



L'évaluation des effets externes du transport sur l'environnement

Guy Landrieu, Paula Coussy, Sandro Furlan, Estelle Jourdain

► To cite this version:

Guy Landrieu, Paula Coussy, Sandro Furlan, Estelle Jourdain. L'évaluation des effets externes du transport sur l'environnement. 4. Colloque scientifique International "Transport et pollution de l'air", Jun 1997, Avignon, France. pp.257-264. ineris-00972106

HAL Id: ineris-00972106

<https://ineris.hal.science/ineris-00972106>

Submitted on 3 Apr 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

L'évaluation des effets externes du transport sur l'environnement

Guy LANDRIEU*, Paula COUSSY**, Sandro FURLAN*** & Estelle JOURDAIN**

* INERIS, Parc Alata, B.P. n°2, 60550 Verneuil en Halatte, France

** IFP, 228-232 av. Napoléon Bonaparte, 92852 Cedex, Rueil-Malmaison, France

*** ex-IFP ; adr. : Scuola ENI E. Mattei, Pa Sta Barbara n°7, 20097, San Donato Milanese, Italie

Résumé

La consommation d'énergie par les transports est source de nombreuses pollutions. Les effets sur l'environnement qui en résultent sont très divers et souvent complexes. Pour certains d'entre eux, (impacts sur le cadre bâti, sur la visibilité, sur la végétation, sur la santé) il apparaît cependant possible de donner des éléments de quantification en termes physiques. La valorisation monétaire de ces effets peut se référer à leur coût économique ou bien à une "évaluation contingente" ; elle soulève certaines difficultés méthodologiques.

Mots-clefs : impacts, externalités, fonction exposition-réponse, évaluation monétaire

Abstract

The evaluation of external effects of transport on the environment

The use of energy in the transport sector is the cause of many pollutions. The resulting environmental effects are various and often complex. However it seems possible for some effects to quantify the relationship between an increase in the pollutant concentration in the environment and the effect induced on receptors. The paper give examples of such exposure-response functions relating to impacts on the built environment, atmospheric visibility, vegetation, human health. The monetary value of these impacts can be estimated as an economic cost or by contingent valuation method. Evaluation of the external costs associated with the transport energy use raises methodological questions and involves large uncertainties. Such studies could nevertheless enlighten decisionmakers on the magnitude of some external effects. They are in any case interesting by the underlying system analysis.

Keys-words : impacts, externalities, exposure-response function, monetary valuation

Introduction

Toute consommation d'énergie est, directement ou indirectement, source de pollutions c'est à dire d'atteintes à la santé publique et à l'environnement. Ces dommages, qui n'ont pas de contrepartie dans le processus de formation des prix de l'énergie, constituent pour les économistes néoclassiques des effets externes.

Conduit sous l'égide de la Commission Européenne, le projet ExternE vise à permettre une prise en compte de ces effets externes dans l'orientation des politiques de l'énergie. Il s'efforce de développer une méthodologie de quantification et de monétarisation des effets externes associés aux usages de l'énergie suivant une approche marginaliste : il s'agit d'évaluer, non pas les effets externes globaux associés au fonctionnement du système énergétique, mais les effets d'une variation incrémentale du niveau d'une activité donnée sur un site particulier. Un ensemble de huit rapports présentant la méthodologie et son application à la production d'électricité a été publié (European Commission, 1995).

L'étude ExternE Transport, lancée en 1996, applique cette méthodologie au cas particulier de l'utilisation de l'énergie dans les activités de transport. L'évaluation des effets externes d'un transport de personnes ou de marchandises, entre une origine et une destination données, est le résultat d'une analyse qui comporte quatre étapes principales (cf. Figure 1). Dans le cadre d'une coopération associant de nombreux instituts de recherche européens, l'INERIS a plus particulièrement étudié la méthodologie de quantification en termes physiques des effets de la pollution sur différents récepteurs. L'IFP a réfléchi aux problèmes de valorisation monétaire de ces impacts, notamment en matière de santé. Une illustration de l'ensemble de la démarche sur une étude de cas fait l'objet d'une communication parallèle (Spadaro, 1997).

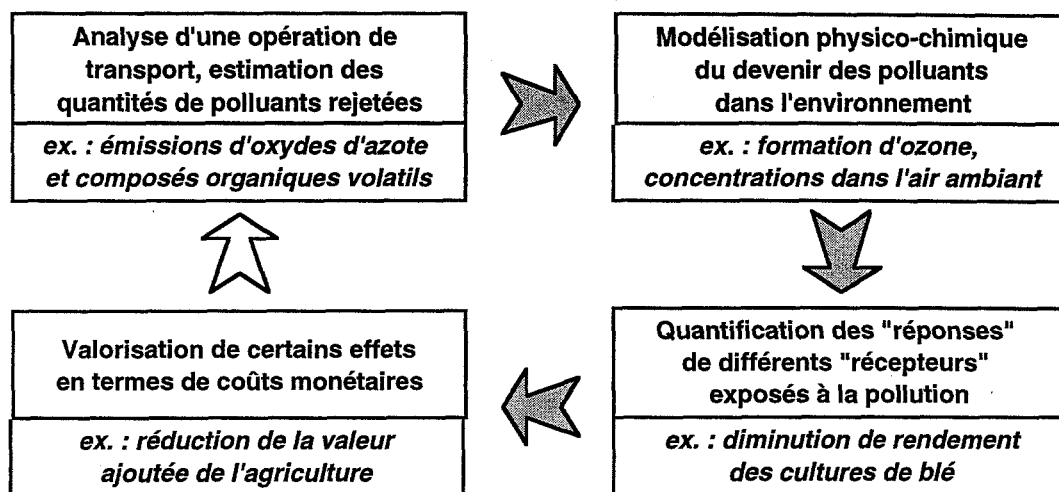


Figure 1 : Les principales étapes de l'évaluation du coût externe d'une opération de transport
Main steps of transport external cost evaluation methodology

1 - Différents effets de la pollution par les transports

Les effets directs et indirects sur l'environnement de la pollution induite par les transports constituent un ensemble de phénomènes très divers et souvent complexes (cf. Figure 2). L'usage d'énergie dans les transports est notamment à l'origine du rejet dans l'atmosphère d'importantes quantités de produits de combustion. Certains des produits rejetés, tels que le dioxyde de carbone, sont chimiquement stables et tendent à s'accumuler dans l'atmosphère dont ils modifient les propriétés physiques (effet de serre). D'autres, chimiquement actifs, peuvent réagir avec les corps avec lesquels ils entrent en contact (corrosion des matériaux, toxicité vis à vis des organismes vivants...) ; ils peuvent aussi réagir avec d'autres polluants de l'atmosphère et générer de nouveaux polluants dits secondaires (ozone, particules de nitrates, de sulfates, etc...).

Les produits rejetés dans l'atmosphère migrent progressivement vers la surface terrestre (absorption ou dissolution des gaz, dépôt des particules...) où ils sont susceptibles de déplacer à nouveau l'équilibre biochimique du milieu qui les reçoit (acidification et eutrophisation des écosystèmes...). Des métaux ou des composés organiques persistants, véhiculés par les chaînes alimentaires et s'accumulant dans certains tissus vivants, peuvent constituer des poisons pour certains organismes...

La science est loin de saisir complètement l'ensemble de ce système et de ces impacts en cascade. On peut cependant dans certains cas quantifier la relation entre une augmentation de la concentration d'un polluant dans un milieu (par exemple l'ozone dans l'atmosphère du fait d'un trafic automobile) et l'effet qu'elle provoque sur certains récepteurs exposés à cette pollution (par exemple la diminution de rendement d'une production agricole). On exprime de telles relations sous forme de "fonctions exposition-réponse" dont on donnera ci-après quelques illustrations.

2 - Impacts sur les matériaux

L'accélération de la vitesse de dégradation de nombreux monuments au cours des dernières décennies a mis en évidence l'impact de la pollution atmosphérique sur les matériaux. Les polluants primaires des transports (dioxyde de soufre), ou leurs polluants secondaires (ozone, dérivés acides) peuvent agir sur un grand nombre de matériaux (métaux, pierre, peintures, tissus, cuir, plastiques, caoutchouc, papier...), utilisés dans différentes fonctions (bâtiment, grands équipements, matériels mécaniques et électroniques, vêtements...).

La corrosion des matériaux de construction a fait l'objet du plus grand nombre d'études et notamment d'un Programme International Concerté dans le cadre de la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière. Les études ont permis de mettre en relation la corrosion de nombreux matériaux avec les concentrations de polluants dans l'air ambiant (cf. un exemple relatif au zinc en Hors-texte 1).

Ces fonctions exposition-réponse ne constituent évidemment qu'un modèle simplifié de la réalité : les tests portent sur des matériaux-standards alors que des matériaux tels que la pierre présentent des qualités très variables suivant leur origine ; la vitesse de corrosion des matériaux sur site

dépend de leur emplacement, plus ou moins exposé aux agents climatiques ; les études n'ont jusqu'à présent porté que sur quelques polluants principaux...

Outre la connaissance des fonctions exposition-réponse, une évaluation fine des effets de la pollution sur le parc de bâtiments d'un pays et sur sa gestion exige des études lourdes pour décrire le stock de matériaux constitutifs du parc et pour convertir les vitesses de corrosion des matériaux en fréquences de remplacement ou d'entretien et donc en coûts économiques. Une étude faite suivant une approche de ce type a conduit à évaluer le coût de l'impact "bâtiment" des émissions de dioxyde de soufre du trafic routier de la ville d'Oslo à 0,03 F/litre d'essence et 0,06 F/litre de gazole (Glomsrød, 1996).

A coté de la corrosion des matériaux, une autre forme d'impact de la pollution atmosphérique sur le cadre bâti est constitué par le phénomène de salissure de la surface des matériaux du fait des dépôts de particules. Les particules fines, et notamment les particules émises par les moteurs diesel, paraissent particulièrement efficaces de ce point de vue (cf. Hors-texte 1).

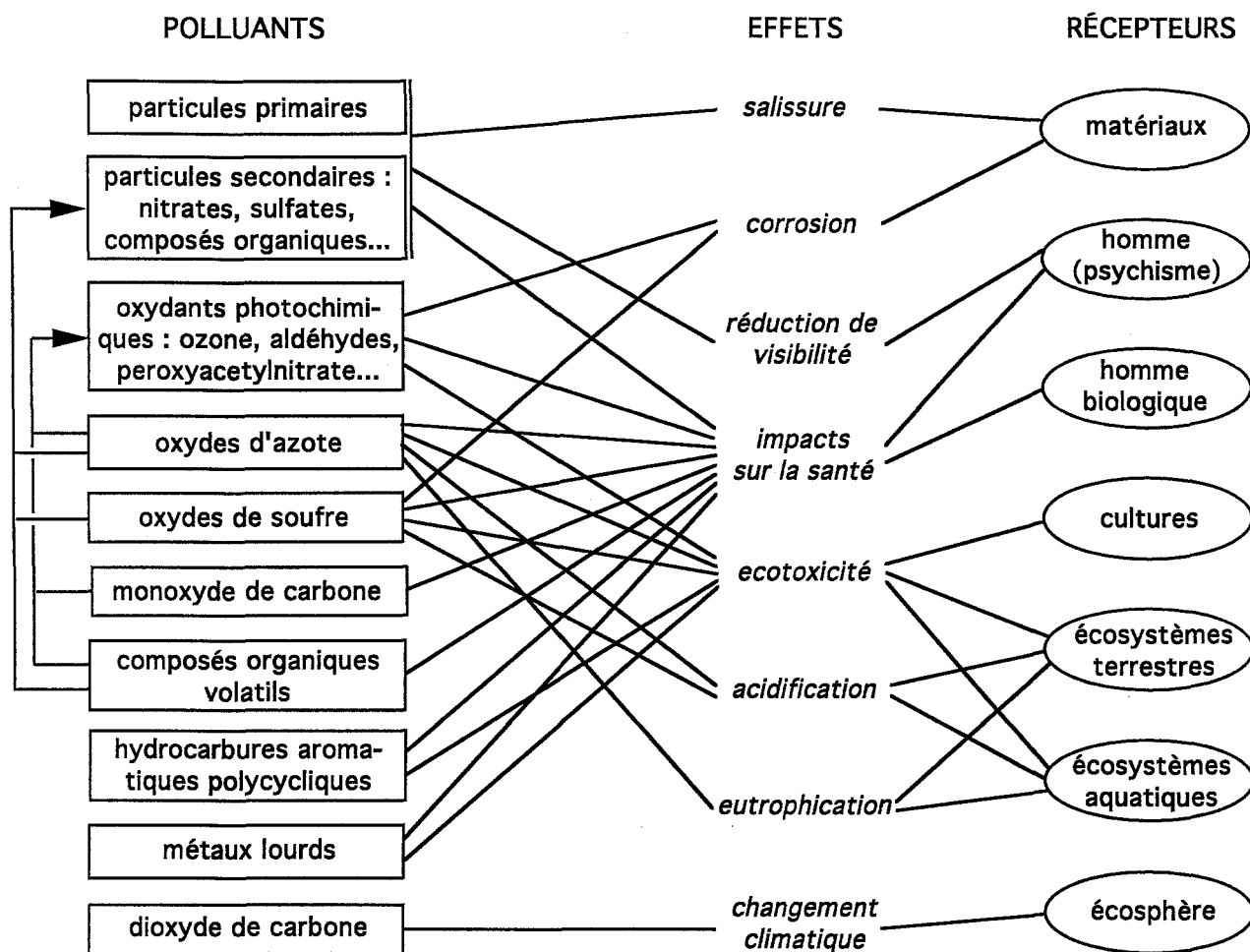


Figure 2 : Exemples d'effets sur différents récepteurs de la pollution atmosphérique des transports
Examples of effects on various receptors of transport air pollution.

3 - Impacts sur la visibilité

La visibilité est la qualité de l'atmosphère qui permet de voir à une plus ou moins grande distance, mais aussi de voir plus ou moins bien des objets proches et d'en apprécier les détails de couleur ou de texture. La visibilité est considérée comme un élément de bien-être.

La pollution atmosphérique réduit la visibilité, par absorption et par diffraction de la lumière. L'absorption est principalement le fait des particules de carbone élémentaire, émises notamment par les moteurs diesels, et de gaz tels que le dioxyde d'azote qui donne à l'atmosphère une couleur brune. La diffraction, qui est le fait des particules fines, est fonction de la taille des particules ; elle est donc en relation avec l'humidité de l'atmosphère, la composition chimique des particules et leur processus de formation. Un modèle simple pollution-visibilité représentatif du contexte américain, figure en Hors-texte 1 ; il conviendrait de le valider dans le contexte européen.

En recourant à des méthodes d'évaluation contingente, c'est à dire en demandant aux gens ce qu'ils consentiraient à payer pour une amélioration de la situation, on a estimé qu'une amélioration de 10% de la visibilité, autrement dit une diminution de 10% du coefficient d'extinction, avait aux États Unis une valeur de l'ordre de 10 \$/habitant/an (Chesnut, 1989). Une difficulté de ce type d'évaluation est de séparer la valeur que le public accorde à la visibilité, comme élément de bien-être, de celle des autres impacts qui y sont mentalement associés, notamment les impacts sur la santé.

CORROSION DES MATÉRIAUX

Augmentation de la vitesse de corrosion d'un échantillon de zinc en fonction des concentrations de différents polluants dans l'air ambiant

$$\Delta V = V - V_{HP} = 0,01 h_{80} [SO_2] [O_3] + 20 p [H^+] \quad (\text{Kucera, 1996})$$

- * V est la vitesse de corrosion de l'échantillon, c'est à dire la perte de masse par unité de surface exposée aux agents extérieurs et par unité de temps ($g/m^2/an$) ; V_{HP} est la vitesse de corrosion du zinc en l'absence de pollution soit $3,6 g/m^2/an$.
- * $[SO_2]$, $[O_3]$ sont les concentrations moyennes de dioxyde de soufre et d'ozone dans l'air ($\mu g/m^3$) ; $[H^+]$ est la concentration moyenne des ions H^+ dans la pluie (mg/l).
- * h_{80} est la fraction du temps où l'humidité de l'air est supérieure à 80% (comprise entre 0 et 1), p est la hauteur de pluie annuelle (m).

SALISSURE

Diminution au cours du temps de la réflectance d'une peinture blanche sur support bois en fonction de la concentration de l'air en particules de carbone élémentaire

$$\Delta R = R_0 - R = R_0 (1 - e^{-0,1 [PCE] T}) \quad (\text{Hamilton, 1992})$$

- * R_0 est la réflectance initiale, R la réflectance au temps T (compté en années).
- * [PCE] est la concentration moyenne de particules de carbone élémentaire dans l'air ($\mu g/m^3$).

VISIBILITÉ

Augmentation du coefficient d'extinction de la lumière en fonction des concentrations de différents polluants dans l'atmosphère (Sisler, 1994)

$$\Delta b = b - b_{HP} = 0,003 \{ [\text{sulfates}] f(H) + [\text{nitrates}] f(H) + [\text{particules organiques}] g(H) \} + 0,012 [\text{carbone élémentaire}] + 0,001 [\text{autres particules}] + 0,33 [NO_2]$$

- * b est le coefficient d'extinction de la lumière, exprimé en km^{-1} ; b_{HP} correspond à la diffraction par les molécules de l'air hors pollution (environ $0,011 km^{-1}$).
- * [sulfates], [nitrates], etc... sont les concentrations (en $\mu g/m^3$) des composants de la pollution particulaire, $[NO_2]$ est la concentration de dioxyde d'azote exprimée en ppm.
- * H est le taux d'humidité, exprimé sous forme fractionnaire (variant entre 0 et 1), f(H) and g(H) sont des facteurs d'humidité ; on a proposé en moyenne sur longue période :
 $f(H) = 4,6 - 15 H + 19 H^2$ et $g(H) = 2,5 - 6 H + 5 H^2$

DOMMAGES AGRICOLES

Diminution du rendement d'une culture de blé en fonction de son exposition à l'ozone

$$\Delta RT = RT_{HP} - RT = 17.10^{-6} RT_{HP} AOT40_{3m} \quad (\text{Fuhrer, 1996})$$

- * RT est le rendement en quintaux par hectare, RT_{HP} est le rendement en l'absence de pollution par l'ozone ;
- * $AOT40_{3m}$ (Accumulated exposure Over Threshold 40 ppb) est la somme des concentrations horaires d'ozone durant les heures de jour au cours des 3 mois de mai à juillet ; ces concentrations ne sont prises en compte que pour la part excédant le niveau de 40 ppb ; l'indice s'exprime en ppb.heure.

Hors-texte 1 : Exemples de fonctions exposition-réponse
Various exposure-response functions

4 - Impacts sur la végétation

De nombreux polluants de l'atmosphère ont des effets dommageables pour la végétation et les écosystèmes. Des niveaux critiques de pollution, c'est à dire des niveaux de concentration au delà desquels de tels effets dommageables sont susceptibles de se manifester, ont été déterminés pour les oxydes d'azote et le dioxyde de soufre (Werner, 1996). On notera que ces niveaux sont inférieurs à ceux qui sont supposés protéger la santé humaine :

NO_x (en éq. NO₂) : niveau critique 30 µg/m³ (moyenne annuelle) et 95 µg/m³ (moyenne sur 4 h.).

SO₂ : niveau critique variant suivant le type de végétation, entre 10 µg/m³ pour les lichens et 30 µg/m³ pour les espèces cultivées (moyenne annuelle).

Les concentrations observées dans de nombreuses zones urbaines ou industrielles sont supérieures à ces niveaux, mais les concentrations dans les régions rurales leur sont généralement inférieures.

En revanche une grande partie de l'Europe, y compris en zone agricole ou naturelle, est exposée à des concentrations d'ozone dans l'air ambiant trop élevées. Le transport routier est à l'origine d'une large part des précurseurs de l'ozone - il représente 50% des émissions d'oxyde d'azote, 45% des émissions de composés organiques volatils en Europe en 1990 - et il est le premier responsable de ces concentrations excessives d'ozone (cf. Figure 3).

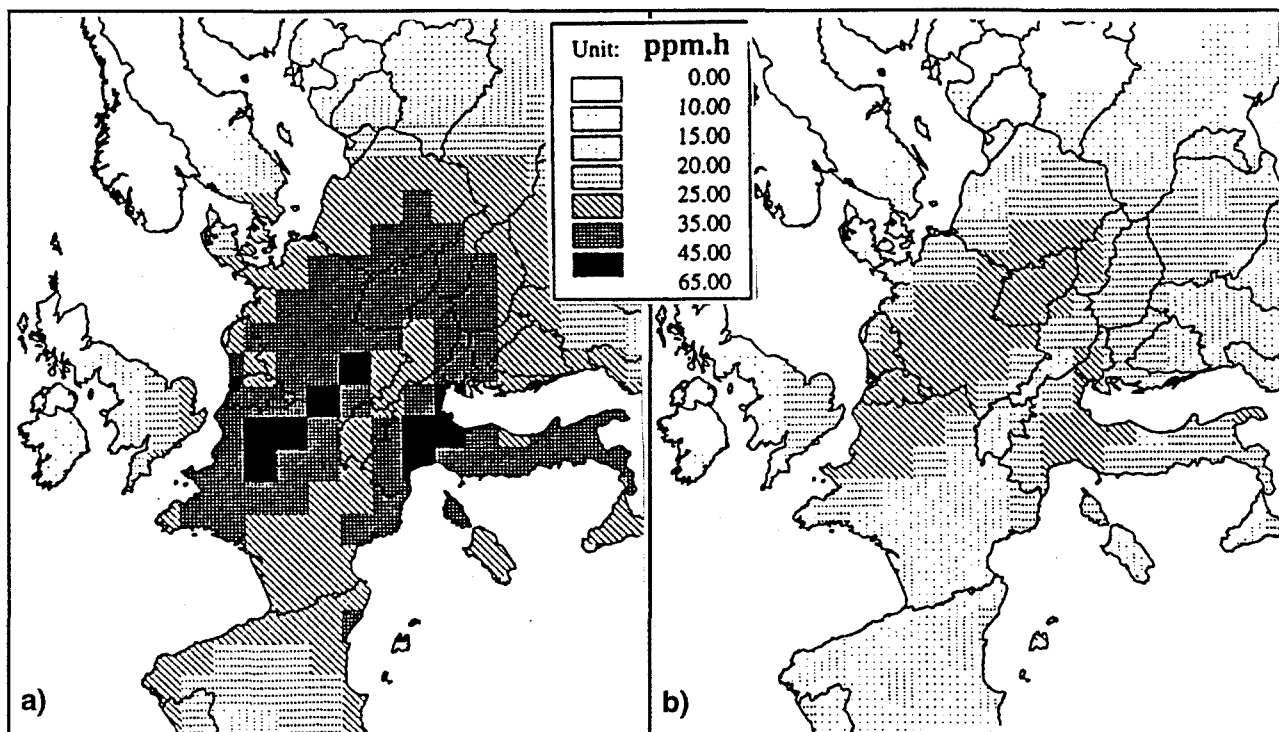


Figure 3 : a) résultats d'une modélisation des niveaux d'exposition à l'ozone en Europe en 1990
b) niveaux calculés hors émissions de NO_x et de COV des transports routiers
a) modelization results of ozone exposure levels in Europe in the year 1990
b) calculated levels - emissions from road transport excluded

Légende : L'exposition est mesurée par l'indice AOT40_{6m}, somme des concentrations horaires d'ozone excédant 40 ppb durant les 6 mois de végétation des forêts, et exprimée en ppm-heures ; un niveau supérieur à 10 ppm-h est considéré comme impliquant un risque pour les forêts.

Source : IIASA (J. Cofala et al., 1995)- estimation provisoire.

Les effets de l'ozone sur la végétation sont étudiés en procédant à des expérimentations sur des cultures témoins dans des chambres à ciel ouvert exposées à une concentration contrôlée de polluant. On mesure la diminution du rendement de récolte en fonction de l'exposition à l'ozone (cf. Hors-texte 1).

Si les expériences de laboratoire étaient directement transposables aux cultures de plein champ, on pourrait en déduire que la pollution par l'ozone implique des pertes de rendement en blé supérieures à 10% sur une large partie de l'Europe. En fait, les évaluations de l'impact de l'ozone sur la végétation sont encore très grossières. L'environnement artificiel que constituent les

chambres à ciel ouvert n'est pas toujours représentatif des conditions réelles, notamment hydriques, auxquelles sont soumises des cultures de plein champ non irriguées ce qui pourrait conduire à une certaine surestimation de l'impact. Par ailleurs la sensibilité à l'ozone varie suivant les espèces végétales et les variétés au sein de chaque espèce ; or les expérimentations ne couvrent que quelques unes des espèces cultivées. Enfin, étant donné que la production secondaire d'ozone dépend de la météorologie (ensoleillement, températures), l'ampleur de l'impact diffère suivant les années, .

L'impact de l'ozone sur les cultures peut être valorisé en termes monétaires en multipliant, pour chaque production, la perte de production en tonnes par le prix de la tonne. Dans la mesure où les prix observés en Europe, dépendant étroitement des politiques agricoles, représentent mal les réalités économiques, on peut se référer aux prix des produits sur le marché international.

On notera toutefois que ce mode d'évaluation ne saisit qu'une partie de l'impact. En matière agricole comme en matière de dommages aux matériaux, les agents économiques adaptent leur comportement à la situation créée par la pollution : dans un cas ils auront recours à des matériaux résistant mieux à la pollution mais peut-être plus coûteux, dans l'autre ils privilégieront, éventuellement sans en avoir conscience, des cultures peu sensibles à l'ozone même si elles sont moins intéressantes à d'autres égards. De tels effets sont difficiles à valoriser.

5 - Impacts sur la santé

On sait depuis longtemps que la pollution atmosphérique a un impact sur la santé publique lorsque les concentrations de certains polluants atteignent des niveaux élevés. Les résultats récents de la recherche épidémiologique donnent à penser que, même à des niveaux de concentrations couramment observés, il existe un impact mesurable de la pollution sur la santé humaine.

Quantification physique des impacts sur la santé

Des études importantes, aux États Unis et plus récemment en Europe (Projet APHEA), ont été réalisées dans différents contextes climatiques et sociaux, avec des structures de pollution diverses. L'analyse des données fait apparaître avec constance l'existence d'une relation statistique entre les concentrations atmosphériques de certains polluants dans une région un jour donné et les valeurs au cours des jours suivants de divers indicateurs : nombre de décès, nombre d'admissions en service hospitalier, prévalence de certains symptômes respiratoires, valeurs moyennes pour la population des paramètres de la fonction pulmonaire... Des exemples de telles relations figurent en Hors-texte 2. Ces relations sont souvent linéaires, sans qu'on puisse mettre en évidence, dans la plage des niveaux de pollution observés, de seuil au dessous duquel les variations de pollution n'auraient plus d'effet.

De telles relations doivent être considérées avec prudence. L'observation d'une relation statistique entre deux variables ne signifie pas qu'il existe entre elles un lien direct de causalité. Il se peut par exemple qu'une troisième variable influe sur chacune des deux premières et explique la corrélation observée. Ainsi, on sait que la mortalité comme le niveau de pollution varient en fonction du cycle hebdomadaire, du cycle des saisons, de la météorologie... La relation statistique que l'on observe entre pollution et santé peut dépendre de la façon dont on procède à la correction de ces variations saisonnières et autres influences. On constate, en tout état de cause, que les valeurs numériques des coefficients caractérisant ces relations statistiques varient sensiblement d'un site et d'une étude à l'autre.

Si la convergence de nombreuses études semble indiquer une influence de la pollution sur la santé, les analyses épidémiologiques ne permettent pas d'identifier précisément quels constituants ou caractéristiques de la pollution sont les véritables déterminants de son impact. Ces analyses ont tout d'abord pour limite de ne pouvoir considérer que les paramètres de pollution qui font l'objet de mesures de routine sur longue période. En outre, les variations de ces paramètres étant elles-mêmes généralement corrélées, il est souvent difficile de discerner l'influence respective de chacun. Différentes études convergent toutefois dans l'importance attribuée à la pollution particulaire et notamment aux particules fines.

Les analyses évoquées ci-dessus s'efforcent d'évaluer un effet aigu, c'est à dire un impact immédiat des variations du niveau de pollution atmosphérique. D'autres études donnent à penser que cet effet aigu n'est que la partie la plus visible de l'iceberg et que l'effet chronique, c'est à dire l'impact d'une exposition sur longue période à la pollution, notamment particulaire, pourrait être sensiblement plus élevé (Pope, 1995). La quantification de la nocivité chronique de la pollution pose des problèmes plus difficiles encore que celle de la nocivité aiguë. Qu'il s'agisse d'impacts aigus ou chroniques, les relations statistiques de l'épidémiologie n'ont pas le caractère

expérimental des fonctions exposition-réponse concernant les matériaux ou les cultures. Leur faire jouer ce rôle est faire une hypothèse qui relève en quelque sorte du principe de précaution.

MORTALITÉ

Exemples de relations statistiques observées entre le taux de mortalité sur courte période d'une population et les concentrations de particules et de dioxyde de soufre dans l'air ambiant

$$\begin{aligned}\Delta M_P &= M_P - M_{HP} = 0,6 \cdot 10^{-3} M_{HP} [PM_{10}] \\ \Delta M_S &= M_S - M_{HP} = 0,6 \cdot 10^{-3} M_{HP} [SO_2]\end{aligned}\quad (\text{WHO, 1996})$$

- * M_P et M_S sont les taux de mortalité observés sur courte période en présence de pollution particulaire ou soufrée, M_{HP} est le taux de mortalité en l'absence de pollution.
- * $[PM_{10}]$ est la concentration moyenne de l'air en particules de dimension inférieure à 10 μm , $[SO_2]$ est la concentration en dioxyde de soufre ($\mu g/m^3$).
- * les coefficients de régression varient suivant les études dans une fourchette de 0,3 à 1,5. 10^{-3}

MORBIDITÉ

Exemples de relations statistiques observées entre des indicateurs de morbidité d'une population et les concentrations de particules et d'ozone dans l'air ambiant

$$\begin{aligned}\Delta JAR &= 0,14 [PM_{10}] && (\text{Ostro, 1989}) \\ \Delta JG &= 0,15 [O_3] && (\text{Krupnick, 1990})\end{aligned}$$

- * une journée à activité réduite JAR est une journée où un individu est contraint à restreindre son activité pour raison de santé (absence au travail, à l'école, etc...) ; ΔJAR est l'accroissement du nombre de journées à activité réduite pour 1000 habitants pour un jour où la concentration moyenne de l'air en particules est $[PM_{10}]$ ($\mu g/m^3$).
- * une journée de gêne JG est une journée où un individu éprouve au moins un symptôme d'une liste comprenant 19 symptômes respiratoires ainsi que l'irritation oculaire et le mal de tête ; ΔJG est l'accroissement du nombre de journées de gêne pour 1000 habitants pour un jour où la concentration horaire maximale d'ozone est $[O_3]$ (ppb).

Hors-texte 2 : Quelques exemples de résultats d'analyses épidémiologiques *Some examples of results of epidemiologic studies*

Évaluation monétaire des impacts sur la santé

L'homme étant à la fois facteur de production et arbitre de la valeur de toute chose, l'impact sur la santé humaine est un poste majeur de la valorisation monétaire des impacts de la pollution. C'est aussi un poste dont l'évaluation peut varier de manière importante suivant le point de vue adopté.

Du point de vue de la macro-économie classique, on évaluera le coût économique de la pollution pour la collectivité. L'impact de la morbidité comprend alors deux composantes : les dépenses de santé et les pertes de productivité dues à la maladie. Pour chaque type d'incident de santé dont la fréquence est quantifiable par une fonction exposition-réponse, on s'efforce d'estimer le coût moyen des soins et les pertes de productivité. Une étude de ce type a été menée en Norvège. Elle a estimé à l'aide d'un modèle d'équilibre généralisé l'impact final sur le Produit National Brut de la variation de la morbidité. Elle conclut à un coût marginal de l'impact sur la santé de la pollution particulaire des transports routiers à Oslo de l'ordre de 0,06 à 0,24 F/litre d'essence et 1,8 à 3,3 F/litre de gazole (Rosendahl, 1996).

Du point de vue de l'économie du bien-être, on cherche à évaluer une composante supplémentaire : la perte d' "utilité" correspondant au détriment psychologique ou à la souffrance des personnes atteintes par la maladie et des tiers (le *pretium doloris*). On recourt pour ce faire à l'évaluation contingente qui s'efforce de saisir le consentement à payer des individus pour éviter tel ou tel type d'affection. Ce consentement à payer est difficile à appréhender ; il intègre pour partie les autres composantes du coût dans la mesure où l'individu supporte certaines dépenses de soins médicaux ou une contrepartie des pertes de productivité.

Dans le cadre du projet ExternE, la monétarisation des impacts sur la morbidité s'appuie sur des évaluations nord-américaines qui mixent coût économique et consentement à payer pour éviter divers incidents de santé. On monétarise également les impacts sur la mortalité. Cette monétarisation de la mortalité prenait en compte jusqu'à présent une "valeur de la vie statistique" (VVS), identique quels que soient l'âge et la cause du décès, estimée à partir d'études du consentement à payer - ou à recevoir - pour une modification du risque de décès. Les études

françaises conduisaient d'ailleurs à une VVS sensiblement inférieure à la valeur retenue pour d'autres études européennes : 5,5 contre environ 20 millions de FF (Desaigues, 1995). On s'oriente désormais vers une approche valorisant l'année de vie perdue ce qui permet de mieux distinguer la gravité des conséquences de différents types d'impacts sur la santé.

Conclusion

La science ne saisit qu'une partie des effets directs et indirects que l'utilisation d'énergie par les transports induit sur l'environnement et les effets actuellement quantifiables ne sont peut être pas les plus importants. La monétarisation de certains effets ne saurait résumer l'ensemble des points de vue qui doivent être considérés en matière de gestion de l'environnement et de développement durable.

De telles évaluations des externalités liées aux transports peuvent cependant fournir un éclairage intéressant pour l'élaboration des politiques et étayer certains choix. Exprimant une vision opérationnelle de l'environnement, s'appuyant sur des travaux d'analyse de système et de modélisation qui sont utiles en tout état de cause, elles ont le mérite d'inciter à un effort de pluridisciplinarité, de synthèse et de transparence. Dans la mesure même où elles mettent en évidence les limites de la connaissance, de telles études devraient stimuler la recherche en environnement.

Remerciements

Les auteurs ont bénéficié pour leur travail de nombreux échanges d'une part avec les équipes participant au projet ExternE Transport, d'autre part avec celles oeuvrant dans les instances de la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière. Ils les en remercient. Ils expriment leur reconnaissance à la Direction Générale Science, Recherche et Développement de la Commission Européenne pour le soutien financier accordé dans le cadre du programme de RTD Énergie non nucléaire.

Références

- Chesnut L. G. and Rowe R. (1989) : Economic measures of the impacts of air pollution on health and visibility, in *Air pollution tolls on forests and crops*, Yale University Press, New haven, pp 316-342.
- Cofala J., Heyes C., Klimont Z., Schöpp W. and Amann M. (1995) : The contribution of the transport sector to the achievement of critical loads and critical levels in Europe, IIASA, Laxenburg, Austria, 38p.
- Desaigues B. and Rabl A. (1995) : Reference values for human life : an econometric analysis of a contingent valuation in France. in Schwab N., Soguel N. : *Contingent Valuation, Transport Safety and Value of Life*, Kluwer, Boston, pp.25
- European Commission, DG XII (1995) : *ExternE Externalities of Energy*, Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, 8 vol.
- Fuhrer J. (1996) : The critical level for effects of ozone on crops, and the transfer to mapping, Swiss Federal Research Station for Agroecology and Agriculture, Liebefeld-Bern, Suisse, 10p .
- Glomsrød S., Godal O., Henriksen J. F., Haagenrud S. E. and Skancke T. (1996) : Air pollution, impacts and values ; corrosion costs of buildings, materials and cars in Norway, SFT, Oslo, 54p..
- Hamilton R. S. (1992) : The soiling of materials in the ambient atmosphere, *Atm. Env.*, Vol. 26A, N°18, p 3291-3296.
- Krupnick A. J., Harrington W. and Ostro B. (1990) : Ambient ozone and acute health effects : evidence from daily data, *J Environ Econ Manage* ; 18 : 1 - 18.
- Kucera V. (1996) : Effects of nitrogen pollutants and ozone on damage to materials, Swedish Corrosion Institute, Stockholm, Suède, 18p.
- Ostro B. D. and Rothschild S. (1989) : Air pollution and acute respiratory morbidity : an observational study of multiple pollutants, *Environmental Research* 50 : 238-247.
- Pope C. A. III, Thun M. J., Namboodiri M. M., Dockery D. W. et al. (1995) : Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults, *Am J Respir Crit Care Med* 1995 ; 151, p 669-74.
- Rosendahl K. E. (1996) : Health effects of air pollution and effects on economic activity, provisional paper to appear in the series Reports, Statistics Norway, Oslo.
- Sisler J. F. (1994) : The relative importance of soluble aerosols to spatial and seasonal trends of impaired visibility in the United States, *Atm. Env.*, Vol. 28, N° 5, p 851-862.
- Spadaro J. V., Jourdain E., Rabl A. and Coussy P. (1997) : Coûts externes de la pollution de l'air : étude de cas et résultats préliminaires pour le trajet Paris-Lyon, in *Transports et pollution de l'air*, 4ème Colloque scientifique international, Avignon, France, 9-13 juin 1997, 8p.
- Werner B. (1996) : *Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads*, Umweltbundesamt, Berlin, 144p.
- WHO World Health Organization (1996) : Quantification of health effects related to SO₂, NO₂, O₃ and particulate matter exposure, ed. by Clench-Aas J. and Krzyzanowski M., NILU, Kjeller, Norvège, 142p.