

ARTICLES

Modélisation de la pollution particulaire (PM₁₀) dans la région de l'étang de Berre

Détermination des zones homogènes de pollution

Modelling of particulate matter pollution (PM₁₀) over the Etang de Berre area

Determination of areas of homogeneous pollution

Fabien BROCHETON*, BouAlem MESBAH**, David POULET*, Gwénaëlle HOURDIN**

Résumé

AIRFOBEP est l'AASQA agréée par le ministère en charge de l'Environnement pour la surveillance de la qualité de l'air dans la région de l'étang de Berre.

Pour la surveillance de la pollution particulaire, AIRFOBEP dispose notamment d'un réseau de capteurs PM₁₀. Ce réseau est régulièrement optimisé dans le cadre du Plan de surveillance de la qualité de l'air (PSQA). Pour l'élaboration de ce plan, la connaissance des zones homogènes de pollution est primordiale.

L'objet de l'étude décrite dans le présent article est la détermination des zones homogènes de pollution PM₁₀ dans la région de l'étang de Berre.

Dans une première phase, la dispersion des PM₁₀ a été modélisée dans la zone d'étude. Le modèle de dispersion gaussien (ADMS-URBAN) a été utilisé.

Une méthode d'estimation de la pollution de fond a été développée pour rendre compte de phénomènes non compris dans l'inventaire des émissions.

La simulation de la pollution PM a été réalisée dans l'ensemble de la région de l'étang de Berre pendant l'année 2002. Les résultats de cette simulation sont très satisfaisants au vu de la comparaison avec les données de mesure.

Dans la seconde phase de l'étude, la classification ascendante hiérarchique (CAH) a été utilisée pour déterminer les zones homogènes de la pollution PM. Des caractéristiques statistiques de ce zonage ont été déterminées (taux d'agrégation, indice d'homogénéité). Un zonage pertinent (cinq zones) a été aussi choisi pour être utilisé dans le PSQA.

Mots clés

Modélisation de la qualité de l'air. Pollution PM₁₀.

* NUMTECH – 6, allée Alan Turing – BP 30242 – Parc Technologique de La Pardieu – 63175 Aubière Cedex –
E-mail : numtech@numtech.fr

** AIRFOBEP – Route de la Vierge – 13500 Martigues – E-mail : airfobep@airfobep.org

Abstract

AIRFOBEP is the association in charge of the air quality monitoring in the Etang de Berre area.

AIRFOBEP is managing a network of ten sensors to monitor the PM₁₀ particulate pollution. This network is updated once a year according to the Air Quality Monitoring Plan (PSQA). Optimizing this network needs to know how the particulate pollution is distributed in the area. In other words, to determine the limits of homogeneous zones of PM₁₀ pollution.

The aim of the project presented in this article is to produce a map of homogeneous zones of PM₁₀ pollution in the Etang de Berre area.

The project was carried out in two steps:

- PM₁₀ atmospheric dispersion modeling, using a ADMS-URBAN software,
- Statistic classification, based on the well known Hierarchical Ascending Classification (HAC) technique.

Results of the atmospheric dispersion modeling was namely adjusted using an original technique for the “background PM₁₀ pollution” computation. Good performances have been obtained when comparing modeling and measurements data.

Finally, a set of five homogeneous zones was found to well describe the PM₁₀ pollution level distribution in the Etang de Berre area.

Keywords

Air quality modeling. PM₁₀ pollution.

Optimiser la surveillance des PM dans la région de l'étang de Berre

AIRFOBEP est l'Association Agréée par le ministère en charge de l'Environnement pour la Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) dans la région de l'étang de Berre. À ce titre, l'association dispose d'un réseau de capteurs pour mesurer les différents polluants réglementés : dioxyde de soufre, oxydes d'azote, monoxyde de carbone, ozone et particules en suspension.

En ce qui concerne la pollution particulaire, AIRFOBEP dispose d'un réseau de mesure permanent très dense (dix capteurs sur son territoire). Elle réalise aussi des campagnes de mesures temporaires dans les zones où elle ne dispose pas de capteurs fixes [1].

En déployant ces moyens, AIRFOBEP cherche à donner une information sur les niveaux de pollution par les particules qui soit représentative, et qui couvre toute la zone de l'étang de Berre.

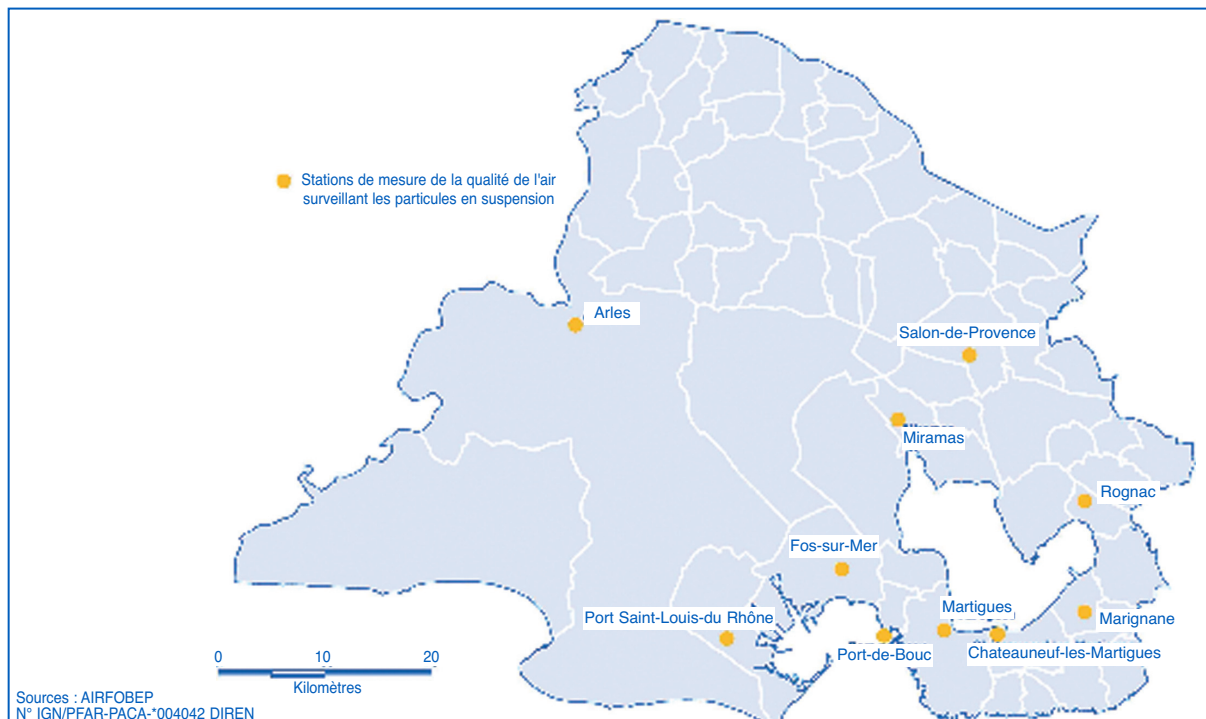


Figure 1.

Localisation des sites de mesure des particules dans la région de l'étang de Berre.
Un réseau dense de capteurs pour mieux rendre compte des niveaux de pollution par les PM.
Location of particulate monitoring sites in the Etang de Berre region.
A dense monitoring network in order to have a better knowledge of particulate pollution levels.

Ces moyens sont régulièrement réévalués au travers du Plan de surveillance de la qualité de l'air (PSQA). Les objectifs du PSQA sont :

- d'évaluer le dispositif existant ;
- de proposer un réseau de surveillance en adéquation avec les niveaux de pollution rencontrés et la protection de la population ;
- de définir les zones à investiguer.

La définition des zones homogènes et la connaissance des niveaux de pollution associés sont un préalable à la réalisation du PSQA.

L'objectif de l'étude décrite dans le présent article est de déterminer les zones homogènes pour la pollution PM₁₀. La première étape a été de modéliser la dispersion de la pollution PM₁₀ avant de mettre en œuvre une analyse spatiale de cette pollution sur la zone.

1. Modélisation

1.1. Les émissions PM dans la région de l'étang de Berre

Les PM dans l'atmosphère ont deux origines : naturelle et anthropique. Les sources naturelles sont les océans, les volcans, les feux de végétations, l'érosion, la remise en suspension et les particules biologiques. Les sources anthropiques sont les industries, les moyens de transport, les combustions domestiques, l'activité agricole et artisanale.

Les PM sont caractérisées par les paramètres suivants : la distribution en taille (granulométrie), la masse, le nombre et la nature chimique (spéciation).

L'inventaire précis des PM émises dans l'atmosphère est difficile à réaliser, du fait de la contribution des sources naturelles et des mécanismes complexes de dépôt et de remise en suspension. Les inventaires disponibles sont souvent réalisés sur les masses émises sans discrimination sur leur nature chimique. Les données utilisées pour la présente étude sont issues de l'inventaire des émissions réalisé dans le cadre du programme de recherche ESCOMPTE*. L'année de référence de cet inventaire est 1999 [2].

1.1.1. Répartition géographique des émissions de particules

Les émissions de PM dans la région de l'étang de Berre représentent près de 60 % des émissions de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, et environ 50 % des émissions de PM₁₀ et PM_{2,5}.

Les émissions dans la France métropolitaine en 2004 des PM₁₀ sont estimées à 527 kilotonnes. Ces émissions sont en baisse de 18 % environ entre 1990 et 2004 [3].

Tableau 1.
Émissions par zones géographiques en tonnes.
Emissions per geographical zones in tons.

Zones	PM	PM ₁₀	PM _{2,5}
Région PACA	14 847	9 652	8 376
Bouches-du-Rhône	11 152	6 167	5 410
Zone de surveillance d'AIRFOBEP	9 506	4 668	4 062
France (inventaire national CITEPA)	1 488 000	570 000	359 000

1.1.2. Répartition des émissions par type de source

Les sources d'émissions sont distinguées selon leur typologie :

- les grandes sources ponctuelles (GSP) : importantes installations avec des émissions canalisées ;
- les sources surfaciques : sources d'émissions liées aux petites entreprises, aux secteurs résidentiel et tertiaire. Ces sources d'émissions sont assimilées à des polygones de caractéristiques homogènes (commune, îlot, zone d'occupation du sol...) ;
- les sources linéiques : transports routiers, maritimes et ferroviaires.

Tableau 2.
Répartition des émissions de particules pour plusieurs types de sources dans la région de l'étang de Berre (1999).
Distribution of particulate emissions for different types of sources (1999).

Type de source	PM	PM ₁₀	PM _{2,5}
GSP (Ponctuel)	81 %	67 %	65 %
Autoroutes (linéique)	6 %	10 %	11 %
Routes (linéique)	3 %	6 %	7 %
Autres sources (surfacique)	10 %	17 %	17 %

1.1.3. Répartition par secteur d'activité

Dans la région de l'étang de Berre, le secteur industriel est le principal émetteur de particules (78 % des PM, 57 % des PM₁₀ et 53 % des PM_{2,5}). À noter : l'importante part du secteur de la production et de la distribution de l'énergie qui représente près de 30 % des émissions de particules (PM₁₀ et PM_{2,5}).

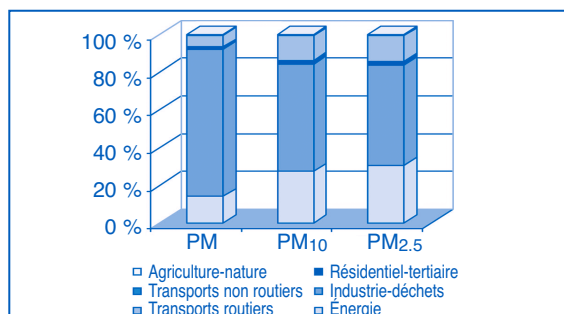


Figure 2.
Analyse sectorielle des émissions de particules dans la région de l'étang de Berre (1999).
Activity sector analysis of particulate emissions in the Etang de Berre region.

* ESCOMPTE : Programme de recherche sur la pollution photochimique à l'échelle régionale. La région retenue pour ce programme est un parallélogramme de 120 km × 120 km avec une résolution spatiale de 3 km, qui englobe les zones d'émissions anthropiques de l'agglomération marseillaise et du complexe industriel de la région de l'étang de Berre.

1.2. Les hypothèses de modélisation

La mise en place d'une modélisation permet de disposer d'une information spatiale et temporelle en complément d'un réseau de mesure. Dans cette étude, le modèle de dispersion utilisé est ADMS-URBAN [4] qui intègre de nombreux modules permettant de tenir compte de plusieurs effets agissant sur la dispersion des particules : topographie, turbulence, phénomènes météorologiques complexes, déposition sèche et humide, etc.

1.2.1. Paramètres liés au polluant

Des tests ont été effectués pour déterminer la meilleure manière de prendre en compte le diamètre aérodynamique et la densité des PM. En effet, ces deux paramètres permettent de calculer la vitesse de déposition et la vitesse de chute lors des phénomènes de dépositions sèche et humide. Par contre, les poussières sont considérées comme inertes chimiquement et aucune interaction n'est ainsi modélisée pendant leur dispersion.

Des tests ont été menés en premier lieu sur la densité (gamme de variation entre 1 000 et 5 000 kg/m³ représentative des particules considérées dans l'inventaire). Ceux-ci n'ont pas montré de dépendance significative de la vitesse de déposition à ce paramètre qui a alors été fixé à 3 000 kg/m³.

Pour la taille de particules, les PM₁₀ ont été modélisés à partir des informations disponibles sur la répartition globale et annuelle des émissions de PM₁₀ et PM_{2,5} sur la zone d'étude, à savoir 87 % des particules ont un diamètre aérodynamique inférieur ou égal à 2,5 µm.

1.2.2. Sources d'émission

Les principales sources ont été considérées :

- les grandes sources ponctuelles sont modélisées en tenant compte des informations sur leur diamètre, la hauteur, la vitesse et la température d'émission ;
- les émissions routières ont été modélisées comme émises dans un volume d'une hauteur de 10 m et avec une largeur de 10 m ;
- suite à différents tests de sensibilité, les autres sources ont été modélisées par des sources volumiques de taille 3 km × 3 km en accord avec la résolution spatiale du cadastre et sur une hauteur de 10 m.

Pour chacune des sources, le taux d'émission annuel a été réparti sur l'année en fonction de clés de répartition horaire, journalière et/ou mensuelle. Globalement, 84 sources ponctuelles, 2 100 sources routières et 2 300 sources surfaciques/volumiques sont ainsi prises en compte.

1.2.3. Localisation et définition des grilles de calcul

L'étendue de la zone d'étude sur la région de l'étang de Berre nécessite la mise en place de plusieurs grilles de calcul pour le modèle ADMS-URBAN.

Au vu de la répartition des sources d'émission et des caractéristiques géographiques du domaine à modéliser, six grilles de calcul ont été définies. Compte tenu des objectifs des simulations mais aussi des contraintes (résolution de l'inventaire d'émission, nombre de sources prises en compte, temps de calcul), une résolution spatiale de 500 mètres a été retenue.

En outre, un maillage dit « intelligent » a été adopté afin de pouvoir cartographier au mieux les gradients de concentrations aux voisinages des principaux axes routiers. Ce maillage permet d'avoir une résolution proche de la dizaine de mètres autour des principaux axes routiers.

Enfin, les calculs ont été réalisés pour une série de points récepteurs qui correspondent aux stations AIRFOBEP de mesure en PM₁₀. Pour ces points récepteurs et pour les grilles de calculs, les concentrations en PM₁₀ ont été calculées à une hauteur de 1,5 m.

1.2.4. Topographie et occupation du sol

Le relief peut fortement influencer les champs de vent et de turbulence, et donc la dispersion des polluants. La topographie a donc été intégrée dans la modélisation. Les valeurs utilisées sont issues de la base de données BD ALTI 50 m de l'Institut géographique national (IGN). De même, la nature des sols influence la progression des panaches et leur dispersion verticale. L'occupation des sols a été déduite de la base CORINE LAND COVER et intégrée dans la modélisation au travers d'un paramètre de rugosité spécifique à chaque type de surface.

1.2.5. Météorologie

La connaissance des paramètres météorologiques est primordiale pour l'étude de la dispersion des rejets dans l'atmosphère. La direction et la vitesse du vent, la température de l'air et la nébulosité sont des grandeurs physiques qui permettent de bien représenter la climatologie locale, en particulier les mouvements d'air dans les premières couches de l'atmosphère. Compte tenu de la taille de la zone d'étude et des phénomènes météorologiques prépondérants dans chacune des grilles, l'étude s'est appuyée sur des données météorologiques (direction et vitesse du vent et température) qui diffèrent d'une grille de calcul à l'autre. Pour chaque grille, les données météorologiques utilisées sont issues des mesures des stations (AIRFOBEP ou Météo-France) les plus représentatives.

Pour tenir compte des différentes situations météorologiques, l'étude a été réalisée sur une année entière (2002) au pas de temps horaire.

1.3. La pollution de fond

Au terme des premières simulations, les concentrations en particules (PM₁₀) obtenues au niveau des stations de mesures d'AIRFOBEP ont été comparées aux observations. Le résultat montre une importante

sous-estimation des concentrations de PM, aussi bien pour les valeurs horaires que pour les moyennes journalières ou annuelles.

Une part importante de la pollution par les PM provient du transport sur de longues distances de ce polluant ainsi que de la remise en suspension. Cette pollution dite de « fond » n'est pas prise en compte dans l'inventaire et donc dans la modélisation de la seule dispersion des émissions prises en compte par l'inventaire. Les mesures de la pollution de fond pour les poussières sur la région PACA indiquent des valeurs de concentrations élevées, qui peuvent atteindre 20 à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ce niveau de fond est non négligeable au regard des concentrations mesurées par les capteurs du réseau AIRFOBEP. Il est donc nécessaire de prendre en compte cette pollution particulière de fond dans la modélisation. Pour cela, une technique statistique a été développée pour l'estimer à partir des mesures effectuées par les capteurs du réseau AIRFOBEP. Cette technique permet d'estimer une pollution de fond pour chaque jour de simulation.

Globalement, les données issues des mesures correspondent à des concentrations pouvant être écrites de la façon suivante :

$$C = C_f + \text{Émis} + \text{Bruit}$$

C : la concentration mesurée.

C_f : la concentration de fond recherchée.

Émis : la contribution des différents émissaires.

Bruit : le bruit regroupant un ensemble de facteurs tels que les erreurs de mesure ou les variations dues à la turbulence.

On suppose dans la suite que C_f est une constante sur l'ensemble du domaine modélisé.

La méthode présentée ici pour l'estimation de cette valeur procède en quatre étapes :

1. Élimination du bruit.
2. Détermination de la tendance du terme de la concentration de fond.
3. Intégration de la tendance et détermination de la constante d'intégration.
4. Application de la méthode « par morceau », aux séries temporelles étudiées.

Étape 1. Élimination du bruit par moyenne glissante

Par définition, la moyenne temporelle du terme de bruit tend vers 0 avec la durée de la période considérée. En appliquant une moyenne glissante sur un temps suffisamment long, il est donc possible d'écrire :

$$\bar{C} = \bar{C}_f + \bar{\text{Émis}} + \bar{\text{Bruit}} = \bar{C}_f + \bar{\text{Émis}}$$

L'application d'une moyenne glissante permet d'éliminer le bruit des séries de données disponibles. Dans notre cas, une moyenne glissante sur 24 heures a donc été appliquée sur les données issues des différentes stations.

Étape 2. Estimation de la tendance de la concentration de fond

Hypothèse : si la concentration de fond varie, cette variation s'applique à toutes les stations. Les mesures des stations AIRFOBEP ont donc une bonne probabilité d'être corrélées, ceci à la condition que la variation de la concentration de fond soit importante devant l'impact « local » causé par les différents émetteurs. Les premières modélisations ont montré que cette condition est valide dans notre cas d'étude.

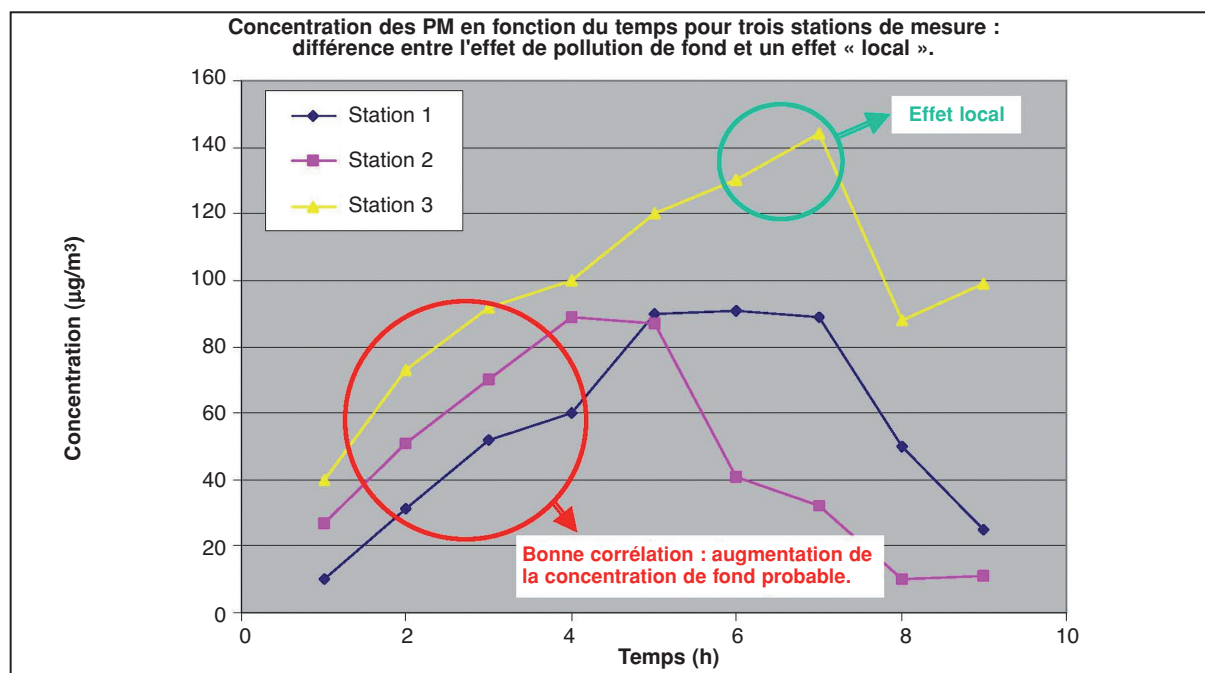


Figure 3.

Illustration de la méthode utilisée pour l'estimation de la tendance de la concentration de fond.

Illustration of the method used for estimating background concentration trend.

La recherche de la corrélation s'effectue de la manière suivante : on calcule sur des périodes de 13 heures le coefficient de détermination r^2 existant entre chaque couple de stations. On détermine alors le nombre de stations étant corrélées avec un coefficient de détermination supérieur à 0,6 avec au moins trois autres stations. Si ce nombre est inférieur à 4, on estime n'être pas en mesure de déterminer l'évolution de la concentration de fond : la tendance est alors prise égale à 0 (la concentration de fond reste constante). Dans le cas contraire, on calcule pour chacune des stations concernées la tendance (évaluée simplement comme étant la différence existante entre la dernière valeur et la première valeur de la station sur cet intervalle de temps) pour chacune de ces stations. La tendance de la concentration de fond est alors calculée comme étant la valeur moyenne des tendances des stations ainsi considérées.

Étape 3. Calcul de la concentration de fond et estimation de la constante C_0 d'intégration

La tendance $\Delta_{\text{fond}} = f(t)$ calculée dans l'étape précédente représente le taux de variation de la concentration de fond, c'est-à-dire une estimation de la dérivée de la fonction donnant l'évolution de C_f au cours du temps. La sommation des différents termes

donne donc, à une constante C_0 près, la valeur de la concentration de fond. Il reste à déterminer la valeur de la constante d'intégration C_0 .

Pour estimer C_0 , on utilise le fait que la concentration de fond doit respecter deux conditions :

- la concentration doit rester positive ;
- la concentration doit rester inférieure à la concentration minimale observée en tout point.

Il faut donc choisir une valeur de C_0 satisfaisant ces deux conditions en tout point de l'intervalle de temps considéré. Toutefois, ceci ne suffit généralement pas à déterminer la constante C_0 mais plutôt un ensemble de valeurs possibles. On obtient ainsi une valeur minimale et maximale de C_0 . On choisit comme valeur finale le centre de l'intervalle ainsi formé (Figure 4).

Étape 4. Application « par morceau » de la méthode

Il y a un risque à appliquer cette méthode directement sur l'ensemble de la période d'étude. En effet, la première estimation de la concentration de fond est obtenue à partir d'une somme de tendance. Or ces tendances sont entachées d'une certaine erreur. Par ailleurs, pour de nombreuses périodes, cette tendance ne peut pas être évaluée (absence de donnée ou de

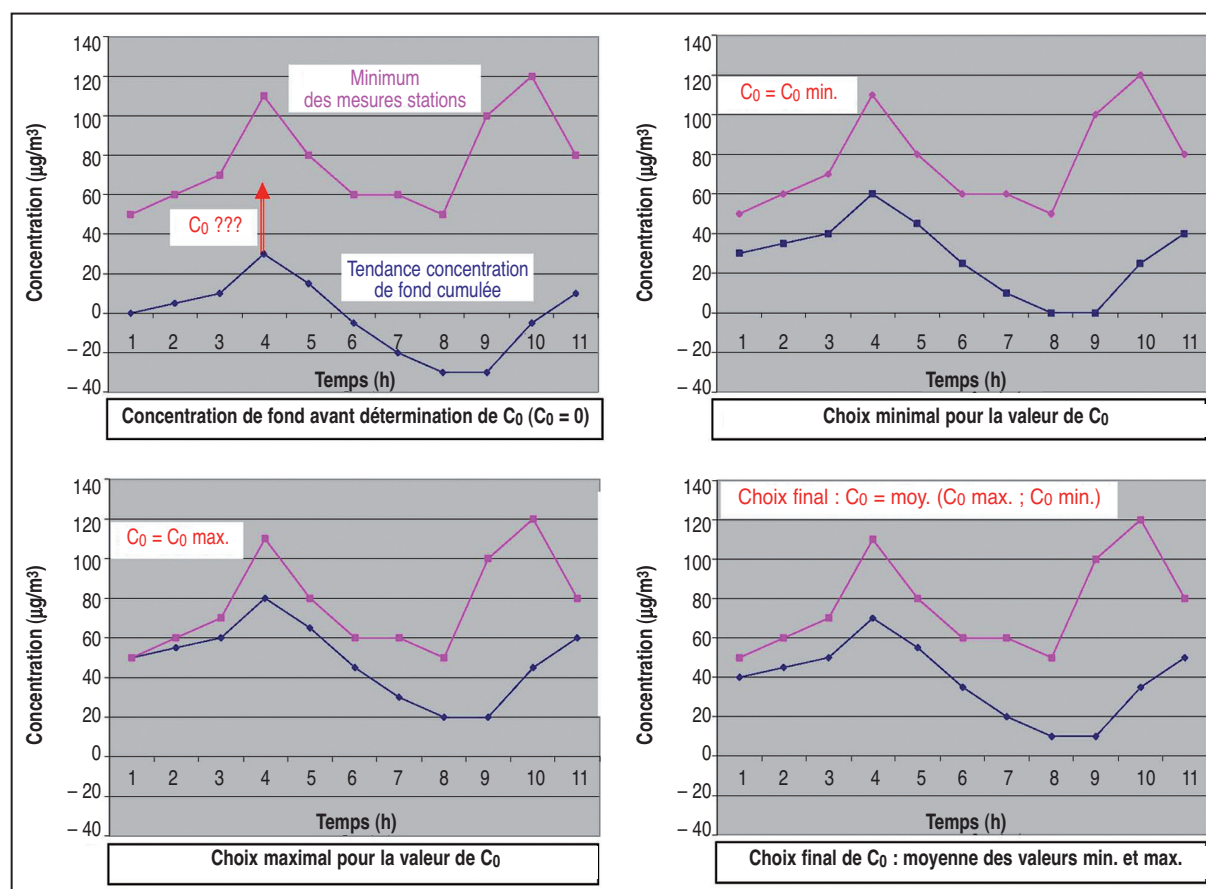


Figure 4.

Exemple de détermination de la constante C_0 pour le calcul de la concentration de fond.
 Examples of C_0 constant estimate used for calculating the background concentration.

corrélation) et elle est alors arbitrairement prise égale à 0. Il en découle une accumulation des erreurs qui tend à faire, par endroit, fortement diverger la solution obtenue par cette méthode. Il n'est alors plus possible d'évaluer la valeur de C_0 . On doit donc appliquer la méthode sur une série d'intervalles plus restreints d'une durée de 200 heures et se recoupant deux à deux. Au final, on dispose donc pour chaque échéance de deux estimations, chacune issue de l'une des périodes sur lesquelles a été appliquée la méthode. La valeur finale est obtenue par une moyenne pon-

dérée de ces deux quantités. La pondération utilisée permet un passage progressif de la première des deux estimations à la seconde. La Figure 5 illustre ce procédé.

La pollution de fond pour l'ensemble de l'année 2002 a été calculée suivant cette méthodologie. À titre d'exemple, la Figure 6 représente la concentration moyenne horaire des poussières PM_{10} pour l'ensemble des stations du réseau AIRFOBEP et la pollution de fond calculée pour le mois de janvier 2002.

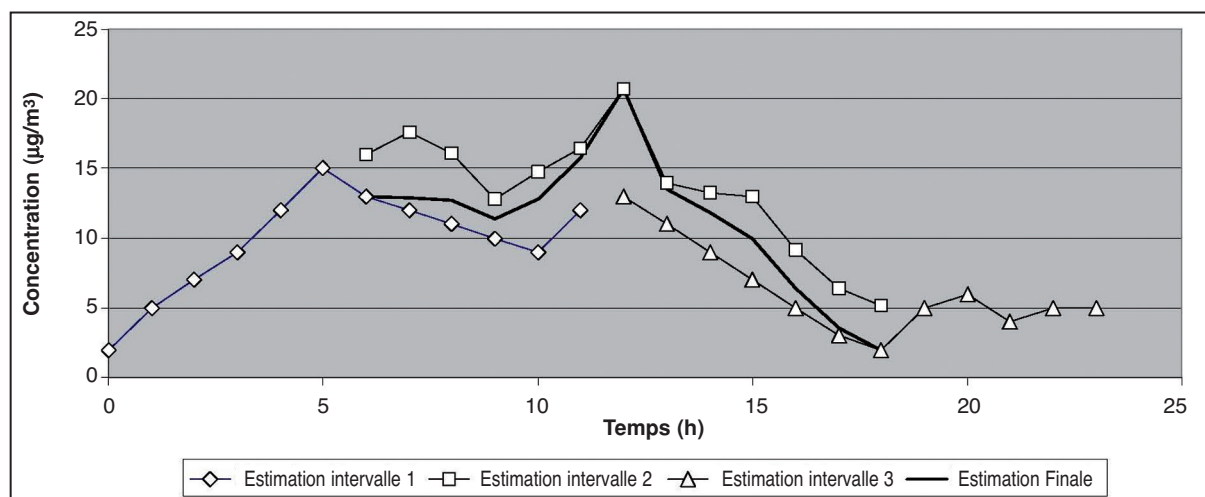


Figure 5.

Détermination de la concentration de fond : illustration de l'application « par morceau » de la méthode.

Estimation of the background concentration: illustration for applying the method by piece.

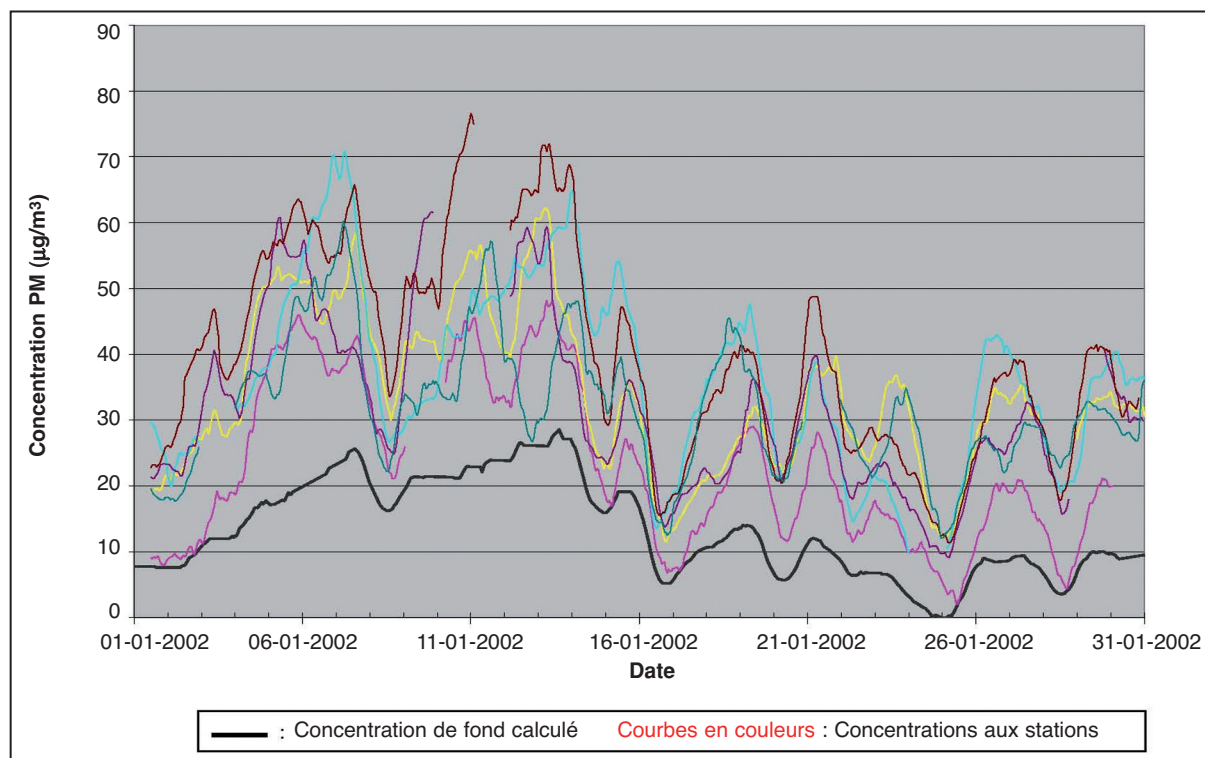


Figure 6.

Valeurs de la pollution de fond particulaire (PM_{10}) pour le mois de janvier 2002 obtenues à partir des mesures du réseau AIRFOBEP.

Value of the particulate background pollution (PM_{10}) for the month of January 2002 from the AIRFOBEP network measurements.

1.4. Biais de calage du modèle

La comparaison des valeurs simulées, en intégrant cette pollution de fond, aux mesures des stations d'observation en PM₁₀ sur la zone d'étude montre toujours un biais entre les valeurs (simulées + fond) et les valeurs mesurées. Compte tenu de l'objectif qui est de cartographier la pollution en poussières sur l'ensemble de la zone AIRFOBEP au moyen d'une modélisation, le calage des résultats de cette modélisation est tout à fait envisageable. En effet, le résultat principal attendu de la modélisation est la répartition spatiale, répartition qui ne peut être déterminée à partir des seules mesures de terrain disponibles. Il a donc été décidé de caler les concentrations simulées, non seulement en intégrant la pollution de fond, mais également en tenant compte d'un biais statistique horaire. Ce biais statistique a été calculé pour différentes gammes de concentrations entre les valeurs (simulées + fond) et les valeurs mesurées pour l'ensemble des stations d'observation sur une période de cinq ans. Le tableau 3 indique les valeurs considérées pour cette correction.

1.5. Résultats et performances

La comparaison entre les données de mesure des concentrations horaires et la modélisation montre que :

- l'évolution temporelle des données mesurées et des données modélisées est identique. Les facteurs de corrélation sont supérieurs à 0,8. Le modèle simule donc correctement les augmentations et les diminutions des concentrations, ceci malgré l'utilisation de clés de répartition des émissions relatives à l'année 1999 ;

Tableau 3.

Biais calculé pour le calage du modèle à partir d'un historique de mesure et modélisation de 5 ans.

Computed bias for the wedging of the model from a five year long history of measurement and modeling.

Gamme de concentrations horaire (µg/m³) (Valeurs simulées + pollution de fond)	Biais (µg/m³)
0 – 10	3,86
10 – 13	4,57
13 – 16	5,41
16 – 19	6,40
19 – 22	7,22
22 – 25	6,99
25 – 28	7,36
28 – 31	8,77
31 – 34	9,36
34 – 37	8,70
37 – 40	10,93
40 – 43	9,74
43 – 46	3,15
46 – 49	- 2,49
> 49	- 24,88

- le biais moyen entre les simulations et les mesures, estimé avec l'erreur quadratique (RMSE), est de l'ordre de 10 µg/m³ ;
- lorsqu'on considère les valeurs réglementaires, moyennes journalières et annuelles, ce biais est très bon pour une grande partie de la gamme des concentrations mesurées. Il est de l'ordre de 20 % pour les concentrations entre 10 et 35 µg/m³. Par contre, pour les concentrations très élevées, ce biais peut atteindre 30 à 50 % de la concentration mesurée. Cependant, le nombre de tels pics de concentration reste très faible. Ils peuvent être associés soit à des épisodes importants de transport à longue distance soit à des rejets locaux particuliers qui par définition ne peuvent être simulés correctement par le système mis en place.

Tableau 4.

Comparaison modèle – mesures réalisée sur les moyennes journalières et sur la moyenne annuelle. Le biais moyen est, pour ces deux moyennes, de l'ordre de 20 %.

Comparison between model and measurements based on daily and annual averages.

The average bias is about 20% for these two types of means.

Moyennes annuelles					
Stations	Arles	Carry-le-Rouet	La Mède	Port-de-Bouc	Rognac
Moyenne observée	25	26	31	27	24
Moyenne simulée	20	20	20	21	19
Biais moyen en µg/m³	- 5	- 6	- 11	- 6	- 5
Biais moyen en %	- 20	- 23	- 35	- 22	- 21

Moyennes journalières		
Classe de concentration en µg/m³	Biais moyen en µg/m³	Biais moyen en %
< 14	- 1,6	- 23
14-17	- 2,7	- 16
17-19	- 3,3	- 18
19-22	- 4,5	- 22
22-25	- 4,9	- 21
25-28	- 5,6	- 21
28-32	- 6,2	- 21
32-35	- 6,8	- 20
35-41	- 10,1	- 27
> 41	- 17,8	- 30

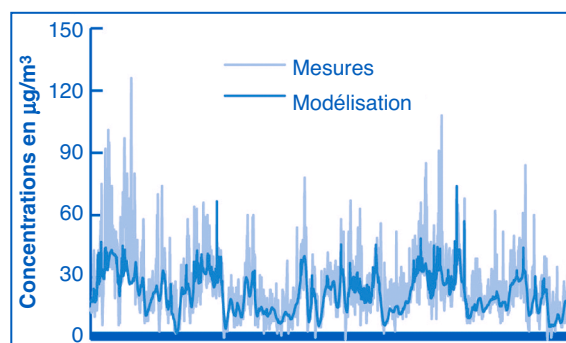


Figure 7.

Concentrations horaires des PM : comparaison modèle – mesures.

Exemple de la station de mesure d'Arles.

Hourly PM concentrations: Comparison between model and measurements. Example of Arles measurement station.

La Figure 8 présente la cartographie de la moyenne annuelle.

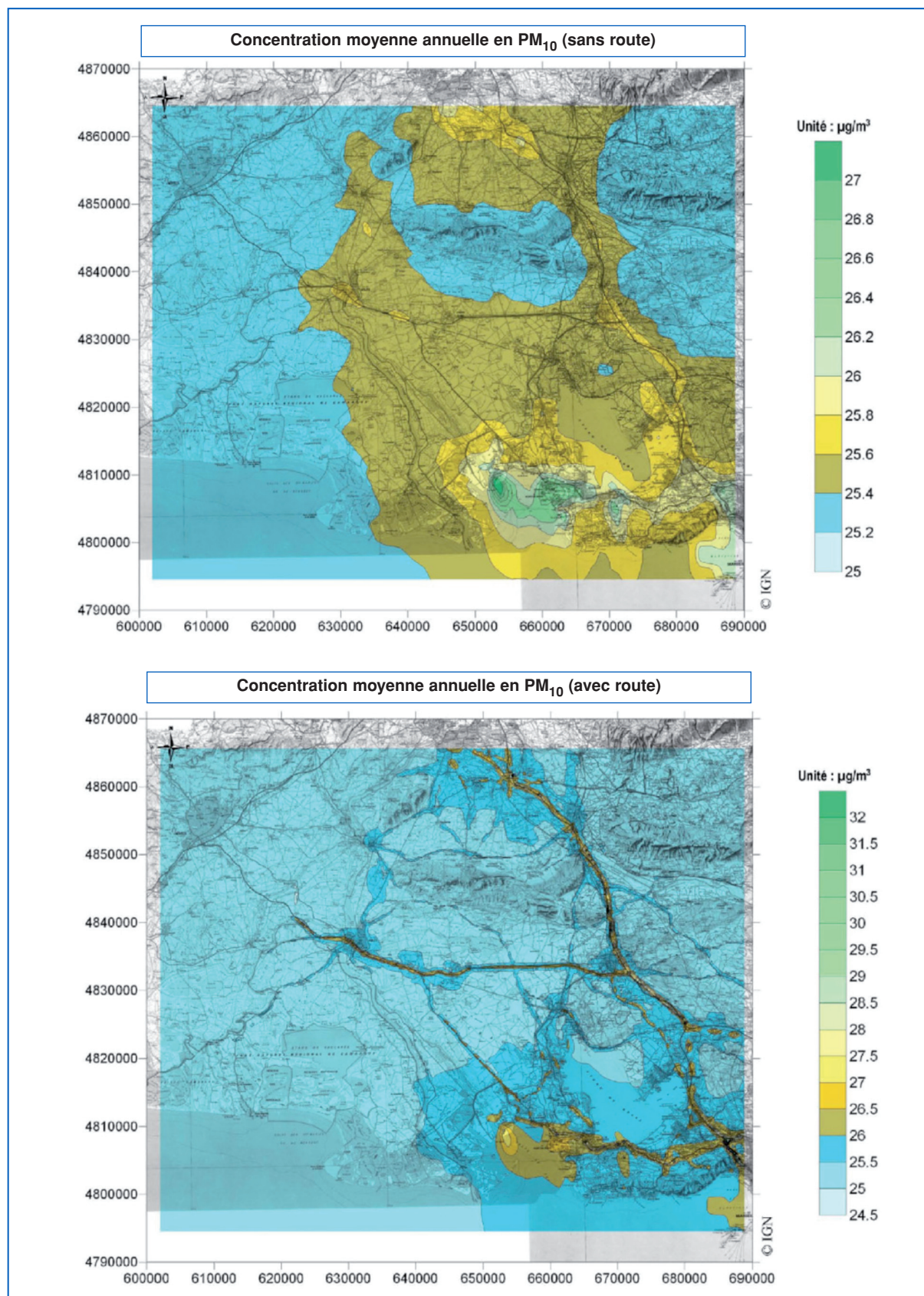


Figure 8.

Concentration moyenne annuelle avec (en bas) et sans prise en compte (en haut) de l'influence des routes (voir partie 2).

Mean annual concentration with (lower) and without (upper) taking into account road influence (see part 2).

2. Zonage

2.1. Déterminer des zones homogènes par rapport à la pollution de PM

Un traitement statistique des cartographies, obtenues dans la phase de modélisation, a été réalisé pour définir des zones homogènes de pollution par les PM. Ce zonage a été obtenu grâce à l'utilisation de la technique statistique de classification hiérarchique ascendante (CAH). Cette technique a permis de regrouper, dans une même zone, les points où sont identiques la concentration de la pollution PM et son évolution temporelle au cours d'une année.

Les zonages ont été réalisés pour deux types de niveaux de pollution PM :

- les concentrations moyennes journalières ;
- les concentrations horaires maximales journalières.

2.2. Méthodologie

Le traitement statistique pour déterminer un zonage de la pollution par les PM est basé sur l'utilisation d'une classification hiérarchique ascendante [5] : le but de la classification est de regrouper les individus constituant une population donnée en différentes catégories, en fonction des caractères qui les définissent. Une même classe doit regrouper des individus dont les caractères sont proches et deux classes différentes doivent contenir des individus aussi différents que possible. Dans le cas d'un zonage, les individus sont constitués de l'ensemble des points contenus dans le domaine à zoner. Chacun d'entre eux est caractérisé par les variables sur lesquelles porte le zonage.

Dans notre cas, les individus sont caractérisés par les valeurs de concentrations PM modélisées en chacun des points considérés et pour chacune des dates de la période étudiée.

Afin de garantir la continuité des domaines obtenus, une contrainte de proximité géographique doit toutefois être ajoutée à la procédure : lors de chaque étape de la classification, un individu ne peut être regroupé avec une zone ou un autre point que si ces derniers sont contigus à l'individu considéré.

Tous les points de la zone d'étude ont donc été comparés pour être regroupés, à partir de leur niveau de concentration (moyenne journalière ou maximum journalier) et de l'évolution temporelle de ces niveaux de concentration sur l'année, afin de constituer les zones homogènes.

Après analyse des cartographies initiales de la moyenne journalière ou du maximum journalier, il est apparu que les axes routiers constituent à eux seuls des zones de forte pollution par les PM. Ceci est lié aux émissions importantes ayant lieu au niveau de ces axes (émissions générées par le trafic routier) et de la dispersion atmosphérique généralement limitée à l'environnement proche de ces axes.

Il apparaît ainsi évident que la zone d'influence des axes routiers peut être considérée comme une

zone de pollution homogène à elle seule. Pour ce faire, la zone d'influence a été déterminée empiriquement en considérant une bande de largeur identique autour du centre de chaque axe routier. Cette largeur est alors fixe quelle que soit la journée considérée (la largeur est donc indépendante des conditions météorologiques ayant eu lieu au cours de chaque journée) et est fixe quel que soit l'axe routier considéré (c'est-à-dire indépendant du trafic et des émissions associés). Plusieurs tests de sensibilité ont été effectués, et la largeur retenue pour la bande d'influence des axes routiers a été fixée à 500 m.

Ceci implique que pour que le traitement statistique utilisé (la classification hiérarchique ascendante) soit valable, il faut que les concentrations au niveau des points de grille dans la zone d'influence des axes routiers soient regroupés automatiquement dans une zone spécifique.

En pratique et pour ne pas perturber la CAH, il a été nécessaire de retirer les concentrations simulées au niveau de la zone d'influence des axes routiers avant d'exécuter la CAH.

2.3. Résultats

2.3.1. Zonage des maximums journaliers

Le tableau 4 et la figure 9 présentent le zonage obtenu à partir des maximums journaliers : un zonage respectivement à 15 zones et à 8 zones.

Dans les deux cas, la zone 1 correspond à une zone en dehors de l'aire de l'étude et ne doit pas être prise en compte pour le zonage. À l'inverse, il faut aussi rajouter la zone de pollution homogène associée aux axes routiers. La figure 8 et le tableau 5 présentent les principales caractéristiques de ces deux zonages. Il faut noter que les caractéristiques pour la zone homogène de pollution des axes routiers ne sont pas disponibles par construction, puisque cette zone a été définie empiriquement et non au moyen de la CAH.

Pour le zonage à 15 zones, on peut noter les points suivants :

Les zones 5, 7, 9, 10, 11, 13 et 14 sont essentiellement liées à la dispersion des panaches des sources ponctuelles présentes dans le domaine d'étude, tandis que les autres zones sont principalement associées à des émissions modélisées diffuses et au réseau routier.

Il est probable que l'indice d'homogénéité n° 2 de la zone 2 soit lié à la présence d'un large réseau routier au sein de cette zone, sans présence de sources ponctuelles notables. Contrairement à la zone 5, l'espacement entre les différentes routes est beaucoup plus important et une grande variabilité de type de route est également présente. En conséquence, il existe de larges zones où les concentrations simulées sont très basses (proches de la pollution de fond) et des zones très proches des routes où les concentrations sont plus fortes. Cette forte hétérogénéité des concentrations dans la zone conduit probablement à expliquer la faible valeur de l'indice d'homogénéité n° 2 pour cette zone.

La zone 15 présente la valeur la plus forte pour l'écart maximal entre les valeurs simulées en deux points dans cette zone : $64,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; tandis que pour les autres zones, cette valeur est de l'ordre de 20 à $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il est possible que cette zone corresponde à une accumulation particulière des émissions de PM pour certaines conditions météorologiques (direction de vent de nord-est), compte tenu du relief dans cette région.

Les zones 5, 10 et 14 présentent un indice d'homogénéité n° 2 relativement moyen (entre 60 et 80), ainsi qu'un écart-type le plus élevé. Il est probable que cette situation soit liée à la présence d'un grand nombre de sources ponctuelles au croisement de ces trois zones. Si statistiquement la zone de dispersion des panaches d'un jour à l'autre doit correspondre intégralement à l'une des trois zones, il existe probablement des situations moins fréquentes où les panaches se dispersent à la frontière de ces zones. Compte tenu de cette faible occurrence et pour le niveau d'arrêt choisi, la CAH n'a pas gardé la trace de zones spécifiques pour ces cas, et le regroupement dans l'une des trois zones de ces quelques situations frontières explique probablement le niveau moyen de l'indice d'homogénéité n° 2.

Il est difficile d'expliquer la présence, et surtout la forme, de l'extension au nord-ouest de la zone 4.

Pour le zonage à huit zones, on peut noter les points suivants :

Certaines zones restent inchangées par rapport au zonage à quinze zones. La correspondance est indiquée ci-dessous :

8 zones	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 8	Zone 7
15 zones	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 10	Zone 8

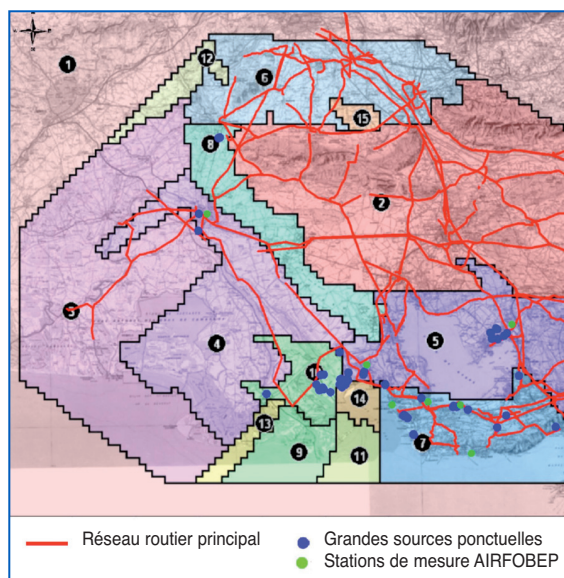


Figure 9.

Zonage à partir des maximums journaliers : 15 zones.
Zoning from daily maximum values: 15 zones.

Tableau 5.

Caractéristiques du zonage obtenu à partir des concentrations maximales journalières : 15 zones.
Zoning characteristics from daily maximum concentrations: 15 zones.

Zones (15) Facteur agrégation* : 25,4 %	Effectif (%)	Moyenne* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Maximum* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Médiane* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Écart-type* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Écart Maximum* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Indice homogénéité 1*	Indice homogénéité 2*
1**	—	—	—	—	—	—	—	—
2	26,3	29,5	32,1	29,4	0,5	23,7	99,6	11,3
3	15,3	29,4	31,3	29,3	0,4	20,1	99,5	96,2
4	13,7	29,7	33,1	29,5	0,7	23,0	98,3	86,3
5	11,4	30,0	35,4	29,7	0,9	22,9	97,5	78,0
6	8,9	29,7	33,1	29,6	0,6	22,3	98,5	89,0
7	9,2	30,4	36,4	30,2	1,1	22,5	97,0	81,6
8	5,3	29,8	32,3	29,6	0,6	21,0	98,1	94,0
9	2,9	29,8	31,9	29,6	0,6	19,7	98,5	94,5
10	2,6	30,7	35,8	30,2	1,4	22,0	93,0	75,5
11	1,7	30,5	33,1	30,2	0,9	24,6	98,1	86,0
12	0,2	30,5	31,3	30,4	0,5	20,3	97,2	91,8
13	1,0	30,0	31,3	29,8	0,5	23,2	98,5	94,5
14	0,9	32,0	37,5	31,3	2,0	18,8	86,7	59,3
15	0,6	30,1	31,2	29,9	0,5	64,5	97,1	91,2

* Voir annexe 1. See annex 1.

** La zone 1 étant en dehors de la zone d'étude n'est pas intégrée dans le tableau. As zone 1 is outside the zone under study, it is not included in the table.

Certaines zones correspondent à l'agrégation de plusieurs zones. De manière générale, ces zones correspondent à des zones qui sont à l'origine relativement étendues géographiquement :

La zone 6 : regroupe les zones 6, 7 et 9.

La zone 2 : regroupe les zones 2 et 11.

On retrouve des comportements communs au zonage à 15 zones, en particulier la distinction des zones 4, 6 et 8 (avec la présence de nombreuses sources ponctuelles à leurs croisements). L'analyse des statistiques associées à ce zonage montre que celui-ci peut tout à fait être adopté. Au-delà de huit zones, les statistiques de contrôle se dégradent fortement.

Le choix entre un zonage à huit ou quinze zones dépend de l'objectif d'un tel zonage. En particulier dans le cas de la mise en place d'un réseau de mesure, d'autres contraintes peuvent intervenir pour orienter le choix.

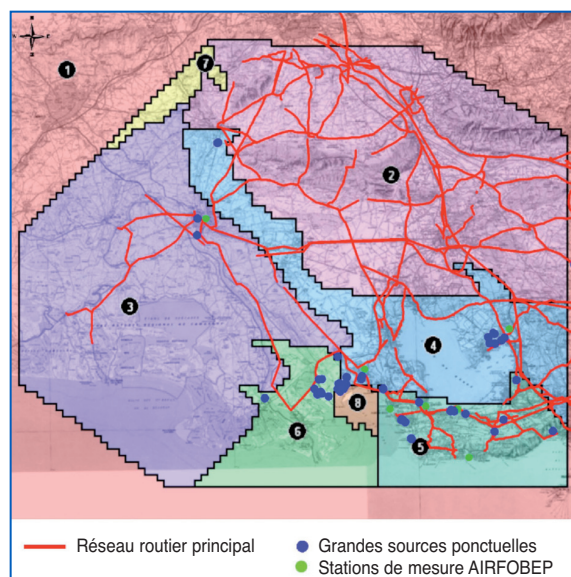


Figure 10.

Zonage à partir des maximums journaliers pour un zonage à 8 zones.

[Zoning from daily maximums for a 8 zones zoning.](#)

2.3.2. Zonage des moyennes journalières

La Figure 10 présente le zonage en poussières à partir des moyennes journalières et le Tableau 6 les caractéristiques associées. Le zonage est beaucoup plus simple que pour le maximum journalier, puisque seulement six zones apparaissent (la zone 2 correspond à une zone en dehors de la zone d'étude et ne doit pas être prise en compte pour le zonage). À ces zones, il faut toujours ajouter la zone de pollution homogène associée aux axes routiers, au sein de laquelle les concentrations simulées sont les plus élevées et pour laquelle les caractéristiques ne sont pas présentes dans le tableau par construction.

On peut noter que :

- les zones 1 et 3 couvrent un large domaine et correspondent à des émissions de PM relativement diffuses (peu de sources ponctuelles dans ces zones) et à des émissions par le réseau routier (plus dense pour la zone 3) ;
- les zones 4 et 5 sont associées à la présence de sources ponctuelles et dépendent des conditions météorologiques (vent de nord ou vent de sud). En particulier, la présence à la frontière de la zone 4 de ce grand nombre de sources ponctuelles peut probablement expliquer l'indice d'homogénéité n° 2 qui est légèrement plus faible pour cette zone comparée aux autres zones ;
- la zone 6 est très fortement influencée par le réseau routier au nord de la zone.

Les statistiques pour un zonage à cinq et sept zones montrent que le zonage à six zones est un zonage tout à fait acceptable et relativement valide pour le zonage de la pollution en particules à partir des concentrations moyennes journalières. On peut cependant noter que d'un point de vue strictement

Tableau 6.

Caractéristiques du zonage obtenu à partir des concentrations maximales journalières : 8 zones.

[Zoning characteristics from daily maximum concentrations: 8 zones.](#)

Zones (8) Facteur agrégation* : 29,0 %	Effectif (%)	Moyenne* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Maximum* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Médiane* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Écart-type* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Écart Maximum* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Indice homogénéité 1*	Indice homogénéité 2*
1**	—	—	—	—	—	—	—	—
2	35,8	29,5	34,4	29,4	0,7	77,4	99,4	10,2
3	29,1	29,5	33,2	29,3	0,6	23,0	99,3	85,2
4	16,7	29,9	35,7	29,6	0,9	22,9	97,4	78,0
5	9,2	30,4	36,4	30,2	1,1	22,5	97,0	81,6
6	8,2	30,2	37,0	29,7	1,4	32,1	95,2	62,9
7	0,2	30,5	31,3	30,4	0,5	20,3	97,2	91,8
8	0,9	32,0	37,5	31,3	2,0	18,8	86,7	59,3

* Voir annexe 1. [See annex 1.](#)

** La zone 1 étant en dehors de la zone d'étude n'est pas intégrée dans le tableau. [As zone 1 is outside the zone under study, it is not included in the table.](#)

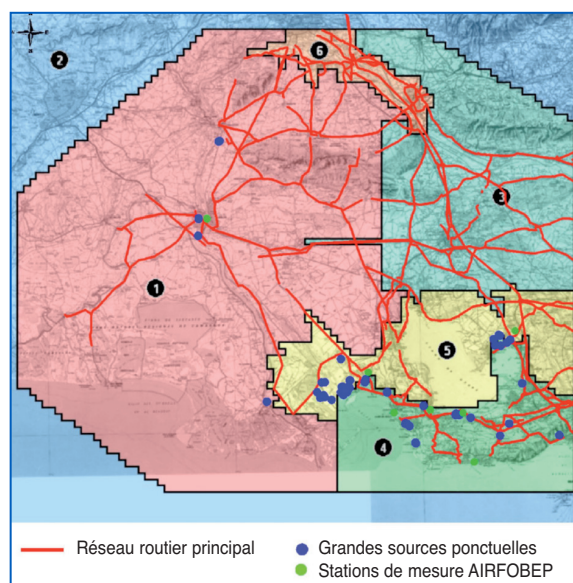


Figure 11.

Zonage à partir des moyennes journalières : 6 zones.
Zoning from daily averages: 6 zones.

mathématique, plus le nombre de zones retenues est important, plus le zonage est précis et recommandable. En d'autres termes, le zonage à sept zones est potentiellement meilleur que le zonage à six ou cinq zones, et le zonage à huit zones meilleur que le zonage à sept zones... Néanmoins, d'une part, la dégradation des paramètres statistiques entre ces trois zonages est très limitée, y compris pour l'indice d'homogénéité n° 2, et d'autre part, le choix de recommander tel ou tel zonage dépend des informations qu'on veut en extraire et de son utilisation. Dans le cadre de cette étude, à savoir qualification de la pollution en particules pour un déploiement éventuel d'un réseau de mesure spécifique avec les contraintes associées, le zonage à six zones nous apparaît comme un bon compromis pour avoir une bonne vue d'ensemble de la répartition de la pollution en poussières dans le domaine d'étude.

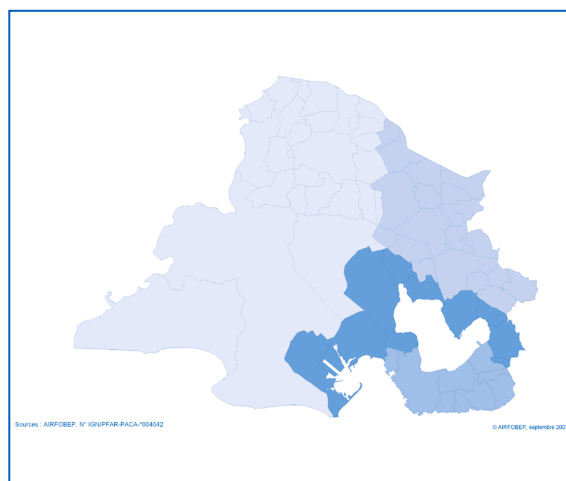


Figure 12.

Cartographie optimisée des zones de surveillance des PM pour la région de l'étang de Berre. Configuration avec quatre zones homogènes par rapport à la moyenne journalière.
Optimized map of PM surveillance zones for the Etang de Berre region. Featuring 4 homogeneous zones taking into account daily mean value.

2.4. Application dans la définition des zones de surveillance

Les résultats de l'étude permettent de subdiviser l'aire de surveillance d'AIRFOBEP en zones homogènes de pollution par les PM. Plusieurs configurations sont possibles, avec un nombre de zones différent. Le zonage choisi compte quatre zones :

- il est obtenu en regroupant les points du territoire proches de par leur concentration moyenne journalière des PM ;
- il garantit le maximum d'homogénéité entre l'ensemble des points d'une même zone.

Pour les besoins de la surveillance réglementaire de la qualité de l'air, ce zonage de pollution est intégré dans les contraintes des séparations administratives. Il en résulte la cartographie des zones de surveillance optimisée des PM.

Tableau 7.

Caractéristiques des zones retenues à partir des concentrations moyennes journalières : 6 zones.
Zoning characteristics from daily mean concentrations: 6 zones.

Zones (6) Facteur agrégation* : 67,7 %	Effectif (%)	Moyenne* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Maximum* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Médiane* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Écart-type* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Écart Maximum* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Indice homogénéité 1*	Indice homogénéité 2*
1	53,8	25,5	27,5	25,4	0,2	10,1	100,0	99,2
2**	—	—	—	—	—	—	—	—
3	18,0	25,6	29,1	25,5	0,5	8,9	100,0	93,7
4	12,9	26,1	30,3	25,8	0,7	8,7	99,8	81,6
5	12,4	25,7	29,0	25,6	0,4	8,2	100,0	96,4
6	2,9	26,2	29,2	25,9	0,7	8,0	99,9	93,4

* Voir annexe 1. See annex 1.

** La zone 2 étant en dehors de la zone d'étude n'est pas intégrée dans le tableau. As zone 2 is outside the zone under study, it is not included in the table.

Conclusion

Dans le cadre de sa mission de surveillance, AIRFOBEP dispose d'un réseau permanent de capteurs de pollution qui lui permet de connaître le niveau des polluants réglementés sur sa zone d'agrément. Afin d'optimiser son réseau et s'assurer de sa représentativité, une étude par modélisation de la dispersion des poussières a été réalisée afin de déterminer des zones homogènes de pollution et le niveau de pollution associé. Le principal objectif était de disposer d'une information sur la répartition spatio-temporelle de la concentration des particules en suspension.

Cette étude a été réalisée avec le modèle de qualité de l'air urbaine ADMS-URBAN pour une simulation complète, heure par heure, de l'année 2002 sur l'ensemble du domaine d'agrément d'AIRFOBEP. Cette simulation repose sur les données de l'inventaire régional des émissions (sources ponctuelles, sources routières...) de résolution spatiale de 3 km, des données météorologiques observées en diverses stations AIRFOBEP et Météo-France, des données de terrain IGN et des données d'occupation du sol à partir de la base CORINE LAND COVER. Différents tests ont permis de contraindre les différents choix de modélisation, aussi bien en termes de représentation des particules, qu'en choix du nombre de grilles utilisées ou de données météorologiques utilisées.

Le cadastre utilisé ne tient compte que de sources anthropiques. Le transport à longue distance de poussières ou leur re-suspension sur la zone d'étude ne sont ainsi pas intégrés dans la modélisation. Néanmoins, une méthodologie innovante a été mise en place pour évaluer la pollution de fond correspondante et la prendre en compte dans les résultats de simulations. Un biais a aussi été estimé pour un ultime calage du modèle à partir d'un historique de mesures et modélisation sur cinq ans.

Au terme des simulations, les résultats de comparaison avec les stations de mesure d'AIRFOBEP

s'avèrent très satisfaisants : les facteurs de corrélation sont supérieurs à 0,8 et l'erreur quadratique (RMSE) est de l'ordre de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Deux zonages ont été déterminés, l'un sur la base des concentrations moyennes journalières et l'autre sur la base des concentrations maximales journalières. Ces zonages ont été déterminés sur la base de la technique statistique de classification hiérarchique ascendante (CAH). Dans les deux cas, une zone particulière a été mise en évidence et correspond à la dispersion des poussières émises à partir des principaux axes routiers.

Zonage à partir des concentrations maximales journalières :

Plusieurs zonages ont été construits. Ils se différencient par le nombre de zones homogènes. Les différentes zones au sein de chaque zonage apparaissent en fonction des conditions météorologiques (direction du vent), de la présence de sources ponctuelles importantes au sein des zones, de la densité du réseau routier et des effets de relief.

À partir des caractéristiques statistiques de chaque zone, il apparaît que des zonages à huit ou quinze zones sont tout à fait acceptables. Le choix final est alors principalement dépendant du détail que l'on souhaite avoir et de l'utilisation souhaitée.

Zonage à partir des concentrations moyennes journalières :

Comme pour le zonage sur les concentrations maximales journalières, plusieurs configurations sont possibles. Les tests montrent qu'un zonage à cinq zones est à la fois acceptable en termes de paramètres statistiques (taux d'agrégation, indice d'homogénéité des zones...) et en termes de zones géographiques couvertes (localisation des sources d'émissions et météorologie).

Ce zonage permet une bonne appréciation de la répartition de la pollution PM dans le domaine d'étude. Il apparaît pertinent de l'utiliser, dans le cadre du PSQA d'AIRFOBEP pour le déploiement d'un réseau de capteurs PM.

Annexe 1

Définition des paramètres statistiques de zonage

Facteur d'agrégation

L'algorithme de classification est basé sur la minimisation de l'inertie intraclasse. Ainsi, plus le nombre de classes diminue, plus l'inertie intraclasse augmente. Le degré d'agrégation est le rapport de ce gain d'inertie intraclasse (somme des moyennes des carrés des distances entre les centres de gravité de zones et les points qui les composent) sur l'inertie totale (moyenne des carrés des distances entre le centre de gravité total et chacun des points). Il caractérise donc la dispersion des individus regroupés dans une même classe par rapport à la dispersion totale de l'ensemble des individus. Plus la dispersion dans une même classe est grande, plus la représentation des individus qui la composent sous la forme d'une classe constitue une perte d'information puisque l'information concernant cette dispersion disparaît. Le degré d'agrégation renseigne donc sur la perte d'information consentie pour un nombre de classes donné. Il n'est toutefois pas toujours simple de donner une définition très explicite de l'information caractérisée de cette manière. Par ailleurs, la signification du degré d'agrégation dépend fortement de l'ensemble du panel initial des individus considérés : si la dispersion initiale (donc la dispersion totale intervenant au dénominateur du degré d'agrégation) est faible, un pourcentage fort peut correspondre à une perte d'information utile faible. À l'inverse, un pourcentage faible obtenu pour des individus initialement très différents peut déjà correspondre à une perte d'information utile importante. En d'autres termes, le degré d'agrégation n'est donc donné ici qu'à titre informatif puisque 50 % peut être tout aussi acceptable que 10 % en fonction du cas étudié.

Pour qualifier le degré d'homogénéité des zones, et donner une définition plus « appliquée » de l'information conservée dans chacun des zonages, on a recours à la définition de deux indices d'homogénéité.

Indice homogénéité 1

Soit deux points choisis au hasard parmi la zone considérée pour une journée elle aussi choisie au hasard : la valeur de l'indice 1 donne la probabilité pour que l'écart existant entre les valeurs du paramètre (paramètre = concentration maximale journalière ou concentration moyenne journalière) considéré en ces deux points soit inférieur à un seuil donné ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Une valeur de 0 % signifie donc que quelle que soit la journée considérée il n'existe aucun couple de points donnant un écart de concentration $< 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Une valeur de 100 % indique que quelle que soit la journée considérée, il n'existe aucun couple de points donnant un écart de concentration $> 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Compte tenu de l'approche et des champs de concentration simulés qui sont très influencés par le niveau de pollution de fond qui a été considéré comme homogène dans tout le domaine d'étude, ce paramètre d'homogénéité est relativement peu discriminant.

Indice homogénéité 2

Soit une journée choisie au hasard, la valeur de l'indice 2 donne la probabilité pour qu'il n'existe aucun couple de points dans la zone considérée pour lesquels l'écart existant entre les valeurs du paramètre (paramètre = concentration maximale journalière ou concentration moyenne journalière) considéré soit supérieur à un seuil donné ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Une valeur de 0 % indique donc que quelle que soit la journée considérée, il existe toujours au moins 1 couple de points donnant un écart de concentration $> 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Une valeur de 100 % signifie que quelle que soit la journée considérée il n'existe aucun couple de points donnant un écart de concentration $> 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ce paramètre d'homogénéité est beaucoup plus discriminant puisqu'on recherche de manière exhaustive tous les dépassements de seuils possibles pour tous les couples de points possibles d'une même zone.

Moyenne

Ceci représente la moyenne de la moyenne pour chaque journée du paramètre calculé en chaque point de la zone (paramètre = concentration maximale journalière ou concentration moyenne journalière selon le zonage réalisé).

Maximum

Ceci représente la moyenne du maximum pour chaque journée du paramètre calculé en chaque point de la zone (paramètre = concentration maximale journalière ou concentration moyenne journalière selon le zonage réalisé).

Médiane

Ceci représente la moyenne de la médiane pour chaque journée du paramètre calculé en chaque point de la zone (paramètre = concentration maximale journalière ou concentration moyenne journalière selon le zonage réalisé).

Écart-type

Ceci représente la moyenne de l'écart-type pour chaque journée du paramètre calculé en chaque point de la zone, c'est-à-dire représente la distribution du paramètre étudié entre les points appartenant à une même zone (paramètre = concentration maximale journalière ou concentration moyenne journalière selon le zonage réalisé).

Écart maximum

Ceci représente le maximum de l'écart maximum pour chaque journée obtenu pour le paramètre calculé entre deux points de la zone (paramètre = concentration maximale journalière ou concentration moyenne journalière selon le zonage réalisé).

Références

1. Qualité de l'air dans la région de l'étang de Berre et de l'ouest des Bouches-du-Rhône – bilan de l'année 2008. Rapport AIRFOBEP, juin 2009.
2. Les sources d'émissions dans les Bouches-du-Rhône. Rapport AIRMARAIX, novembre 2003.
Notice technique d'utilisation de l'inventaire des émissions ESCOMPTE : descriptif synthétique, formats de données et recommandations d'utilisation. Rapport AIRMARAIX/LCPA, février 2003.
Inventaire des émissions de polluants atmosphériques dans les Bouches-du-Rhône : territoire de surveillance AIRFOBEP. Traitements de l'inventaire ESCOMPTE 1999 : étude quantitative et sectorielle. Rapport AIRFOBEP, janvier 2004.
3. Évolution des émissions atmosphériques en France et dans les Bouches-du-Rhône. Rapport AIRFOBEP, 2005.
Émissions dans l'air en France, métropole. Particules en suspension, mise à jour 28. Rapport CITEPA, avril 2005.
Émissions dans l'air en France. Émissions de certaines substances en 1995 dans les départements de la métropole. Rapport CITEPA, février 2001.
Fontelle JP, Chang JP, Audoux N, Levy C, Riviere E. Inventaire des émissions dans l'atmosphère dans le cadre des plans régionaux pour la qualité de l'air – région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Rapport CITEPA, octobre 1997.
4. Carruthers DJ, Edmunds HA, Lester AE, McHugh C, Singles RJ. Use and validation of ADMS-Urban in contrasting urban and industrial locations. *Int. J. Environment and Pollution* 2000 ; 14 (1-6) : 364-74.
Owen B, Edmunds HA, Carruthers DJ, Raper DW. Use of a new generation urban scale dispersion model to estimate the concentration of oxides of nitrogen and sulphur dioxide in a large urban area. *The Science of The Total Environment* 1999 ; 235 (1-3) : 277-91.
McHugh C, Carruthers DJ, Edmunds HA. ADMS-Urban: An Air Quality Management System for Traffic, Domestic and Industrial Pollution. *Int. J. Environment and Pollution* 1997 ; 8 (3-6) : 437-40.
5. Kaufman L, Rousseeuw PJ. Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis. Wiley and sons Inc., New-York 1990 : 342 p.