

## DOCUMENTS

# La pollution atmosphérique en site urbain est-elle seulement d'origine locale ?

Véronique PONT\*, Jacques FONTAN\*, Alain LOPEZ\*

**NDLR :** Ce travail fait l'objet d'une présentation lors du 12<sup>e</sup> congrès de l'UIAPPA « World Clean Air and Environmental Congress », Séoul (26-31 août 2001).

Les données des réseaux de surveillance sont utilisées ici pour déterminer à quelle échelle spatiale (locale, régionale, continentale) il faut considérer les stratégies de réduction des émissions des polluants responsables des épisodes de pollution dans les agglomérations, en France. Les épisodes de pollution par les polluants primaires sont essentiellement générés par des émissions locales. Des mesures de restriction des émissions à l'échelle de l'agglomération sont donc efficaces pour limiter les concentrations. Les comparaisons entre dimanches et jours ouvrables, entre site urbain et sa périphérie le montrent clairement. Pour l'ozone, les sources locales ne sont pas suffisantes pour expliquer les épisodes, qui se produisent lorsque la masse d'air a séjourné sur le continent, à la faveur d'une situation anticyclonique. Les paramètres météorologiques locaux sont insuffisants pour caractériser un épisode et donc pour le prévoir. Des mesures de restriction locale des émissions sont insuffisantes pour limiter les fortes concentrations d'ozone. Elles doivent être prises aux différentes échelles. La simulation, la prévision des épisodes de pollution nécessitent des modèles adaptés à l'échelle des phénomènes, qui sont différents pour les polluants primaires et les polluants secondaires. Les émissions étant reproductibles pour un jour donné de la semaine, la prévision du risque d'occurrence d'un épisode de polluants primaires ne nécessite pas un cadastre précis des émissions, la situation météorologique étant la principale variable. La notion d'un polluant indicateur de la pollution globale devrait être clarifiée.

La pollution atmosphérique en site urbain est due à une grande diversité de polluants primaires comme les oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ), le dioxyde de soufre ( $\text{SO}_2$ ), le monoxyde de carbone (CO), les particules (PM), les composés organiques volatils (COV)... émis directement par les activités humaines. Des photo-oxydants comme l'ozone, des acides, sont produits à partir des précédents par des réactions chimiques et photochimiques nombreuses. Ce sont des polluants secondaires. Dans les grandes agglomérations les concentrations de certains polluants primaires et secondaires dépassent, lors de situations météorologiques particulières, les valeurs seuils fixées afin de protéger la santé humaine. Des mesures de limitation des émissions sont prises pendant quelques heures ou quelques jours, mais les échelles spatiales où elles doivent être appliquées demandent que soit connues les sources responsables de la pollution. En fait les problèmes d'épisodes pour les polluants primaires et les polluants secondaires doivent être

considérés séparément. Les polluants secondaires ne se forment pas spontanément. Les précurseurs peuvent provenir d'une échelle plus grande que celle de l'agglomération [1].

Les données mesurées en France par un important réseau de surveillance de la qualité de l'air ont été utilisées pour étudier les variations de la pollution atmosphérique et les échelles où les actions de réduction doivent être appliquées.

### Les réseaux de surveillance

En France, la pollution atmosphérique est mesurée dans 39 réseaux de surveillance qui regroupent 561 sites de mesure, classés en fonction de leur situation : urbain, rural, rue, montagne. Les polluants primaires le plus souvent mesurés sont  $\text{NO}$  et  $\text{NO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ , plus rarement les  $\text{PM}_{10}$  et depuis peu, dans quelques stations, les  $\text{PM}_{2.5}$ . Le polluant secondaire largement mesuré est l'ozone ( $\text{O}_3$ ). Les mesures des polluants primaires ou secondaires sont faites en continu et sont intégrées sur un quart d'heure ; les résultats sont donnés en moyenne horaire. La banque de données de qualité de l'air

\* Laboratoire d'aérodologie, Observatoire Midi-Pyrénées, UMR Université Paul Sabatier-CNRS n° 5560.

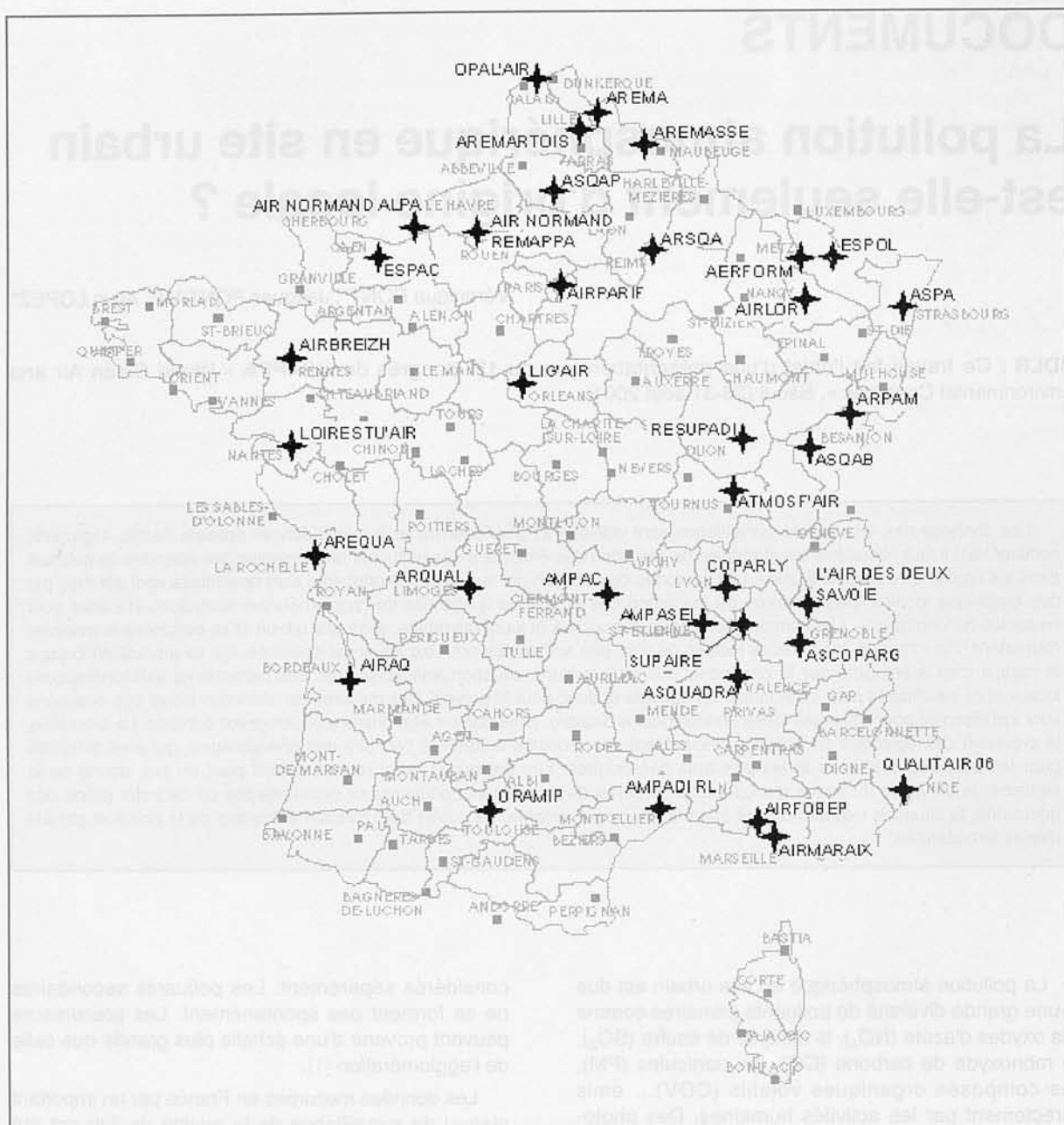


Figure 1.  
Implantation géographique des réseaux de surveillance.

(BDQA), gérée par l'ADEME, centralise les résultats des mesures des différents réseaux. La figure 1 montre l'implantation et les noms de ces différents réseaux.

### Les polluants primaires

Dans les sites de type rue, le trafic automobile est la principale source de polluants et les variations journalières des différents polluants sont similaires avec un minimum pendant la nuit et deux maximums, un le matin qui correspond au démarrage des activités humaines et du trafic automobile, alors que la couche limite près du sol est stable thermiquement,

et un second en fin de journée lorsque l'instabilité convective décroît, alors que les émissions sont encore intenses (Figure 2 ci-contre). Il faut noter que les concentrations diminuent pendant la nuit, lors de la période de plus grande stabilité des basses couches de l'atmosphère, ce qui montre la faiblesse relative des sources nocturnes comparées à celles de la journée et donc la prépondérance des sources provenant du trafic automobile. Ce phénomène s'observe en été et en hiver, montrant que les émissions dues au chauffage des locaux sont faibles.

Pour être comparées d'une station à une autre les concentrations moyennes sont calculées entre 5 et 21 heures. Cela correspond à la période où le trafic

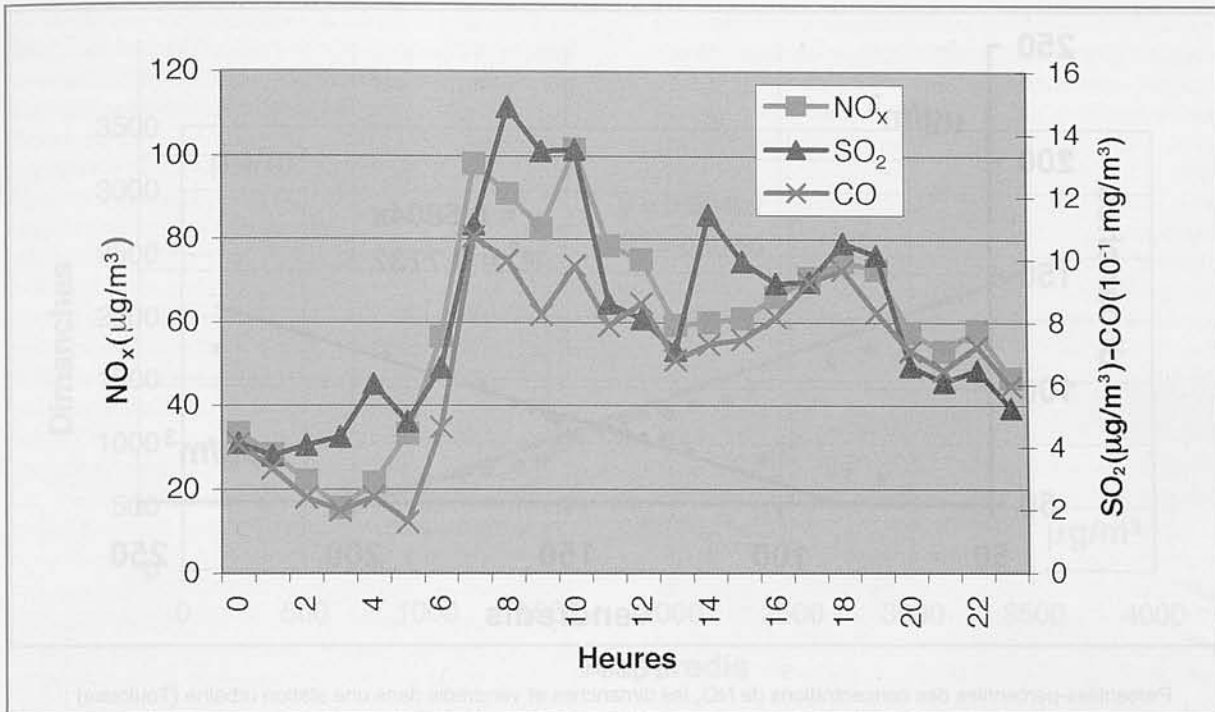


Figure 2.

Variations journalières de trois polluants primaires en site urbain. On observe deux maximums, l'un en début de journée, l'autre en fin de journée.

automobile est intense. Elles sont fortement corrélées positivement pour les sites de type rue, comme on peut le voir sur la figure 3 qui montre un exemple de

corrélation entre NO<sub>x</sub> et SO<sub>2</sub> à Toulouse. Les valeurs des coefficients de corrélation sont plus faibles en été, mais les valeurs des concentrations sont alors

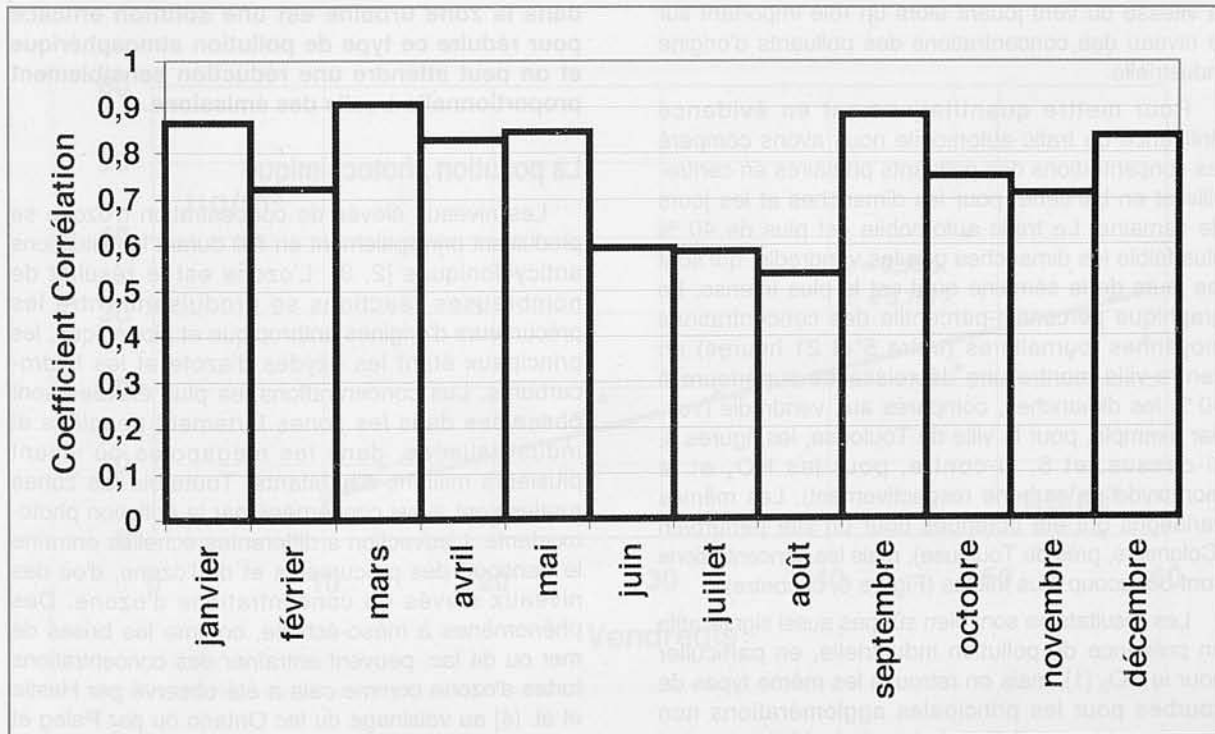


Figure 3.

Coefficient de corrélation entre les concentrations de NO<sub>x</sub> et SO<sub>2</sub> mesurées dans un site rue de Toulouse, moyennées entre 5 et 21 heures. Les concentrations sont fortement corrélées avec toutefois des valeurs plus faibles en été lorsque les concentrations en SO<sub>2</sub> sont faibles.

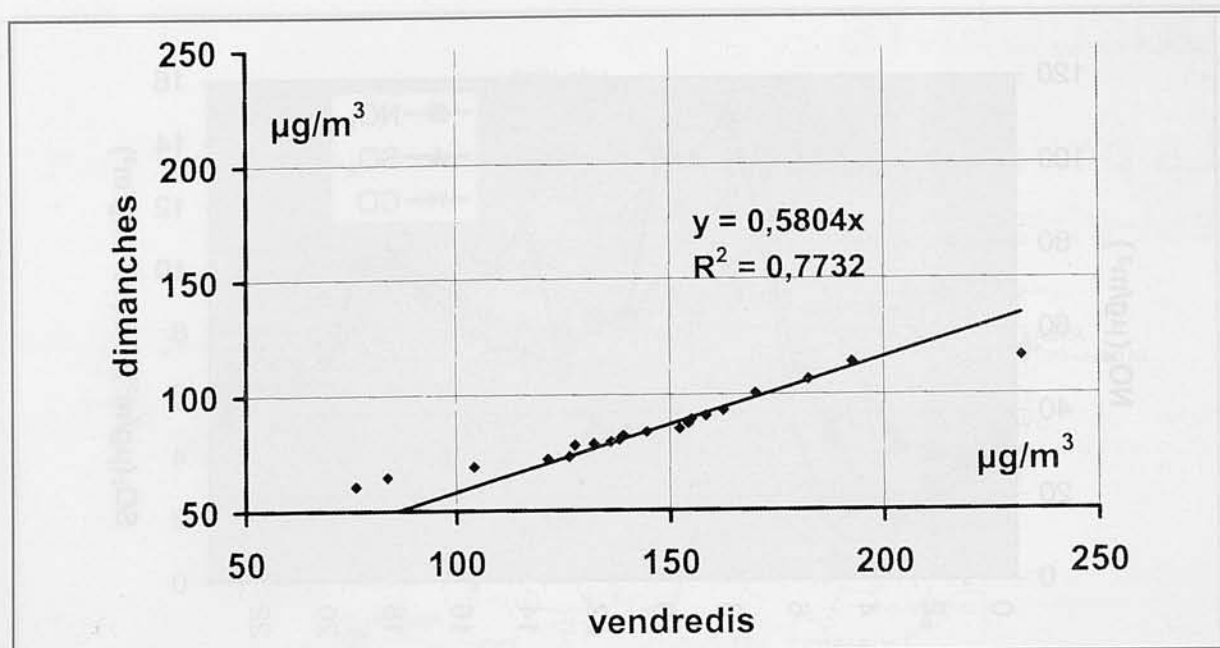


Figure 4.

Percentiles-percentiles des concentrations de NO<sub>x</sub> les dimanches et vendredis dans une station urbaine (Toulouse) ; pour l'ensemble des valeurs, les concentrations sont plus faibles les dimanches, ce qui montre l'origine automobile de cette pollution.

plus basses, en particulier pour le SO<sub>2</sub> à cause d'un mélange plus efficace dans la couche limite atmosphérique, dû à une convection plus active. Dans les sites influencés par une pollution de type industriel, les phénomènes sont bien sûr différents, la direction et la vitesse du vent jouant alors un rôle important sur le niveau des concentrations des polluants d'origine industrielle.

Pour mettre quantitativement en évidence l'influence du trafic automobile nous avons comparé les concentrations des polluants primaires en centre-ville et en banlieue, pour les dimanches et les jours de semaine. Le trafic automobile est plus de 40 % plus faible les dimanches que les vendredis, qui sont les jours de la semaine où il est le plus intense. Le graphique percentile-percentile des concentrations moyennes journalières (entre 5 et 21 heures) en centre-ville montre une décroissance supérieure à 40 % les dimanches, comparés aux vendredis (voir, par exemple, pour la ville de Toulouse, les figures 4, ci-dessus, et 5, ci-contre, pour les NO<sub>x</sub> et le monoxyde de carbone respectivement). Les mêmes variations ont été obtenues pour un site périurbain (Colomiers, près de Toulouse), mais les concentrations sont beaucoup plus faibles (Figure 6, ci-contre).

Les résultats ne sont bien sûr pas aussi significatifs en présence de pollution industrielle, en particulier pour le SO<sub>2</sub> [1], mais on retrouve les mêmes types de courbes pour les principales agglomérations non soumises à une pollution de type industriel.

La principale conclusion est qu'en ville les polluants primaires sont le plus souvent d'origine locale et que des mesures qui agissent sur les émis-

sions liées au trafic automobile vont entraîner une influence sur les niveaux de concentration. Les niveaux élevés de pollution par les polluants primaires se produisent principalement en hiver lors de situations anticycloniques. **La réduction du trafic dans la zone urbaine est une solution efficace pour réduire ce type de pollution atmosphérique et on peut attendre une réduction sensiblement proportionnelle à celle des émissions.**

### La pollution photochimique

Les niveaux élevés de concentration d'ozone se produisent principalement en été durant les situations anticycloniques [2, 3]. L'ozone est le résultat de nombreuses réactions se produisant entre les précurseurs d'origines anthropique et biogénique, les principaux étant les oxydes d'azote et les hydrocarbures. Les concentrations les plus élevées sont observées dans les zones fortement peuplées et industrialisées, dans les mégapoles où vivent plusieurs millions d'habitants. Toutefois les zones rurales sont aussi concernées par la pollution photooxydante. L'advection à différentes échelles entraîne le transport des précurseurs et de l'ozone, d'où des niveaux élevés de concentrations d'ozone. Des phénomènes à méso-échelle, comme les brises de mer ou de lac, peuvent entraîner des concentrations fortes d'ozone comme cela a été observé par Hastie et al. [4] au voisinage du lac Ontario ou par Peleg et al. [5] dans la région d'Athènes, en Grèce.

De nombreuses études ont été menées pour comprendre les phénomènes synoptiques qui génèrent de fortes concentrations d'ozone. Plusieurs auteurs

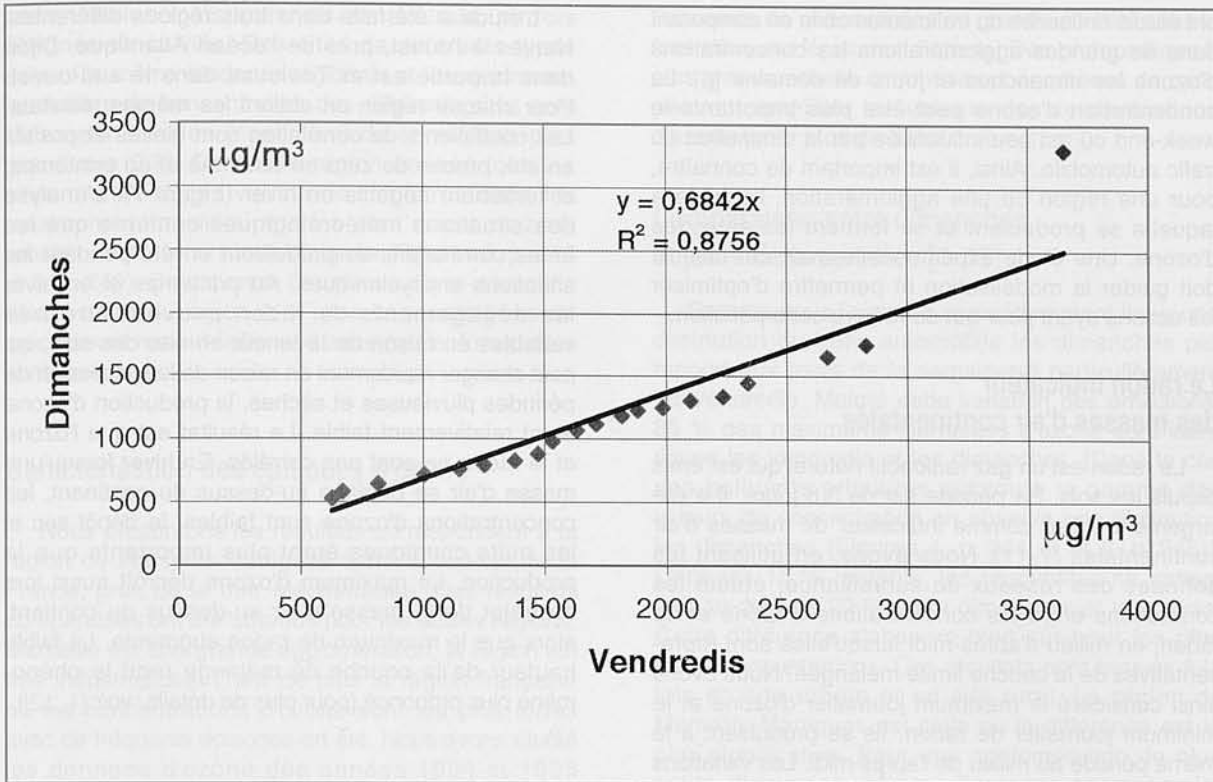


Figure 5.

Percentiles-percentiles des concentrations de monoxyde de carbone les dimanches et vendredis dans une station urbaine (Toulouse). Les résultats sont comparables à ceux des  $\text{NO}_x$ , Figure 4, de même que les conclusions.

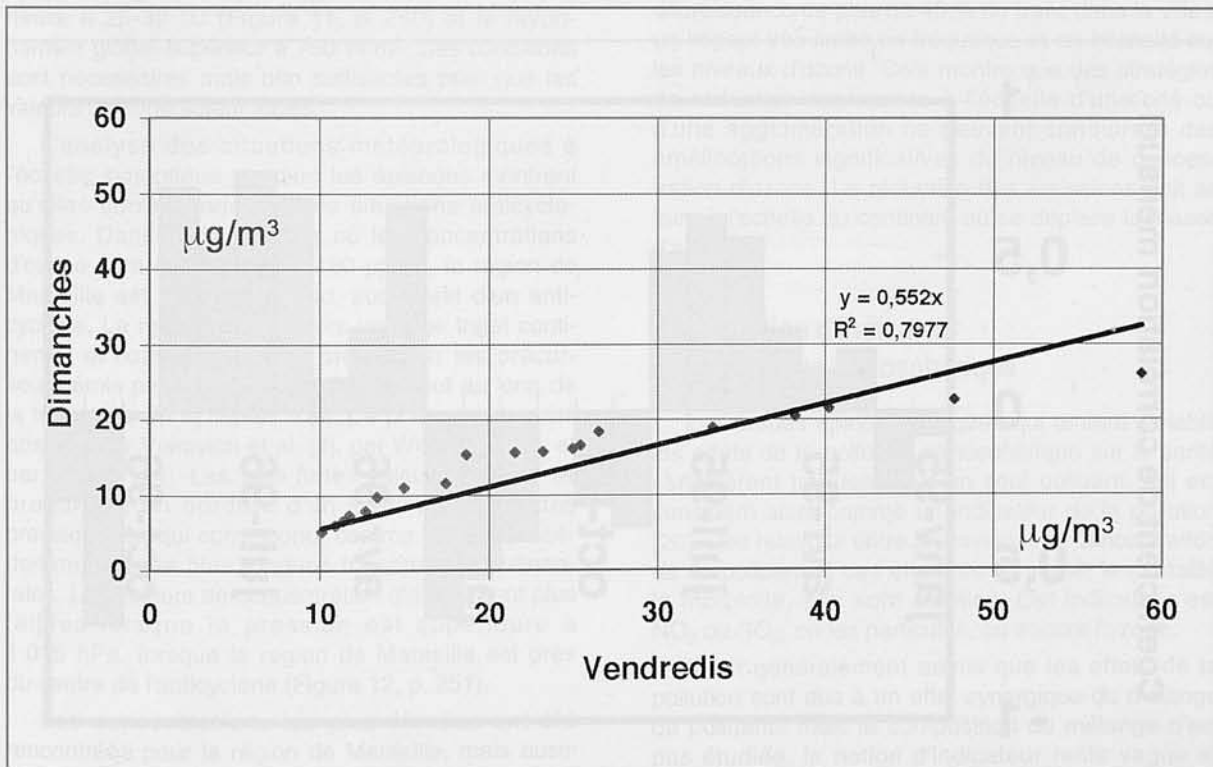


Figure 6.

Percentiles-percentiles des concentrations de  $\text{NO}_x$  en banlieue de Toulouse, à Colomiers.

On observe le même effet qu'en centre-ville entre dimanches et vendredis, mais les concentrations sont beaucoup plus faibles, montrant l'origine surtout locale de la pollution en ville.

ont étudié l'influence du trafic automobile en comparant dans de grandes agglomérations les concentrations d'ozone les dimanches et jours de semaine [6]. La concentration d'ozone peut être plus importante le week-end ou est peu influencée par la diminution du trafic automobile. Ainsi, il est important de connaître, pour une région ou une agglomération, l'échelle à laquelle se produisent et se forment les épisodes d'ozone. Une étude expérimentale avec cet objectif doit guider la modélisation et permettre d'optimiser les actions ayant pour but de réduire cette pollution.

### Le radon indicateur des masses d'air continentales

Le radon est un gaz radioactif naturel qui est émis depuis les sols. Sa période est de 3,8 jours. Il a été largement utilisé comme indicateur de masses d'air continentales [7-11]. Nous avons, en utilisant les données des réseaux de surveillance, étudié les corrélations entre les concentrations d'ozone et de radon, en milieu d'après-midi lorsqu'elles sont représentatives de la couche limite mélangée. Nous avons ainsi considéré le maximum journalier d'ozone et le minimum journalier de radon. Ils se produisent à la même période au milieu de l'après-midi. Les variations journalières sont anticorrélées mais les minimums de radon sont d'autant plus élevés que la masse d'air a un important trajet continental. Le radon peut alors être considéré comme un indicateur de « la continentalité » de la masse d'air.

L'étude a été faite dans trois régions différentes, Nantes à l'ouest, près de l'océan Atlantique, Dijon dans la partie est et Toulouse dans le sud-ouest. Pour chaque région on obtient les mêmes résultats. Les coefficients de corrélation sont élevés et positifs en été, proche de zéro en automne et au printemps, et fortement négatifs en hiver (Figure 7). L'analyse des situations météorologiques confirme que les fortes corrélations se produisent en été pendant les situations anticycloniques. Au printemps et en hiver les dégagements de radon peuvent être très variables en raison de la teneur en eau des sols, qui peut changer rapidement en raison de la succession de périodes pluvieuses et sèches, la production d'ozone étant relativement faible. Le résultat est que l'ozone et le radon ne sont pas corrélés. En hiver lorsqu'une masse d'air se déplace au-dessus du continent, les concentrations d'ozone sont faibles, le dépôt sec et les puits chimiques étant plus importants que la production. Le maximum d'ozone décroît aussi lors du trajet de la masse d'air au-dessus du continent, alors que le maximum de radon augmente. La faible hauteur de la couche de mélange rend le phénomène plus prononcé (pour plus de détails, voir [1, 12]).

### Distribution régionale de l'ozone

Un réseau de surveillance couvre une région de l'ordre de 40 000 km<sup>2</sup> autour de grands centres urbains. Les sites de mesures sont principalement en

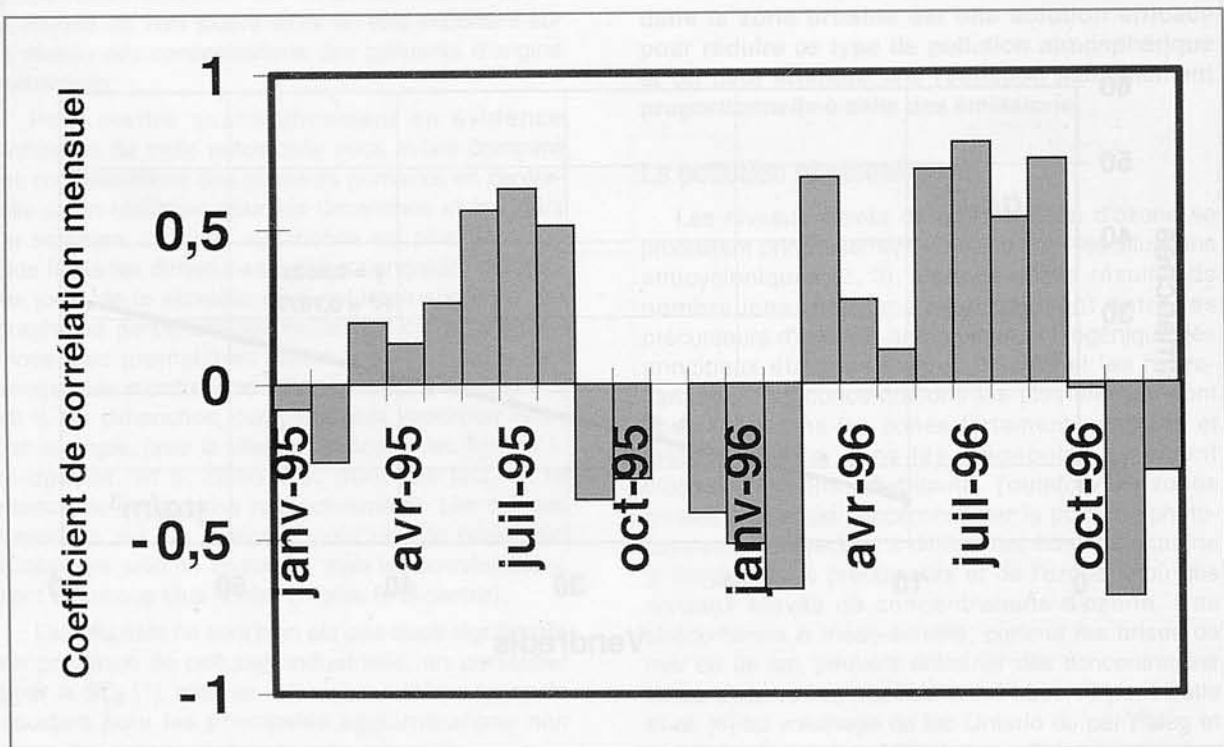


Figure 7.

Coefficient de corrélation entre les minimums journaliers de radon (indicateur de la continentalité de la masse d'air) et les maximums journaliers d'ozone. Pendant la période estivale la corrélation est positive, la concentration d'ozone étant plus forte lorsque la masse d'air a un long trajet continental.

zone urbaine mais aussi en zone rurale, parfois éloignés de la ville. Des sites de différents types suivent la même tendance régionale et les maximums journaliers de concentration des différents sites sont fortement corrélés (coefficient de corrélation plus grand que 0,9). Dans une région donnée tous les sites montrent des variations similaires dans les maximums journaliers, que les sites soient en zone urbaine ou en zone rurale éloignée (Figures 8, p. 248 et 9, p. 249). Cela montre l'existence d'une advection d'ozone sur la région [13]; les concentrations de précurseurs restent faibles en zone rurale, lorsqu'elles sont mesurées.

### Caractérisation des épisodes d'ozone

Nous présentons les résultats correspondant à la région de Marseille-Martigues dans le sud-est de la France, près de la mer Méditerranée. Des résultats comparables ont été obtenus pour les autres régions. Marseille est une grande agglomération, la région est très industrialisée. C'est de plus la région française où les concentrations d'ozone sont les plus fortes avec de fréquents épisodes en été. Nous avons étudié les données d'ozone des années 1994 et 1995 (période estivale) en liaison avec les paramètres météorologiques locaux, vitesse et direction du vent, température, radiation, pression. Les plus fortes valeurs d'ozone ( $> 180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sont observées lorsque la vitesse du vent est comprise entre 2,5 et 6,5 m/s (Figure 10, p. 250), la température supérieure à 25-30 °C (Figure 11, p. 250) et le rayonnement global supérieur à 750 W/m<sup>2</sup>. Ces conditions sont nécessaires mais non suffisantes pour que les valeurs d'ozone soient fortes.

L'analyse des situations météorologiques à l'échelle synoptique pendant les épisodes montrent qu'elles correspondent à des situations anticycloniques. Dans 75 % des cas où les concentrations d'ozone sont supérieures à 180  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , la région de Marseille est en bordure sud, sud-ouest d'un anticyclone. La masse d'air a alors un large trajet continental et l'ozone peut être produit par les précurseurs émis par les activités humaines tout au long de la trajectoire de la masse d'air. Ce phénomène a été observé par Vukovich et al. [2], par Wolff et al. [3], et par Chung [14]. Les plus fortes valeurs d'ozone se produisent en bordure d'un système de hautes pressions, ce qui correspond, comme indiqué précédemment, à de plus longues trajectoires continentales. Les valeurs de concentration d'ozone sont plus faibles lorsque la pression est supérieure à 1 015 hPa, lorsque la région de Marseille est près du centre de l'anticyclone (Figure 12, p. 251).

Les concentrations les plus élevées ont été rencontrées pour la région de Marseille, mais aussi pour le reste de la France, lorsque l'anticyclone est centré sur la Scandinavie [13].

Ces résultats confirment la corrélation positive observée en été entre le radon et l'ozone et soulignent

l'influence de phénomènes de grande échelle dans la formation des épisodes d'ozone. Des phénomènes à plus grande échelle comme les phénomènes de brise peuvent amplifier les valeurs des concentrations d'ozone (pour plus de détails, voir [1, 13]).

### Comparaison entre dimanches et jours de la semaine [1, 15]

Comme nous l'avons vu précédemment il y a une diminution du trafic automobile les dimanches par rapport aux jours de la semaine et particulièrement les vendredis. Malgré cette variation des émissions, 85 % des maximums journaliers d'ozone sont identiques les vendredis et les dimanches. [Dans le cas des polluants primaires sur toute la gamme des valeurs de concentration on observe une diminution les dimanches (Figures 4, p. 244, 5 et 6, p. 245)]. Dans les 15 % restants, les percentiles ne varient pas au-delà de 20 % entre dimanches et vendredis. Cette différence s'observe bien sûr pour les plus fortes concentrations. Ces résultats sont trouvés à la fois en site urbain et en site rural. La région de Marseille-Martigues est celle où la différence est la plus significative. Pour une agglomération de plus petite dimension, comme Toulouse par exemple, (700 000 habitants pour l'ensemble de l'agglomération) les différences sont plus faibles (Figure 13, p. 251).

Ces résultats soulignent le rôle prédominant de l'advection dans l'origine de l'ozone [16-19]. Une décroissance de plus de 40 % du trafic dans la ville a un impact très limité en fréquence et en intensité sur les niveaux d'ozone. Cela montre que des stratégies de réduction appliquées à l'échelle d'une cité ou d'une agglomération ne peuvent conduire à des améliorations significatives du niveau de concentration d'ozone. La réduction des émissions doit se faire à l'échelle du continent où se déplace la masse d'air [15].

### Sur la notion d'indicateur de la pollution atmosphérique

Les études épidémiologiques qui tentent d'établir les effets de la pollution atmosphérique sur la santé considèrent fréquemment un seul polluant, qui est considéré alors comme un indicateur de la pollution [20]. Des relations entre les niveaux de concentration de ce polluant et des effets sur la santé, la mortalité, la morbidité, etc. sont établies. Cet indicateur est NO<sub>2</sub> ou SO<sub>2</sub>, ou les particules, ou encore l'ozone.

Il est généralement admis que les effets de la pollution sont dus à un effet synergique du mélange de polluants mais la composition du mélange n'est pas étudiée, la notion d'indicateur reste vague et n'est pas précisée. Pour mieux comprendre les relations pollution atmosphérique/santé, il est donc souhaitable de préciser la signification de la représentativité de la pollution globale par un polluant indicateur.

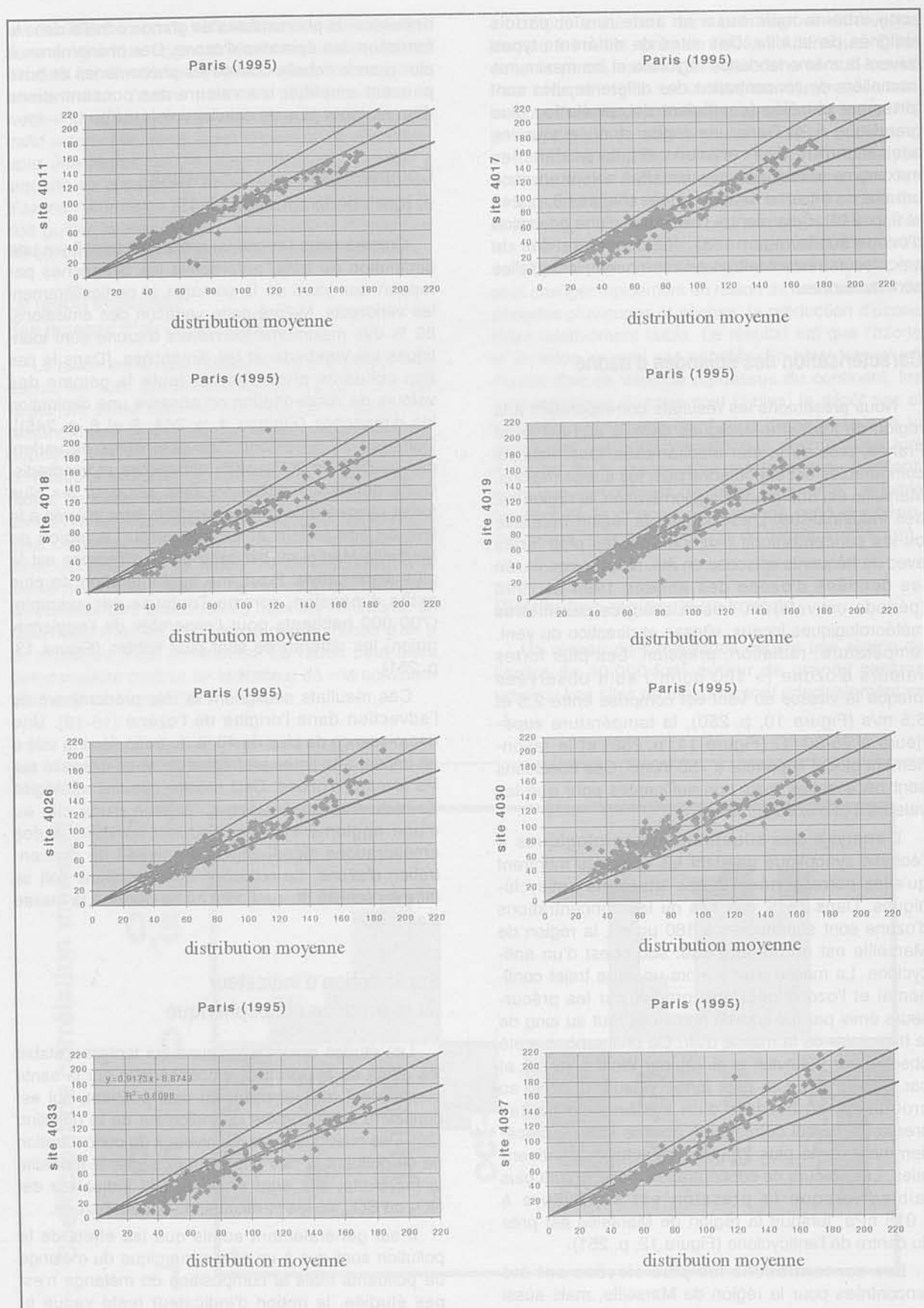


Figure 8.

Distribution des concentrations d'ozone ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour différents sites à Paris en fonction de la distribution moyenne de la région. Pour chaque station les concentrations d'ozone suivent bien la concentration moyenne.

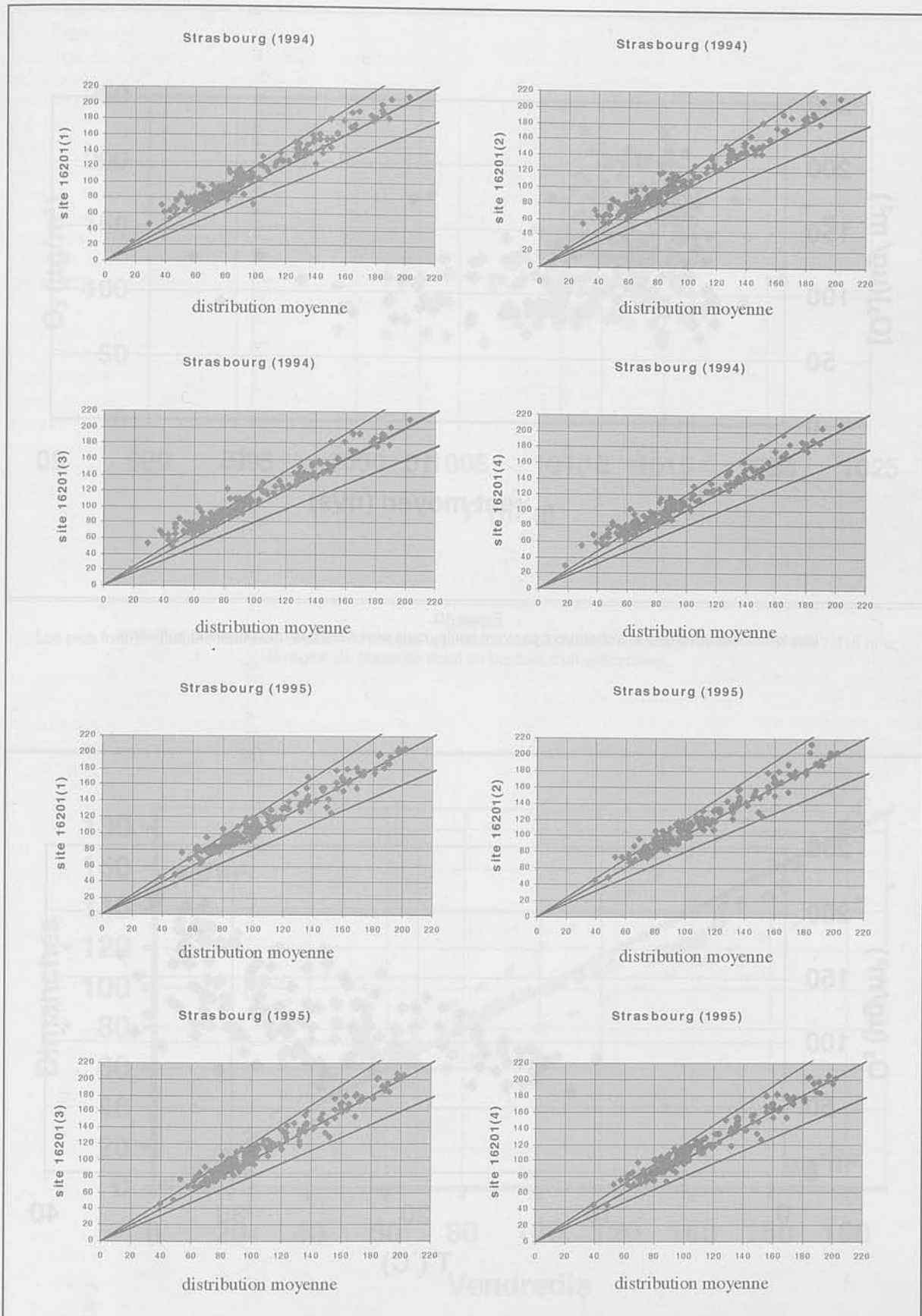


Figure 9.

Distribution des concentrations d'ozone ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour la région de Strasbourg. Le site 16201 correspond à un site de montagne, peu pollué localement. Les concentrations d'ozone sont comparables à celles des autres sites, même pour les concentrations élevées.

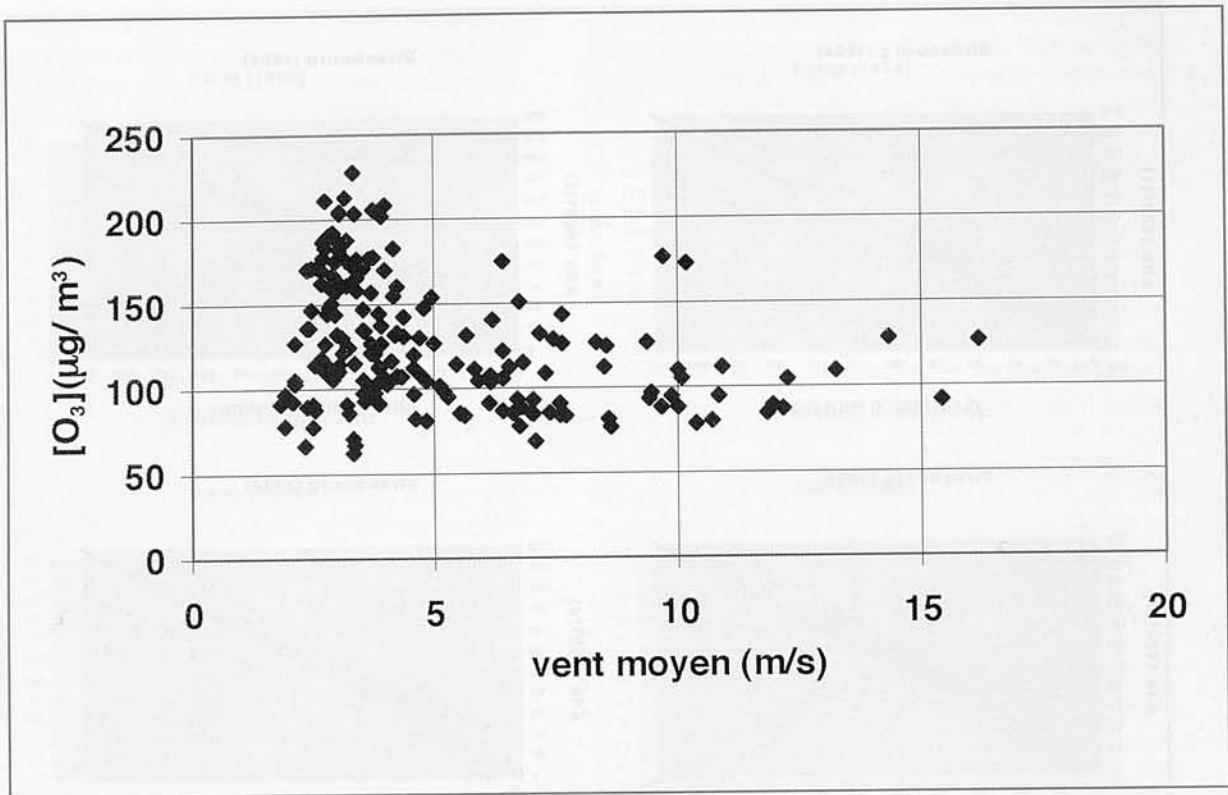


Figure 10.

Les fortes valeurs d'ozone s'observent par vent faible, mais ceci n'est pas une condition suffisante.

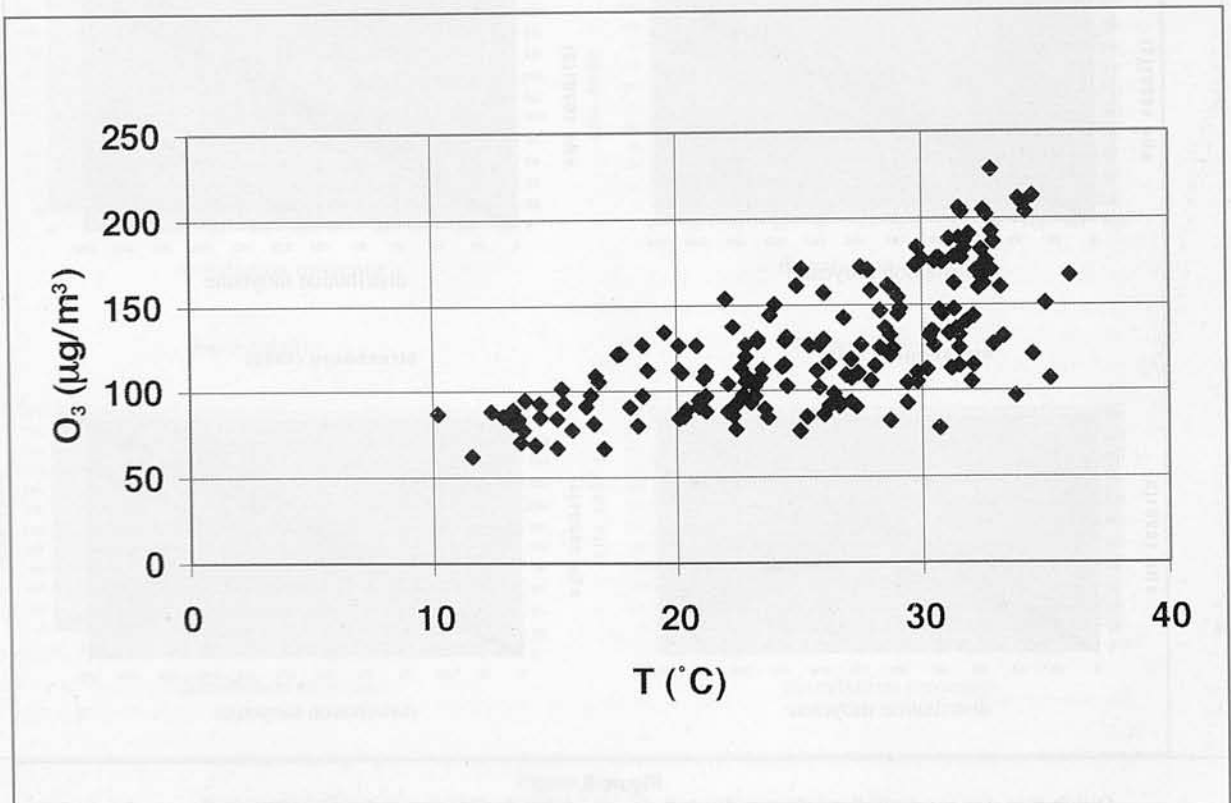


Figure 11.

Les plus fortes valeurs d'ozone s'observent lorsque la température est élevée, mais ceci n'est pas une condition suffisante.

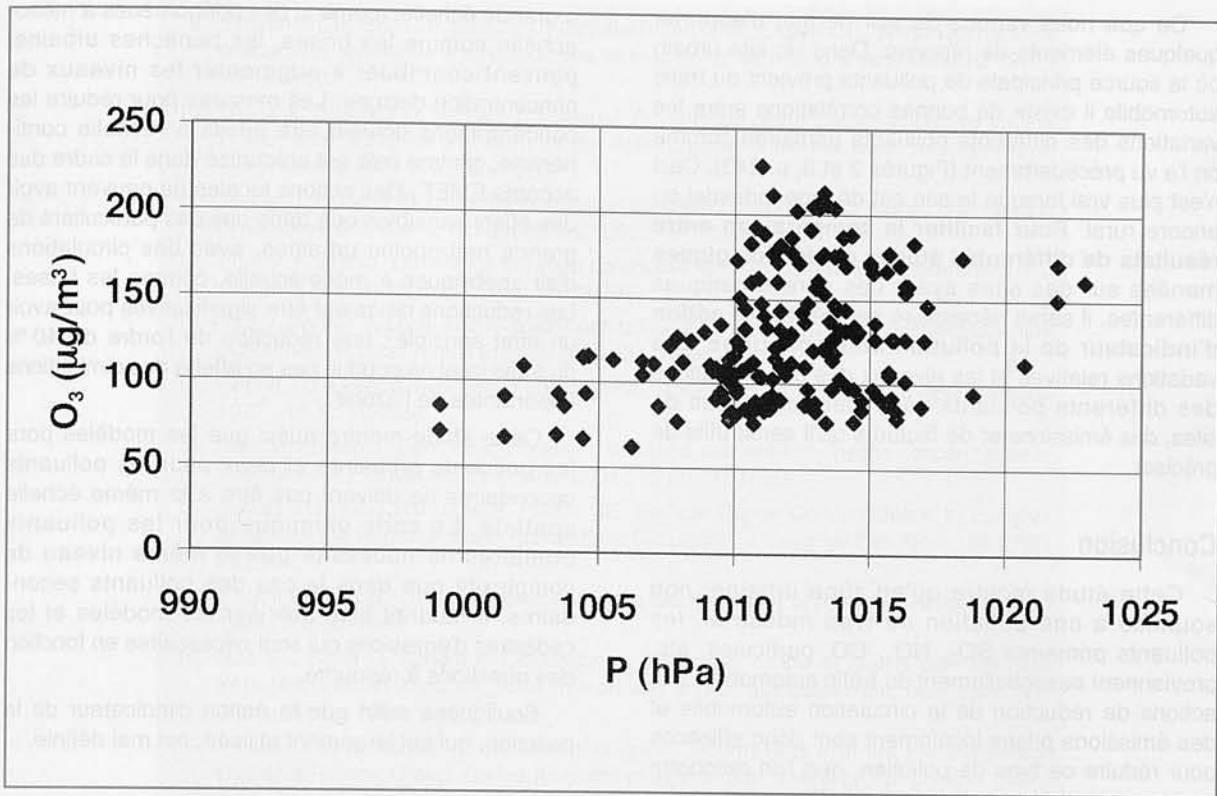


Figure 12.

Les plus fortes valeurs d'ozone se produisent lorsque la pression atmosphérique est comprise entre 1 010 et 1 015 hPa, la région de Marseille étant en bordure d'un anticyclone.

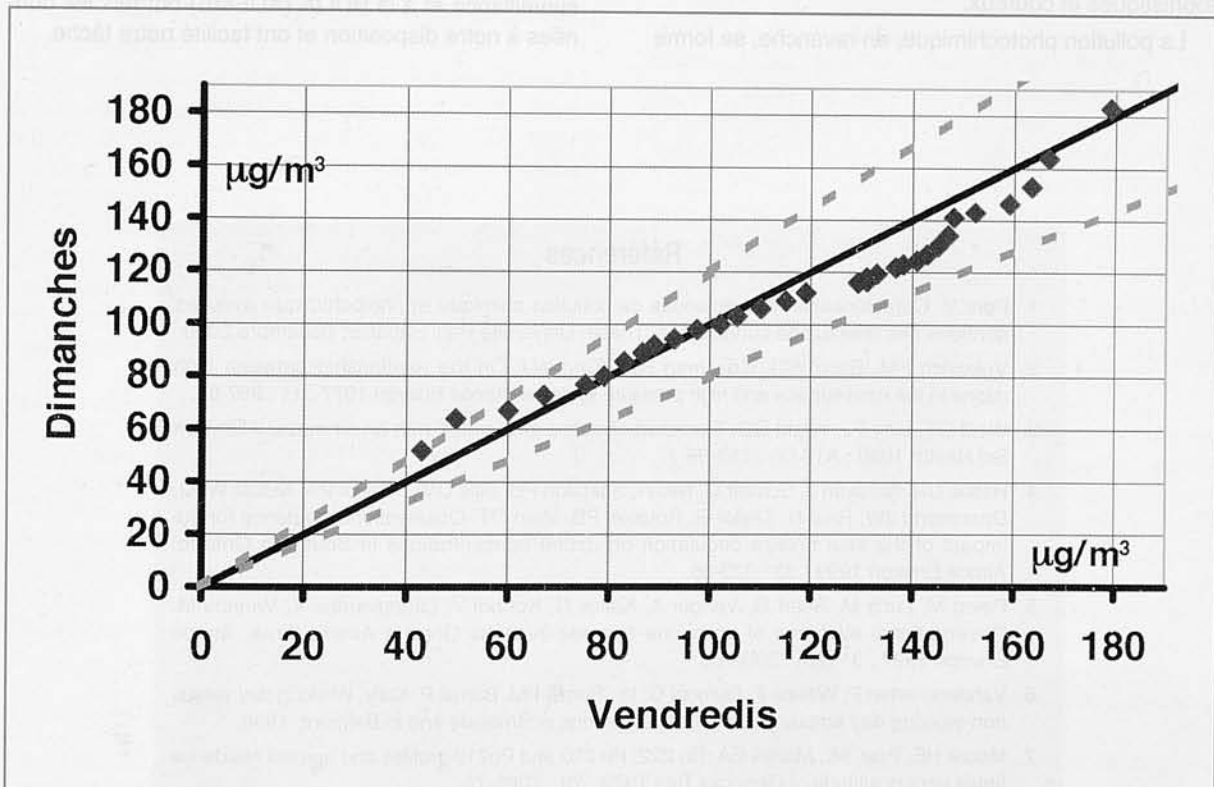


Figure 13.

Percentiles-percentiles des concentrations d'ozone pour la région de Toulouse les dimanches et vendredis. On n'observe pas comme pour les polluants primaires d'écart significatifs dus à la diminution du trafic automobile.

Ce que nous venons de voir permet d'apporter quelques éléments de réponse. Dans un site urbain où la source principale de polluants provient du trafic automobile il existe de bonnes corrélations entre les variations des différents polluants primaires comme on l'a vu précédemment (Figures 2 et 3, p. 243). Ceci n'est plus vrai lorsque le site est de type industriel ou encore rural. **Pour faciliter la comparaison entre résultats de différentes études épidémiologiques** menées sur des sites ayant des caractéristiques différentes, il serait nécessaire de préciser **la notion d'indicateur de la pollution atmosphérique**. Les variations relatives et les niveaux des concentrations des différents polluants dépendent des types de sites, des émissions et de facteurs qu'il serait utile de préciser.

### Conclusion

Cette étude montre qu'en zone urbaine, non soumise à une pollution de type industriel, les polluants primaires SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, particules, etc. proviennent essentiellement du trafic automobile. Les actions de réduction de la circulation automobile et des émissions prises localement sont donc efficaces pour réduire ce type de pollution, que l'on rencontre en hiver en période anticyclonique. Dans une agglomération urbaine, le trafic automobile pour un jour de semaine donné varie peu d'une semaine à une autre. Pour certaines applications, comme par exemple la prévision d'épisodes de pollution primaire, il n'est donc pas utile d'avoir des inventaires d'émissions sophistiqués et coûteux.

La pollution photochimique, en revanche, se forme

à grande échelle, même si des phénomènes à méso-échelle comme les brises, les panaches urbains, peuvent contribuer à augmenter les niveaux de concentration d'ozone. Les mesures pour réduire les concentrations doivent être prises à l'échelle continentale, comme cela est préconisé dans le cadre des accords EMEP. Des actions locales ne peuvent avoir des effets sensibles que dans des cas particuliers de grande métropoles urbaines, avec des circulations d'air spécifiques à méso-échelle, comme les brises. Les réductions devraient être significatives pour avoir un effet sensible ; une réduction de l'ordre de 40 % du trafic local ne conduit pas en effet à des diminutions importantes de l'ozone.

Cette étude montre aussi que les modèles pour les polluants primaires et ceux pour les polluants secondaires ne doivent pas être à la même échelle spatiale. Le code chimique pour les polluants primaires ne nécessite pas le même niveau de complexité que dans le cas des polluants secondaires. Il faudrait bien préciser les modèles et les cadastres d'émissions qui sont nécessaires en fonction des questions à résoudre.

Soulignons enfin que la notion d'indicateur de la pollution, qui est largement utilisée, est mal définie.

### Remerciements

Ce travail a été financé par une Convention de l'ADEME dans le cadre de PRIMEQUAL-PRÉDIT. Nous remercions tous ceux qui dans les réseaux de surveillance et à la BDQA (ADEME) ont mis les données à notre disposition et ont facilité notre tâche.

### Références

1. Pont V. Caractérisation des épisodes de pollution chimique et photochimique avec les données des réseaux de surveillance. Thèse, Université Paul Sabatier, décembre 2000.
2. Vukovich FM, Bach WD, Crissman BW, King WJ. On the relationship between high ozone in the rural surface and high pressure systems. *Atmos Environ* 1977 ; 11 : 967-83.
3. Wolff GT, Lioy PJ, Wight GD. Transport of ozone associated with an air mass. *J Environ Sci Health* 1980 ; A15 (2) : 183-99.
4. Hastie DR, Narayan J, Schiller C, Niki H, Shepson PB, Sills DML, Taylor PA, Moroz WMJ, Drummond JW, Reid N, Taylor R, Roussel PB, Melo OT. Observational evidence for the impact of the lake breeze circulation on ozone concentrations in Southern Ontario. *Atmos Environ* 1999 ; 33 : 323-35.
5. Peleg M, Luria M, Sharf G, Vanger A, Kallos G, Kotroni V, Lagouvardos K, Varinou M. Observational evidence of an ozone episode over the Greater Athens Area. *Atmos Environ* 1997 ; 31 (23) : 3969-83.
6. Vanderstraeten P, Willette F, Dumont G. In : Borrell PM, Borrell P, Kelly. Working day versus non-working day ambient ozone concentrations in Brussels and in Belgium, 1996.
7. Moore HE, Poet SE, Martell EA. Rn 222, Pb 210 and Po210 profiles and aerosol residence times versus altitude. *J Geophys Res* 1973 ; 78 : 7065-75.
8. Moore HE, Poet SE, Martell EA. Origin of Rn and its long-lived daughters in air over Hawaii, *J Geophys Res* 1974 ; 79 : 5019-24.

9. Subramanian SK, Rangarajan C, Gopalakrishnan S, Eapen CD. Radon daughter's radioactivity levels over the Arabian sea as indicator of air mixing. *J Appl Meteorol* 1977 ; 16 : 487-92.
10. Lopez A, Guedalia D, Servant J, Fontan J. Advantages of the use of radioactive tracers Rn222 and Pb212 for the study of the Aitken nuclei within the lower troposphere. *J Geophys Res* 1974 ; 79 ; 1243-52.
11. Fontan J, Blanc D, Bouville. Meteorological condition dependence of radon concentration in air above the Atlantic Ocean. *Nature* 1963 ; 197 : 583-4.
12. Pont V, Fontan J. Correlation between continental air mass and ozone concentrations. *J Geophys Res* 2000 ; 105 (D14) : 17699-707.
13. Pont V, Fontan J. Local and regional contribution to photochemical atmospheric pollution in Southern France. *Atmos Environ* 2000 ; 34 (29-30) : 5209-23.
14. Chung YS. Ground-level ozone and regional transport of air pollutants. *J Appl Meteorol* 1977 ; 16-1 : 1127-36.
15. Pont V, Fontan J. Comparison between weekend and weekday ozone concentration in large cities in France. *Atmos Environ* 2001 ; 35 (8) : 1527-35.
16. Davies TD, Kelly PM, Low S, Pierce CE. Surface Ozone Concentrations in Europe : Links with the Regional-Scale Atmospheric Circulation. *J Geophys Res* 1992 ; 97 (D9) : 9819-32.
17. Vecchi R, Valli G. Ozone assessment in the Southern part of the Alps. *Atmos Environ* 1999 ; 33 : 97-109.
18. Rao ST, Sistla G, Schere K, Godowitch J. Analysis of ozone air quality over the New York Metropolitan Area. *Air pollution modeling and its application VIII*, New York, NY, Plenum Press 1991 : 111-21.
19. Fowler D et al. Ozone in the United Kingdom. Fourth Report of the Photochemical Oxidants Review Group. United Kingdom photochemical review group. London 1997 : 1-64.
20. Künzli N et al. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution : a European assessment. *Lancet* 2000 ; 356 : 795-801.