de la qualité de l'air : l'une installée à l'école Paul Bert à l'est du centre-ville de Tarbes et l'autre au sein de l'école Victor Hugo à l'ouest du centre-ville.

Les polluants mesurés en routine sont le SO₂, l'O₃, les NO_x et les particules en suspension (PM 10²).

Les caractéristiques de ces stations sont décrites dans le tableau 4.

Tableau 4 : Caractéristiques des stations de la zone d'étude

Stations	Type de station	Date de mise en service	Hauteur de prélèvement	Polluants mesurés
Victor Hugo	urbaine	1997	5 m	NO _x SO ₂ O ₃
Paul Bert	urbaine	1998	8 m	NO _x SO ₂ O ₃ PM ₁₀

Source : ORAMIP

4.2.2.Période d'étude

La période d'étude a été définie en fonction de la disponibilité des données, c'est à dire en fonction de la date d'installation des capteurs et l'existence de valeurs manquantes. Le bon fonctionnement des capteurs à partir de 1999 (peu de valeurs manquantes) a permis de retenir deux saisons tropiques complètes :

- été : du 01/04/1999 au 30/09/1999
- hiver : du 01/10/1999 au 31/03/2000

Afin de vérifier que la période retenue n'était pas particulière en terme de dispersion de la pollution, les paramètres météorologiques de cette période ont été comparés à ceux des 30 années précédentes (tableau 5).

² PM 10 : particules dont le diamètre est inférieur à 10 micromètres.

Tableau 5 : Comparaison des paramètres climatologiques des années 1999/2000 avec ceux des années 1971/2000 sur la zone de Tarbes

	Paramètres météorologiques	Durée moyenne de l'insolation (heure)	Nombre moyen de jours de vent fort (> 16 m/s)	Nombre moyen de jours de pluie	Température moyenne
Période d'étude	(été) du 01/04/1999 au 30/09/1999	1064.1	13	94	17.4
	(hiver) du 01/10/1999 au 31/03/2000	853.4	15	61	7.9
Période de référence	Période 1971/2000 Avril à septembre	1100.4	9.3	85.4	16.2
	Période 1971/2000 Octobre à mars	798.0	18.4	81.4	8.2

Source : Météo-France

Les paramètres météorologiques sont globalement du même ordre de grandeur. On note cependant que notre période d'étude se caractérise par un été plus pluvieux et un hiver sensiblement plus sec.

On peut néanmoins considérer que l'année retenue pour l'étude ne constitue pas à proprement parler une période exceptionnelle et peut être considérée comme représentative de la situation météorologique habituellement rencontrée sur la zone d'étude.

4.2.3.Sélection des stations de mesure

L'objectif étant de construire, à l'échelle de la zone d'étude, des indicateurs d'exposition à la pollution ambiante, seules les stations urbaines doivent en principe être retenues (on entend par station urbaine une station non directement influencée par une source de pollution. Ces stations ont pour objectif de refléter le niveau d'exposition moyen de la population résidente de l'agglomération concernée).

Comme nous l'avons vu dans la partie méthodologie, les stations sélectionnées doivent refléter les mêmes niveaux de pollution et être bien corrélées entre elles.

Les coefficients de corrélation entre les deux stations implantées sur Tarbes sont présentés dans le tableau 6.

Tableau 6 : Coefficients de corrélation inter-station par polluant et par saison

Polluant	Eté	Hiver	Période totale
SO2	0.56	0.72	0.65
NO2	0.80	0.93	0.94
O3	0.99	0.98	0.99
PM10	-----	-----	-----

Les coefficients de corrélation témoignent de variations homogènes des niveaux de pollution sur la zone et ce quelle que soit la saison, avec cependant un valeur limite pour le SO2 en été ($r = 0.56$).

Les distributions des valeurs d'immissions par polluant et par station, sont présentées dans les tableaux 7 à 10. Les valeurs sont exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les niveaux de SO2, NO2 et PM 10 correspondent à des moyennes journalières ; les valeurs pour l'ozone sont calculées par la méthode du maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures.

Ces moyennes ont été calculées en appliquant la règle des 75% concernant les valeurs manquantes : elles ont été obtenues en calculant la moyenne arithmétique des valeurs horaires mesurées par les stations de 0h à 24h si au minimum 18 (75%) valeurs horaires étaient disponibles (moins de 25% de valeurs manquantes). Sinon la valeur journalière a été considérée comme manquante.

Tableau 7 : Distribution du SO2 par station, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Type de station	Distribution	Période totale	Période estivale	Période hivernale
Urbaine: Victor Hugo	Minimum	0	0	0
	Percentile 5	0	0	0
	Percentile 25	0,4	0,5	0,4
	Médiane	1,2	1,2	1,2
	Percentile 75	2,9	2,8	3,1
	Percentile 90	5,2	4,8	5,7
	Percentile 95	6,7	6,2	7,3
	Maximum	17,0	17,0	14,0
	Moyenne	2,1	2,0	2,2
	Ecart-type	2,5	2,4	2,6
	% valeurs manquantes	0	0	0
	Périurbaine: Paul Bert	Minimum	0	0
Percentile 5		0,5	1,0	0,3
Percentile 25		1,8	2,3	1,3
Médiane		3,3	3,6	2,8
Percentile 75		6,0	5,9	6,2
Percentile 90		9,1	8,9	9,0
Percentile 95		10,3	10,6	10,3
Maximum		16,0	15,0	16,0
Moyenne		4,2	4,4	4,1
Ecart-type		3,2	2,9	3,4
% valeurs manquantes		0	0	0

La distribution du SO2 varie légèrement entre les deux stations, avec des niveaux plus élevés à la station Paul Bert ($4.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle contre $2.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

On ne relève pas par contre de variation saisonnière notable.

Tableau 8 : Distribution des PM10, station Paul Bert, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Type de station	Distribution	Période totale	Période estivale	Période hivernale
Urbaine: Paul Bert	Minimum	4,0	6,0	4,0
	Percentile 5	8,4	9,2	7,1
	Percentile 25	13,5	13,7	13,5
	Médiane	19,5	18,5	20,3
	Percentile 75	26,1	23,8	27,1
	Percentile 90	33,7	29,5	37,5
	Percentile 95	39,5	33,0	41,6
	Maximum	69,0	43,0	69,0
	Moyenne	20,6	19,3	21,7
	Ecart-type	9,6	7,6	10,9
	% valeurs manquantes	10,1	20,1	0

La station Paul Bert est la seule à mesurer les particules en suspension (PM10).
On constate pour cet indicateur des niveaux globalement homogènes selon la saison mais néanmoins légèrement plus élevés en période hivernale.

Tableau 9 : Distribution du NO2 par station, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Type de station	Distribution	Période totale	Période estivale	Période hivernale
Urbaine: Victor Hugo	Minimum	4,0	4,0	5,0
	Percentile 5	7,0	6,3	9,9
	Percentile 25	12,5	9,5	19,0
	Médiane	17,9	13,3	27,5
	Percentile 75	27,8	17,3	38,5
	Percentile 90	40,0	20,4	50,2
	Percentile 95	50,2	21,9	56,0
	Maximum	74,0	30,0	74,0
	Moyenne	21,7	13,6	29,7
	Ecart-type	13,0	5,1	14,2
	% valeurs manquantes	0	0	0
Périurbaine: Paul Bert	Minimum	9,0	9,0	13,0
	Percentile 5	12,1	11,2	18,6
	Percentile 25	18,5	15,8	26,1
	Médiane	24,0	19,3	31,8
	Percentile 75	32,4	23,2	40,6
	Percentile 90	42,4	25,7	48,0
	Percentile 95	48,0	27,1	55,0
	Maximum	71,0	39,0	71,0
	Moyenne	26,5	19,3	33,6
	Ecart-type	11,1	5,2	10,9
	% valeurs manquantes	0	0	0

La distribution des valeurs du NO2 diffère sensiblement selon la saison, avec des niveaux plus élevés en période hivernale.

Cette variation est probablement à mettre au compte de l'utilisation accrue d'installations de combustible l'hiver.

Les niveaux des deux stations sont proches mais comme pour le SO2 légèrement plus élevés pour la station Paul Bert ($26.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle contre $21.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la station Victor Hugo).

Tableau 10 : Distribution de l'ozone par station, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Type de station	Distribution	Période totale	Période estivale	Période hivernale
Urbaine: Victor Hugo	Minimum	3,0	50,0	3,0
	Percentile 5	23,4	57,4	18,8
	Percentile 25	53,9	72,7	36,4
	Médiane	69,6	86,9	54,9
	Percentile 75	87,7	97,5	65,8
	Percentile 90	100,8	111,2	76,1
	Percentile 95	111,1	127,2	83,9
	Maximum	151,0	151,0	96,0
	Moyenne	69,7	86,9	52,4
	Ecart-type	26,1	19,4	19,7
	% valeurs manquantes	0	0	0
	Périurbaine: Paul Bert	Minimum	12,0	48,0
Percentile 5		29,3	60,9	24,4
Percentile 25		55,1	75,8	40,4
Médiane		69,4	87,5	55,8
Percentile 75		87,8	100,0	66,1
Percentile 90		103,3	113,1	74,5
Percentile 95		113,1	128,7	76,2
Maximum		151,0	151,0	94,0
Moyenne		71,1	89,0	53,3
Ecart-type		25,6	19,4	17,1
% valeurs manquantes		0	0	0

Concernant enfin l'ozone, les valeurs enregistrées par les deux stations se révèlent très proches, quelle que soit la saison ($69.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle pour la station Victor Hugo, $71.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la station Paul Bert).

On note de façon logique la nette élévation des niveaux en période estivale en raison de l'effet du rayonnement solaire sur les polluants « précurseurs » provenant de la circulation automobile et des industries.

Au total, les niveaux de pollution enregistrés varient assez peu entre les deux stations (les différences entre les moyennes n'excèdent jamais $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et les coefficients de corrélation calculés pour chaque indicateur de pollution sont satisfaisants.

Les deux stations et l'ensemble des polluants seront donc retenus pour construire les indicateurs d'exposition.

4.2.4. Construction des indicateurs d'exposition

Les valeurs journalières des indicateurs d'exposition ont été calculées à partir de la moyenne arithmétique sur 24 heures des mesures horaires enregistrées par les stations sélectionnées.

La distribution de ces indicateurs est présentée dans le tableau 11 et dans les figures 1 à 5.

Tableau 11 : Distribution par saison des indicateurs d'exposition, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Polluant	NO2			O3			PM10			SO2		
	totale	été	hiver	totale	été	hiver	totale	été	hiver	totale	été	hiver
Moyenne	24,1	16,5	31,6	70,4	87,9	52,8	20,6	19,3	21,7	3,2	3,2	3,2
Ecart-type	12,1	4,9	12,3	25,8	19,4	18,3	9,6	7,6	10,9	2,6	2,3	2,8
Percentile 5	10,3	8,9	14,3	26,0	59,4	21,7	8,4	9,2	7,1	0,4	0,7	0,3
Percentile 25	15,1	13,1	22,7	54,1	74,7	38,6	13,5	13,7	13,5	1,3	1,6	1,0
Médiane	21,0	16,0	29,4	69,1	87,8	55,0	19,5	18,5	20,3	2,5	2,5	2,5
Percentile 75	29,6	19,5	39,1	87,9	99,6	66,2	26,1	23,8	27,1	4,4	4,1	4,7
Percentile 90	40,9	22,9	48,5	101,7	111,8	74,9	33,7	29,5	37,5	6,5	6,3	6,6
Percentile 95	48,5	24,5	55,0	111,7	127,9	80,3	39,5	33,0	41,6	8,1	7,4	8,2
Minimum	7,0	7,0	9,0	7,0	49,0	7,0	4,0	6,0	4,0	0	0	0
Maximum	73,0	35,0	73,0	151,0	151,0	95,0	69,0	43,0	69,0	16,0	16,0	14,0
% VM *	0	0	0	0	0	0	10,1	20,1	0	0	0	0

* VM = valeurs manquantes

Les périodes été et hiver correspondent respectivement aux périodes du 1^{er} avril au 30 septembre 1999 et du 1^{er} octobre 1999 au 31 mars 2000.

La figure 1 matérialise les paramètres de dispersion de chacun des indicateurs d'exposition sur l'ensemble de la période d'étude.

A titre de comparaison, figurent également les mêmes paramètres relatifs à l'agglomération toulousaine.

Les tirets inférieurs et supérieurs représentent les percentiles 10 et 90 de la distribution de chaque indicateur, et le repère rouge la médiane.

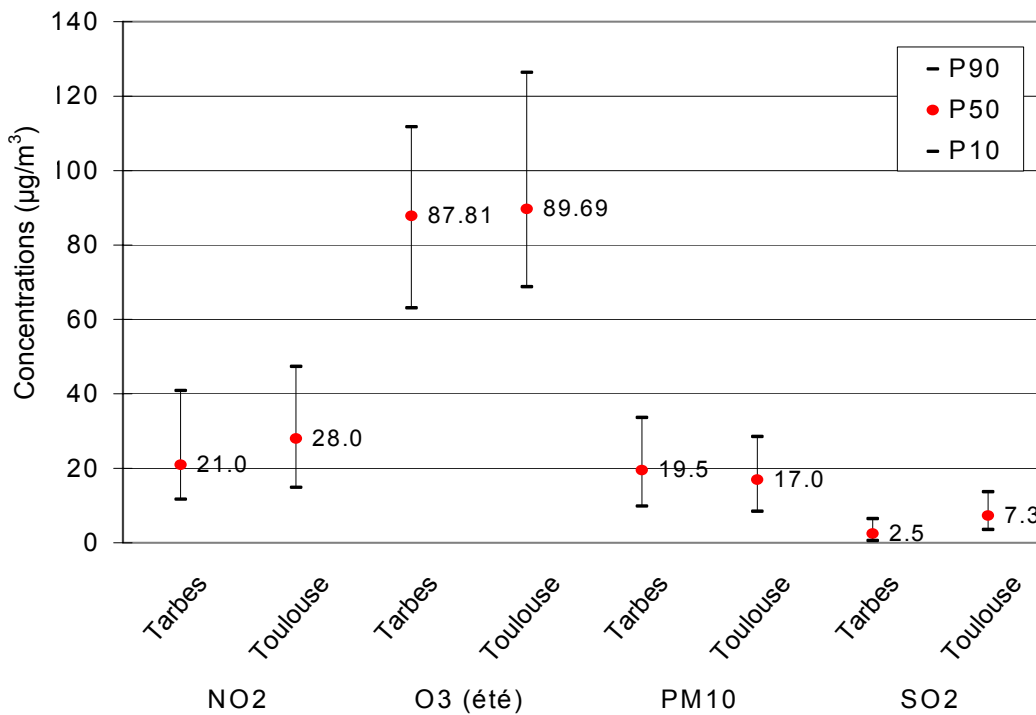
Le percentile 90 indique le niveau de pollution atteint ou dépassé durant 10% de la durée de la période d'étude, soit environ 36 jours dans notre cas.

De même le percentile 10 indique le niveau de pollution non dépassé les 36 jours les moins pollués de la période.

Ainsi par exemple, pour le NO2 sur la zone de Tarbes, les concentrations moyennes des 36 jours les plus pollués de la période dépassaient $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ce graphique permet également de constater que les niveaux de pollution enregistrés sur la zone de Tarbes se révèlent relativement proches de ceux de l'agglomération toulousaine, avec toutefois des concentrations en SO2 plus faibles.

Figure 1 : Niveaux médians et variations des concentrations ambiantes des indicateurs d'exposition dans les agglomérations de Tarbes et de Toulouse*, avril 1999 à mars 2000



* à l'exception de l'indicateur PM10 qui a été calculé sur la même période que Tarbes, les autres indicateurs de l'agglomération toulousaine concernent l'année précédente à savoir avril 1998 à mars 1999

Figure 2 : Distribution par classe de l'indicateur d'exposition NO2, Tarbes, 1999/2000

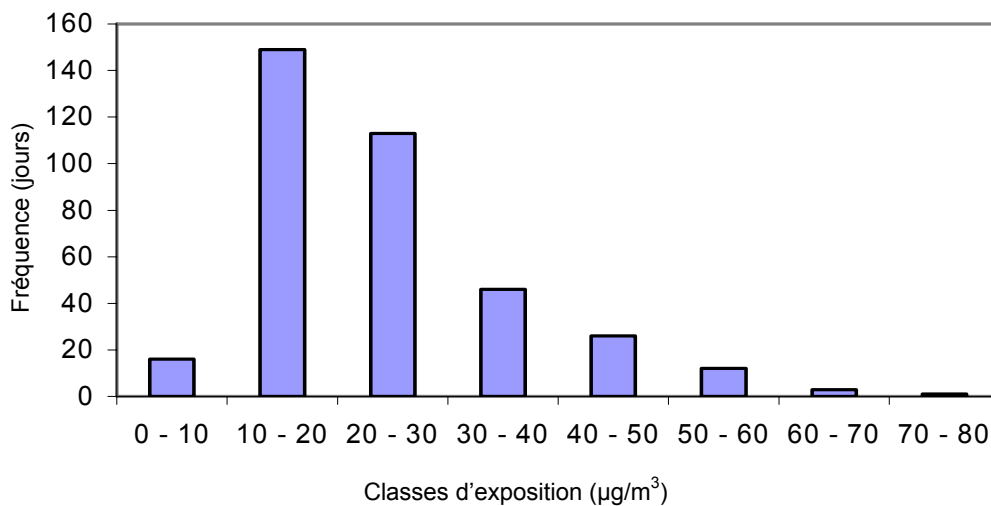


Figure 3 : Distribution par classe de l'indicateur d'exposition O3 été, Tarbes, 1999/2000

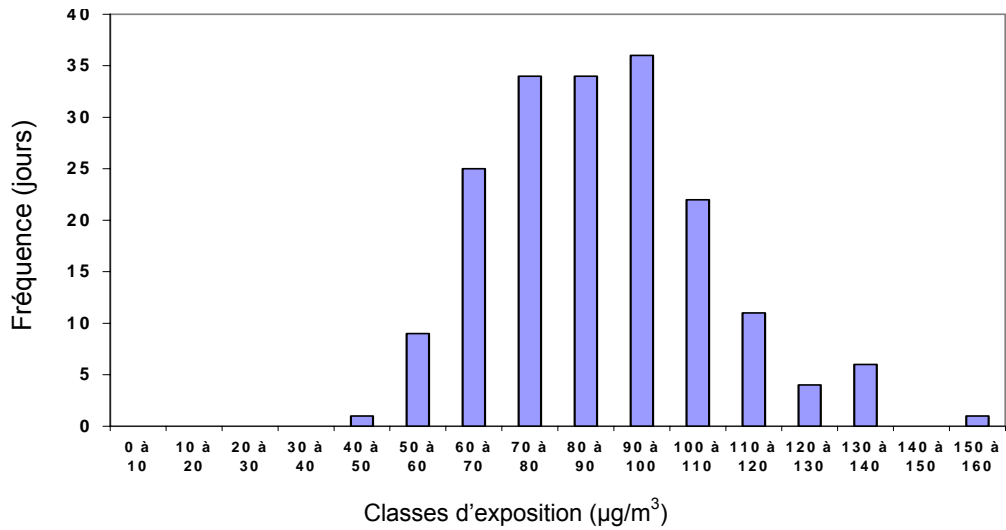


Figure 4 : Distribution par classe de l'indicateur d'exposition PM10, Tarbes, 1999/2000

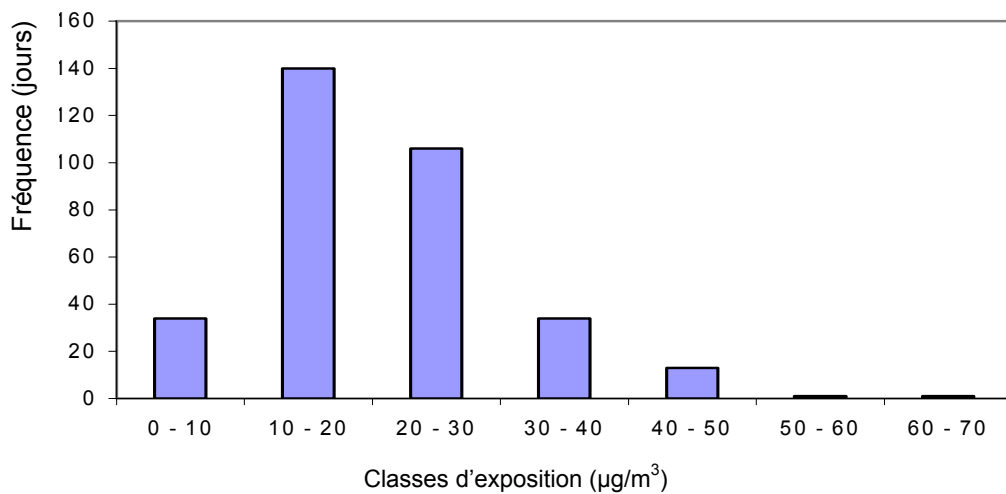
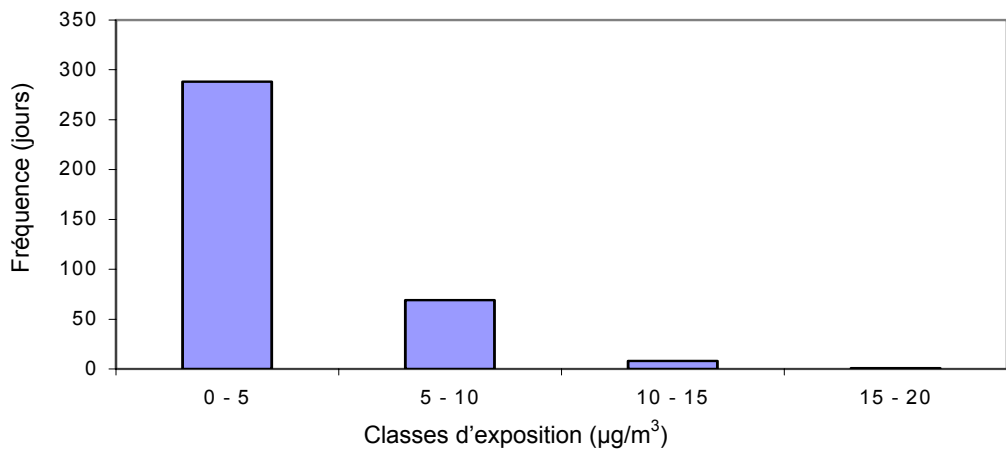


Figure 5 : Distribution par classe de l'indicateur d'exposition SO2, Tarbes, 1999/2000



4.3. Indicateurs sanitaires

4.3.1. Mortalité

En raison du délai de mise à disposition des données par l'INSERM, il n'a pas été possible d'obtenir la mortalité pour l'ensemble de la période d'étude.

Nous avons donc utilisé, pour la période hivernale, les statistiques de mortalité de l'année précédente afférentes à la même période.

On peut néanmoins faire l'hypothèse d'une faible variation de ces données d'une année sur l'autre.

Les statistiques recueillies sont présentées dans le tableau 12.

Tableau 12 : Nombre de décès par cause et par saison sur les communes de la zone d'étude

Période respiratoire	Mortalité totale	Mortalité cardiovasculaire	Mortalité
Hiver	390	124	40
Eté	271	89	23
Année	661	213	63

Hiver : du 01/10/1998 au 31/03/1999
Eté : du 01/04/1999 au 30/09/1999

Source : INSERM Sc 8

La mortalité totale sur la zone d'étude avoisine les 660 décès dont environ 200 pour motif cardiovasculaire et 60 pour motif respiratoire. Le nombre de décès est majoré en période hivernale quel que soit le motif.

4.3.2. Morbidité

Le nombre d'admissions en établissements de courts séjours (publics et privés) et concernant des patients provenant de la zone d'étude a été recensé.

Les établissements de soins concernés sont essentiellement le centre hospitalier intercommunal de Tarbes et le CHU de Toulouse pour le secteur public, les autres centres hospitaliers autour de Tarbes (Pau, Lourdes et Lanmezan) n'intervenant que très peu dans le nombre d'hospitalisations recensées.

Pour ce qui est du secteur privé, les établissements concernés sont les cliniques de l'Ormeau, Pyrénées Bigorre et Bertrand à Tarbes ainsi que la clinique Pasteur à Toulouse en particulier pour les admissions pour motif cardiaque ou cardiovasculaire.

Les zones d'attraction de ces établissements permettent de penser que les patients de Tarbes y sont hospitalisés en premier recours en cas de pathologie aiguë.

En revanche, les admissions qui se sont effectuées à l'extérieur du département des Hautes-Pyrénées (à l'exception de la Haute-Garonne) et à fortiori de la région Midi-Pyrénées n'ont pas été retenues. En effet, nous cherchons à évaluer le nombre d'hospitalisations liées à des variations de la pollution ambiante sur la zone d'étude. Or

on peut penser que les admissions réalisées à distance de la zone d'étude concernent des patients absents de cette zone à ce moment là ou correspondent exclusivement à des hospitalisations programmées.

Dans un cas comme dans l'autre, ces admissions ne peuvent être liées à l'exposition à la pollution ambiante locale.

L'ensemble des données est reporté dans les tableaux 13.à 15.

Tableau 13 : Nombre d'admissions selon le diagnostic principal, le secteur d'hospitalisation et la saison

Période	Motifs cardiaques (tous âges)	Motifs cardiovasculaires (tous âges)	Motifs respiratoires	
			15-64 ans	> 64 ans
Eté	138	315	55	87
Hiver	138	337	67	106
Année	291	652	122	193
Eté	145	332	57	38
Hiver	171	407	83	58
Année	316	739	140	96

Eté : du 01/04/1999 au 30/09/1999
Hiver : du 01/10/1999 au 31/03/2000

Source : base RSA – DRASS Midi-Pyrénées

Tableau 14 : Répartition des admissions selon le diagnostic principal et le secteur d'hospitalisation (en %)

Diagnostic	Cardiaque	Cardiovasculaire	Respiratoire (15-64 ans)	Respiratoire (65 ans et +)
Secteur d'hospitalisation				
- Public	47.9	46.9	46.6	66.8
- Privé	52.1	53.1	53.4	33.2

Source : base RSA, DRASS Midi-Pyrénées

Tableau 15 : Répartition des admissions selon le diagnostic principal et le lieu d'hospitalisation (en %)

Diagnostic	Cardiaque	Cardiovasculaire	Respiratoire (15-64 ans)	Respiratoire (65 ans et +)
Lieu d'hospitalisation				
Zone de Tarbes	80.6	85.1	93.9	97.9
Toulouse	19.4	14.9	6.1	2.1

Source : base RSA, DRASS Midi-Pyrénées

La majeure partie des admissions s'est effectuée dans la zone d'étude, en particulier les admissions pour motif respiratoire.

La répartition de ces admissions entre le secteur public et privé est relativement homogène avec une légère prédominance du secteur privé à l'exception des hospitalisations pour motif respiratoire chez les personnes de 65 ans et plus.

4.4. Calcul du nombre de cas attribuables

L'impact de la pollution atmosphérique a été calculé pour les trois scénarios décrits dans la partie méthode.

Dans les trois situations envisagées, l'impact sanitaire (mortalité et morbidité hospitalière) est calculé pour l'ensemble des indicateurs de pollution.

Au final, l'impact de la pollution atmosphérique retenu est celui correspondant à l'indicateur de pollution associé au plus grand nombre de cas attribuables.

Tous les résultats sont exprimés par leur estimation centrale et leur intervalle de confiance à 95% calculé à partir des bornes des risques relatifs, et rapportés à 100 000 habitants et par an.

4.4.1. Impact sanitaire par rapport à une situation de faible pollution atmosphérique (scénario 1).

4.4.1.1. Impact total de la pollution atmosphérique

L'objet de ce premier scénario est d'estimer l'impact total de la pollution atmosphérique mesurée dans l'agglomération tarbaise par rapport à une situation fictive de quasi-absence de pollution.

Les niveaux de référence retenus pour caractériser cette absence de pollution correspondent au percentile 5 de la distribution de chaque indicateur de pollution.

Il s'agit donc ici de calculer le nombre d'événements sanitaires qui auraient pu être évités si les niveaux de tous les indicateurs de pollution avaient été ramenés au niveau du percentile 5 de leur distribution.

Ces événements sanitaires sont comme nous l'avons vu la mortalité anticipée et la morbidité hospitalière.

Les taux de décès anticipés et d'admissions hospitalières sont présentés dans les tableaux 16 et 17 (en distinguant à chaque fois les admissions dans le secteur public et le secteur privé) et les impacts sanitaires par niveaux de pollution dans les figures 6 à 9.

Tableau 16 : Taux (IC95%) pour 100 000 habitants et par an de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique pour des niveaux de pollution supérieurs au percentile 5 de la distribution de chaque indicateur de pollution, zone de Tarbes, avril 1999 à mars 2000

Indicateurs sanitaires	Taux	[IC 95%]
Mortalité totale	12.4	[8.7 – 16.2]
Mortalité cardiovasculaire	4.8	[2.0 – 7.2]
Mortalité respiratoire	1.5	[0.7 – 2.3]

L'indicateur de pollution associé au plus grand nombre de cas attribuables pour la mortalité est le NO₂.

Rapporté à la population de la zone d'étude, le nombre annuel de décès anticipés qui auraient pu être évités si la pollution avait été quasiment nulle est estimé à 9.1 (IC 95% : 6.4–11.9) pour la mortalité totale, 3.5 (IC 95% : 1.5–5.3) pour la mortalité cardiovasculaire et 1.1 (IC 95% : 0.5–1.7) pour la mortalité respiratoire.

Tableau 17 : Taux [IC 95%] pour 100 000 habitants et par an d'admissions hospitalières pour motifs cardiaques, cardiovasculaires et respiratoires attribuables à la pollution atmosphérique, pour des niveaux de pollution supérieurs au percentile 5 de la distribution de chaque indicateur de pollution, zone de Tarbes, avril 1999 à mars 2000

	Nombre de cas attribuables pour 100 000 hab et par an	[IC 95%]
Admissions hospitalières		
Motif cardiaque	4.7 (46.8 / 53.2)*	[1.8 – 7.3]
Motif cardiovasculaire	25.2 (46.7 / 53.3)*	[15.3 – 36.9]
Motif respiratoire (15-64 ans)	3.2 (46.9 / 53.1)*	[-1.6 – 7.9]
Motif respiratoire (65 ans et plus)	21.2 (66.5 / 33.5)*	[10.3 – 37.2]

* : répartition (en %) des admissions selon le secteur d'hospitalisation (secteur public / secteur privé)

Concernant les admissions hospitalières, les indicateurs de pollution associés au plus grand nombre de cas attribuables sont le NO₂ pour les admissions cardiovasculaires, les PM₁₀ pour la morbidité cardiaque et l'ozone pour la morbidité respiratoire.

Si la pollution sur la zone d'étude avait été très faible, le nombre annuel d'hospitalisations qui auraient pu être évitées est estimé à 18.7 (IC 95% : 11.2 – 27.1) pour les motifs cardiovasculaires, 3.4 (IC 95% : 1.3 – 5.4) pour les motifs cardiaques et 3.3 (IC 95% : 1.6 – 5.8) pour les motifs respiratoires chez les personnes de 65 ans et plus.

4.4.1.2. Impacts sanitaires par niveaux de pollution

Figure 6 : Distribution par classes des niveaux d'exposition et des impacts associés (mortalité totale)

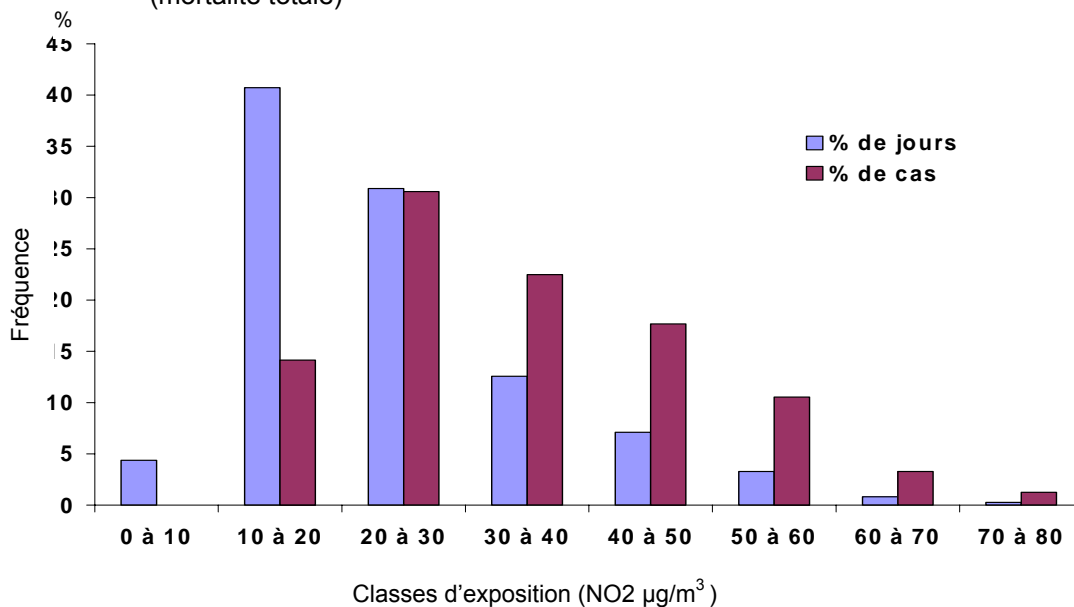


Figure 7 : Distribution par classes des niveaux d'exposition et des impacts associés (morbidité cardiaque)

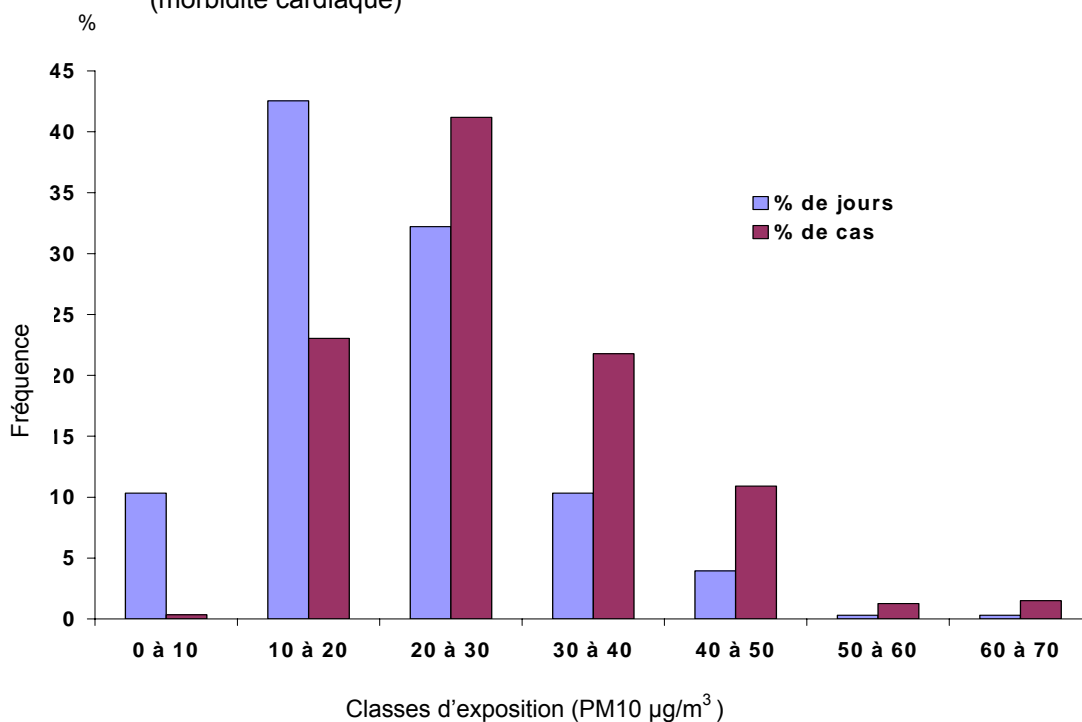
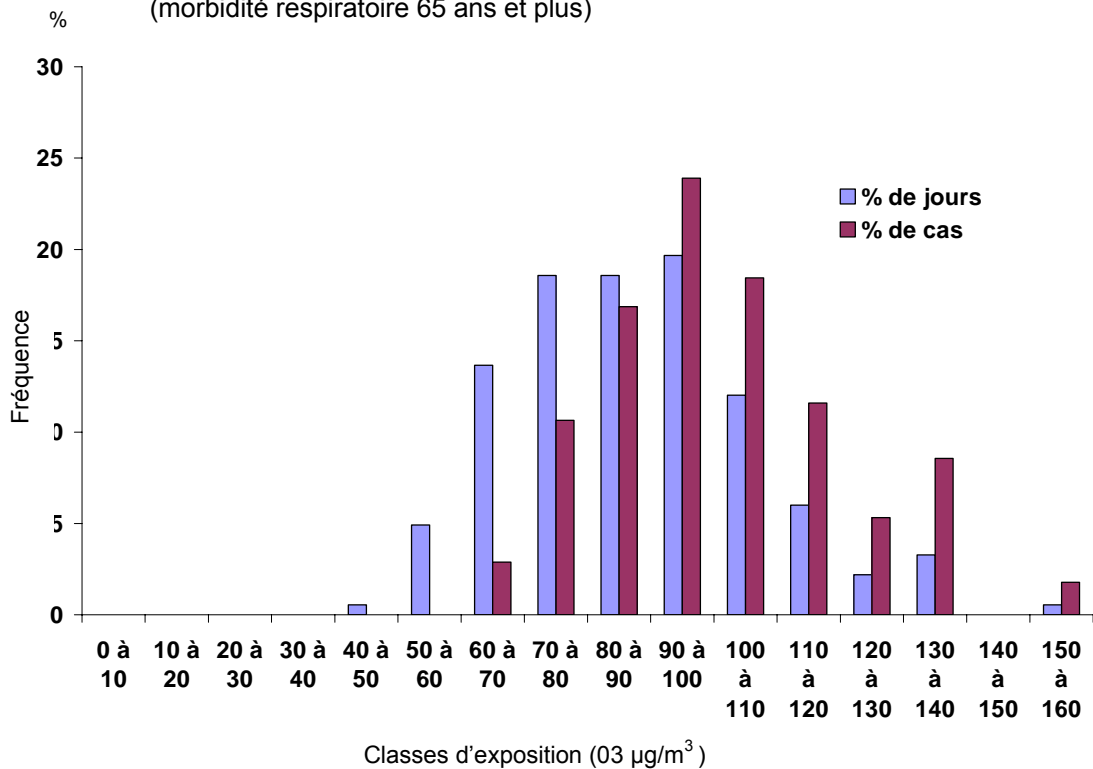


Figure 8 : Distribution par classes des niveaux d'exposition et des impacts associés (morbidité respiratoire 65 ans et plus)



Quel que soit l'indicateur d'exposition, on peut noter sur ces graphiques que les jours de forte pollution sont également ceux pour lesquels l'impact sanitaire est le plus élevé. Toutefois leur fréquence relativement faible limite leur impact sanitaire. La diminution des niveaux plus modérés mais observés quotidiennement apporterait donc un gain sanitaire supérieur.

4.4.2 Calcul des gains sanitaires attendus en cas de réduction des niveaux de pollution atmosphérique

L'objectif ici est d'estimer le nombre d'évènements sanitaires qui auraient pu être évités en simulant deux situations de réduction des niveaux de pollution :

- **Scénario 2 :** suppression des niveaux de pollution dépassant les normes en vigueur pour chaque polluant
- **Scénario 3 :** diminution de 25% de la moyenne annuelle pour chaque polluant

4.4.2.1. Gain sanitaire pour la mortalité anticipée

Les résultats des deux scénarios concernant la mortalité anticipée sont présentés dans le tableau 18.

Tableau 18 : Taux [IC 95%] pour 100 000 habitants et par an de décès anticipés potentiellement évitables selon les deux scénarii de réduction des émissions polluantes, zone de Tarbes, avril 1999 à mars 2000

	Mortalité Totale	Mortalité cardiovasculaire	Mortalité respiratoire
Scénario 2	1.0 [0.7 – 1.3]	0.4 [0.2 – 0.6]	0.1 [0.05 – 0.2]
Scénario 3	5.3 [3.7 – 6.9]	2.1 [0.9 – 3.1]	0.7 [0.3 – 1.1]

Concernant la mortalité totale, le fait de ramener les niveaux de pollution, pour chaque polluant, au niveau des normes en vigueur permet d'obtenir un gain sanitaire limité en terme de mortalité anticipée : 0.7 décès anticipés évités, soit une réduction de 8.0 %.

En revanche, la diminution de 25% des niveaux de pollution de chaque polluant permettrait d'éviter le décès anticipé de près de 4 personnes, soit un gain sanitaire de 43.0 %.

De même pour la mortalité cardiovasculaire et la mortalité respiratoire, le gain sanitaire est 5 à 7 fois plus important avec le scénario 3

L'efficacité comparée des deux scénarii est représentée dans les figures 9 et 10 pour la mortalité totale et la mortalité cardiovasculaire.

Figure 9 : Gains sanitaires attendus (mortalité totale) par les scénarii 2 et 3 par rapport au nombre total de décès attribuables à la pollution

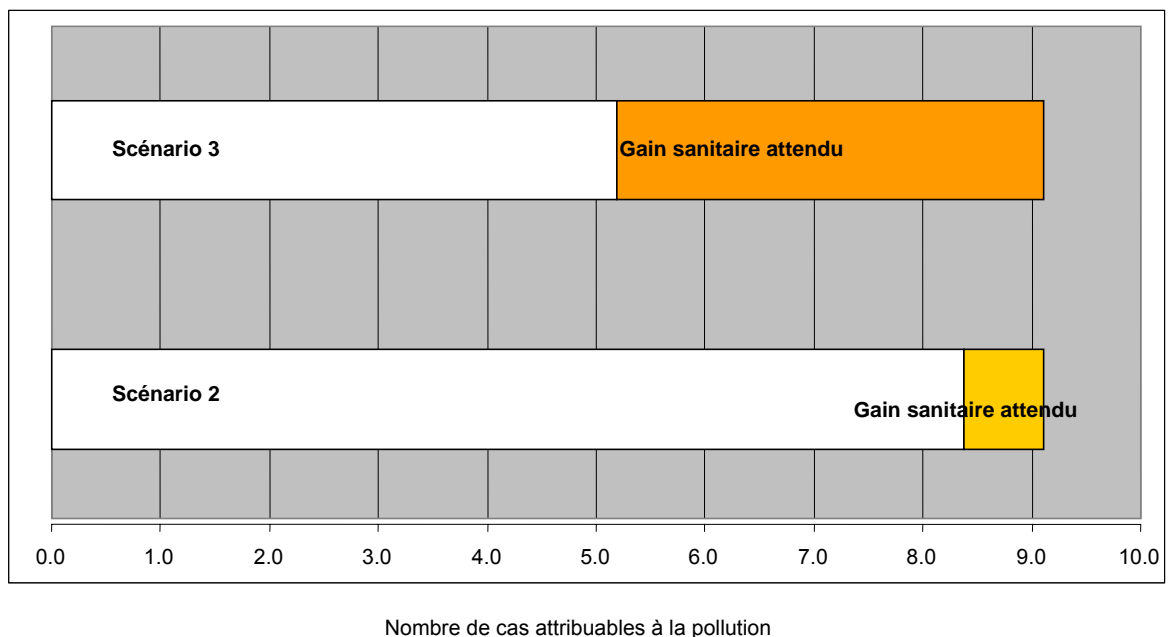
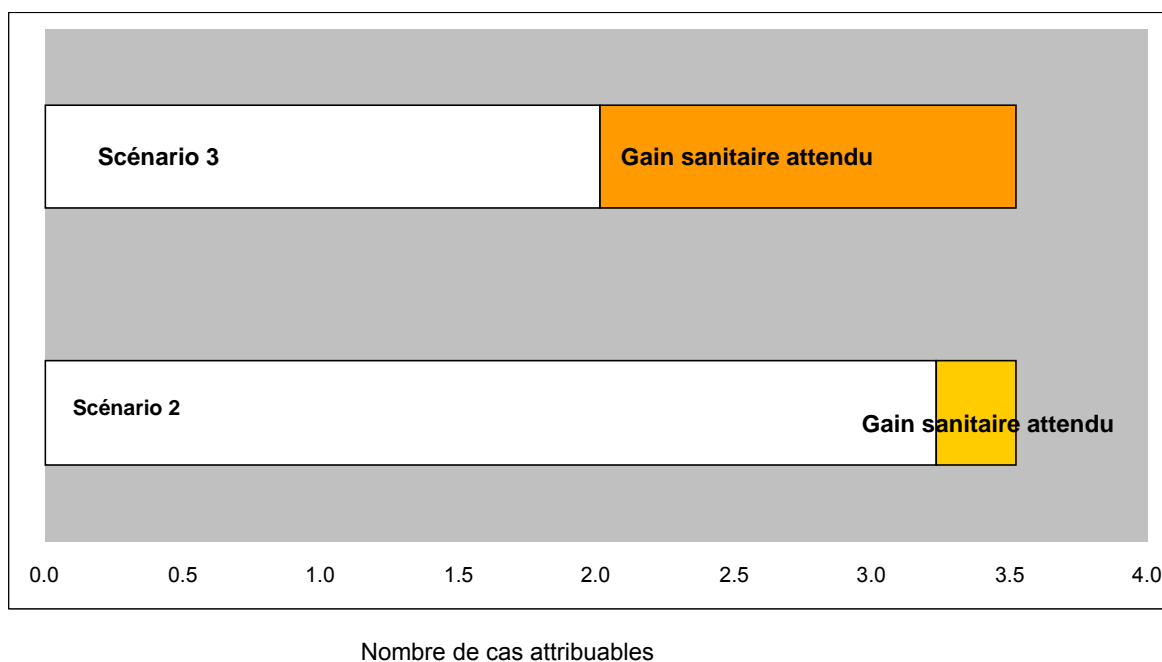


Figure 10 : Gains sanitaires attendus (mortalité cardiovasculaire) par les scénarii 2 et 3 par rapport au nombre total de décès pour motifs cardiovasculaires attribuables à la pollution



4.4.2.2. Gain sanitaire pour la morbidité cardiovasculaire, cardiaque et respiratoire.

Le gain sanitaire attendu concernant les admissions hospitalières a été estimé selon les deux scénarii de réduction des niveaux de pollution (tableau 19).

Tableau 19 : Taux [IC 95%] pour 100 000 habitants et par an* d'admissions hospitalières pour motifs cardiovasculaires, cardiaques et respiratoires, potentiellement évitables selon les deux scénarii de réduction des émissions polluantes, zone de Tarbes, avril 1999 à mars 2000

	Morbidité cardiovasculaire	Morbidité cardiaque	Morbidité respiratoire
Scénario 2	2.2 [1.3 – 3.1]	0.4 [0.2 – 0.7]	1.3 [0.6 – 2.2]
Scénario 3	12.1 [7.2 – 17.0]	1.9 [0.8 – 3.0]	15.5 [7.8 – 27.2]

* : les admissions pour motif respiratoire concernent les personnes de 65 ans et plus

Comme pour la mortalité anticipée, l'impact du scénario 2 reste relativement modeste sur les indicateurs de morbidité : en effet le gain sanitaire est de 8.7% pour les admissions cardiovasculaires (1.6 hospitalisation potentiellement évitée), 9.5% pour les admissions cardiaques (0.3 hospitalisations évitées) et 6.1% pour les admissions respiratoires chez les personnes de 65 ans et plus (0.2 hospitalisations évitées).

Le nombre d'hospitalisations potentiellement évitées est par contre beaucoup plus important dans le scénario 3 et est estimé à 8.9 (- 47.5%) pour les admissions pour motif cardiovasculaire, 1.4 (- 41.4%) pour les admissions cardiaques et 2.4 (- 73.3%) enfin pour les admissions respiratoires chez les 65 ans et plus.

Les graphiques 11 et 12 permettent de comparer l'impact respectif des deux scénarii concernant les admissions pour motif cardiaque et respiratoire.

Figure 11 : Gains sanitaires attendus (admissions pour motifs cardiaques) par les scénarii 2 et 3 par rapport au nombre total d'admissions pour motifs cardiaques attribuables à la pollution

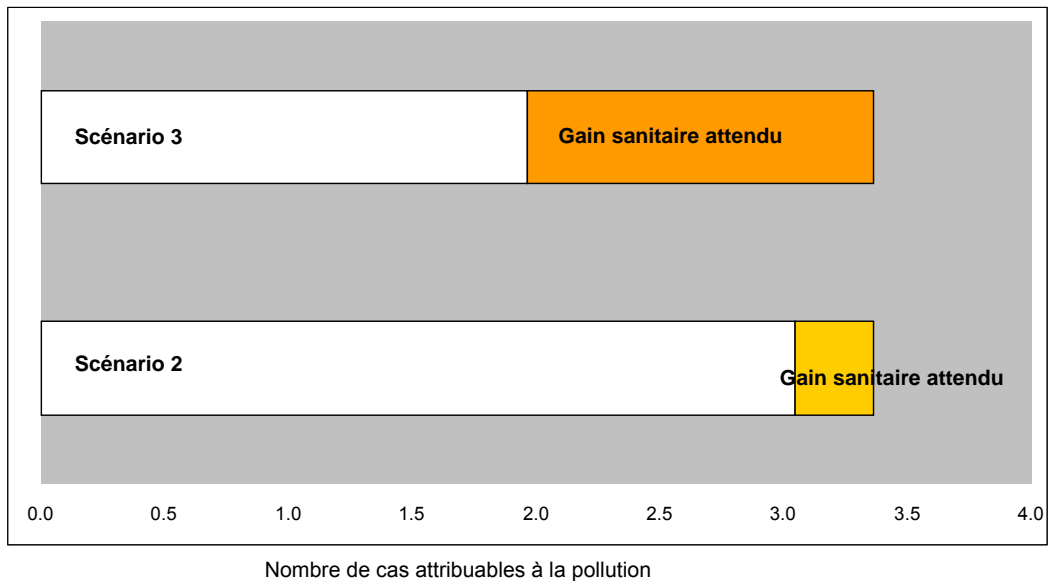
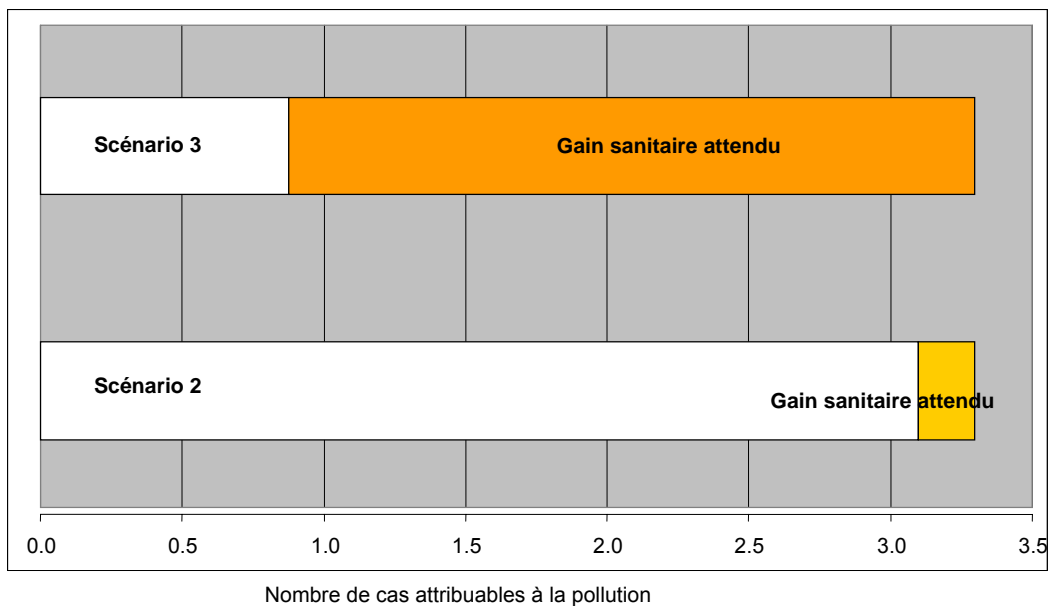


Figure 12 : Gains sanitaires attendus (admissions pour motifs respiratoires) par les scénarii 2 et 3 par rapport au nombre total d'admissions pour motifs respiratoires attribuables à la pollution (population des 65 ans et plus)



4.5 DISCUSSION

4.5.1. Rappel des principaux résultats

Sur la zone d'étude qui regroupe environ 73000 habitants répartis sur 10 communes, la pollution atmosphérique est à l'origine, annuellement, de plus de 9 décès anticipés, dont 3.5 pour motif cardiovasculaire et 1.1 pour motif respiratoire.

Le nombre annuel d'hospitalisations liées à la pollution est estimé quant à lui à 18.7 pour les admissions pour motif cardiovasculaire et à 3.3 pour les admissions liées à une pathologie respiratoire chez les personnes âgées de 65 ans et plus.

L'analyse de la distribution des niveaux d'exposition à la pollution et des impacts sanitaires associés a également mis en évidence le rôle limité, en terme de santé publique, des « pics » de pollution.

En effet, si les jours de forte pollution sont ceux dont l'impact sanitaire journalier est le plus important, leur faible fréquence leur fait jouer un rôle limité si l'on s'intéresse aux conséquences d'une dégradation de la qualité de l'air sur une année entière.

Enfin la dernière partie de l'analyse a permis de comparer l'efficacité de deux stratégies de réduction des émissions polluantes dans une perspective d'aide à la décision : la diminution des niveaux quotidiens de pollution atmosphérique d'une part (diminution de 25%), et la suppression des pointes de pollution d'autre part (respect des normes en vigueur pour chaque polluant).

Les résultats montrent, pour la mortalité anticipée comme pour les admissions hospitalières, que le gain sanitaire associé à une diminution de 25% des niveaux moyens de pollution est toujours 5 à 6 fois plus élevé que celui associé à la stratégie de suppression des « pics » de pollution.

Ainsi, ce gain sanitaire est de :

- 43.0% pour la mortalité anticipée (versus 8.0%)
- 48.0% pour les admissions pour motif cardiovasculaire (versus 8.7%)
- 73.5% pour les admissions pour motif respiratoire (versus 6.1%)

4.5.2. Interprétation des résultats

L'évaluation d'impact sanitaire permet notamment d'estimer le nombre annuel de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique.

Ce calcul toutefois ne doit pas être interprété, à proprement parler, comme un excès absolu de mortalité.

Le terme « anticipé » renvoie à des décès qui n'auraient pas eu lieu ce jour là si le niveau de pollution avait été celui du niveau de référence. Autrement dit, ces décès ont été précipités par une surexposition de courte durée à la pollution atmosphérique.

Le nombre de décès doit donc être compris comme une estimation du nombre de personnes qui, au cours de la période d'étude, ont vu leur espérance de vie diminuée, sans qu'il soit possible dans le cadre de cette étude de quantifier cette diminution.

L'impact sanitaire de la pollution atmosphérique, tel que calculé ici, peut sembler faible mais il ne représente qu'une partie de l'impact global réel :

- seuls sont pris en compte les effets à court terme de la pollution atmosphérique, les effets à long terme n'étant pas envisagés dans cette étude. Or dans la littérature [10] les risques correspondant aux effets à long terme d'une exposition prolongée à la pollution atmosphérique sont plus élevés et, par là, l'impact sanitaire de cette exposition dans la population.
- d'une manière générale, seuls sont comptabilisés les effets les plus graves ayant entraîné le décès ou nécessité une hospitalisation, alors que l'on peut penser que les hospitalisations ne représentent qu'une faible fraction de la morbidité liée à la pollution atmosphérique.
- parallèlement, seuls certains indicateurs de la pollution atmosphérique sont étudiés.
- enfin, les effets des différents indicateurs de pollution n'étant pas indépendants entre eux (absence de spécificité), les cas attribuables à chacun d'eux ne peuvent être sommés et le nombre de cas attribuables finalement retenu correspond à la valeur la plus élevée parmi celles obtenues pour les différents indicateurs de pollution disponibles. Ainsi, cette valeur doit s'interpréter comme l'estimation **minimale** de l'impact de la pollution atmosphérique urbaine dans son ensemble.

Les résultats obtenus sur la zone d'étude de Tarbes peuvent être comparés d'une part avec ceux obtenus sur l'agglomération d'Albi où a été menée, de façon concomitante à Tarbes, la même évaluation d'impact, ainsi qu'aux résultats concernant l'agglomération toulousaine lors de la phase II du PSAS9 [4].

Tableau 20 : Taux [IC95%] pour 100 000 habitants et par an de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique pour des niveaux de pollution supérieurs au percentile 5* de la distribution de chaque indicateur de pollution, zones d'Albi, Tarbes et Toulouse

	Mortalité totale	Mortalité cardiovasculaire	Mortalité respiratoire
Tarbes	12.4 [8.7 – 16.2]	4.8 [2.0 – 7.2]	1.5 [0.7 – 2.3]
Albi	15.7 [11.0 – 20.4]	6.2 [2.6 – 9.4]	2.1 [0.8 – 3.4]
Toulouse	14.3 [7.6 – 20.7]	7.6 [2.7 – 12.0]	1.9 [0.9 – 2.8]

* : Les niveaux de référence adoptés à Toulouse et caractérisant une situation de faible pollution sont de 10µg/m³ pour l'ensemble des indicateurs d'exposition.

On peut noter que les taux de décès attribuables, quels que soient les indicateurs, sont relativement proches entre les différents sites.

Les différences que l'on peut observer, notamment entre Albi et Tarbes, proviennent du fait que les niveaux de référence retenus (percentile 5 de la distribution du NO2 concernant la mortalité) et caractérisant une situation de faible pollution, sont spécifiques à chaque zone étudiée. Or le percentile 5 est légèrement plus faibles pour Albi que pour Tarbes, majorant ainsi les taux de décès attribuables sur la zone d'Albi. D'autre part, les statistiques de mortalité et de morbidité, distinctes sur chaque zone, sont également susceptibles de faire varier ces résultats.

Au total, l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine de Tarbes ne présente pas de caractéristiques particulières par rapport aux autres villes de la région.

4.5.3. Limites et incertitudes

4.5.3.1. Définition de la zone d'étude et estimation de l'exposition

Zone d'étude

Le principe général qui a gouverné la définition de la zone d'étude reposait sur la nécessité de définir une zone géographique où la répartition des immissions polluantes pouvait être considérée à priori comme homogène.

Sur cette base, les critères de sélection (décrits dans la partie « méthodologie ») ont été appliqués à l'ensembles des communes pressenties pour la zone d'étude.

De plus, deux campagnes complémentaires de mesures de la pollution ont été entreprises afin de juger de la répartition spatiale des niveaux de pollution.

L'ensemble de ces éléments a ainsi permis de définir une zone où les niveaux de pollution peuvent être considérés comme relativement homogènes.

Les campagnes de mesures complémentaires ont constitué, à cet égard, un élément essentiel quand à la validité de la zone d'étude, elles ont permis en particulier d'éclairer la décision quant à l'inclusion de communes pour lesquelles l'hypothèse d'homogénéité restait à vérifier.

Exposition

L'une des incertitudes repose sur le fait qu'une partie de la population peut s'absenter de la zone d'étude au cours de la journée. Cela conduit, dans ce cas, selon les niveaux de pollution atmosphérique de la zone d'attraction, à sur ou sous estimer l'impact sanitaire.

A l'inverse, la zone d'étude peut attirer une population non-résidente. Cela conduit cette fois à sous estimer l'impact sanitaire réel puisque cette population ne résidant pas dans la zone d'étude, elle n'est pas comptabilisée dans les données de mortalité et d'activité hospitalière alors qu'elle est exposée à la pollution atmosphérique.

D'autre part, dans les étude temporelles à la base de l'estimation des risques relatifs et dans les EIS qui les utilisent, l'exposition est estimée au niveau de la population et non au niveau individuel, en supposant que chaque jour, tous les individus de la population sont exposés en moyenne aux mêmes niveaux de pollution atmosphérique.

L'hypothèse est que les mesures enregistrées par le réseau de surveillance constituent une estimation de la moyenne des expositions individuelles.

Or chaque individu est, au cours d'une même journée, exposé à des niveaux de pollution variables (selon par exemple qu'il se trouve à l'intérieur ou l'extérieur de locaux). Cette

approche ne permet donc pas d'estimer un risque pour un individu particulier présentant un mode de vie et une sensibilité spécifique à la pollution atmosphérique. Les résultats permettent en revanche de comparer, en terme de bénéfice sanitaire collectif, différentes approches de réduction de la pollution atmosphérique à l'échelle de l'agglomération.

4.5.3.2. Indicateurs sanitaires

Indicateurs de mortalité

Les erreurs possibles dans ce domaine sont les erreurs de classement, liées au fait que les causes de décès sont parfois renseignées de façon imprécise dans les certificats de décès et au fait que le diagnostic différentiel entre certaines pathologies n'est pas toujours aisé.

Ces erreurs peuvent affecter les données de mortalité spécifique, respiratoire et cardio-vasculaire, néanmoins on peut estimer que les erreurs de déclaration ou de codage se répartissent de manière homogène entre la mortalité cardio-vasculaire et respiratoire et ont donc tendance à se compenser.

De plus, l'indicateur de mortalité totale n'est pas influencé par ces erreurs de classement.

Une autre source d'erreur peut bien sur provenir du fait que nous avons été contraints d'utiliser les données de mortalité de l'année précédente pour la période hivernale de l'étude.

Nous avons fait sur ce point l'hypothèse d'une faible variation de ces données de mortalité d'une année sur l'autre, hypothèse qui semble vérifiée lorsque l'on compare les données utilisées dans notre étude avec les statistiques de mortalité des années précédentes. En effet, le nombre de décès durant la période retenue dans notre étude était respectivement pour la mortalité totale, cardiovasculaire et respiratoire de 661, 213 et 63, et au cours des trois années précédentes, ce nombre de décès s'élevait en moyenne à 711 pour la mortalité totale, 250 pour la mortalité cardiovasculaire et 72 pour la mortalité respiratoire.

Les variations comme on le voit sont relativement faibles et n'affectent pas globalement la validité des résultats.

Indicateurs de morbidité

Ces indicateurs ont été construits à l'aide du PMSI, qui est avant tout un outil d'évaluation médico-économique, non conçu à l'origine à des fins épidémiologiques.

La qualité des indicateurs de morbidité est en grande partie liée aux pratiques de codage des séjours dans les établissements de soins, codages qui doivent être exhaustifs et fiables.

Après contact auprès de la DRASS, le taux d'exhaustivité du codage des séjours hospitalier serait proche de 100% pour le secteur public.

Le financement des établissements étant en partie conditionné par l'exhaustivité des codages, on imagine que celle-ci doit également être bonne dans le secteur d'hospitalisation privée.

La fiabilité des données du PMSI est également liée aux éventuelles erreurs de classification dans le codage du diagnostic.

Toutefois, les erreurs sur le dénombrement des admissions hospitalières sont limitées dans ce travail par le recours à des grandes catégories de diagnostics (hospitalisations toutes causes respiratoires, cardiaques ou cardio-vasculaires), les erreurs de classifications à l'intérieur de chacun des grands types de pathologies n'affectant pas l'indicateur au final.

Par contre, la non prise en compte des urgences non hospitalisées dans le PMSI conduit à sous estimer le nombre d'événements sanitaires et donc l'impact de la pollution atmosphérique sur l'activité des établissements de soins.

Au delà de la qualité des données du PMSI, une source potentielle d'erreur peut provenir également du fait que le nombre de séjours dans les établissements de soins est recensé au moyen du diagnostic principal et non pas du diagnostic d'admission, à l'entrée du patient (non enregistré dans le PMSI).

En effet, le diagnostic principal correspond à la pathologie qui a mobilisé le plus de ressources durant le séjour, et celle-ci peut être différente de la pathologie qui a motivé l'hospitalisation.

Cet inconvénient est tout de même limité en ne retenant que les séjours hospitaliers mono-unités.

Ce type d'erreur peut conduire à majorer ou au contraire à diminuer le décompte des séjours hospitaliers, sans que l'on puisse trancher.

Nous avons fait le choix, dans cette étude, de comptabiliser les séjours en établissements de soins en utilisant les RSA centralisés à la DRASS et non pas les RUM. Cela permet d'obtenir une meilleure exhaustivité dans le décompte des séjours mais expose aussi plus fréquemment au risque d'inclure des hospitalisations programmées, sans rapport avec les variations de la pollution atmosphérique, même si ce risque est limité en ne retenant que les séjours hospitaliers de plus de 24 heures.

Le fait enfin d'avoir pu inclure les admissions s'étant effectuées dans les établissements de soins privés a permis également une meilleure exhaustivité du décompte des séjours hospitaliers ainsi qu'une meilleure représentativité de la population hospitalisée (en effet, il est classique de penser que les catégories socio-économiques moyennes ou aisées ont plus fréquemment recours à l'hospitalisation privée que les catégories plus défavorisées).

4.5.3.3. Les relations exposition-risque

Une démarche d'évaluation d'impact sanitaire dans une zone donnée nécessite de recourir à des relations exposition/risque établies « ailleurs » et il convient de s'assurer de la validité de cette extrapolation.

Ces estimateurs sont issus d'analyses combinées réalisées soit au niveau européen (APHEA I et II [5 ; 6]) pour les admissions hospitalières, soit au niveau national (PSAS 9 [4]), pour la mortalité, ce qui limite l'incertitude liée à l'extrapolation géographique des courbes exposition-risque.

Ces études ont en effet montré la cohérence des relations exposition-risque entre des villes contrastées sur le plan climatologique, socio-économique, démographique ou même sanitaire.

Sur un autre plan, la question de la causalité de la relation entre pollution atmosphérique et santé est importante car elle conditionne l'utilisation des risques relatifs pour le calcul d'un nombre de cas attribuables au facteur étudié.

Les conclusions du programme de surveillance air-santé (PSAS 9 PHASE II [4]) sur ce point étaient que la relation pollution-santé était bien de nature causale (...« la plupart des éléments d'appréciation de la causalité de la relation entre pollution atmosphérique et mortalité vont dans le sens de cette causalité, notamment : la constance, la temporalité, la cohérence et l'existence de relations exposition-risque... »).

Cela rend légitime l'utilisation, pour la décision, d'évaluations d'impact sanitaire basées sur ces relations exposition-risque.

5.CONCLUSION

L'évaluation d'impact sanitaire réalisée à Tarbes nous montre que la pollution sur ce site, même pour des niveaux relativement faibles, a un impact collectif non négligeable.

L'étude a également permis de constater le rôle limité des « pics » de pollution.

Ainsi, une politique locale de gestion des risques qui ne viserait qu'à éviter les dépassements de seuils réglementaires n'aurait qu'un impact marginal en termes de bénéfices pour la santé publique.

Il semble donc nécessaire de concevoir la prévention des risques liés à la pollution atmosphérique urbaine non pas uniquement en terme de « pics » de pollution mais également en terme d'exposition quotidienne à la pollution de fond.

En milieu urbain, c'est la pollution atmosphérique dans son ensemble qui doit être considérée comme facteur de risque pour la santé, il paraît donc également important de s'attaquer à la réduction de l'ensemble des polluants et non pas d'un polluant en particulier.

Ainsi, et malgré les incertitudes évoquées précédemment, l'EIS reste une démarche utile. Elle permet de comparer en terme de bénéfice sanitaire collectif différentes approches de réduction de la pollution atmosphérique à l'échelle d'une agglomération, et donc d'éclairer les décisions au niveau local.

Cette démarche de plus, est relativement rapide et peu coûteuse et est susceptible d'être répétée facilement.

Les EIS enfin ont vocation à évoluer et à s'enrichir, en fonction de l'avancée des connaissances scientifiques dans les relations pollution-santé.

Le développement en particulier de nouveaux indicateurs sanitaires ne se limitant pas aux conséquences les plus graves de la pollution, tels que le recours aux soins ambulatoires ou la consommation médicamenteuse, permettrait d'enrichir et de compléter utilement la démarche.

Il est important de souligner pour conclure, la qualité de la concertation et de la collaboration avec les partenaires locaux (DRASS Midi-Pyrénées et Observatoire Régional de l'Air Midi-Pyrénées) dont la contribution a permis la réalisation de ce travail.

ANNEXE 1

Tableau 1. Risques relatifs de mortalité (et intervalles de confiance à 95%) estimés pour une exposition de 0-1 jours et pour une augmentation de 10 µg/m³ des indicateurs de pollution*

Mortalité	Fumées noires	SO ₂	NO ₂	O ₃
toutes causes	1,008 [1,006-1,010]	1,011 [1,005-1,017]	1,010 [1,007-1,013]	1,007 [1,003-1,010]
Cardio-vasculaire	1,005 [1,001-1,010]	1,008 [1,004-1,011]	1,012 [1,005-1,018]	1,011 [1,004-1,018]
respiratoire	1,007 [0,999-1,015]	1,011 [1,001-1,021]	1,013 [1,005-1,021]	1,012 [1,006-1,019]

*source : PSAS-9 [4]

Tableau 2. Risques relatifs de mortalité (et intervalles de confiance à 95%) estimés pour une exposition de 0-1 jours et pour une augmentation de 10 µg/m³ des PM10*

Mortalité	PM10
toutes causes	1,006 [1,004 – 1,008]

*source : APHEA2 [5]

Tableau 3. Risques relatifs d'admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (et intervalles de confiance à 95%) estimés pour une exposition de 0-1 jours et pour une augmentation de 10 µg/m³ des niveaux des polluants

Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires Codes CIM : J00-J99 (460-519)		
	Chez les 15-64 ans	Chez les 65 ans et plus
SO ₂	1,002 [0,998 - 1,005] *	1,004 [1,001 - 1,009] *
FN	1,006 [1,001 - 1,010] *	1,001 [0,993-1,009] **
PM10		1,009 [1,006-1,013] **
NO ₂	1,002 [0,997 - 1,007] *	1,004 [0,996 - 1,012] *
O ₃ été	1,004 [0,998 – 1,010] *	1,008 [1,004 - 1,014] *

* : source APHEA1 [6]; ** : source APHEA2 [5]

Tableau 4. Risques relatifs d'admissions hospitalières pour pathologies cardiovasculaires (et intervalles de confiance à 95%) estimés pour une exposition de 0-1 jours et pour une augmentation de 10 µg/m³ des polluants

Polluant	saison	Pathologies cardiovasculaires tous âges Codes CIM : I00-I99 (390-459)
SO ₂	Hiver	1,013 [1,006-1,020]
NO ₂	Hiver	1,010 [1,006-1,014]
NO ₂	Eté	1,012 [1,007-1,017]

Source : [7] et [8]

Tableau 5. Risques relatifs d'admissions hospitalières pour pathologies cardiaques (et intervalles de confiance à 95%) estimés pour une exposition de 0-1 jours et pour une augmentation de 10 µg/m³ des polluants

	Admissions pour pathologies cardiaques Codes CIM : I00-I52 (390-429)	
	Tous âges	65 ans et plus
PM10	1,005 [1,002 –1,008]	1,007 [1,004-1,010]
Fumées noires	1,011 [1,004 –1,018]	1,013 [1,004 –1,022]

*source : APHEA2 [5]

ANNEXE 2



ROSE DES VENTS

Station MN OSSUN

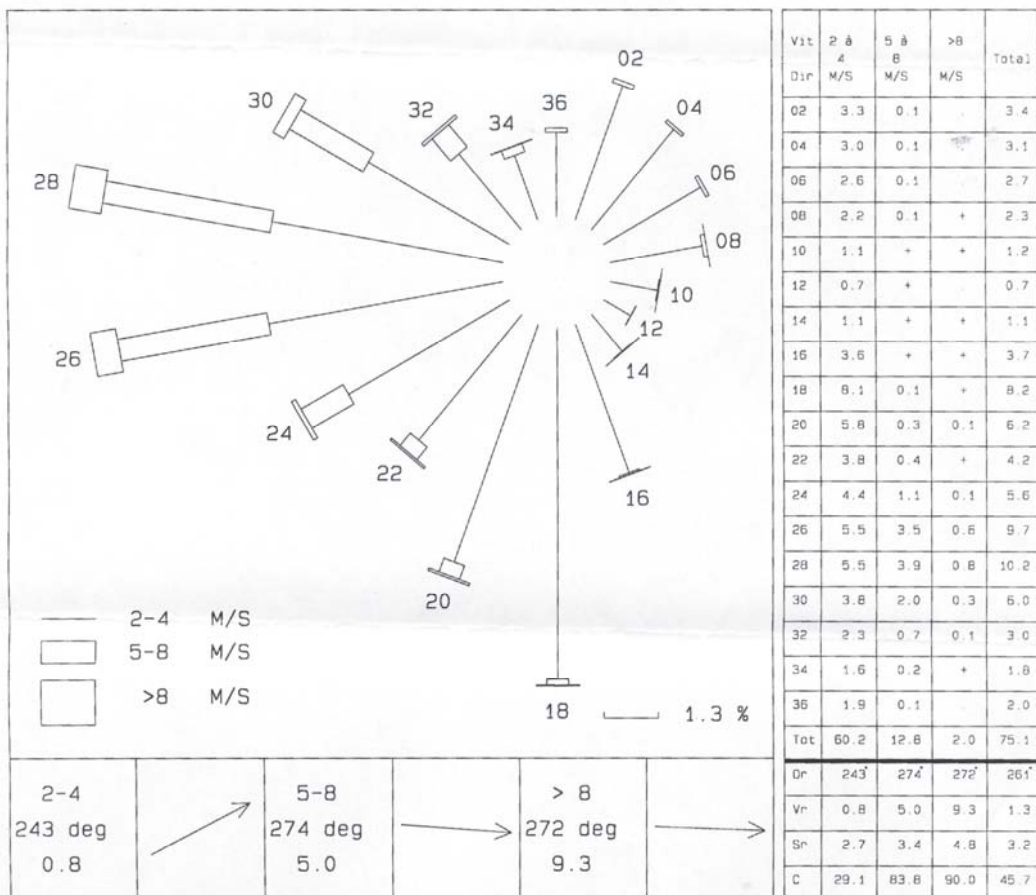
Commune OSSUN
Lieu-dit
Département HAUTES-PYRNES

Altitude 360.0 m
Latitude 43.11'3" N
Longitude 00.00'5"
Hauteur anémo. 10.0 m

Période : JANVIER 1971 à DECEMBRE 2000

Fréquence des vents en fonction de leur provenance en %
Par groupes de vitesses : 2-4 M/S, 5-8 M/S, sup. à 8 M/S

Type de données : Valeurs trihoraires de 00 à 21 heures UTC



Nombre de cas observés : 87495. Nombre de cas manquants: 105.

VENT VECTORIEL MOYEN (Vent résultant):

de direction Dr, de force Vr, d'écart type Sr en M/S.

C=constance, paramètre de variabilité directionnelle=100*(Vr/vent moyen).

TABLEAU: pour les trois classes de force (2-4 M/S, 5-8 M/S, sup. à 8 M/S)

ou pour l'ensemble (dernière colonne), on retrouve par direction

(lignes) la fréquence exprimée en %. Si on ne s'intéresse qu'à la

force, la ligne "Tot" donne les résultats indépendamment de la direction.

Dans ce cas Tot= 75.1 % soit 24.9 % de vents inférieurs à 2 M/S.

Le signe + indique une fréquence non nulle mais inférieure à 0.05

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Institut de Veille Sanitaire. Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain : rapport de l'étude. Institut de Veille Sanitaire. Saint-Maurice, mars 1999 ; 148 pages.
- [2] Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie. Journal Officiel de la République Française 1^{er} janvier 1997.
- [3] Glorennec P., Quénel P., Nourry L., et al. Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine : guide méthodologique. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, juillet 1999 ; 48 pages.
- [4] Institut de Veille Sanitaire. Programme de Surveillance Air et Santé 9 villes. Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain-Phase II. Institut de Veille Sanitaire juin 2002, 181 pages.
- [5] Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopolis Y, Rossi G, Zmirou D, Ballester F, Boumghar A, Anderson HR, Wojtyniak B, Paldy A, Braunstein R, Pekkanen J, Schindler C, Schwartz J. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*. 2001 Sep;12(5):521-31.
- [6] Spix C, Anderson HR, Schwartz J, Vigotti MA, Le Tertre A, Vonk JM, Touloumi G, Balducci F, Piekarski T, Bacharova L, Tobias A, Ponka A, Katsouyanni K. Short-term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe: a quantitative summary of APHEA study results. *Air Pollution and Health: a European Approach*. *Arch Environ Health*, 1998 Jan-Feb;53(1):54-64.
- [7] Médina S. et al. ERPURS : Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique et santé. Résultats 1991-1995. Rapport d'étude de l'Observatoire Régional de Santé d'Ile de France. Paris, 1997.
- [8] Poloniecki et al. Daily times series for cardiovascular hospital admissions and previous day's air pollution in London, UK. *Occupational Environmental Medicine* 1997;54:535-540.
- [9] Décret 98-360 du 6 mai 1998 relatif à la qualité de l'air et décret 2002-213 du 15 février 2002 modifiant le précédent.
- [10] Medina S., Plasència A., Artazcoz L. Quénel P., Katsouyanni K., Mücke H.-G., De Saeger E., Krzyzanowsky M., Schwartz J. and the contributing members of the APHEIS group. APHEIS Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European Cities. Second year report, 2000-2001. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, September 2002; 225 pages.