

Interprétation des résultats de la surveillance environnementale

Yvon LE MOULLEC (*)

1. Problématique

En matière de qualité d'air, comme dans d'autres domaines environnementaux, l'élaboration de normes est souvent fondée, directement ou indirectement sur une démarche d'évaluation des risques. Ainsi, dans l'Union Européenne (UE), les directives de qualité d'air se réfèrent, au plan scientifique, aux recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) qui résultent d'une analyse critique des études toxicologiques et épidémiologiques disponibles [1].

Dans les enquêtes épidémiologiques, la connaissance des conditions de la mesure de l'exposition des populations est tout à fait primordiale pour interpréter les résultats à leur juste valeur. Le groupe ERPURS a récemment effectué une compilation des études épidémiologiques menées entre 1980 et 1990 et a examiné, pour chaque cas, la métrologie des indicateurs atmosphériques pris en compte [2]. Dans l'ensemble, il apparaît assez nettement que la notion de représentativité des teneurs en polluants vis à vis de l'exposition réelle des populations concernées n'est que rarement abordée. Les auteurs semblent avoir sur ce sujet une approche essentiellement pragmatique – prise en compte des données disponibles – sans en discuter réellement la pertinence.

Le problème est pourtant crucial comme l'ont montré des études d'exposition très performantes réalisées aux Etats-Unis par des mesurages individuels en utilisant des capteurs portatifs [3]. Les résultats, qui se rapportent aux composés organiques volatils et aux particules fines, montrent en effet que les teneurs ainsi mesurées sont souvent très peu corrélées avec celles fournies par les capteurs fixes des réseaux de surveillance.

L'avenir est néanmoins de privilégier les mesures de l'exposition aux polluants atmosphériques à partir de sites fixes sous réserve que leur représentativité soit acceptable. En effet, l'approche directe, par mesurage personnalisé, aussi séduisante soit-elle, se heurte à plusieurs limites :

- choix restreint d'échantillonneurs actifs ou passifs validés ;
- temps d'intégration des mesures pas toujours compatible avec la durée d'exposition des populations ;
- qualité des résultats dépendant largement de la motivation des participants ;
- coût global généralement très élevé.

Cette réflexion sur la mesure de l'exposition conduit donc à une analyse critique des procédures de mesurage appliquées par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air dans leur pratique quotidienne.

Les principales interrogations concernent :

- l'adéquation de la stratégie suivie par les différents réseaux à l'évaluation de l'exposition des populations ;
- la représentativité et la variabilité spatio-temporelle des teneurs mesurées par les stations fixes ;
- la pertinence des polluants atmosphériques et/ou indicateurs de pollution pris en compte et les difficultés métrologiques se rapportant à leur détermination.

2. Stratégie de surveillance et évaluation de l'exposition

Il est clair que les objectifs principaux assignés à la surveillance de la qualité de l'air conditionnent largement la conception des réseaux de mesure : implantation des sites, choix des polluants, automatisation,... On peut considérer que les premiers réseaux surveillaient essentiellement la pollution de sources fixes bien ciblées, notamment celles d'origine industrielle. Aujourd'hui, les préoccupations ont évolué, l'attention se focalise plus sur la pollution d'origine automobile et l'évaluation de l'exposition des citoyens apparaît plus clairement dans les objectifs des gestionnaires de réseaux.

Le réseau de surveillance de la qualité de l'air en région Ile-de-France a été récemment modernisé dans cette optique [4]. Il est constitué de stations implantées dans l'ambiance urbaine générale (sites de mesure de la pollution urbaine de fond)

(*) Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris, 11, rue George Eastman, 75013 Paris.

et au voisinage immédiat du trafic automobile (sites de proximité).

Les stations de mesure de la pollution urbaine de fond ne sont pas directement exposées à une source polluante identifiée mais sont soumises à l'ambiance générale, mélange de toutes les sources ; les prélèvements sont effectués à une hauteur comprise entre 3 et 15 mètres environ. Ces stations permettent d'apprécier l'exposition des individus pendant une grande partie de leur activité quotidienne, dans la mesure où les teneurs à l'intérieur des bâtiments, au moins pour certains polluants, sont très largement influencées par celles de l'environnement extérieur.

Les stations de proximité du trafic automobile sont choisies en considérant les facteurs d'émission et de diffusion des polluants qui caractérisent le site. Elles enregistrent, pour les polluants d'origine automobile, les teneurs les plus élevées auxquelles les citoyens sont exposés, le plus souvent de manière temporaire. Les capteurs sont placés à hauteur d'homme, entre 0,5 et 3 mètres en retrait des voies de circulation.

Une telle diversification des types de stations permet de mieux cerner l'exposition des citoyens ; elle implique également un choix d'indicateurs de pollution adaptés à chaque catégorie de stations.

La situation est moins satisfaisante en milieu rural ou semi-rural du fait que majorité des stations reste encore concentrée dans les villes. Le problème se pose notamment pour la surveillance des polluants photochimiques pour lesquels les valeurs maximales sont en général relevées à plusieurs dizaines de kilomètres sous le vent des agglomérations.

Dans l'attente d'une directive cadre européenne relative à la stratégie de surveillance, la conception des réseaux reste encore très dépendante des considérations locales, ce qui peut conduire à une certaine hétérogénéité des résultats de la surveillance.

3. Représentativité et variabilité spatio-temporelle des teneurs mesurées par les stations fixes

L'évaluation de l'exposition à partir des sites fixes est un problème difficile à résoudre en raison de la multiplicité des micro-environnements fréquentés chaque jour par les citoyens, de la diversité des polluants et de la variabilité des teneurs rencontrées à l'extérieur et à l'intérieur des locaux [5].

La variabilité spatiale des teneurs dans une zone donnée dépend de nombreux facteurs : nature et activité des sources, topographie et climatologie locales. Elle diffère également selon les polluants considérés :

– pour les polluants « primaires » d'origine automobile, le gradient du champ de pollution est très

élevé à proximité des voies de circulation et conduit à des expositions très différentes selon la densité du trafic, la configuration du tissu urbain et la topographie locale. Quel que soit le maillage du réseau, il sera difficile de se fonder sur une répartition géographique des stations et on préférera considérer les divers types de situations rencontrées : rue canyon, grande avenue, voie autoroutière,....;

– pour les polluants « secondaires » formés dans l'atmosphère, tels que l'ozone ou les sulfates particulaires, le champ de pollution, en zone périurbaine est souvent beaucoup plus uniforme et la densité des stations peut donc être relativement réduite.

La variabilité temporelle des teneurs est souvent encore plus marquée que la variabilité spatiale et d'autant plus que temps d'intégration du mesurage est réduit. Autant que possible, celui-ci doit être compatible avec les durées d'exposition des individus dans les divers micro-environnements qu'ils fréquentent et tel que les résultats fournis puissent être comparés aux critères de qualité d'air – directives UE ou recommandations OMS – qui associent chaque valeur de concentration à une durée d'exposition bien définie.

Pour les polluants gazeux « classiques » (SO_2 , CO , NO_x , O_3 , Hydrocarbures totaux), les analyseurs actuellement utilisés donnent une information continue, intégrée sur 15 minutes par les dispositifs d'acquisition du signal. Le paramètre d'exposition journalier retenu est alors soit la teneur moyenne sur 24 heures, soit la teneur maximale horaire lorsque les connaissances scientifiques suggèrent que la toxicité du polluant est surtout due, à dose égale, aux pics de pollution plutôt qu'à une exposition continue à des teneurs moyennes. Certains auteurs [6] pensent cependant que la valeur moyenne doit toujours être privilégiée du fait que les teneurs maximales horaires ont en général une représentativité spatiale très limitée et sont fortement atténuées dans les atmosphères intérieures.

4. Pertinence des indicateurs et difficultés météorologiques

4.1. Pertinence des indicateurs

Cet aspect peut être illustré par l'exemple de l'ozone, traceur classique de la pollution oxydante : Les teneurs en milieu urbain sont le plus souvent inférieures au bruit de fond de l'atmosphère générale du fait que ce polluant réagit avec NO émis par le trafic automobile pour donner NO_2 . Si on considère que O_3 est non seulement un polluant toxique mais aussi un indicateur d'une famille plus large de composés oxydants non quantifiés (peroxyacétylnitrates, aldéhydes,..), on peut se demander si l'association O_3+NO_2 ne serait pas, dans les agglomérations, un indicateur plus pertinent que l'ozone considéré isolément. La figure 1 montre, de juin à

août 1994, l'évolution comparée des teneurs journalières en O_3 et $O_3 + NO_2$, exprimées en ppb, au centre de Paris (site de la Tour St Jacques) et à l'extérieur de l'agglomération (site de Sonchamp) à proximité de la forêt de Rambouillet. A l'évidence, l'association $O_3 + NO_2$ rend mieux compte du caractère régional de la pollution photo-oxydante au cours de cette période estivale.

Un autre exemple est fourni par les composés organiques volatils (COV) : Traditionnellement, les

mesures effectuées par les réseaux de mesure fournissent un indicateur global dont l'interprétation aux plans sanitaire et éco-toxicologique reste limitée puisqu'il correspond à la sommation de teneurs de substances de toxicité et de réactivité très différentes. Sans rejeter par principe cette démarche, il peut être judicieux de quantifier des composés ou familles de composés particuliers en fonction du type d'environnement et des effets sanitaires présumés. En pratique, les mesurages

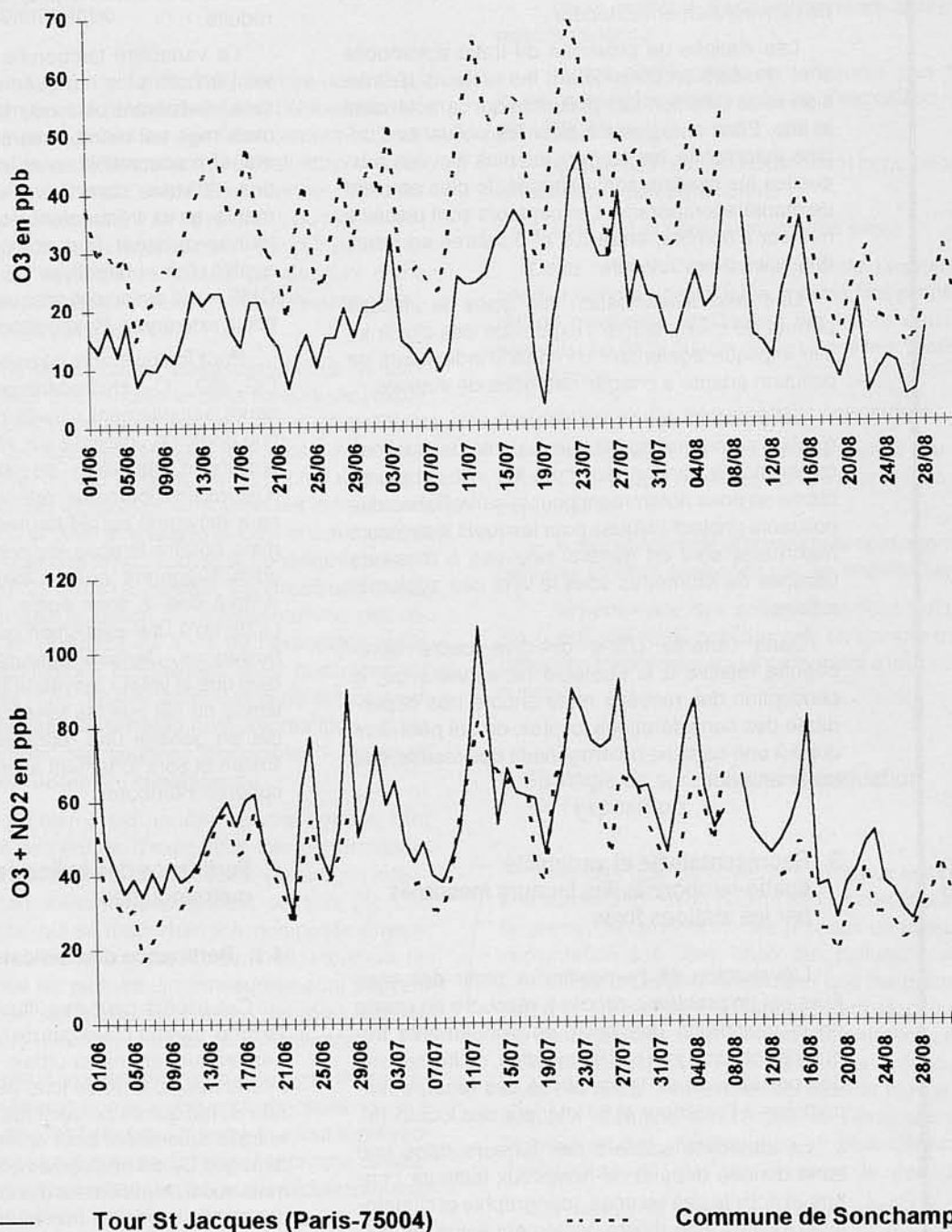


Figure 1.
Evolution comparée des teneurs journalières en O_3 et $O_3 + NO_2$, exprimées en ppb, au centre de Paris (Tour St Jacques) et à 40 km au sud-ouest de la capitale (commune de Sonchamp - 78).

actuellement entrepris intéressent deux grands groupes de composés :

- les hydrocarbures volatils (alcane, alcène et aromatique) qui constituent la plus grande masse de COV en atmosphère urbaine et sont réputés comme étant les principaux précurseurs de l'ozone. Par ailleurs, certains composés, tels que le benzène, ont des propriétés cancérogènes ;
- les composés oxygénés tels que les aldéhydes, qui sont surtout des produits de la photochimie et ont souvent des propriétés irritantes pour les voies respiratoires.

4.2. Difficultés métrologiques

Actuellement, dans le cas des polluants gazeux classiquement mesurés par les réseaux de surveillance (SO_2 , O_3 , NO_x , CO ,...) les méthodes de mesurage sont bien standardisées aux niveaux national et international, alors qu'il n'existe pas de consensus pour la métrologie des particules. Les hygiénistes sont encore à la recherche d'un indicateur particulaire aussi global, représentatif et facile à mettre en oeuvre que possible et ayant une signification biologique et sanitaire. En fait, la détermination des teneurs pondérales des particules présente non seulement des difficultés en terme d'échantillonnage mais aussi sur le plan de la détection. Les réseaux français de surveillance de la qualité de l'air utilisent différentes techniques de prélèvement - avec ou sans coupure granulométrique déterminée - auxquelles sont associées des méthodes d'analyse variées : gravimétrie, réflectométrie, radiométrie bêta, microbalance à quartz oscillant, ...

L'oxydation de NO_2 et SO_2 dans l'atmosphère conduit à la formation d'acides nitrique (HNO_3) et sulfurique (H_2SO_4) et de sulfates acides particuliers tels que NH_4HSO_4 . Cet « aérosol acide » est un second exemple d'aéro-contaminant dont la quantification des teneurs ambiantes reste encore très difficile. Les données environnementales disponibles sont surtout d'origine américaine et correspondent le plus souvent à des études ponctuelles [7]. Le mesurage s'effectue généralement à l'aide de dispositifs appelés « denuders » qui minimisent les risques d'artefacts entre les gaz et les particules collectées ; malheureusement, cette technique est peu adaptée à la mise en oeuvre d'un programme de surveillance systématique.

5. Conclusion

La surveillance de la qualité de l'air s'est très largement diversifiée et amplifiée ces dernières

années pour mieux caractériser l'exposition des populations aux polluants atmosphériques. Les techniques de mesurage sont plus standardisées et plus spécifiques que par le passé, ce qui permet une meilleure comparabilité des mesures. Il reste cependant des efforts métrologiques importants à effectuer dans le domaine des composés organiques volatils, de l'aérosol acide, et surtout dans celui des particules fines atmosphériques dont l'impact sanitaire a encore été confirmé par les études épidémiologiques les plus récentes [8].

Il faut également souligner que le citoyen est exposé à une multitude d'aéro-contaminants d'origines extérieure et intérieure et que l'évaluation du risque atmosphérique doit être envisagée si possible dans sa globalité.

En dépit des progrès technologiques qui permettent la mesure individualisée de multiples substances, la surveillance de la pollution atmosphérique implique la sélection d'un nombre limité de substances choisies en raison de leur toxicité, de leur spécificité de source, de la fiabilité et la simplicité du mesurage. Le métrologiste doit garder à l'esprit que ces polluants sont aussi des indicateurs de pollution dont la signification doit être régulièrement réexaminée en fonction de l'évolution des émissions.

6. Bibliographie succincte

- [1] OMS. Air Quality Guidelines for Europe. Regional Publications, European Series n° 23, 1987.
- [2] ERPURS. Effets à court et moyen terme de la pollution atmosphérique sur la santé. Rapport ORS Ile-de-France, Paris, 1991.
- [3] EPA. The Total Exposure Assessment Methodology (TEAM) Study : summary and analysis - Vol I, 1987.
- [4] LAMELOISE Ph., THIBAUT G., PETIT-COVIAUX F. La modernisation du dispositif de surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France 1989-1993. *Pollution Atmosphérique*, 1991, 131, 418-429.
- [5] COST 613/2 Report series on air pollution epidemiology. Exposure assessment. Commission of the European Communities, DG XII, EUR 14345 EN, 1992.
- [6] LIPFERT F.W., HAMMERSTROM T. Temporal patterns in air pollution and hospital admissions. *Environ. Research*, 1992, 59, 374-399.
- [7] LIPFERT F.W., MORRIS S.C., WYZGA R.E. Acid aerosols : the next criteria air pollutant ? *Environ. Sci. Technol.*, 1992, 23, 1316-1322.
- [8] DOCKERY D.W., POPE III C.A. Acute respiratory effects of particulate air pollution. *Annu. Rev. Public Health*, 1994, 15, 107-132.